

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

**KÖRNYEZETI LAKOSSÁGI SUGÁRVÉDELMI
TEVÉKENYSÉGEK TERVEZÉSE A DÓZISCSÖKKENTÉS
ÉS OPTIMÁLÁS SZEMPONTJÁBÓL**

Készítette:
KATONA TÜNDE

Témavezető: Dr. Kanyár Béla

**KÉSZÜLT A PANNON EGYETEM
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA KERETÉBEN
A
PANNON EGYETEM RADIOKÉMIA TANSZÉKÉN**

Veszprém, 2006.

KÖRNYEZETI LAKOSSÁGI SUGÁRVÉDELMI TEVÉKENYSÉGEK
TERVEZÉSE A DÓZISCSÖKKENTÉS ÉS OPTIMÁLÁS SZEMPONTJÁBÓL

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Katona Tünde

Készült a Pannon Egyetem Környezettudományi doktori iskolája keretében

Témavezető: Dr. Kanyár Béla

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
(aláírás)

Bíráló neve: igen /nem

.....
(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% - ot ért el

Veszprém,

.....
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDT elnöke

TARTALOMJEGYZÉK

KIVONAT	4
ABSTRACT	5
ZUSAMMENFASSUNG.....	6
BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK.....	7
1. SZAKIRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ	10
1.1. A LAKOSSÁGI SUGÁRTERHELÉS ÖSSZETEVŐI ÉS A DÓZIS PONTOSÍTÁSA	10
1.1.1. <i>A legfontosabb lakossági sugárterhelési összetevő: ²²²Rn</i>	12
1.1.2. <i>A radioaktív hulladéktól kontaminálódó öntözővíz lakossági dózisa</i>	18
1.2. LAKOSSÁGI SUGÁRVÉDELMI TEVÉKENYSÉGEK TERVEZÉSE	23
1.2.1. <i>Környezeti sugárvédelem; optimalás a sugárvédelemben</i>	24
1.2.2. <i>A ²²²Rn-től származó dózis csökkentésének sugárvédelmi eljárásai</i>	32
2. MÓDSZEREK	35
2.1. LAKOSSÁGI SUGÁRVÉDELMI OPTIMÁLÁS PARAMÉTEREI ÉS ALKALMAZÁSUK	35
2.1.1. <i>A lakossági WTP-kérdőív</i>	35
2.1.2. <i>A radontól származó lakótéri sugárterhelés csökkentése költség-optimalási szempontból</i>	37
2.2. MODELLEZÉS, MINT A DÓZISBECSLÉS ÉS DÓZISPONTOSÍTÁS ESZKÖZE	41
2.2.1. <i>A modellezéshez használt MODELMAKER szoftver</i>	44
2.2.2. <i>Modell a radontól származó lakossági inhalációs dózis becsléséhez</i>	45
2.2.3. <i>Modell a kontaminálódott öntözővíz használatából adódó lakossági dózis becsléséhez</i>	52
2.3. MÓDSZERFEJLESZTÉS A ²²² RN LEÁNYELEMENEINEK VIZSGÁLATÁHOZ	58
2.3.1. <i>Leányelem és aeroszol mintavétel, detektálás</i>	59
2.3.2. <i>A mérési eredmények kiértékelési módszere</i>	60
3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	65
3.1. A LAKOSSÁGI WTP-KÉRDŐÍV KIÉRTÉKELÉSE	65
3.1.1. <i>A költség-függvény paraméterei</i>	66
3.2. A RADONTÓL SZÁRMAZÓ DÓZIS ELLENI SUGÁRVÉDELMI TEVÉKENYSÉG TERVEZÉSÉNEK JAVÍTÁSA	74
3.2.1. <i>A radon leányelemek új módszerrel való meghatározásának eredményei</i>	74
3.2.2. <i>A radontól származó lakótéri sugárterhelés csökkentésének költség-haszon elemzése</i>	79
3.3. A KONTAMINÁLÓDOTT ÖNTÖZŐVÍZTŐL SZÁRMAZÓ LAKOSSÁGI DÓZIS BECSLÉSE	87
ÖSSZEFOGLALÁS	97
FELHASZNÁLT IRODALOM.....	103
TÉZISPONTOK.....	110
MELLÉKLET: Lakossági WTP-kérdőív	112
Köszönetnyilvánítás.....	125

KIVONAT

Az értekezés a lakossági sugárvédelem területén elsősorban a sugárterhelés prognosztizálásához, a beavatkozások tervezésének javításához elengedhetetlen eljárásokkal, modellekkel és modellezési eredményekkel kapcsolatos.

A sugárvédelmi beavatkozások tervezéséhez az elsők között történt az optimáláshoz szükséges költség-teljesítmény függvény paramétereinek meghatározása lakossági esetre, egy fizetési hajlandóságra vonatkozó kérdőív adaptálásával. Ennek eredményeként az egységnyi elkerülhető dózistól eredő költségmegtakarítás (α_0), és a dózistól való idegenkedés mértékének kifejezésére alkalmas averziós tényező (a) értékeire hazai viszonyok között a következők adódtak: $\alpha_0 = 2,5 \text{ MFt} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1}$ [$0,5-27 \text{ MFt} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1}$]; $a = 2,51 \pm 0,39$.

Felhasználva a lakossági sugárvédelmi optimálásnál kapott paraméter-értékeket, költség-haszon elemzések segítségével a szerző lakótéri radon koncentrációra vonatkozó lakossági cselekvési szintet származtatott. A származtatás során a védelmi beavatkozás - a radon koncentráció csökkentése - intenzívebb szellőztetéssel történt, mely viszont a fűtési költségek növekedésével járt. A minden áron való radon csökkentés erősen növelné a fűtési költséget, s a tiszta haszon negatív értékű lenne, ezért kellett megtalálni az optimumot, mely a hazai viszonyok között - nemzetközi ajánlással is egybehangzóan - $400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ - nek adódott.

Mivel a radon leányelemeinek egyedi aktivitáskoncentrációja jelentős szerepet játszik a lakosság inhalációs dóziséban, ezért az összes-alfa és összes-béta aktivitások szimultán, időfüggő mérésével, majd a kapott görbék dekomponálásával - a korábbiaktól eltérő módszerrel - becsülte a szerző az egyedi leányelem koncentrációkat, dóziskonponenseket.

A lakossági sugárterhelés egy további lehetséges forrása a radioaktív hulladék, melynek kezelése, elhelyezése során elengedhetetlen a radionuklidok mozgásának prognosztizálása, modellek alkalmazása. Egy NAÜ, majd EU kutatási projekt keretében, a radioaktív hulladékból is kikerülhető nuklidokkal szennyezett öntözővíz használatából eredő dóziszárulékok becslése történt, négy más európai munkacsoport eredményeivel összehasonlítva. A vizsgált 10 nuklidnál a domináns besugárzási útvonal az ivóvíz és az öntözött zöldség fogyasztása volt. A bizonytalansági elemzések szerint a talaj megoszlási hányadosa (K_d) lényeges szerepet játszik a hosszúidejű szennyeződés kialakulásában.

ABSTRACT

of PhD dissertation titled:

Planning of environmental radiation protection actions with regard to dose reduction and dose optimization

The dissertation deals with procedures and models predicting radiation exposure and developing intervention actions in the field of public radiation protection.

Parameters of the cost-benefit equation were determined by the method of Willingness To Pay adopted to the public in Hungary. These values got for the monetary value of the averted dose: $\alpha_0 = 2.5 \text{ MFt} \cdot (\text{person} \cdot \text{Sv})^{-1}$, and for the aversion coefficient: $a = 2.51 \pm 0.39$. Applying these values - to optimize in practice - the optimal radon concentration were determined in dwellings and resulted $400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ taking into consideration the cost of heating and the benefit of the averted inhalation dose. A new method for determining the individual activities of the short-lived radon daughters in air was developed which provides an alternative to other ones and can be a better choice for some special conditions. Taking part in an international EU research project specific biosphere model was developed to assess the hypothetical contamination of certain pathways and the dose to individuals, following contamination of well water. Ingestion of drinking water, fruit and vegetables contaminated by various radionuclides from waste disposal site were found to be among the most important pathways for almost all studied radionuclide.

ZUSAMMENFASSUNG

der Dissertation:

Planung des Umweltstrahlungsschutzes für Reduzierung und Optimierung der Bestrahlungsdosen

Das Thema der Dissertation geht um die Verfahren und Modelle die zur Berechnung der Strahlungsexposition und zur Verbesserung die Strahlungsschutzmaßnahmen unter im Kreise der Bevölkerung geeignet sind.

Die Parametern der Kosten-Vorteilgleichung wurden bestimmt: (i) Kostenersparnis durch vermeidbaren Dosen, $\alpha_0 = 2,5 \text{ MFt} \cdot (\text{Person} \cdot \text{Sv})^{-1}$, (ii) Aversionkoeffizient: $a = 2,51 \pm 0,39$. Die optimale Radonkonzentration in Wohnungszimmern – $400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ – wurden mit Hilfe der Obergenannten Parametern bestimmt. Zur Berechnung wurden auch die Heizungskosten und Kostenersparnis durch vermeidbare Dosen angewendet. Eine neue Methode wurde zur Bestimmung der kurzlebigen Tochterelemente des Radons entwickelt, die als eine Alternativmethode verwendet kann. Unter die Rahmen eines EU-Kooperationsprojektes wurden die Bestrahlungsexposition der Bevölkerung in der Umwelt eines Radioaktiv Abfalls seiden durch kontaminiertes Gießwasser berechnet. Die wichtigsten Bestrahlungsquellen waren das Trinkenwasser und die abgossene Gemüse.

BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

A környezeti sugárvédelem tárgya alapvetően a radioaktív sugárzással az embert, a lakosságot érintő egészségkárosító hatás valódi és potenciális meghatározása, megelőzése, illetve mérséklése. Az embert már kezdetektől fogva – kisebb-nagyobb mértékben – mindig és mindenhol éri a természetben jelenlévő és éves átlagban 20-30 %-kal – de esetenként akár többszörösen is – ingadozó intenzitású ionizáló sugárzás. Ezért nem arra kell törekednünk, hogy nullára csökkentsük a sugárzás dóziszjárulékát, hanem arra, hogy megtaláljuk és fenntartsuk az ésszerűen elérhető legkisebb sugárterhelést (azaz az optimumot); szem előtt tartva az ionizáló sugárzások alkalmazásának előnyeit és káros hatásait egyaránt. A sugárvédelmi szabályozások ezért bizonyos kompromisszumot jelentenek: tükrözik a technikai-társadalmi fejlettség szintjét és a nemzeti gazdasági viszonyokat.

A sugárvédelmi optimálás konkrét alkalmazása esetén számszerűen meghatározható mennyiségekkel kell operálni, pl. a beavatkozással elkerülhető sugárterhelést pénzben kifejezni, ahhoz, hogy a beavatkozás hasznát jellemezhesük. Korábban idegenkedtek attól, hogy a sugárvédelemben, sugáregészségügyben - ahol emberek egészségének megóvása, az esetleges egészségártalom csökkentése a legfontosabb feladat - az egészségkárosodást, ill. annak kockázatát költségekkel mérlegeljék (igaz a munkahelyi sugár-veszélyességi pótlék csírájában hasonlót fejez ki). Ennek kérdése manapság mindjobban előtérbe kerül, azaz az optimálásnál a kvalitatív megfogalmazások mellett (mely a megfelelő dóziscsökkentő beavatkozás választását jelenti) a kvantitatív kapcsolatok meghatározása és alkalmazása (például az egészségkárosodás pénzbeli értékelése vagy egy adott beavatkozás mértéke) egyre fontosabb lesz. Ez képezi a sugárvédelmi optimálás alkalmazásának alapjait, és ez határozza meg bevezethetőségét a gyakorlatban. Az adott szituáció vizsgálata, értékelése során a költség-haszon elemzés, a dóziselkerüléshez szükséges költségráfordítás, esetenként a személyes kompenzáció mértékét igen sok, és ma még csak bizonytalanul ismert tényező befolyásolja. Ezek között szerepel – az anyagi haszon mellett – az érintett dolgozó, ill. a lakosság hozzáállása a magasabb dózissal járó nagyobb egészségkárosító kockázat elviseléséhez, bizalma a szakemberek és közéleti vezetők tájékoztatásában, korábbi tapasztalatok hasonló kérdésekben, családi tragédiák, munkalehetőségek bővülése ill. elvesztése stb.

Általában a sugárvédelmi - különösképpen a környezeti sugárvédelmi - mérések, majd becslések során a sugárterhelés, a dóziszjárulék meghatározása rendszerint a fizikában, kémiában megszokott ingadozásoknál, hibáknál csak nagyobb bizonytalansággal lehetséges. Különösen nagy bizonytalanságot tartalmaz az élő szervezet károsodásának mértékére használt dózismennyiségek, mint az egyenérték dózis, effektív dózis stb. meghatározása, többek közt a bennük szereplő sugárzási és szöveti súlyozó tényezők hibája miatt. Ezért az optimálás esetén is figyelembe kell venni a dózisértékek és így az eredmények bizonytalanságát. Részben ennek következménye, hogy az optimálás gyakorlati bevezetése, eredményeinek alkalmazása számos esetben nem ad értékelhető eredményt, s megfelelő hatékonyság csak akkor érhető el, ha részleteiben is minél pontosabban ismerjük a vizsgált jelenségeket, paramétereiket. A jelenségek pontosabb megismerése és az alkalmazott paraméterek ingadozásának csökkenése javíthatja az optimálás alkalmazásának lehetőségeit, így a módszerek kutatása, fejlesztése és kipróbálása mégsem hiábavaló munka.

A sugárvédelmi tevékenységek tervezése során az első lépés mindig a meglévő, vagy esetlegesen kialakuló dózis meghatározása minél pontosabban, tehát a tervezések javításának első lépése a dózis pontos ill. a korábbinál pontosabb meghatározása. Ennek egy eszköze a meglévő mérési módszerek fejlesztése, a lezajló folyamatok további vizsgálata a már közölt módszerek kritikus szemléletével. A kísérleti módszerek mellett a tervezés másik eszköze a számítógépes modellezés, szimulációs előrejelzés, amivel - a környezetben előforduló kis mennyiségek miatt - a mérés számára hozzáférhetetlen mennyiségek is meghatározhatók, hosszútávú prognózisok készíthetők, melyek általában megfigyeléssel, méréssel meghatározott adatokra épülnek. Ha a dózisbecslés megtörtént, következhet az *optimálás*, mint a tervezés következő lépése, hiszen nem az a cél, hogy mindenáron a legkisebbre csökkentsük a dózist, hanem az, hogy ésszerűen alacsony szintre redukáljuk.

A dolgozat újszerűségét adja, hogy benne bemutatásra kerülnek a fenti problémák és – az egyik célkitűzésének megfelelően - egy lehetőséget, eljárást vezet be a sugárvédelmi optimáláshoz szükséges költség-függvény és paramétereinek meghatározására *lakossági* esetre. Ezek az eredmények a hazai és nemzetközi összehasonlításban az elsők között szerepelnek és társadalmi hasznosságuk is jelentős lehet. Az alkalmazott fizetési hajlandóság módszerét lakossági esetre azóta pl. a közlekedésbiztonságban is alkalmazták a hazai kutatók, emellett ma már elhagyhatatlan eleme különböző EU-s pályázatoknak, felméréseknek.

A lakosságot érő természetes sugárterhelés legnagyobb része a radon radioaktív nemesgáztól származik, ezért a lakóterek radonszintjének meghatározása, csökkentése, illetve optimalása fontos eleme a lakossági sugárvédelmi tevékenységek tervezésének. A radon zárt terekben, pl. lakásokban feldúsulhat; az építőanyagtól és más lakókörnyezeti jellemzőktől függően értéke elérhet extrém nagy: $1000-2000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ aktivitáskoncentrációt, melyek többszörösen túllépi a lakásokra nemzetközileg ajánlott $200-600 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ határértéket. Hazai jogszabályi korlátozás a radon lakótéri koncentrációjára jelenleg nincs, ennek ellenére indokolt kutatni a fent említett sugárzási viszonyok esetén a radon-koncentráció csökkentésére alkalmas beavatkozásokat, köztük a beavatkozások költség-haszon elemzését, az optimális viszonyokat. A célkitűzéseim között szerepelt a lakótéri szellőztetés, mint a legegyszerűbb, radontól származó inhalációs dózist csökkentő eljárás vizsgálata, az elhárított inhalációs dózis és a szellőztetéssel járó fűtési költség növekedésének összehasonlításával.

Célul tűztem ki, hogy újabb módszerekkel, illetve a meglévő módszerek továbbfejlesztésével, javításával a radontól, mint a legjelentősebb lakossági sugárterhelést adó nuklidtól származó inhalációs dózis pontosításához új eszközt adjak, hogy így a sugárzások hatásai elleni védekezés tervezése javíthatóvá váljon. A radonnal kapcsolatos elemzések során tapasztaltam, hogy a radon és leányelemei inhalációs dózisegyütthatójának értéke csak igen nagy bizonytalansággal ismert, számos helyi tényező befolyásolja, többek közt a levegő aeroszol tartalma, esetleg az aeroszol részecskeméret szerinti eloszlása, ill. a különböző leányelemek (^{218}Po , ^{214}Pb stb.) kötődése az aeroszol részecskékhez. Céljaim között szerepelt a bizonytalanságok forrásainak jobb megismerése érdekében kísérletileg is vizsgálni az aeroszolhoz kötött rövid élettartamú leányelemeket. A különböző méretű aeroszol részecskék eltérő mértékben deponálódnak a tüdőben, és ha ehhez még hozzájárul az is, hogy a részecskékhez a leányelemek esetleg egymástól eltérő mértékben kötődnek, akkor az átlagosnak, globálisnak tekinthető és rendszerint használt dózisegyüttható a látszólag azonos környezeti viszonyok közt is akár egy nagyságrendben ingadozhat.

A munkám során - nemzetközi projekt keretében - cél volt egy kisebb horderejű, de fontos sugárterhelési összetevő, a radioaktív hulladéktól kontaminálódott öntözővíz használatából eredő lakossági dózis becslése is. Ez egy EU kutatási projekt témája volt, melyben a VE (jelenleg PE) Radiokémia Tanszékének munkacsoportja egy ellenőrzött modellel vett részt.

1. SZAKIRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ

1.1. A lakossági sugárterhelés összetevői és a dózis pontosítása

A természetes forrásokból eredő sugárterheléssel kapcsolatos elemzések szerepe az utóbbi évtizedekben felértékelődött. A korábbinál pontosabb dózisbecslések igénye merült fel, például azért, mert a dózis idő- és helyfüggése is erősen változó. A mesterséges magreakciók felfedezésével, az atomerőművek elterjedésével, stb. a mesterségesen előállított radionuklidok száma, környezeti megjelenésük valószínűsége megnőtt. Egyes esetekben megkülönböztetjük a technológiai sugárterheléseket, melyek természetes radionuklidoktól származnak, de az ember kiszélesedett mozgástere, lakókörnyezetének, életkörülményeinek átalakulása révén növelik a természetes eredetű járulékot [UNSCEAR (2000)].

A lakossági sugárterhelés nagyobb hányada a *természetes eredetű* forrásokból származik. Ennek egyik részét képezi a világegyetemből származó kozmikus sugárzás, melynek hatására ma is állandóan keletkeznek kozmogén radioizotópok. A sugárterhelés másik része pedig már a Föld kialakulása óta jelenlévő, máig le nem bomlott teresztriális vagy primordiális radioizotóptól származik. A kozmikus és a teresztriális eredetű külső sugárzás mellett a háttérsugárzás összetevője a légzés és táplálkozás útján a szervezetbe került hosszú felezési idejű radionuklidok okozta belső sugárterhelés [ICRP (1991)]. Külön tárgyalást igényel a radon leánytermékeitől származó sugárterhelés, hiszen ez adja a természetes eredetű dózis legjelentősebb részét [ICRP (1987); UNSCEAR (2000)].

Mesterséges eredetű sugárterhelés 1896 óta éri az emberiséget, forrásai közül a legismertebbek a működő atomerőművek – beleértve az egész nukleáris fűtőanyag ciklust -, az atomfegyver kísérletek, de ide tartoznak a radioizotópok előállítása, felhasználása, és a lakosság mesterséges eredetű dózisterhelésének általában több mint felét kitevő orvosi alkalmazások. A radioaktív anyagokkal végzett műveletek során – így a nyitott és zárt sugárforrások gyártása és felhasználása során, valamint a nukleáris energiaciklus valamennyi fázisában - rendszerint radioaktív hulladékok is keletkeznek. A radioaktív hulladékot szilárd

halmazállapotban, nem vízdoldható formában és minél kisebb térfogatban kell ideiglenesen vagy végleges elhelyezni. A többszörös biztonsági tervezés ellenére fel kell készülni arra is, hogy a lerakott hulladékból mégis kikerül radionuklid a környezetbe; egy ilyen esetet vizsgálok dolgozatomban is, nevezetesen a radioaktív hulladéktól hipotetikusán kontaminálódó öntözővíztől származó sugárterhelést.

Meg kell jegyezni a fent említett források bármelyikénél előforduló, de jelentőségénél fogva külön tárgyalandó sugár- és nukleáris baleseteket, melyek a nagy kiterjedésű hatásaik miatt jelentős környezetvédelmi problémát okozhatnak, de ezekkel dolgozatomban nem foglalkozom. A felsorolt sugárterhelési összetevőktől származó dózisek összehasonlítása látható az *1.1. táblázatban* [Kanyár (2004)].

1.1. táblázat: Az ionizáló forrásoktól származó, felnőttekre vonatkozó éves effektív dózis átlagértékei (a mesterséges források jelenleg közép-európai területre vonatkoznak)

Komponens	Éves effektív dózis (mSv)
<i>Természetes forrás</i>	
- kozmikus sugárzás	0,38
- kozmogén radionuklidok	0,01
- terreztriális sugárzás, külső	0,46
- terreztriális sugárzás, belső (kivéve Rn)	0,23
- belső sugárzás Rn-től és leányelemeitől (belégzés)	1,30
Összes természetes	2,4
<i>Mesterséges forrás (Közép-Európa)</i>	
- atomenergia	< 0,01
- orvosi alkalmazás	~ 1,50
- kutatási, oktatási, stb. alkalmazás	< 0,01
- atomfegyver kísérletek	< 0,01
- nukleáris baleset (Csernobil hatása)	< 0,02
Összes mesterséges	~ 1,55
Mindösszesen	~ 4,0

Újabb és újabb módszerekkel, illetve a meglévő módszerek továbbfejlesztésével, javításával a mért vagy számolt dózis pontosítható, és így a radioaktív sugárzás hatásai elleni védekezés tervezése javítható. Dolgozatomban a következő két részfejezetben bemutatásra kerülő sugárterhelési összetevők: a radon, valamint a kontaminálódott öntözővíz tekintetében mutatom be a dózisbecslést, -pontosítást, és az eredményekre épülő sugárvédelmi tervezést.

A radon esetében a dózis pontosításának kétféle lehetséges módszerét is alkalmaztam: egyrészt kísérleti eljárást (a leányelemei aktivitásának meghatározására), másrészt számítógépes modellezést (lakótéri koncentrációjának szimulációjára). A radioaktív hulladéktól hipotetikusán kontaminálódó öntözővíz használatából adódó lakossági többletterhelés vizsgálata pedig egy nemzetközi munka keretében zajlott, ahol a módszer szintén számítógépes modellezés volt, amivel hosszútávú előrejelzések készültek.

1.1.1. A legfontosabb lakossági sugárterhelési összetevő: ^{222}Rn

Az utóbbi évtizedekben számos vizsgálat bebizonyította [Tóth (1983); ICRP (1987); UNSCEAR (2000)], hogy a természetes eredetű sugárterhelés több mint fele a radontól származik. A radonnak tulajdonítható megbetegedésekre már a radon megismerése előtt felfigyeltek. Például a XVI. században szokatlanul magas, tüdőbaj okozta halálozási arányt figyeltek meg a szász Érchegeység északi lejtői alatt elhelyezkedő Schneeberg bányáiban dolgozó fiatal bányászoknál. A betegséget később „schneebergi tüdőbajnak” nevezték. Az 1870-es évek végén Harting és Hesse a betegséget a tüdőrákkal azonosította. 1901-ben felfedezték a radonemanációt, ezt követően a schneebergi bányákban is végeztek radonméréseket. Az eredmények a bányák levegőjében igen magas radon aktivitáskoncentrációt mutattak. A mérések alapján szoros összefüggést tételeztek fel a tüdőmegbetegedések, és a bányákban lévő magas radon-aktivitáskoncentrációjú levegő tartós belégzése között [Köteles (1994); Cothorn (1987)]. A radon hatásának megfigyelése tehát évszázadokkal megelőzte a radon izotópok felfedezését [Atommaglexikon (1963)].

Mivel a radon nemesgáz, így tulajdonságait nem befolyásolják kémiai folyamatok. Koncentrációja erősen függ a geológiai és geofizikai feltételektől éppúgy, mint az atmoszférikus hatásoktól, pl. a barometrikus nyomástól és a csapadékmennyiségtől. Természetes radioaktív bomlási sorozat tagjaként keletkezik a földkéregben anyaeleméből, a rádiumból. Általában, a gránitos kőzetekben viszonylag magas, az üledékes és a metamorf

kőzetekben közepes, a bazaltokban és mészkőben alacsony a rádium átlagos koncentrációja, bár sok szembeszökő kivétel akad [UNSCEAR (2000)]. Keletkezése után a radon egy része emanálódik a kristályrács közötti térbe, majd ez a hányad szabadon mozog a talaj pórusain és a kőzetek repedésein keresztül, végül kiszökik az atmoszférába, melynek mértéke erősen függ a kőzetek repedéseitől, és a talaj átteresztő képességétől.

A természetben előforduló radioaktív bomlási sorok közül háromban (aktíniumsorozat, tórium-sorozat, uránsorozat,) megtalálható a radon egy-egy izotópja (^{219}Rn , ^{220}Rn , ^{222}Rn) [Greenwood (1997)]. A talaj alacsony ^{235}U koncentrációja és a belőle később képződő ^{219}Rn rövid élettartama ($T=3,9$ s) miatt kevés exhalálódik a felszíni levegőbe ezért e radon-izotóp dóziszáruléka gyakorlatilag elhanyagolható. A ^{220}Rn ugyancsak rövid élettartamú ($T=55,6$ s) és csak magas ^{232}Th koncentráció esetén eredményez jelentősebb dózist. Nem így a ^{222}Rn , ugyanis a radongáz 3,82 napos élettartama alatt, különösen laza talaj esetén, akár 1-2 méter mélységből is kiáramolhat pusztán diffúzióval [Khan (1997)]. Nemesgáz lévén vegyületet nem alkot, és így a levegőbe, az ember közvetlen közelébe kerül bomlástermékeivel együtt. A radon a talajból a légtérbe kerül, és szabadban rendkívül gyorsan felhígul az alsó 300-400 méter légrétegben, zárt terekben azonban feldúsul.

A lakóterekben megjelenő radon elsődleges forrása is a talaj. A padlón, vagy a repedésein keresztül részben diffúzióval, de leginkább nyomáskülönbség hatására áramlik be. Bizonyos esetekben nem elhanyagolható a magas rádiumkoncentrációjú építőanyagokban keletkezett radon légtérbe jutása sem. Vízben jól oldódik, egy része keverés vagy melegítés során kijut a vízből, emellett a földgázban jelenlévő radon a földgáz elégetése során kikerülhet nagyobb mennyiségben.

A radon rövid életű leányelemei

A dózis szempontjából nem is annyira a radonnak, mint inkább a leányelemeinek van jelentősége. Ugyanis a belélegzett radon legnagyobb részét ki is lélegezzük, csak egy kis rész kerül a véráramba, majd a különböző szövetekbe. A ^{222}Rn leányelemeit két csoportra oszthatjuk: rövid-életű (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po) és hosszú-életű (^{210}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi) leányelemekre. Mivel az első csoport leghosszabb életű elemének felezési ideje kevesebb, mint 27 perc, ezért az egész sor bomlása lejátsszódik, mielőtt a kiürülési folyamat kimosná őket az emberi szervezetből. A hosszú-életű ^{222}Rn leányelemek hozzájárulása a tüdődózishoz viszonylag kicsi, mert a csoport első nuklidjának, a ^{210}Pb -nek nagyon hosszú a felezési ideje (22,3 év) így tulajdonképpen eltávozik a testből még bomlása előtt.

A ^{222}Rn rövid-életű bomlástermékei hozzákötődnek a levegő *aeroszol részecskéihez*. Belélegezve ezek a részecskék megkötődhetnek a légzőszervek szöveteiben, elsősorban a tüdőben, és ott elbomolva nagy valószínűséggel megnövelik a tüdőrák fellépésének kockázatát. A levegőben lezajló molekuláris folyamatok során a ^{222}Rn -ből α -bomlással keletkező ^{218}Po kezdetben szabad ion, ami szinte azonnal egyesül vízmolekulákkal vagy nyomgázokkal, 0,5-20 nm átmérőjű molekula-klasztereket alkotva [UNSCEAR (2000)]. Az iont és a klasztert általában szabad vagy nem kötött („*unattached*”) leányterméknek nevezik. A szabad ^{218}Po meglehetősen mozgékony, és 10-100 másodperc alatt hozzákötődik a levegőben lévő aeroszol részecskékhez („*attached*”, átlagos méretük: 20-1000 nm) vagy kiülekszik a felületre, esetleg kikerül a szabadba a légcsere miatt, és végül ^{214}Pb -má bomlik. A ^{214}Pb maradhat az aeroszol részecske felületén / beltéri felületeken, vagy szabad ionná válhat a visszalökődési („*recoil*”) energiája miatt. A ^{214}Pb viselkedése hasonló a ^{218}Po viselkedéséhez, azzal a különbséggel, hogy a ^{214}Pb -ből β -bomlással képződő ^{214}Bi jellemzően kötött marad, mivel a β -bomlás visszalökődési energiája nem elegendő a leszakadáshoz [El-Hussein (1996); Porstendörfer (1996)].

Az expozíció és a dózis közötti kapcsolat

A radon és leányelemei inhalációjából származó szöveti dózist mérésrel meghatározni nem lehet, modellezéssel kell számítani az előbb részletezett folyamatok figyelembe vételével: inhaláció, depozíció, kiürülés, retenció és radioaktív bomlás. Az utóbbi 40 évben, mióta az ICRP első ajánlása megjelent (1959) egyre kifinomultabb dozimetriai modelleket fejlesztettek ki a radon leányelemeitől származó tüdődózis becslésére [Fakir (2005); Jacobi (1980); James (1980)]. Ezek a tanulmányok a tüdőben lévő bronchiális alapsejt rétegnek – mint kritikus szervnek – a maximum dózis-becslésére fókuszáltak. Azonban akár egy nagyságrend eltérés is adódik a bronchiális régió dózisbecslése során a különböző modellek esetén, a különböző felhasznált paraméterek (depozíció, nyálkahártya csillóinak transzportja, alapsejtek mélysége, stb.) eltérősége miatt. Általánosságban kijelenthető, hogy az összes dozimetriai modell megegyezik abban, hogy következtetésük szerint a bronchiális célszövetek inhalált radon leányelemektől elszenvedett α -dózisa 2-80-as faktorialábbal nagyobb, mint a pulmonáris α -dózis. Ez a dozimetriai eredmény egyezik is azzal a történelmi megfigyeléssel, melyet a radon-expozíciónak kitett bányászokkal kapcsolatban tettek, akiknél a karcinómák a bronchiális epithéliumban keletkeztek. Mivel a lakosság természetes eredetű radon

leányelem-terhelésnek van kitéve, a bronchiális karcinóma kialakulásának valószínűségét nagy érdeklődés övezi.

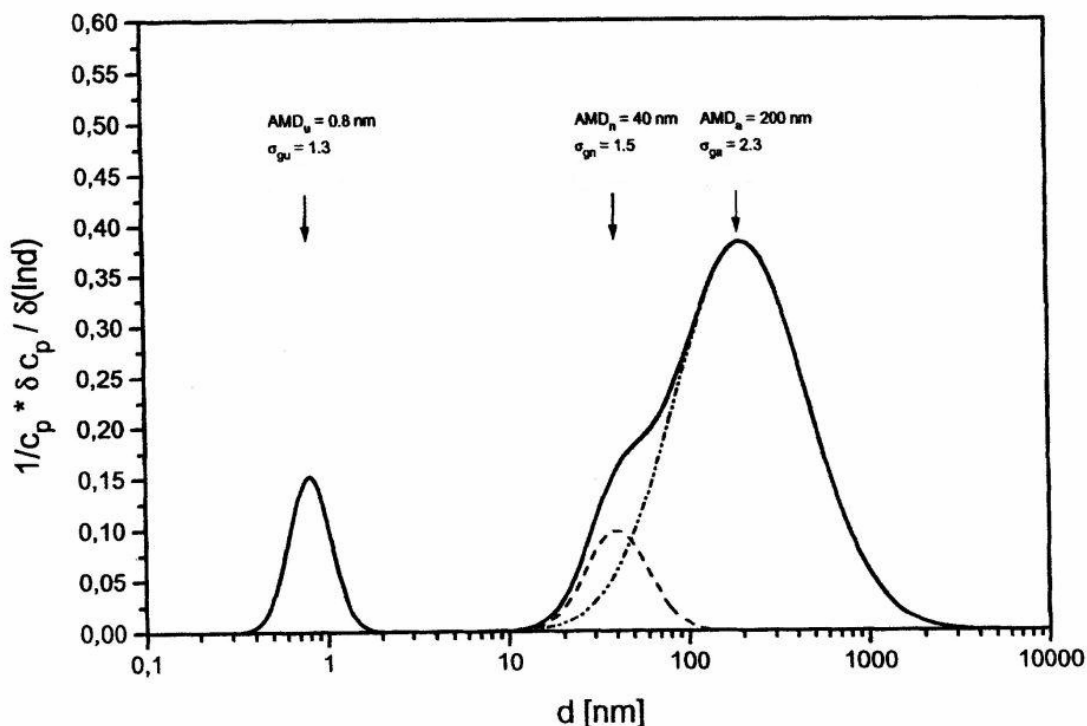
A sugárdózis számításához elengedhetetlen az inhalált radon leányelemek mennyiségének, és tüdőben való depozíciós helyének ismerete. Ehhez a dózisbecsléshez az összes rövid-életű leányelem részecske-méret szerinti aktivitását ismerni kell. Gyakorlati okokból általában a levegőben lévő aktivitás két paraméterét adják meg: az egyes rövid-életű leányelemek koncentrációját; és a radon leányelemeit hordozó részecskék relatív méreteloszlását.

Az inhalációs dózishoz jelentős mértékben az α -bomló polónium izotópok (^{218}Po , ^{214}Po) járulnak hozzá (hiszen az α -bomlás súlyozó faktora a legnagyobb a nagy LET értéke miatt). Ezért - mivel a terhelés az, ami fontos - általában nem az egyedi aktivitás-koncentrációkat adják meg, hanem a potenciális α -energia koncentrációt (*PAEC*). Egy leányelem atomjának potenciális α -energiája (MeV, J) azon α -energiák összege, ami felszabadul a kérdéses atommag ^{210}Pb -má való bomlásakor, ami a hosszú, 22 éves felezési ideje miatt e szempontból stabilnak tekinthető. A potenciális α -energia koncentráció ($\text{MeV}\cdot\text{m}^{-3}$, $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$) pedig az egységnyi levegőtérfogatban jelen lévő leányelemek potenciális alfa-energiájának összege. Bármely leányelem-keverék *PAEC*-ja kifejezhető az anyaelem radon un. egyensúlyi ekvivalens koncentrációjával (*EEC*) is. Az *EEC* a radonnak az az aktivitás-koncentrációja, amelynél a radon radioaktív egyensúlyban van a rövid felezési idejű bomlástermékekkel, s amelynek ugyanakkora a potenciális alfa-energia koncentrációja, mint a kérdéses nem egyensúlyi keveréké ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) [ICRP (1987)]. A radon bomlástermékeitől származó sugárterhelés kifejezésére még használatban van az un. *WLM* (working level month) mértékegység is, amely „a munkaszint egy hónapra”, ez az *EEC* egy hónapra vonatkozó időintegrálja ($\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$). Ennek a mennyiségnek történelmi hagyománya van, az urán-bányászattal kapcsolatban alakult ki.

A levegőben lévő radon egyensúlyi ekvivalens koncentrációjának és aktivitás-koncentrációjának a hányadosát egyensúlyi tényezőnek (*F*) nevezik, melyet fontos ismerni akkor, ha méréssel a radon aktivitás-koncentrációt tudjuk meghatározni. Ennek értékét általában épületekben 0,4-nek, a szabadban 0,8-nak tekintik (nagyszámú mérés átlaga alapján) [UNSCEAR (2000)], azonban bizonyos körülmények között (pl. bányákban) nagy ingadozást mutathat, ami a dózisbecslés bizonytalanságát növelheti.

Általában a radon leányelemek aktivitás-méreteloszlása széles spektrumú a környezeti levegőben, mint látható az *1.1. ábrán*. Ezért az inhalációs dózis együttható a méretfüggő

dózisfaktor és a PAEC relatív méreteloszlásának ($1/C_p \cdot \delta C_p / \delta d$, ahol C_p a levegőben lévő potenciális alfa-energia koncentráció, d a részecske átmérője) szorzatával kapható meg, melyet az egész részecskeméret-tartományra kell integrálni. A tipikus beltéri aktivitás méretspektrum látható az 1.1. ábrán, mely 0,5 nm-től 5 μ m-ig terjed, két maximummal: 1 nm és 200 nm (aerodinamikai átmérő, AMD) körül [Porstendörfer (1996)].



1.1. ábra:

A radon leányelemek PAEC-nak relatív méret eloszlása, tipikusan beltéri levegőben, hozzáadott aeroszol forrás nélkül (*AMD*: aerodinamikai átmérő).

Ez az aktivitás méret-eloszlás a korábban említett kétlépéses képződési folyamat során alakul ki az atmoszférában: a radonból keletkezett leánytermék molekulaklasztereket alkot (0,5 – 5 nm), majd később hozzákötődik a levegőben lévő aeroszol részecskékhez, melynek maximum méreteloszlása 100-500 nm között van [Porstendörfer (1996)]. Irodalmi adatok szerint [Kesten (1993)] az egyes leányelemek aktivitás méret eloszlásában mutatkozó különbség elhanyagolható, azonban vizsgálat tárgyává tettem ezt a kérdést.

Ha a különbség valóban elhanyagolható, akkor a PAEC relatív aeroszol méret eloszlásához elegendő az egyik rövid-életű leányelem aktivitás méret eloszlásának ismerete.

$$\frac{1}{C_p} \cdot \frac{\partial C_p}{\partial d} \approx \frac{1}{C_j} \frac{\partial C_j}{\partial d} \quad (1.1),$$

ahol C_p : a levegőben lévő potenciális alfa-energia koncentráció,

d : a részecske átmérője,

C : a j -dik leányelem koncentrációja.

A *szabad leányelem-klaszterek* aktivitás méreteloszlásának mérése valóságos környezeti viszonyok mellett bonyolult. Csak kevés mérési adat létezik, az is magas radon koncentrációjú beltérek esetén. Ezért a dózisbecslésekhez a radon leányelem-klaszterek állandó méret eloszlását tételezik fel minden légköri körülmény esetére. Orrlégzés esetén a szabad leányelemek dózis-hozzájárulása egész kicsi (kb. $1,7 \text{ mSv} \cdot \text{WLM}^{-1}$), ami valószínűleg annak tudható be, hogy az orrban a kis leányelem-klaszterek nagy depozíciós hatásfokkal ülepednek ki, nagy diffúziós hatékonyságuk miatt, és csak csekély hányaduk jut el a tüdőbe. Száj-légzés esetén (pl. megerőltető munkavégzéskor) a szabad leányelem-klaszterek hozzájárulása a dózishoz összehasonlítható nagyságú a kötött leányelemek dózis-hozzájárulásával: $3-10 \text{ mSv} \cdot \text{WLM}^{-1}$ [Porstendörfer (1996)].

A 1.2. táblázatban az inhalációs dózisegyüttható átlagos értékei láthatók, mind szabad (DCF_u), mind aeroszolhoz kötött (DCF_{ae}) radon leányelem belégzés esetén, összehasonlítva a kültéri és lakóhelyi viszonyokat [Porstendörfer (2001)].

1.2. táblázat: Az inhalációs dózisegyüttható átlagos értékei szabad (DCF_u) és aeroszolhoz kötött (DCF_{ae}) radon leányelem belégzés esetén, kültéren és lakóhelyen

Hely	Aeroszol forrás	Részecske konc. (10^3 cm^{-3})	Orr-légzés ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)	DCF_u (mSv WLM^{-1})	DCF_{ae} (mSv WLM^{-1})	$\text{DCF} = \text{DCF}_u + \text{DCF}_{ae}$ (mSv WLM^{-1})
kültér	nincs	20 (10-40)	1,2	1,5	9,1	10,6
lakóhely	nincs	8 (3-20)	0,75	1,9	6,1	8,0
lakóhely	van	80 (20-500)	0,75	0,2	4,0	4,2

A radontól származó inhalációs dózisbecsléshez tehát az egyik lehetséges út a radon koncentrációjának mérése, ami meglehetősen elterjedt, mivel a radon mérése viszonylag egyszerű, kényelmes és olcsó; viszont feltételezi az egyensúlyi tényező pontos ismeretét, ami nem minden esetben ismert. Ezért, valamint a dozimetriai és epidemiológiai dózisbecslésből

adódó eltérések miatt, érdemes a radon mérése helyett (vagy mellett) a leányelemeinek egyedi aktivitás-koncentrációját meghatározni. Lehetnek olyan helyzetek, amikor a radon leányelemeiről meglévő információk elengedhetetlenek, ez pedig megköveteli a méréseiket. Ezek a mérések például kutatási célból, vagy a leányelemek beltéri viselkedésének leírásakor lehetnek szükségesek.

1.1.2. A radioaktív hulladéktól kontaminálódó öntözővíz lakossági dózisa

A radioaktív hulladékok kezelése olyan lerakó rendszerek kivitelezését igényli, amelyek megfelelő mértékben biztosítják a radioaktivitás környezettől és emberektől (bioszférától) való elszigetelését, a társadalommal való egyetértésben. A bioszféra rendszer ebben a megközelítésben különböző radionuklid transzfer útvonalak összességét jelenti, amelyeken keresztül kibocsátás történhet a felszíni környezetbe, ahol emiatt a lakosság a kontaminálódott anyagok fogyasztása, belégzése vagy a külső sugárzás által exponálódhat.

Számtalan indikátora van a radioaktív hulladék-lerakás kivitelezhetőségének. A legfontosabb ezek közül annak a hipotetikus populációnak a dóziszjáruléka, amely azon hely közelében él, ahol a radionuklidok a lerakóból potenciálisan kikerülhetnek a bioszférába. A radioaktív hulladék lerakó megépíthetőségének vizsgálatában a legnagyobb nehézséget az jelenti, hogy hosszú időskálát kell figyelembe venni a radioaktív hulladékban lévő hosszú felezési idejű nuklidok miatt. A dóziszjárulékhhoz vezető körülmények az idők során módosulhatnak a környezeti változások és a szociális-gazdasági fejlődés következtében, miközben ezt gyakran változatlanok tételezik fel. A lerakás dózis-bebecslésének problémáját részletesen taglalják EC tanulmányok: a PAGIS [Cadelli (1988)] és a PACOMA [Mobbs (1991)]. Napjainkban a jövőbeli expozíció bizonytalanságai jelentik a legfőbb nehézséget a leendő populáció feltételezett dózisének bebecslése során, hiszen a számítás a jelenlegi sugárvédelmi normák, jellemzők alapján történik. A hatóság a radioaktív hulladéklerakók létesítéséhez kötelezi a hulladék „termelőjét” a lehetséges radiológiai hatások bebecslésére, aminek legfőbb eszközei a *számítógépes modellek*, melyekkel a szennyeződésként kikerülő radionuklidok bioszférabeli viselkedése és diszperziója szimulálható.

A hosszú idejű prognosztizálás és ezzel kapcsolatos modellfejlesztés lényeges részévé vált a számítógépes modellek szerkezetének ellenőrzése, mely a validálás része. E célra -

különösen a NAÜ BIOMASS (Biospheric Model Assessment) jelű projektjében [IAEA (2003)] - bevezetésre javasolták az un. FEP-lista (Features, Event, Processing) és a kölcsönhatási mátrix (interaction matrix) alkalmazását. Ezek az eljárások, módszerek lényegében rendszerezik a figyelembe vehető részfolyamatokat, jelenségeket, és leltárszerűen ellenőrzik, hogy a modellezés során milyen környezeti közegeket és közegek közötti kapcsolatokat kell figyelembe venni.

A nemzetközi BioMoSA projekt

Az utóbbi évtizedben az atomerőművi radioaktív hulladék biztonságos elhelyezése területén számos nemzetközi és hazai projekt indult. A feladatok közt szerepel a radionuklidok geoszféra- és bioszférabeli terjedésének prognosztizálása, modellezése és számítógépes szimulációja, a helyi sajátosságok figyelembe vételével. A Veszprémi (később Pannon) Egyetem Radiokémia Tanszéke is bekapcsolódott e munkába, elsősorban a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség Biospheric Model Assessment (BIOMASS) kutatás-fejlesztés keretében (1996-2000), majd az EU „Biosphere Models for Safety Assessment of radioactive waste disposal based on application of the reference biosphere methodology (BioMoSA)” c. projektben (2001-2004). Kezdetben a BioMoSA projektet mind a geoszférában, mind a bioszférában lejátszódó terjedési jelenségek modellezésére tervezték, később azonban csak az utóbbi maradt. A BioMoSA projektben összesen 6 európai intézet vett részt, a német GSF- Neuherberg vezetésével, benne még az angol NRPB, a belga SCK/CEN Mol, a spanyol CIEMAT, a svéd STUDSVIK EcoSafe és a VE Radiokémia Tanszék. Mindezek korábban részt vettek, együtt dolgoztak több NAÜ-projektben, így a BIOMASS-ban is. Az NRPB feladata speciális volt, a többi tapasztalata, modellje, paramétere alapján készített egy általános eljárást, kódot és szimulációkat.

A környezeti feltételek, körülmények expozícióra gyakorolt potenciális hatásának becsléséhez több létező környezetet elemeztek és modelleztek a munkában részt vevők. Öt különböző környezeti (éghajlati, atmoszférikus, hidrológiai, hidrogeológiai) és mezőgazdasági (föld- és vízhasználati) viszonyokkal rendelkező európai helyszín lett kiválasztva, melyekre a munkacsoportok modelleket fejlesztettek és számításokat végeztek [Pröhl (2004), Pröhl (2005), Olyslaegers (2005)]. Bár az eredmények nem lehetnek abszolút válaszok a jövőbeli lehetséges dóziszárulékokkal kapcsolatos kérdésekre, mégis mutatják az expozíciók lehetséges spektrumát, melyek a különböző környezeti viszonyok között

kialakulhatnak; emellett részletezik a kapcsolatokat a környezet, az emberi tevékenységek és a potenciális dóziszárulék között.

A BioMoSA projekt modelljei a *Referencia Bioszféra Módszerben (RBM)* leírt útmutatás alapján készültek, ennek részletei az IAEA (2003) kiadványban megtalálhatók [IAEA (2003)]. Ez a megközelítés formális módszert kínál a bioszférával kapcsolatos becslésekhez használható modell-fejlesztésekhez. A lépései alapján koherens és követhető becslési eszköz kapható; melyek:

- az összefüggések feltérképezése,
- a bioszféra rendszer azonosítása és ennek indoklása,
- a bioszféra rendszer leírása,
- a modell fejlesztése,
- a végpontok és az iteráció számítása.

Az összefüggések felmérése az első lépés a Referencia Bioszféra Módszerben, amely az alapkérdéseket fekteti le, és ennek során kell meghatározni a becslés célját és filozófiáját (óvatos/konzervatív vagy realiztikus), határfeltételeit, a végpontokat, a helyszín és a lerakó környezeti viszonyait, a szóba kerülő radionuklidokat, a geoszféra és a bioszféra közötti kapcsolatot, az időskálát és a meghatározó szociális feltevéseket. Emellett a veszélyeztetett csoport identifikálása és az adatok alkalmazása körvonalazódik.

Második lépésként, a *bioszféra rendszer azonosítása és indoklása* során - az összefüggések felméréseinek eredménye alapján – a modellezni kívánt bioszférát, és a szóba kerülő adatokat kell a hosszú távú becsléshez meghatározni. A bioszféra rendszer legfontosabb komponenseit kell kiválasztani.

Az RBM következő lépése a *bioszféra leírása*. Elég részletet kell megadni a bioszféra rendszerről (vagy rendszerekről), annak érdekében, hogy a koncepcionális modell igazolhatóan képes legyen a radionuklid transzfert és besugárzási útvonalakat leírni. Először azt kell eldönteni, hogy milyen a becsült kölcsönhatás az ember és a bioszféra között (más a kölcsönhatás mértéke, ha pl. a takarmányozás természetes, vagy ha intenzíven művelt területen történik). Ezután egy listát kell összeállítani az adott bioszféra rendszer potenciálisan fontos sajátosságairól (*features*), az eseményekről (*events*) és a folyamatokról (*processes*); ez a *FEP-lista*, melynek segítségével egy, a becslés során releváns információkat tartalmazó rövid jegyzék készül. Szisztematikusan e lista alapján dolgozva a bioszféra rendszer fő jellemzői leírhatók, az egyes választások indokaival együtt. A leírásnak tartalmaznia kell pl. az

éghajlatot, atmoszférát, topográfiát, vízbázisokat, a biótát (flórát és faunát) és az emberi tevékenységet.

A bioszféra leírása alapján *koncepcionális modell* készülhet, amelynek első lépése az "érdeklődésre számot tartó" közegek - mint víz, talaj, növények, állatok - felsorolása, amelyekben a radionuklidok mozoghatnak, vagy akkumulálódhatnak. Következő lépés a radionuklidok ezen közegeken keresztüli besugárzási útvonalának identifikálása, a FEP-listával összhangban. Kereszt-ellenőrzések (cross checks) biztosítják azt, hogy a koncepcionális modell tartalmazza a rendszer leírása során identifikált összes releváns FEP-listát. Végso ellenőrzésképp sor kerülhet arra, hogy egy független FEP-lista alapján a koncepcionális modell tartalmát felülbírálják. A munkának ebben a szakaszában hasznos eszköz lehet a *kölcsönhatás mátrix* fejlesztése: ez a mátrix a koncepcionális modellt írja le úgy, hogy a lényeges elemek közötti kölcsönhatásokat táblázatba rendezik. A mátrixot tipikusan számos iteráció során, javítás után kell felépíteni, amely a végso formájában megmutatja az összes releváns radionuklid transzfert és besugárzási útvonalat. Matematikai összefüggések felépítése is szükséges ebben a lépcsőben a matematikai modell megalkotásához. A bioszféra leírásának megfelelően részletesnek kell lennie ahhoz, hogy ki lehessen választani és igazolni a megfelelő adatokat és paramétereket.

Legvégül az *eredmények számítása* és a dózis becslése következik. A módszer ismét iterációs eljárást foglal magában, amely a fejlesztés érdekében lehetővé teszi a változásokra való reflektálást.

Dolgozatomban a lerakott radioaktív hulladékból esetlegesen kikerülő nuklidok által elszennyezett *öntözővíz* használatából adódó sugárterhelés vizsgálatát mutatom be, tehát a radioaktív hulladéktól származó lakossági sugárterhelés egy összetevőjét.

A kontaminálódott vízzel való öntözés során a növények a leveleikkel felfogják a vizet és így elszennyeződnek. Emellett a mezőgazdasági területek öntözése a talaj elszennyeződését is okozza, ami hosszú-távú forrása lesz a növények kontaminációjának a gyökéren keresztüli tápanyagfelvétel miatt. Másik hosszú-távú forrás pedig a szennyezett talaj részecskék reszuszpenziója majd depozíciója a növényzetre. A talaj legfelső rétegének radioaktivitása csökkenhet a nuklidok fizikai feleződésének és a mélyebb, gyökérszóna alatti talajrétegek felé történő migrációjának következtében. Az állatok kontaminálódott növényekkel való etetése a hús, a tej és egyéb állati termékek elszennyeződéséhez vezet. A legelő szarvasmarhák növényvel együtt talajrészecskéket is fogyasztanak, és ezt a kontaminációt is figyelembe kell

venni. A szennyezett vízbázisokban élő halak fogyasztása potenciális aktivitás-bekerülési útvonal az emberek számára.

A nemzetközi együttműködés keretében a VE (jelenleg PE) Radiokémia Tanszék munkacsoportja a magyarországi környezeti viszonyokat a *Bátaapáti* körzetében tervezett kis és közepes aktivitású radioaktív hulladék lerakó körzetében vette figyelembe. Az elvégzett munka nemzetközi célkitűzéséből adódóan elkerülhetetlen a saját és a többi résztvevő ország eredményeinek összevetése, azonban részleteiben csak a magyar modell és számítási eredmények kerülnek bemutatásra.

1.2. *Lakossági sugárvédelmi tevékenységek tervezése*

Az ionizáló sugárzások elleni védekezés, a sugárvédelem alapelveit és azok gyakorlati alkalmazásait évtizedek óta a nem kormányzati szervezésű Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (International Commission on Radiological Protection, ICRP) tevékenysége, ajánlásai és kiadványai határozzák meg, melyek útmutatásul szolgálnak az egyes országoknak saját jogalkotásához, de nem kötelező érvényűek. Az ajánlások a szakmai, tudományos ismeretek mellett figyelembe veszik a mindenkori technológiai lehetőségeket és társadalmi elvárásokat egyaránt, és ezek alapján készülnek a nemzetközi kormányzati szervezetek (pl. Nemzetközi Atomenergia Ügynökség, NAÜ-IAEA) direktívái, majd a nemzeti sugárvédelmi előírások, törvények, rendeletek, végrehajtási utasítások és szabályzatok.

A sugárvédelem területén az ICRP jelenleg a következő három alapelvet határozza meg: a tevékenység indoklása, a dóziskorlátozás és az optimálás [ICRP (1991); EU-Dir (1996)]. A sugaras tevékenység *indoklása* azt jelenti, hogy csak olyan sugárexpozícióval járó tevékenység engedélyezhető, mely megfelelő előnyt, hasznot jelent a sugárterhelést elszenvedett személy, vagy a társadalom számára. Sugárterhelést eredményező eljárás csak akkor alkalmazható, ha a várt eredmény, előny, más, sugárterheléssel nem járó módszerrel nem helyettesíthető. A *dóziskorlátozás* az ionizáló sugárzás alkalmazásával járó egyéni sugárterhelésre vonatkozik; úgy kell tervezni és betartani az előírásokat, hogy a sugárdózis értékek az előírt, a tevékenységre bizonyos mértékben jellemző határérték, korlát alatt maradjanak. A sugárvédelem *optimálása* során a sugárzás elleni védelmet úgy kell biztosítani, hogy az ezzel megnövekedett költség, plusz tevékenység, esetleg újabb kockázat beszámításával még mindig kisebb legyen a teljes kockázat, nagyobb legyen a haszon, mint a védelem nélküli esetben, figyelembe véve a technikai, gazdasági és társadalmi tényezőket.

E három alapelv egymástól el nem különülő egységet képez, hiszen egymásra épülnek: egy *indokolt* sugaras tevékenységet úgy kell *optimálni*, hogy a belőle eredő dózisterhelés az érvényben lévő *dóziskorlát* alatt maradjon.

Míg az első két alapelv jórészt csak az üzemszerű, tervezett sugaras tevékenységek gyakorlásával kapcsolatban merül fel, a vizsgálataink tárgyát képező környezeti-lakossági esetben nemigen, addig a pl. bányászat következtében lokálisan feldúsuló természetes radioaktív anyagokkal vagy orvosi sugárterhelési járulékokkal kapcsolatban a beavatkozás optimálása éppúgy fontos lehet, mint egy üzemszerű tevékenységek optimálása. Ez utóbbiak

korábban nem, vagy csak igen extrém esetben képezték a sugárvédelem, a szabályozás tárgyát [Köteles (2002)].

A sugárvédelmi tevékenységek tervezése során az első lépés mindig a meglévő, vagy esetlegesen kialakuló dózis meghatározása minél pontosabban, tehát a tervezések javításának egyik pillére a dózis pontos meghatározása. Ennek egy eszköze a meglévő mérési módszerek fejlesztése, a lezajló folyamatok további vizsgálata a már közölt módszerek kritikus szemléletével. A kísérleti módszerek mellett a tervezés másik eszköze a számítógépes modellezés, szimulációs előrejelzés, amivel - a környezetben előforduló kis mennyiségek miatt - a mérés számára hozzáférhetetlen mennyiségek is meghatározhatók, hosszútávú prognózisok készíthetők, melyek általában a méréssel meghatározott adatokra, paraméterekre épülnek.

Ha a dózisbecslés megtörtént, következhet az *optimálás*, mint a tervezés második pillére, hiszen nem az a cél, hogy mindenáron a legkisebbre csökkentsük a dózist, hanem az, hogy – mint az 1.2.1. fejezetben majd részletesen kifejtésre kerül – ésszerűen alacsony szintre redukáljuk.

A lakosság esetében rendszerint a *környezeti sugárterhelés* legnagyobb része –ahogy az 1.1.1. fejezetben szerepel – a *radontól* származik, ezért a lakóterek radonszintjének meghatározása, csökkentése, illetve optimálása fontos eleme a lakossági sugárvédelmi tevékenységek tervezésének. A munka során a lakossági sugárterhelés egyik további lehetséges okát, a *kontaminálódó öntözővíz* használatából eredő többlet-terhelést is vizsgáltuk, egy nemzetközi projekt keretében, számítógépes modellezéssel, a dózis-meghatározás – mint a sugárvédelmi tevékenységek tervezésének első alapköve – tekintetében.

1.2.1. Környezeti sugárvédelem; optimálás a sugárvédelemben

A sugárvédelmi optimálás alapelve az ALARA-elv (As Low As Reasonably Achievable) amely szerint arra kell törekedni, hogy a dózis „olyan alacsony legyen, amely ésszerűen elérhető, a gazdasági és társadalmi tényezőket is tekintetbe véve” [ICRP (1973)]. Igaz ennek konkrét kifejtése, alkalmazásának lehetőségei csak igen általánosan fogalmazódtak meg. Továbbá, a jelen szabályozás szerint a korlátozásnak elsőbbsége van, csak az érvényes dóziskorlátok alatt lehet optimális tervezéseket végezni [ICRP (1991); Kanyár (2004)].

Az optimalás gyakorlati megvalósítására az ICRP korai publikációi [ICRP (1977), (1983)] a költség-haszon elemzést ajánlják, és mind a védekezést, mind az egészségügyi károsodást pénzben, mint közös egységben fejezik ki. A későbbi ajánlások szerint a költség-haszon elemzés csupán egy módszer a lehetséges eljárások közül [ICRP (1988)], de nem az egyetlen, mellette a többszemponú hasznosság (multiattribute utility) és a többkritériumos rangsorolás (multicriteria outranking) analízisek is alkalmazhatók, mint döntésegítő technikák az optimum meghatározására az adott szituáció nehezen értelmezhető sugárvédelmi faktorainak felbecslésével. Az ICRP 1991 és 1994 évi kiadványai gyakorlati útmutatást adnak valamennyi módszer alkalmazhatóságához, azonban látni kell, hogy a fő problémát nem a módszer kiválasztása jelenti, hanem az input adatok biztosítása, például a közvetlen és közvetett költségek, a dózis megbízható becslése valamint a *társadalmi faktorok* számszerűsítése.

A sugárvédelmi optimalás gazdasági, hasznossági irányba mutató nyitása nem mentes a kritikától: egyrészt állandó támadáspontja az etikai természetű kifogásoknak az egészségügyi károsodás pénzügyi felértékelésével, vagyis az emberi élet pénzben kifejezett értékével kapcsolatban. Másrészt gyakori a költség-haszon elemzések egyszerűsítő jellege: ez a fajta szemlélet nem veszi figyelembe az összes fontos társadalmi és etikai tényezőt, az emberek félelmét, idegenkedését a láthatatlan sugárzástól stb. Bár a gazdasági megközelítés segítséget nyújt bizonyos döntésekhez, mégsem tanácsos az ALARA elv gyakorlati megvalósításának központi elemévé tenni. A gyakorlati megvalósításnak egy olyan szoros kapcsolatrendszer felé kell irányulnia, amely összeköti a tudományos ismereteket, a gazdasági logikát, valamint a gyakorlatot és döntéshelyzeteket is magába foglaló megközelítést.

Az ALARA módszer alkalmazásának szélesítésére évekkel ezelőtt alakult az európai ALARA hálózat (European ALARA network) és jelenleg már régiós szekciókkal működik. A közép- és kelet-európai szekció munkájába, a hazai ún. összekötő-pont szervezésébe a Veszprémi (most Pannon) Egyetem Radiokémia Tanszéke is bekapcsolódott [Kanyár (2003)].

Az optimalás rendszerint a sugárvédelmi, dozimetriai tervezések során bír nagy jelentőséggel mind a praxis, mind a beavatkozást igénylő körülmények között. Amennyiben a védekezési beavatkozással csak minimálisan, esetleg egyáltalán nem csökkenthető a dózis, akkor felesleges a kiadásokat növelő intézkedések bevezetése, sugárvédelmi szempontból indokolatlan az elhárító tevékenység alkalmazása.

A legújabb eredmények és sugárvédelmi irányzatok alapján, a sugárvédelmi optimalás alkalmazása a foglalkozási expozíciók során, csak az évi körülbelül 1-50 mSv tartományban

várható egyéni effektív dózisoknál ajánlatos [Eged (2001); Eged (2000)]. Lakossági expozíció esetén általában ennél kisebb dózisoknál ($\approx 0,1-10$ mSv effektív dózis) is figyelembe lehet venni az optimálás eredményét, például:

- nukleáris üzemek radioaktív anyag kibocsátásakor,
- radioaktív anyagot tartalmazó tárolókból történő kikerülés során (például radioaktív hulladék lerakó esetén),
- TENORM anyagok (ipari tevékenység következtében dúsuló természetes eredetű radioaktív anyag) lakossági célú felhasználása során, pl. építőanyagként,
- nukleáris balesetek és erősen kontaminált területek miatt (akár terrortámadás következményeként).

A sugárvédelmi optimálás gyakorlati alkalmazásának elve

Az optimálás kvantitatív alakban is megfogalmazható, ha általános fogalmak helyett számszerűen is meghatározható mennyiségeket alkalmazunk, pl. a sugárterhelést egyedi vagy kollektív effektív dózis mennyiségben fejezzük ki. Továbbá definiálni kell az optimálásra kijelölt mennyiséget és az ezt meghatározó tényezőket, változókat, paramétereket, és az ezek közötti kapcsolatokat.

A sugárvédelmi optimálás haszna kifejezhető az elkerülhető dóziszból eredő költségmegtakarítás és a beavatkozás végrehajtásához szükséges költségek különbségével. A sugárzás károsító hatását költséges védelemmel rendszerint csökkenteni lehet, másrészt a védekezés és annak költségeinek elhagyása esetén várható, hogy a károsító hatások mértéke és ezzel együtt pl. a gyógykezelések költsége megnő. Ha a sugárterhelés függvényében vizsgáljuk a védelem és a károsodásból eredő költségek előjeles összegét, akkor lesz olyan dózisérték, ahol az összeg a legkisebb. Ez az érték költség szempontból az optimális viszonyokat jelzi. Mivel a gyógyítási és más károsodási, pl. munkakiesési költség rendszerint csak bizonytalanul becsülhető, az optimum nem egy jól meghatározott dózisértéknél, hanem egy viszonylag széles sávban jelentkezik.

A költség-eredményesség az ICRP No. 63 kiadványa [ICRP (1993)] szerint matematikai formában a következő *költség-teljesítmény függvénnyel* fejezhető ki:

$$\dot{B}(t,p) = \alpha(p,E) \cdot \dot{\delta S}(t,p) - \eta(t,p), \quad (1.2)$$

ahol:

$\dot{B}(t,p)$: a beavatkozásból eredő, időegységre eső haszon, más néven költségteljesítmény [Ft·nap⁻¹], a t időpontban és p paraméterértékek mellett;

$\alpha(p,E)$: az egységnyi kollektív dózis elkerüléséből eredő költségmegtakarítás [Ft·(személy·Sv)⁻¹], mely általános esetben nemcsak a gazdasági, társadalmi tényezők (p), hanem a dózis (E) nagyságának is függvénye lehet;

$\dot{\delta S}(t,p)$: a beavatkozással elkerülhető kollektív dózisteljesítmény [(személy·Sv)·nap⁻¹];

$\eta(t,p)$: a beavatkozás költségigénye időegység alatt [Ft·nap⁻¹];

p: a szennyezettség időbeli alakulását leíró, helyi gazdasági, társadalmi stb. viszonyokat kifejező paraméterek.

A $\dot{B}(t,p)$ költségteljesítmény-függvény időintegráltja - B(p) - adja az összes költséget, és ha ennek értéke pozitív, akkor a beavatkozás hasznos volt, ellenkező esetben nem. Bármennyire is szokatlan pénzkifejezett eredményről beszélni, tisztában kell lennünk azzal, hogy a sugárvédelemre fordítható és fordított pénzösszeg korlátozott. Ezért a rendelkezésre álló forrásokat a lehető leghatékonyabban kell kihasználnunk. A kifejezésben szereplő dózis általában kollektív dózissal vonatkozik, amikor a társadalom költségeit tekintjük meghatározónak, mert az egymással összehasonlítható egyéni dózisviszonyok esetén a kollektív dózis hasznos paraméter. Ugyanakkor belátható, hogy ha a kollektív dózis nagyszámú, kis értékű egyéni dózisok összegéből áll elő, akkor nem feltétlenül bír nagy jelentőséggel [Clarke (1999)].

A költség-haszon elemzések sarkalatos pontja az egészség-károsodás, vagy másképpen a kollektív dózis járulékának pénzbeli kifejezésére felépített paraméter meghatározása. Ez a fenti kifejezésben szereplő α -érték az egységnyi kollektív dózis elkerülésétől, elhárításától származó haszon, s ennek meghatározása jelenti a legnehezebb feladatot, eredménye számos vitára ad okot [Leblanc (1994); Lochard (1996); Guenther (1997)].

Valószínű, bár nem igazolt, hogy a káros hatás elkerülésére a társadalomnak előnyösebb, ha például 10 személy dózissát csökkenti 10 mSv-ről 5 mSv-re, mintha 100

emberét 3 mS-ről 2,5 mSv-re, holott az elkerülhető kollektív dózis mindkét esetben azonos, 50 személy·mSv. A két eset közötti eltérés figyelembe vehető az optimalásnál azzal, hogy az egységnyi kollektív dózis elkerüléséből származó haszon (α) értékét az egyéni dózistól úgy tesszük függővé, hogy a kitevőben bevezetjük az un. averziós tényezőt, ami az egyéni dózisoktól való idegenkedést fejezi ki, nagysága pedig az idegenkedés mértékét jelzi [Leblanc (1994), Eged (2001)]:

$$\alpha(E) = \alpha_0 \cdot \left(\frac{E}{E_0} \right)^a \quad (1.3)$$

ahol:

- α : az egyéni dózisértéktől (E) függő, egységnyi kollektív dózis elkerülés költségmegtakarítása [$\text{Ft} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1}$],
- E : az érintettek egyéni éves effektív dózisa [Sv],
- E_0 : az un. vonatkoztatási dózis [Sv],
- α_0 : az E_0 -hoz tartozó α -érték,
- a : averziós tényező, dimenzió nélküli.

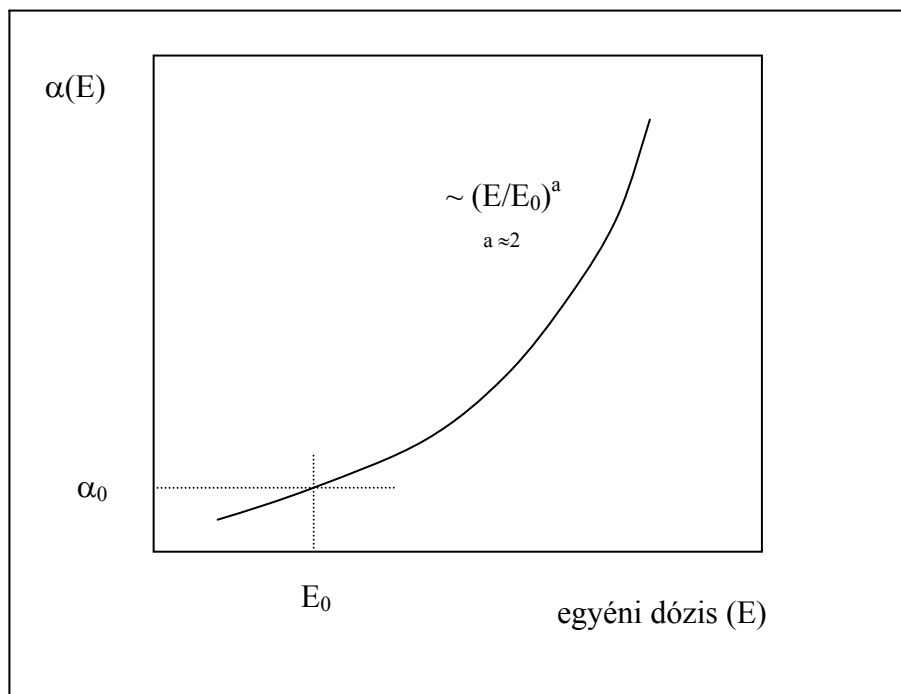
A vonatkoztatási dózis (E_0) függ a társadalom által elfogadott kockázat, rizikó szintjétől. Lakossági esetre a sugaras munkahelyi esetekben használt 1 mSv értéknél kisebbet célszerű használni, például 0,1 mSv-et, hiszen ez a lakossági korlát tizede, és általában kijelenthető, hogy az igen kis dózisoktól, amit a korlát tizede jelent, már nem félünk.

Ha a lakosság nem idegenkedne a dózistól, akkor a kitevőben szereplő averziós tényező (a) értéke 1 lenne, és a függvény lineáris lenne, azaz mindegy lenne, hogy kis vagy nagyobb dózisok csökkentését valósítjuk e meg. Azonban – ahogy a későbbiekben bemutatásra kerül – ez az érték átlagosan 2,5 körül van a magyar lakosság körében végzett, kockázatértékelésen alapuló felmérés alapján. Így azt is mondhatjuk, hogy – a vizsgált kisdózisú tartományban – a dózis és a kockázat közötti jelenleg elfogadott linearitás (LNT-elmélet) miatt a fizetési hajlandóság (azaz, hogy az egyén mennyit hajlandó áldozni a halál kockázatának csökkentésére, ld. később) a vizsgált dózistartományban nemlineárisan nő a dózissal.

(Kite tekintésként megjegyezhető, hogy ez az eredmény nem lehet döntő az utóbbi évek vitájában az LNT modell érvényességére vagy elvetésére, ui. más a kockázat és más a fizetési

hajlandóság, utóbbi elsősorban a lakosság véleményét, félelmét tükrözi. Persze a lakosság véleménye tükrözi a kockázat hatását, de nem ugyanaz a két mennyiség. Ahol az α -értéket nem a lakossági vagy dolgozói vélemények alapján alakítják ki, ott is gyakran nemlinearitást tételeznek fel a „költségráfordítás” és a dózis között, ui. ezzel próbálják kifejezni azt, hogy különösen a dóziskorlát közelében legyen nagy az elkerülhető dózis ellenértéke. Persze ez úgy is interpretálható – köztük az itt bemutatott eredmények is – hogy azt mondjuk, hogy a kockázat és a dózis közötti függvénykapcsolat a dózissal nemlineáris, s ezt a nemlinearitást az averziós tényező 1-nél nagyobb volta fejezi ki.)

Az (1.3) kifejezésben található függvény alakját az 1.2. ábra mutatja, ha az averziós tényező $a \approx 2$. Látható, hogy kis dózisoknál (pl. ha az éves effektív dózis a természetes háttér, 2-3 mSv körüli érték) a dóziscsökkentésből eredő pénzbeli haszon kicsi, valószínűleg nem kifizetődő a komolyabb védelmi ráfordítás. Viszont $E=5-10$ mSv értékek esetén hasonló védekezéssel (pl. a radon koncentráció kismértékű csökkentésével) a haszon többszöröse lehet az előbbinek. Tehát a függvényben kifejeződik, hogy nagy egyéni dózis esetén rentábilis pénzt áldozni a védekezésre, míg kis sugárterhelésnél (0,5-1 mSv) kevésbé, mert az averzió is nagyobb a magasabb dózisok esetén.



1.2. ábra:

Az egységnyi elkerülhető dózis haszna (α -érték) és az egyéni dózis (E) függvényének alakja, $\sim 0,5-50$ mSv tartományban

Az egységnyi kollektív dózis elkerüléséből eredő haszon kiszámításához három paramétert: a vonatkoztatási dózist, az α_0 -értékét, illetve az averziós együtthatót kell meghatározni. A vonatkoztatási dózis a fentiekben leírtak alapján 0,1 mSv-nek tekinthető; azonban a későbbiekben, konkrét alkalmazásnál ajánlatos lehet ennek az értéknek a módosítása, annak érdekében, hogy kiderüljön, mennyiben függ az α az E_0 értékétől. Ugyanis az (1.3) szerint $E < E_0$ esetén az α -értéke már kisebb α_0 -nál. Az α_0 értékét számos körülmény, paraméter mellett elsősorban a GNP az egy főre eső évi nemzeti össztermék határozza meg, annak 1-2-szerese, a legfejlettebb országokban 100-200 €·(személy·Sv)⁻¹. Általában α_0 és E_0 annak függvényében változik, hogy munkahelyeken, ezek közül is a viszonylag nagy profittal üzemelő atomerőműveknél, vagy a lakossági sugárterhelés csökkentése céljából optimálunk. Az α -értékekkel kapcsolatos eredmények erősen szórnak, ami annak tulajdonítható, hogy a legtöbb helyen most kezdik bevezetni az optimálást és a paraméterek alkalmazásának hatékonyságáról kevés, ill. nincs tapasztalat, az értékek szinte évről évre változnak, rendszerint emelkednek, követve a gyógyítás növekvő költségeit és a szakember ugyancsak növekvő munkadíját, stb.

Az (1.3) kifejezésből látható, hogy a költség számolásánál elsősorban az E_0 -nál nagyobb egyéni dózisokat hangsúlyozzuk, az ennél kisebbekből eredő kollektív dózis elkerülés haszna ugyanis viszonylag kicsi. Az (1.3)-ban szereplő összefüggés mellett számos más függvénnyel is kifejezhető az egyéni dózistól függő α -érték.

Amennyiben a kollektív dózis alkalmazásának megkötései – elsősorban a kis egyéni dózisokból származó kollektív dózis jelentőségének túlértékelése – miatt az (1.2) összefüggésben el akarjuk kerülni a kollektív dózis hasznát, akkor az időintegrált $\alpha(p) \cdot \delta S(t,p)$ szorzat (a beavatkozással elkerülhető dózissal köszönhető költség-megtakarítás) a következőképpen is írható:

$$\alpha(p) \cdot \delta S(t,p) = \alpha_0 \int (E / E_0)^a \cdot N(E) \cdot E \cdot dE = \alpha_0 / d_0^a \int E^{a+1} N(E) dE \quad (1.4)$$

ahol $N(E)$ az E egyéni dózist kapott emberek száma.

Az (1.4) kifejezésben az E szerinti integrálás rendszerint csak numerikusan végezhető el, ezért a gyakorlatban az 1-20 mSv effektív dózis tartományt 4-5 szakaszra bontják és ezen szakaszok között egy átlagos E értékkel és a dózistartományhoz tartozó személyek számával (N) kell az integrált közelíteni. A paraméterek nagy bizonytalansága miatt ilyen integrálási

pontosság rendszerint elfogadható. A fenti becslésekhez szükséges paraméterek értékei rendszerint 2-3-szoros bizonytalansággal ismertek. Ezért a haszon mellett annak bizonytalanságát is számolni, elemezni célszerű, ahhoz, hogy elősegítsük a döntés hatékonyságát.

Mint említettem, azok a dózisviszonyok optimálisak, melyeknél az egészségkárosodásból eredő költség és a sugárvédelem költségének összege minimális. Az elemzésekhez tehát mindenképpen szükséges az egységnyi kollektív dóziselhárítás költségének megállapítása, melyhez ismerni kell a "*statisztikai emberi élet értéket*". Ennek becslésére többféle módszer, eljárás létezik. A legfontosabbak a következők:

- bírósági ítéletekben szereplő összegek,
- biztosítási befizetések,
- kórházi kezelések összegei,
- egyéni keresetek és befektetések,
- emberi tőke számolás,
- fizetési hajlandóság (WTP) módszer.

Az *első négy* esetben az átlagéletkorral szorozzák az élet egy évre számított „értékét”, de az így kapott eredmény meglehetősen szubjektív és az ország gazdasági helyzetétől erősen függhet. Az *emberi tőke* (Human Capital, *HC*) számítás esetében csak az egyén keresete számít, az emberi élet értékének így módon történő meghatározása az egyén nemzeti gazdasághoz való hozzájárulásának a korai halál miatti becsült veszteségét jelenti. Ezen módszerek előnye, hogy a számításokhoz szükséges paraméterek viszonylag könnyen meghatározhatók, viszont nem vesznek figyelembe szociális és etikai tényezőket, márpedig ezekkel számolnunk kell az egészségkárosító kockázatok kezelésénél. Sőt a HC módszernél az egyén életében megkeresett bevételét egy közgazdasági átszámítási eljárással a jelenre igazítják, amelynek során nagyobb életértéket tulajdonítanak a férfiaknak, mint a nőknek, mely megközelítés erősen bírálható.

A *fizetési hajlandóság* (Willingness To Pay, WTP) módszer alkalmazása során azt vizsgálják, hogy az egyén mennyit hajlandó áldozni a halál kockázatának csökkentésére [Baum (1999)]. Ez a fajta eljárás tekinthető a leghatékonyabbnak, mert eredményei bizonyos mértékéig tartalmazzák a vizsgált terület gazdasági, szociális és morális tényezőit. Vizsgálataimban magam is ezt a módszert használtam. Két fő típusa létezik a módszernek: az egyik a kinyilvánított preferencia, amivel a megtörtént események, döntések vizsgálhatók,

azonban a döntéshozatalban a külső hatások túl nagy szerepet kapnak (pl., ha a dolgozó családja megélhetése miatt kényszerül veszélyesebb munkát vállalni, amit másképp nem tenne meg); a másik típus a közvetlen kérdésfeltevés, amit magam is alkalmaztam. Ekkor az egyén egy beszélgetés során kérdőívet tölt ki, amelyben feltételezett helyzetekben az egyéni kockázat változik. Ez a változás és az egyén által ennek tulajdonított pénzérték hányadosa jellemző az élet értékére. A válaszokat nagymértékben befolyásolják a kérdőívben szereplő példák, a tapasztalat, a tudás, a szövegezés és természetesen az egyén kockázatértékelése. Mindezek bizonyos fokú, de még elfogadható bizonytalanságot eredményezhetnek.

A nemzetközi sugárvédelmi gyakorlat a *WTP módszert* elfogadja és egyrészt nukleáris munkahelyi, másrészt a baleset utáni lakossági tervezések, modellezések során a WTP módszerrel meghatározott, országra jellemző paramétereket alkalmazza.

1.2.2. A ²²²Rn-től származó dózis csökkentésének sugárvédelmi eljárásai

A lakóterek radonszintjének meghatározása, csökkentése, illetve optimalálása fontos eleme a lakossági sugárvédelmi tevékenységek tervezésének, hiszen – mint már többször említettem - a környezeti sugárterhelés legnagyobb része a radontól származik. A következőkben összefoglalom a lakótéri radon-csökkentés lehetséges gyakorlati sugárvédelmi eljárásait, valamint a munkám során részletesen vizsgált módszert.

Mint már korábban szerepelt, a beltéri radon koncentrációt két paraméter határozza meg: a talajból, illetve az építőanyagból történő *bejutás mértéke*, és a külső, alacsony radon koncentrációjú levegővel való *keveredés, hígulás mértéke*. Másfelől ezeket a paramétereket a lakótér tulajdonságai (tervezés, fekvés, szerkezeti anyagok, lakók szokásai, stb.) befolyásolják.

Svédország, Anglia és az USA figyelt fel először a radon problémára. A '70-es évek elején kezdtek méréseket végezni az Egyesült Államokban, és ez ráirányította az emberek figyelmét arra, hogy fokozott veszélynek vannak kitéve ott, ahol intenzív radon-beáramlás lehetséges. Ez a három ország kezdeményezte a beavatkozási lehetőségek számba vételét is.

A beavatkozási módszereket két csoportra oszthatjuk: passzív és aktív beavatkozásokra. Passzív beavatkozás során különböző radon-beáramlást gátló rétegeket alkalmaznak a padló

alatt. Ez általában 300 µm-es polietilén réteget jelent. A módszer veszélye, hogy a szigetelés kiszakadhat.

Az aktív beavatkozások közül többféle ismeretes:

- nyomáscsökkentés az altalajban: egy aktív légcserélő rendszer működtetésével eltávolítható a ház alatt lévő radon nagy mennyisége. Az épület padlózata alá egy aknát ásnak és egy porózus csövet helyeznek bele, ezen keresztül a radon az épületen kívüli térbe jut;
- airbrick (rácsos tégl) beépítése, mely szellőzőként funkcionál;
- „radonkút” létesítése: az épülettől 10-60 méter távolságban kutat fúrnak és ebből nagy teljesítményű ventilátor szívja ki a levegőt, így csökken a levegő nyomása a talajban;
- nyomásnövelés az épület belső légterében egy ventilátorral, amely megszűrt és friss levegőt fúj be az épület légterébe, így a radon beáramlása kisebb mértékű;
- altalaj eltávolítás: a leghatásosabb módszer, ha a radon a talajból származik;
- a radon leányelemeinek kivezetése: ebben a megoldásban a ház levegőjét egy ventilátoron és az ehhez csatlakoztatott szűrőn vezetik át, majd visszaforgatják a légtérbe;
- megnövelt szellőztetés, ami fokozza a légcseré mértékét és gyakoriságát.

A munkám során sugárvédelmi költség-hasznosság szempontjából ez utóbbival: a *légcseré (ventilláció)* radon koncentrációra gyakorolt hatásával foglalkoztam.

Ventilláció

A ventilláció során a beltéri levegő cserélődik a külső levegővel, ezért ez jelentős folyamat a radon leányelem-koncentráció változásának megértése szempontjából. Ha az ablakok és ajtók teljesen nyitva vannak, akkor a beltéri koncentráció nagyon közel van a külső levegőéhez. A ventillációs arányossági együtható (ventilation rate, λ_v , [h^{-1}]) (a légcseré aránya a teljes térfogathoz) időfüggő és 3 komponensből áll: természetes levegőcsere az ablakokon és ajtókon keresztül; levegőcsere az épület falának repedésein keresztül; beépített ventilátor-készülék, fűtőberendezés és/vagy légkondicionáló hatására bekövetkező levegőcsere. Általában feltételezik, hogy a kikerülő leányelemek nem jutnak vissza a beltérbe. Habár a ventilláció hatására történő koncentráció-csökkenés jóval kisebb mértékű, mint a depozícióból adódó, azonban egyrészt a ventilláció növelheti a diffúziós koefficiens, így a leányelemek

depozíciós sebessége növekedhet, másrészt a légtérbe való visszakerülés (reszuszenzió) hatására a leányelem-koncentráció növekedik, amelyet a ventilláció csökkenthet le.

A ventillációs arányt leírni nehéz, mivel nagyon komplex folyamatok befolyásolják. A levegő mozgása lényegesen függ a fekvéstől, meteorológiai viszonyoktól (szélsebesség, belső és külső levegő hőmérsékletének különbsége), a lakók szokásaitól, a beszerelt fűtő-, szellőztető- és légkondicionáló-berendezésektől. Ha feltételezzük, hogy a külső levegő olyan gyorsan lép be és keveredik el a beltérben, hogy azonnal megjelenik az adott lakótér teljes légtérfogatában, akkor a szivárgások pontos helyének ismerete nem szükséges. Az idő-átlagolt ventillációs arány valóságos, lakott terekben vizsgálatok szerint $0,2 \text{ h}^{-1}$ -től 2 h^{-1} -ig változik [ICRP (1987); Knutson (1988); Capra (1994); Porstendörfer (1994); UNSCEAR (2000); Lembrechts (2001)]. Mesterségesen szellőztetett lakóterekben a ventillációs arány ennek akár 10-szeresét is elérheti.

2. MÓDSZEREK

2.1. Lakossági sugárvédelmi optimalás paramétereit és alkalmazásuk

Mint az irodalmi összefoglalóból kiderült, az optimalás előfeltétele a dózisbecslés: meg kell határozni a beavatkozás nélküli és a beavatkozással járó helyzetek dózisait és azok egymáshoz való viszonyát. A becslés legtöbbször összetett feladat, a számszerű meghatározás a feladat jellegétől függően egyszerűbb vagy bonyolultabb számítógépes modellezést igényel, emellett legtöbbször egyes paraméterek mérésel történő meghatározását is.

Ahhoz, hogy az optimalási elemzés alapösszefüggésének, azaz a dóziselkerülésből adódó költségcsökkenést is magában foglaló *költség-teljesítmény függvény* (1.2) valamennyi összetevőjének értéke meghatározható legyen, egy fizetési hajlandóságra (willingness to pay, WTP) vonatkozó, lakosságnak szóló kérdőívet kellett összeállítani.

2.1.1. A lakossági WTP-kérdőív

Az alkalmazott WTP-módszerhez felhasznált kérdőív (*Melléklet*) alapja egy, a sugárvédelmi szakembereknek, a franciaországi Sugárvédelmi Központban (Centre d'Etude sur l'Evaluation de la Protection dans le Domaine Nucleaire, CEPN) tervezett kérdőív, melyet néhány éve adaptáltak, majd sikeresen alkalmaztak a Veszprémi Egyetem Radiokémia Tanszékén sugárveszélyes munkakörben dolgozók körében [Eged (2000)]. A lakosságra vonatkozó változatot úgy kellett elkészíteni, hogy a laikus, sugárzástannal nem foglalkozó lakosság körében is elkészíthessük a felmérést és meghatározhassuk a paramétereket.

A kérdőív kitöltése név nélkül, önkéntesen történt, lehetőség szerint egy szakember jelenlétében, aki válaszolt a kitöltők kérdéseire, ha valamit nem értettek tisztán. A kérdőívet átlagosan 30 perc alatt töltötték ki a felmérésben részt vevők. A kérdéseket igyekeztem úgy megfogalmazni, hogy egyértelműek, érthetőek legyenek, viszont szem előtt kellett tartani azt, hogy a megfogalmazás ne befolyásolja a kérdezett alanyt.

A kérdőívet alapvetően négy kérdéscsoportra lehet osztani:

1., A válaszadók általános tájékozottságát, következetességét, becsléseinek valóságközelségét tesztelő kérdések (1-4. kérdés).

2., A rosszindulatú daganat okozta elhalálozás kockázatának csökkentésére vonatkozó fizetési hajlandósági kérdések. A feladatok 0,0001-től 0,001-ig változó egyéni elhalálozási kockázat csökkentésére tettek javaslatot, amelyekre konkrét pénzüsszeggel kellett felelni (5. kérdés). Ez a kérdés volt talán a legnehezebb az összes közül, hiszen legszívesebben mindenki korlátlan pénzüsszeget kínálna fel akár egy haláleset megakadályozására is, azonban fontos, hogy a válasz tükrözze a megkérdezett valódi fizetési képességét/hajlandóságát, tkp. anyagi helyzetét. Ez a módszer egy elfogadott közgazdasági módszer, mely akkor ad használható eredményt, ha a hipotetikusan felajánlott összeg a valós anyagi helyzetből ered. A válaszok alapján lehet meghatározni az α_0 értékét, melyhez az adott társadalomra jellemző statisztikai emberi élet érték (EÉ) becslése szükséges. Ez a kockázat csökkentéséhez tartozó fizetési hajlandóság átlagértékek (WTP átlag) és a kockázatcsökkentés nagyságának hányadosaként számolható:

$$E\acute{E} = WTP \text{ \acute{a}tlag\acute{e}rt\acute{e}k} / \text{kock\acute{a}zatcs\acute{o}kkent\acute{e}s m\acute{e}rt\acute{e}ke}$$

A károsodás pénzben kifejezett α_0 -értékére egy adott egyéni dózis esetén úgy nyerhetünk becslést, hogy ezt az értéket a sugárzás sztochasztikus hatása (pl. rákos megbetegedés) kockázati tényezővel beszorozzuk. Az ICRP ajánlása szerint ez a kockázati tényező lakosságra, fatális daganatos betegség esetén $0,05 \text{ Sv}^{-1}$ az egész élettartamra vonatkoztatva [ICRP (1991)].

3., E kérdéscsoport a sugárterhelésre és a hatására bekövetkező betegség miatti táppénzre kerülésre vonatkozott. A válaszokból következtetni lehet a megkérdezett kompenzációhoz való viszonyulására, azaz kiderült, hogy elfogadna-e nagyobb dózis elszívást (a példa szerint több táppénzen töltött hónapot), ha pénzben kompenzálva lenne fizetés kiegészítéssel (6., 7. kérdés); illetve a nagy dózisoktól való idegenkedésének mértékére, az averzióra adott információt (8.kérdés).

4., Általános kérdések csoportja, amely alapján statisztikai összehasonlító vizsgálatok végezhetőek (9-15. kérdés a korra, a nemre, a nettó jövedelemre stb. vonatkozóan).

2.1.2. A radontól származó lakótéri sugárterhelés csökkentése költség-optimalási szempontból

Ahogy korábban ismertettem, munkám során foglalkoztam a lakótéri légcserre radon koncentrációra gyakorolt hatásával, költség-hasznosság szempontjából. A szellőztetés a legegyszerűbb radon-csökkentési eljárás, melynek során a belső tér radon aktivitáskoncentrációját a magas értékről akár a tizedére csökkentjük, az alacsony radon-koncentrációjú ($5-10 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) külső levegővel cserélve [Deri (1992)]. Másrészt viszont éghajlati viszonyaink között a szellőztetés - különösen a téli - nagy hőveszteséggel járhat, azaz a megfelelő lakótéri hőmérsékletet csak a fűtés növelésével tudjuk tartani. Kérdés, hogy a megnövekedett fűtési költséget kompenzálja-e a csökkentett radon koncentráció, azaz a sugárvédelmi beavatkozással az elkerülhető dózisból származó kisebb egészségkárosodási kockázat?

A cél egyrészt a szellőztetéssel csökkentett radon, az elhárított dózis pénzben kifejezett értékének és a szellőztetéssel járó fűtési költség növekedésének összehasonlítása költség-haszon elemzéssel, másrészt a hazai körülmények között becsült költségoptimalt radon aktivitáskoncentráció és a nemzetközileg ajánlott határértékek összevetése volt.

A költségelemzés mérlegegyenletében (1.2) a kiadást a szellőztetés költségjáruléka képezi, a külső levegő felmelegítéséhez szükséges energia ára. A szellőző berendezés rendszerint kis teljesítményű (<50 W-os) motorral működtethető, ezért az ehhez szükséges villamos energia költsége általában kisebb, mint a fűtés 20 %-a, esetemben ezt elhanyagoltam. Így a szellőztetés, a fűtés költsége a következő összefüggéssel számolható:

$$\eta = u \cdot \kappa \cdot \rho \cdot L \cdot \Delta t \cdot \tau , \quad (2.1)$$

ahol:

η : a fűtés költsége (Ft),

u : az egységnyi energiafogyasztás költsége ($\text{Ft}\cdot\text{J}^{-1}$),

κ : a levegő fajhője ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$),

ρ : a levegő sűrűsége ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$),

L : a szellőztetés intenzitása ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$),

Δt : a külső és belső levegő közötti hőmérséklet különbség (K),

τ : a folyamatos szellőztetés és ezzel azonos fűtés időtartama (h).

Ismeretes, hogy a falakon keresztüli hővezetéssel járó veszteséget is pótolni kell fűtéssel, mely az épület, a lakás jellemzőinek függvényében nagyobb is lehet, mint a beáramló hideg levegő felmelegítése. Mivel a hővezetés alapvetően nem befolyásolja a radon koncentrációját, az ebből eredő energiavesztés költségeit nem elemeztem. Figyelembe kell venni, hogy általában nem a radon csökkentése miatt szellőztetünk, igaz az itt vizsgált esetekben nagy a radon forrása, s ez elleni védekezés miatt viszonylag nagy a légcseré.

Radon-forrásnak a talajt és az építőanyagot tekintjük, ahonnan az exhalációval kiáramló és a lakótérbe kerülő mennyiség állandó pótlást jelent. A be- és kiáramlás egyensúlyi koncentrációja egyenletes szellőztetés esetén

$$C_{Rn} = X / (V \cdot k) \quad (2.2)$$

alakban írható, ahol:

X: az exhaláció a lakótérbe ($Bq \cdot h^{-1}$),

V: a lakótér térfogata (m^3),

k: a szellőzés mértéke, a légcseré aránya a teljes térfogathoz (h^{-1}).

Belátható, hogy az (2.1) kifejezésben használt szellőztetés intenzitása, $L = V \cdot k$.

A szellőztetéssel csökkenthető a radon- és leányelem aktivitáskoncentráció és ezzel párhuzamosan csökken az inhalációs dózis. Adott lakó esetén az elkerülhető effektív dózis a következőképpen becsülhető:

$$\Delta E = I \cdot \Delta C_{Rn} \cdot D_h \cdot F \cdot O, \quad (2.3)$$

ahol:

ΔE : az elkerült egyéni dózis (Sv),

I: a lakó átlagos légzésteljesítménye a lakásban ($m^3 \cdot h^{-1}$),

ΔC_{Rn} : a szellőztetéssel járó radon aktivitáskoncentráció csökkenése ($Bq \cdot m^{-3}$),

- D_h : az inhalációs dózisegyüttható ($Sv \cdot Bq^{-1}$)
- F: az un. egyensúlyi állandó, mely a radon egyensúlyi ekvivalens koncentrációjának (EEC) és a radon koncentrációjának hányadosa (-),
- O: a lakásban töltött időhányad (h).

A (2.3) kifejezésben szereplő légzésteljesítmény (I) és dózisegyüttható (D_h) értéke lakónként változhat, pl. korcsoportok szerint [Nikl (1996)]. Az F egyensúlyi faktor rendszerint 0,3-0,5 közötti érték, esetünkben - egyenletes szellőztetést feltételezve - mind az EEC, mind az F nagyságát a radioaktív bomlási állandók és a sugárzó részecskék energiája mellett a szellőztetés mértéke határozza meg [Déri (1992)]. A lakásban töltött időhányad (O) átlagos esetben elsősorban az alváshoz kapcsolódik, és 0,5 feletti értékre becsülhető.

Mint a szakirodalmi összefoglalóban is kifejtettem, a sugárvédelmi optimalás során a védelmi intézkedéssel, cselekvéssel, beavatkozással elkerülhető dózissal létezik pénzben megadható értéke, mely magában foglalja az egyén és a társadalom pénz formájában kifejezhető hasznát. Ez a haszon arányos az elkerülhető dózissal, de függ az egyéni dózis nagyságától is [NBA (1996); Kanyár (2004); ICRP (2000)], és a költség-haszon mérlegegyenletben megtakarításként jelentkezik. Ezt fejezi ki az (1.2) összefüggés első tagja (egy személy esetén), egyszerűsítve:

$$H = \alpha(E) \cdot \Delta E, \quad (2.4)$$

ahol:

H: a pénzbeli haszon (Ft) egy személy esetén,

$\alpha(E)$: az egységnyi dóziselkerülés pénzbeli haszna, az E egyéni dózistól függően ($Ft \cdot Sv^{-1}$).

A legegyszerűbb esetben az α -érték állandó, független az aktuális körülményektől és bármilyen paramétertől, ilyet alkalmaznak például jelenleg a Paksi Atomerőműben. Azonban a jelen ismeretek, az elfogadott „sugárvédelmi filozófia” szerint az $\alpha(E)$ értéke kis E egyéni dózisonál valószínűleg igen kicsi, míg nagy dózisonál egyre meredekebben növekszik [UNSCEAR (2000)]. Ezt a tendenciát fejezhetjük ki a CEPN által javasolt

hatványfüggvénnyel [Leblanc (1994)], amelyet az 1.2.1. fejezetben bemutatam: ez az (1.3) összefüggés. [Guenther (1997); Katona (2003)]. Az egyre meredekebb növekedés oka az, hogy az egységnyi kollektív dózis elkerüléséből származó haszon (α) értékét az egyéni dózistól úgy tesszük függővé, hogy a kitevőben bevezetjük az un. averziós tényezőt, ami az egyéni dózisoktól való idegenkedést fejezi ki, nagysága pedig az idegenkedés mértékét jelzi. Ez a megközelítés tükrözi az ICRP azon törekvését, hogy a nagyobb dózisok csökkentését kell preferálni. (Ezt pedig az is igazolja, hogy a kisebb dózisoktól kevésbé, a nagyobbaktól jobban idegenkedünk.)

A légzésteljesítmény és a dózisegyüttható mellett az α_0 és az a averziós együttható is mutathat akár egyéni, akár korcsoportos függést. Sajnos e paraméterek értékét rendszerint csak a statisztikai életérték alapján lehet meghatározni, és kb. milliós nagyságrendű populációkra vonatkoznak, emellett nagy a bizonytalanságuk. Bővebb ismeretek, tapasztalat alapján elképzelhető, hogy csökkenthetők a szórások és pontosíthatók az összefüggések pl. az α_0 és a családi jövedelem között.

Mint ismeretes a haszon általában nemcsak pénzben fejezhető ki, számos esetben a dóziscsökkentésnek pszichológiai jellegű előnyei is vannak, különösen egy nagyobb nukleáris baleseti szennyeződést követően. Esetenként ezt a fajta hasznot is megpróbálják anyagi formában kifejezni, figyelembe venni az α_0 értékének megállapításánál [ISOE (2003)].

2.2. Modellezés, mint a dózisbecslés és dózispontosítás eszköze

A számítógépes modell valójában egy jelenség vagy folyamat matematikai leírása. A feladat összetettségétől függően ez megtehető néhány egyszerű formulával, de sokszor több száz differenciálegyenletről álló rendszer sem tükrözi jól a már kvalitatív módon ismert, ill. a valós viszonyokat. A természetben lejátszódó folyamatok leírásánál ez a legfőbb probléma, mivel azok összetettsége, többszörös egymásra hatása és gyakran nem teljesen tisztázott mechanizmusuk miatt sok esetben még elméletileg sem készíthető pontos modell. Ennek ellenére sokszor ez a legcélszerűbb és gyakran az egyetlen módja a környezeti, sugárvédelmi problémák vizsgálatának. A modellek segítségével a mérés számára hozzáférhetetlen mennyiségek határozhatók meg, prognosztizálások készíthetők [Éltető (1982)].

A matematikai formában megfogalmazott modelleket az 1930-as években kezdték alkalmazni számos tudományterületen. Alapvetően ezek alapján indultak el azok a fejlesztések, amelyek révén az ökológia és környezetvédelem egyes területei is sikeresen alkalmazzák a modelleket.

A matematikai modell természetesen a valóság bizonyos fokú leegyszerűsítését jelenti, ennek mértékét a feladat jellege és a rendelkezésre álló lehetőségek alakítják ki. Egy probléma gyakran többféle, sokszor egymástól nagyon eltérő modellel is leírható, az egyszerűbb félempirikus, több elhanyagolással élő módszerektől a bonyolult, sok paramétert, kiindulási adatot és összetett számítást igénylő, de várhatóan széleskörűen alkalmazható és pontosabb eredményt adó eljárásokig. Az utóbbiak hátránya, hogy a nagyobb gépidőn túl jóval több és jóval pontosabb bemenő adatokat igényelnek, ami nem mindig teljesíthető. Valamint a nagyobb számú kiindulási paraméter – továbbá azok bizonytalanságából eredően a (modelltől függő) hibaterjedés miatt - jelentősen kitágíthatja az eredmények konfidencia intervallumát, ezért rendszerint célszerűtlen a szükségesnél összetettebb eljárásokat kidolgozni. Emellett azonban számos más irányelv betartása is igen fontos, melyeket részben az adott feladat jellemzői határoznak meg, és a legtöbb modellező a gyakorlati tapasztalatai alapján alakítja ki őket.

A modellezés kiindulópontja rendszerint a megfigyelt, vagy vizsgált jelenségből szerzett tapasztalat, a megfigyelt, ill. a mért eredmény. Ezek alapján történik a jelenség

fontosabb elemeinek kiemelése, pl. a szcenárió verbális megfogalmazása, leírása. Ennél részletesebb megfogalmazás az ún. koncepcionális modell, amivel a kvantitatív, a matematikai leírás megalapozása történik. A koncepcionális forma alapvetően a szakterületen használt elemek, eljárások és módszerek figyelembe vétele, alkalmazása [Kanyár (2001)].

A radionuklidok környezeti viselkedésének tanulmányozására jól alkalmazhatók a nyomjelző-kinetikában és biokémiában bevezetett kompartment rendszerek. A kompartment fogalom lényege, hogy a vizsgált rendszerben (levegőben, talajban, emberi testben, egy növényi szervben, egy jellemző kémiai formában stb.) találhatóak olyan morfológiailag, vagy akár funkcionálisan jól elkülönülő részek, melyekben a vizsgált radioaktív anyag eloszlása homogénnek tekinthető. Ezeket, a vizsgált anyag szempontjából homogén részeket nevezzük kompartmenteknek (rekeszeknek) [Jacquez (1972)], amelyekre teljesülnek a következő feltételek:

- bennük a vizsgált anyag csak egyfajta módosulatban, homogén eloszlásban van jelen,
- a keveredés a kompartmenten belül sokkal gyorsabb, mint a rekeszek között,
- a rekeszeket összekötő csatornáknak lévő mennyiség elhanyagolható.

Kompartment rendszer (mely tipikus koncepcionális modell-megfogalmazás) segítségével közönséges, idő szerinti differenciálegyenletek alkalmazásával leírható a nuklidok bomlása, átalakulása, fizikai-kémiai reakciókban való részvételük, koncentráció-változások stb.

Egy kompartment-rendszerben az anyagáramokat általános alakban a következő vektor-mátrix differenciál egyenletrendszerrel írhatjuk fel:

$$\frac{dc}{dt} = P \cdot c + b \quad (2.5)$$

ahol:

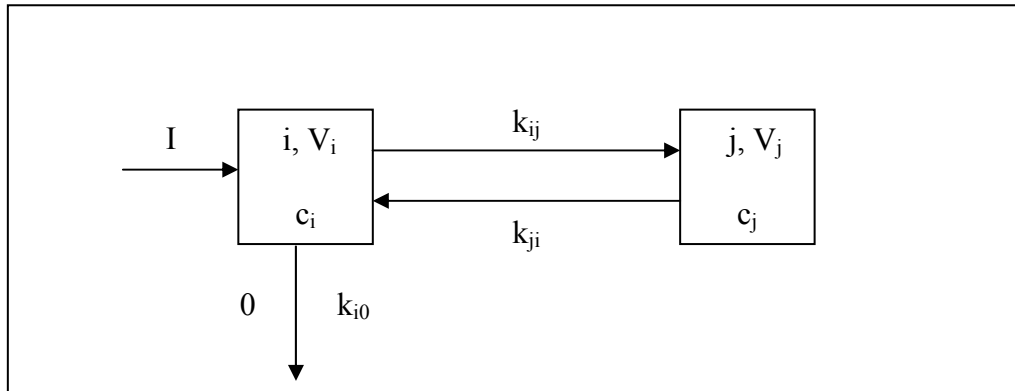
c vektor : a kompartmentekben lévő aktivitás-koncentrációkat tartalmazza [Bq·kg⁻¹ ill. Bq·l⁻¹];

t : idő [s, h, nap];

P mátrix : a kompartmentek közötti transzportegyütthatókat, átviteli tényezőket tartalmazza [s⁻¹, h⁻¹, nap⁻¹];

b vektor : a c vektor kezdeti értékeit ill. a be és kiáramlást tartalmazza.

A 2.1. ábrán látható kompartment modell részlet egyes rekeszei i-vel és j-vel, térfogatuk V_i -vel és V_j -vel, a környezet 0 indexszel, a bennük lévő anyag koncentrációja c_i -vel és c_j -vel vannak jelölve. A k_{ij} stb. a nyilaknak megfelelő irányú transzportegyütthatókat jelöli, I a környezetből történő beáramlást, 0 pedig a környezetbe történő kiáramlást jelenti.



2.1. ábra:
Az általános kompartment rendszer sémája

Ekkor a c_i változására az alábbi differenciál-egyenlet írható fel:

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{I-0}{V_i} - (k_{i0} + k_{ij}) \cdot c_i + k_{ji} \cdot \frac{V_j}{V_i} \cdot c_j \quad (2.6)$$

A teljes kompartment-rendszerben történő mozgást leíró differenciál-egyenletrendszer pedig a következő lesz [Nényei (1998)]:

$$\begin{bmatrix} \frac{dc_i}{dt} \\ \frac{dc_j}{dt} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} -(k_{i0} + k_{ij}) & k_{ij} \cdot \frac{V_j}{V_i} \\ k_{ji} & k_{ji} \cdot \frac{V_j}{V_i} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} c_i \\ c_j \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \frac{I}{V_i} \\ 0 \end{bmatrix} \quad (2.7)$$

Ha a szakirodalomban megismert összes jelenséget figyelembe akarjuk venni, akkor rendszerint igen összetett lesz a koncepcionális modell. Amennyiben célunk a kvantitatív leírás, a számítógépi szimuláció, akkor a koncepcionális alakban bevezetett összes paraméter (transzportegyütthatók, kompartment térfogata stb.) értékét is ismerni kell, legalább kisebb-

nagyobb pontossággal. Ez rendszerint határt szab az alkalmazott modell bonyolultságának. Ezért a modellezés igen fontos feladata a paraméterek értékének meghatározása, becslése, amelyek mellett számításokat, szimulációt végzünk. A paraméterek származtatása igen összetett feladat, a szakterület alapos ismerete szükséges hozzá. Számos esetben az irodalomban szereplő értéket transzformálni is kell [Kanyár (2004)].

2.2.1. A modellezéshez használt MODELMAKER szoftver

A feladatunk megoldásához egy olyan modell felépítésére volt szükség, amely rugalmasan tudja kezelni az előző fejezetben felsorolt folyamatokat, melyre alkalmas a PE (korábban VE) Radiokémia Tanszékén rendelkezésre álló MODELMAKER[®] (Cherwell Scientific Ltd.) programcsomag 4.0 verziója. Ez a szoftver egy szimulációs programcsomag, amely képes kompartmentekből felépülő modellek (nem feltétlenül radioaktív szennyezés terjedését leíró modellek) megépítésére és megoldására a felállított matematikai összefüggések alapján.

A MODELMAKER[®] elsősorban időben változó (dinamikus, közönséges differenciálegyenletekkel jól leírható) jelenségek, folyamatok szimulálására alkalmazható előnyösen. Természetesen más, akár algebrai formában, nemlineáris és parciális differenciálegyenletekkel stb. leírható jelenségek vizsgálatára is alkalmas, ha a probléma visszavezethető elsőrendű közönséges differenciálegyenletek megoldására. A rendszer használatához elsősorban szakmai, modellezési ismeretek szükségesek, különösebb matematikai és számítógépi specialitások nélkül. A program nemcsak szimulációk végrehajtásához alkalmas, hanem segítségével paraméter érzékenység, paraméterbizonytalanság elemzés és nemlineáris paraméterbecslés is végezhető.

A dinamikus modellnek megfelelően a kompartmenteken belül a paraméterek és a koncentráció nem változik a térben, a kompartmentek közötti anyagáramot adjuk meg a differenciálegyenletek segítségével. A szoftver a felállított differenciálegyenleteket peremfeltételek figyelembe vételével oldja meg. Lehetőség van a számításokat különböző integráló módszerekkel megoldatni. A program 4.0-ás verziója ötféle numerikus módszert ajánl fel a differenciálegyenlet megoldására. Választhatunk a legegyszerűbb *Euler-módszertől*

kezdve, a középpontok módszere (*Mid-point*), a negyedrendű *Runge –Kutta* módszer, a „nagy ugrásos (wild leaps)” *Bulirsch-Stoer*, vagy a *Gear módszer* között, mely utóbbi az extrém viselkedésű rendszerek esetén alkalmazható előnyösen.

2.2.2. Modell a radontól származó lakossági inhalációs dózis becsléséhez

A radontól származó inhalációs dózis becslése lehetséges modellezéssel is, amihez elengedhetetlen a rövid felezési idejű leányelemei levegőbeli viselkedésének részletes ismerete. A következőkben ezek a fizikai folyamatok kerülnek bemutatásra, majd pedig a bemutatott folyamatokat leíró modell.

A szabad („unattached”) ²²²Rn leányelemek viselkedése a levegőben

Mint ahogy már az 1.1.1. fejezetben is említettem, a nem-kötött, vagy szabad („unattached”) leányelemen a levegőben lévő azon radon leányelemeket értjük, melyek töltöttek, vagy semlegesek is lehetnek, bármilyen fizikai-kémiai állapotban, az egyetlen kritériumuk, hogy nincsenek aeroszol részecskéhez kötve. Mivel a leányelemek viselkedése nagyon komplex, ezért a különböző irodalmi források egyszerűsítésként azt tételezik fel, hogy nincs különbség az egyes ²²²Rn leányelemek viselkedésében, így a sor első eleme, a ²¹⁸Po reprezentálja a többi viselkedését is.

A szabad ²¹⁸Po valós környezeti körülmények között molekuláris méretű (<10 nm), így az atomjai mozgását az egyes gázmolekulák mozgása befolyásolja, mobilitását a *diffúziós állandója* jellemzi. 1956 óta számos tanulmány foglalkozott a levegőben lévő szabad ²¹⁸Po diffúziós állandójának meghatározásával, részben ellentmondó eredményekkel. Ezen tanulmányokat Phillips foglalta össze [Phillips (1988)], ennek alapján a megállapított diffúziós állandók 0,01 - 0,1 cm²·s⁻¹ értékek között változnak, a kísérleti körülményektől függően, a levegő kémiai és fizikai állapotának tekintetében. Más vizsgálatok szerint alacsony nedvességtartalomnál (<2%) ez az érték 0,024 cm²·s⁻¹, nagyobb vízgőztartalom esetén (>30%) 0,068 cm²·s⁻¹ [Porstendörfer (1979)]. Továbbá a leányelem atomján lévő töltés jelenléte növeli az interakcióra való hajlamát a környező levegőben lévő ionokkal, amely alacsonyabb diffúzivitást eredményez. Emiatt a töltéssel rendelkező radon leányelem diffúziós állandója kisebb, mint a vele egyező, de semleges töltésű atomé. Ezek alapján elmondható, hogy nincs

„egyszerű” diffúziós koefficiense a ^{222}Rn leányelemeinek. Mind a szabad leányelem elektromos töltése, mind a mérete meghatározza a koefficiens értékét, melyet különböző kémiai és/vagy fizikai körülmények is befolyásolnak. Ezért körültekintéssel szabad csak egy egyedi értéket használni, ha a beltéri környezet valóságos helyzetét akarjuk reprezentálni.

A leányelemek és az aeroszol

A radon leányelemei részt vesznek a levegő kinetikai folyamataiban és *kötődnek* az ott jelen lévő *aeroszol részecskékhez*. Az aeroszol kifejezés – amely görög levegő-részecske szavakból származik - a légkörben lévő 1 nm-től 100 μm -ig terjedő folyadék vagy szilárd részecskék alkotta diszperz rendszert jelöli. Az aeroszol részecskék természetes és antropogén folyamatokból származnak, így például lehetnek: „talajpor” (soil dust), tengeri só, égési termékek, álló vagy mozgó forrásból (mint például erőművek, autók, erdőtüzek) eredő gáz-emisszió, illó anyagok és biológiai alkotók (pollen, spórák, baktériumok, stb.) [Willeke (1993); Maroni (1998); Friedlander (2000)]. Keletkezési mechanizmusuk alapján két fő csoportba sorolhatók. Az egyik az ún. elsődleges, vagy durva aeroszol csoport, ahol a részecskék mérete $> 2\mu\text{m}$, és direkt módon (főleg diszperzióval) jutnak a légkörbe. A másik a finom aeroszol csoport, ahol a részecskék mérete $< 2\mu\text{m}$ és másodlagos folyamatok révén (pl. koagulációval, kondenzációval) a légkörben keletkeznek [Hinds (1982)].

A beltéri aeroszol-koncentráció leginkább a kültéri aeroszol-koncentrációtól, a ventillációs aránytól és a lakók szokásaiból adódó beltéri forrásoktól függ. A főzés, a dohányzás és spray-k használata prominens forrása a beltéri aeroszolnak. Mivel az aeroszol részecskék alakjukat tekintve rendkívüli módon változatosak, ezért általában az ún. ekvivalens átmérőt határozzák meg, amely annak a részecskének az átmérője, mely gömb alakú és ugyanolyan specifikus fizikai tulajdonságokkal rendelkezik, mint a vizsgálni kívánt részecske. Például, ha a véletlen molekuláris mozgás a vizsgálat tárgya, akkor a diffúzió-ekvivalens átmérő annak az egységnyi sűrűségű gömbnek az átmérője, amelynek a diffúziós tulajdonsága megegyezik a kérdéses, ismeretlen alakú részecskéével [Willeke (1993); Dorrian (1997); Friedlander (2000)].

Bár az aeroszol az atmoszféra tömegének csak nagyon kis hányadát adja, igen fontos szerepet játszik a légkörkémi folyamatokban, befolyásolja a földi klímát, továbbá hatással van az ember és más élőlények egészségére. Az aeroszol ember egészségére gyakorolt negatív hatását már régóta ismerik. Számos nemzetközi tanulmány, kutatási eredmény konzisztensen

összekapcsolja a megnövekedett aeroszol részecske koncentrációt és a légzőszervi, érrendszeri és rákos megbetegedésekkel kapcsolatos haláleseteket, valamint a tüdőgyulladás, az asztma és más légzőszervi problémák kockázatának növekedését.

Mint említettem az *aeroszolhoz való kötődés* során a levegőben lévő *szabad radon leányelem* atomos vagy klaszter formában, a gázmolekulákra jellemző véletlen mozgás következtében, nekiütődik egy aeroszol részecskének, és hozzátapad. A jelenlegi ismeretek szerint az aeroszolhoz való kötődés elméletének legelfogadhatóbb, mérvadó magyarázata Porstendörfertől származik [Porstendörfer (1994)]. Ez az elmélet a véletlen ütközéseken alapszik, ami lejátszódik a levegőben lévő szabad leányelem, az aeroszol részecske és a gázmolekulák között; lényege, hogy a levegőben lévő leányelemek aeroszol felülethez való kötődésének a valószínűségét tekintik egységnek.

A leányelemek *le is válhatnak* az aeroszol részecskék felületéről (*deszorpció*), amihez korábban hozzákötődtek, mégpedig az α -bomlás visszalökődési energiája miatt. Az α -visszalökődési faktor megadja az aeroszolhoz kötött radon leányelem aeroszról történő deszorpciójának valószínűségét. A radon leányelemeinek α -visszalökődési energiái 0,1 MeV körüliek, melyek nagyobbak, mint a molekulák felületi adszorpciójának potenciális energiája (eV nagyságrend), tehát az aeroszolhoz kötött radon leányelemek α -bomlása esetén a keletkező atomok bizonyos hányada leszakadhat a hordozó részecske felületéről. [Amgarou (2002)]. Az α -visszalökődési mechanizmus kísérleti vizsgálata után kiderült, hogy az függ a részecske méretétől és az aeroszolon történő nukleáris leállítási energiától (nuclear stopping power in aerosol) [Mercer (1976); Kojima (1988)]. Ezen vizsgálatok szerint az *α -visszalökődési hányad* 0,8. A legújabb közlemény szerint [Stevanovic (2004)] a visszalökődési tényező függ még az aeroszol részecske alakjától, anyagától, felületi/térfogati kontaminációtól, és értéke 0,1 és 0,8 között változhat.

Mivel a β -sugárzók visszalökődési energiája sokkal kisebb, mint az α -sugárzóké (ld. fent), és kísérletileg sem bizonyított, hogy β -bomlás után aeroszról való leszakadás következne be, ezért a *β -visszalökődési hányadot 0-nak* tekintik.

Depozíció a felületekre

A levegőbeli radon leányelemek, függetlenül attól, hogy szabad vagy kötött formában vannak-e jelen, hajlamosak kiüledni (deponálódni) a beltér bármely levegővel közvetlenül érintkező felületére, így a továbbiakban inhalációval nem kerülnek be a szervezetbe, és nem okoznak tüdődózist. Tökéletesen keveredett beltéri levegőt feltételezve, valamint azt, hogy a beltéri felületek egyformán hatékonyan „gyűjtik” a radon leányelemeket, a kiüledést jellemző veszteségi arány a szabad, és az aeroszolhoz kötött leányelemeket is figyelembe véve megadható a következő módon:

$$\lambda_d^u = v_d^u \frac{S}{V} \quad \text{és} \quad \lambda_d^a = v_d^a \frac{S}{V}, \quad (2.8)$$

ahol a felső indexben szereplő „*u*” vonatkozik a leányelemek szabad („unattached”) és „*a*” az aeroszolhoz kötött („attached”) formájára, *S* a lehetséges kiüledési felület, *V* a beltéri levegő térfogata, és v_d^u (v_d^a) a szabad (és kötött) radon leányelemek depozíciós sebessége.

Az aeroszol részecskék nagy mérete (0,1 μm és 10 μm között) és következésképp alacsony diffúziós koefficiense miatt ($2 \cdot 10^{-8} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ -től $7 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) az aeroszolhoz kötött leányelemek depozíciós sebessége sokkal kisebb, mint a levegőben szállított szabad elemeké (kb. két nagyságrendnyi különbség). Ráadásul a kiüledési hatást növelheti a beltéri levegő mozgása vagy váratlan elektromos mezők létrejötte, köszönhetően az otthoni elektromos készülékeknek és/vagy a felületek elektrosztatikus töltöttségének. Következésképpen nehéz megjósolni kellő pontossággal a depozíciós sebességek várható értékeit bármely beltéri környezetben. Ez a nehézség azért is fennáll, mert kevés közvetlen mérés történt a kiüledési sebességek valós környezetben történő meghatározása érdekében. Másfelől 1980 óta számos kísérletet végeztek kis expozíciós kamrákban (segítségükkel lehetséges kizárni az aeroszol részecskék jelenlétét, így az aeroszolhoz való kötődést nem kell figyelembe venni), annak érdekében, hogy kísérleti értékeket kapjanak depozíciós sebességekre [Bruno (1983); Knutson (1988)]. A közölt értékek szerint a szabad radon leányelemek depozíciós sebessége 0,05 – 0,5 $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ között van. Az aeroszolhoz kötött leányelemek esetén a depozíciós sebességek kevésbé konzisztensek, de leginkább $5 \cdot 10^{-4}$ és $5 \cdot 10^{-3} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ közé esnek.

A felület/térfogat arány, $\frac{S}{V}$, függ a szoba méretétől éppúgy, mint a benne lévő bútoroktól. Egy gömb vagy kocka alak „a” átmérővel vagy oldalhosszúsággal $\frac{S}{V} = \frac{6}{a}$ arányt ad. Az utóbbi geometriát tekinthetjük mérvadónak a legtöbb otthon vagy munkahely esetén. Figyelembe véve, hogy bármilyen bútor megnövelheti a beltéri felületet és csökkentheti a levegőtérfogatot, egy nagyobb felület/térfogat arányt kell tekintetbe vennünk a tipikus lakóhelyek esetén, $\frac{S}{V} = 3 \text{ m}^{-1} - 6 \text{ m}^{-1}$ között [Porstendörfer (1994)]. Ezekkel az értékekkel és a korábban említett kiülepedési sebességekkel, a szabad és kötött leányelemek depozíciós aránya 5 h^{-1} -től 110 h^{-1} -ig, illetve $0,05 \text{ h}^{-1}$ -től $1,1 \text{ h}^{-1}$ -ig változhat.

Ventilláció

A ventillációról, mint radon- és leányelem-koncentráció csökkentő hatásról az 1.2.2.-es fejezetben részletesen szóltam. Csak azt emelném ki újra, hogy a ventillációs arányossági együttható (λ_v , [h^{-1}]) (a légcsera aránya a teljes térfogathoz) időfüggő, és 3 komponensből áll: természetes levegőcsere az ablakokon és ajtókon keresztül; levegőcsere az épület falának repedésein keresztül; beépített ventillátor-készülék, fűtőberendezés és/vagy légkondicionáló hatására bekövetkező levegőcsere. Habár a ventilláció hatására történő koncentráció-csökkenés jóval kisebb mértékű, mint a depozícióból adódó, azonban egyrészt a ventilláció növelheti a diffúziós koefficiens, így a leányelemek depozíciós sebessége növekedhet, másrészt a légtérbe való visszakerülés (reszuszpenzió) hatására a leányelem-koncentráció növekedik, amelyet a ventilláció csökkenthet le.

Az idő-átlagolt ventillációs arány valóságos, lakott terekben vizsgálatok szerint $0,2 \text{ h}^{-1}$ -től 2 h^{-1} -ig változik [ICRP (1987); Capra (1994); Porstendörfer (1994); Lembrechts (2001)]. Mesterségesen szellőztetett lakóterekben a ventillációs arány ennek akár 10-szeresét is elérheti.

A radon beltéri koncentrációját meghatározó paraméterek

Mint tudjuk, a beltéri radon koncentrációt két paraméter határozza meg: a talajból, illetve az építőanyagból történő *bejutás mértéke*, és a külső, alacsony radon koncentrációjú levegővel való *keveredés, hígulás mértéke*. Másfelől ezeket a paramétereket a lakóter tulajdonságai (tervezés, fekvés, szerkezeti anyagok, lakók szokásai, stb.) befolyásolják. Mivel

a lakó- és munkahelyek felépítése végtelenül változatos, egymással kapcsolatban álló szobákat is tartalmaz, ezért a beltéri radon koncentráció térbeli és időbeli változásának vizsgálata nehéz feladat. Az egyszerűség kedvéért érdemes egy egyszobás lakóteret feltételezni, és a valóságos többszobás épületekre való vonatkoztatás megoldható a szomszédos szobák közötti levegőcsere figyelembe vételével (zónák közötti áramlás). Ez esetben azonban a kontinuitási feltételnek minden szobára teljesülnie kell.

A folyamatokat leíró dinamikus modell

A 2.2.1. fejezetben bemutatott MODELMAKER[®] szoftver segítségével felépítettem egy dinamikus modellt, amelyet egyrészt a lakótéri optimális radon aktivitáskoncentráció becsléshez használtam fel, másrészt, a 2.3.-as fejezetben bemutatott módszerfejlesztéshez, a módszer megfelelőségének / validálásának vizsgálatához. A ²²²Rn és rövid életű leányelemei koncentráció-változásának szimulálásához a következő (az előbbieken részletesen bemutatott) folyamatokat vettem figyelembe: radioaktív bomlás, radon beáramlás a légtérbe, kiáramlás a légtérből a szellőzés hatására, a szabad leányelemek aeroszol részecskékhez való kötődése, az α -bomló nuklidok leányelemeinek a visszalökődési energia miatti lelökődése a levegőben lévő aeroszol részecskékről, depozíció a felületekre, reszuszpenzió a felületekről a légtérbe (2.3. ábra). Feltételeztem, hogy a beltéri levegő teljesen keveredett és a radon-gáznak a szellőztetés és a radioaktív bomláson kívül nincs más nyelője. A radon leánytermékeinek beltéri viselkedésére először Jacobi (1972) épített fel egy modellt, amelyet azóta számos kutató fejlesztett tovább [Porstendörfer (1978); Bruno (1983); Knutson (1988); El-Hussein (1996); Cauwels (2000); Balásházy (2000); Shaikh (2003)]. Az egyes leányelemek aktivitás koncentrációjának számításához a következő differenciál-egyenleteket vezettem be:

$$\frac{dc_i \text{ (szabad frakció)}}{dt} = -\lambda_v \cdot c_i^{sz} + \lambda_v \cdot c_{i,k \text{ int}}^{sz} + c_{i-1}^{sz} \cdot \lambda_{i-1} - c_i^{sz} \cdot \lambda_i + (R_{i-1} \cdot \lambda_i \cdot c_{i-1}^k) - \beta \cdot Z \cdot c_i^{sz} - k_{dep} \cdot c_i^{sz} + k_{res} \cdot c_i^{sz} \quad (2.9)$$

$$\frac{dc_i \text{ (kötött frakció)}}{dt} = -\lambda_v \cdot c_i^k + \lambda_v \cdot c_{i,k \text{ int}}^k + c_{i-1}^k \cdot \lambda_{i-1} - c_i^k \cdot \lambda_i + (1 - R_{i-1}) \cdot \lambda_i \cdot c_{i-1}^k + \beta \cdot Z \cdot c_i^{sz} - k_{dep} \cdot c_i^k + k_{res} \cdot c_i^k \quad (2.10)$$

ahol:

$c_i^{sz}; c_i^k$: a szabad és kötött frakciójú ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi beltéri aktivitás koncentrációja ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$);

$c_{i,k\text{ int}}^{sz}; c_{i,k\text{ int}}^k$: a szabad és kötött frakciójú ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi kültéri aktivitás koncentrációja ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$);

λ_v : ventillációs arány (h^{-1});

λ_i : az i-edik nuklid bomlási állandója (h^{-1});

R : α -visszalökődési hányad (-)

Z : aeroszol részecskék száma (cm^{-3})

β : kötődési állandó, az aeroszol részecske felületére történő adszorpció valószínűségét/sebességét fejezi ki ($\text{cm}^3\cdot\text{h}^{-1}$);

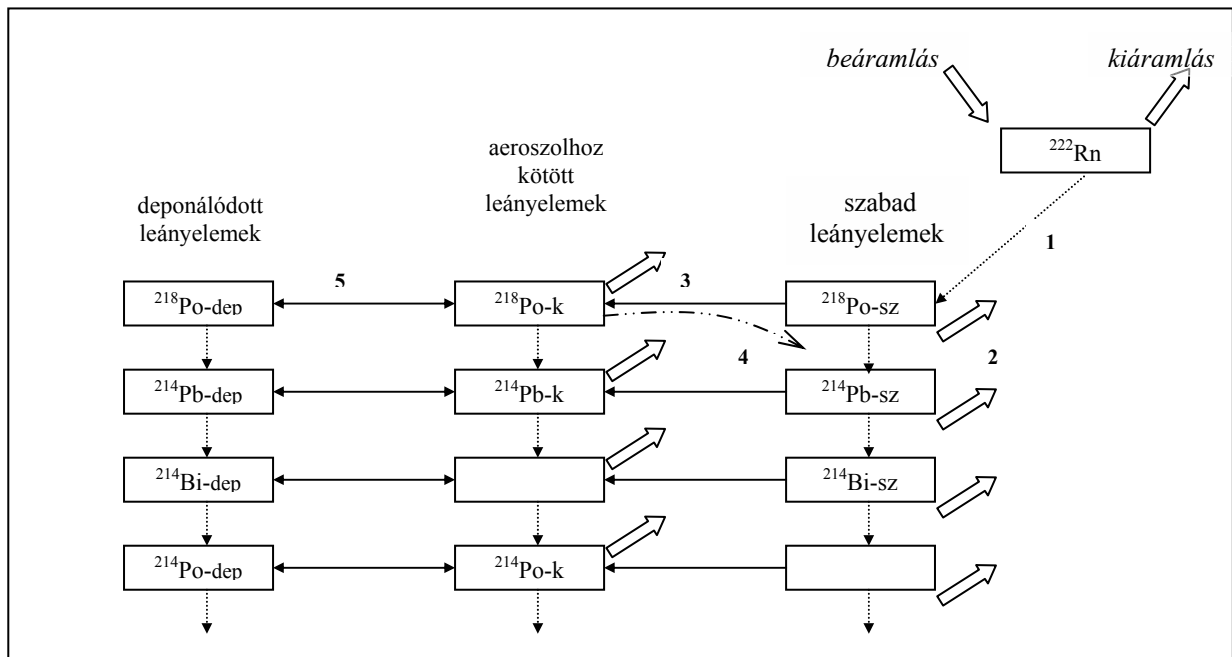
k_{dep}, k_{res} : depozíciós és reszuszpenziós arányossági tényezők (h^{-1}).

Ahogy az előző fejezet részben bemutattam, a MODELMAKER program kompartmentekből, azaz rekeszekből épül fel, egy-egy rekeszben a 2.2. ábrának megfelelő folyamat okozta koncentráció-változást leíró matematikai kifejezés szerepel, így összesen 35 db differenciál egyenlettel operáltam. Tehát az előbb kifejtett két egyenlet (2.10; 2.11) összefoglaló jellegű.

A ^{222}Rn egyensúlyi ekvivalens koncentrációját (EEC), mely alapja a dózisbecslésnek, a következő összefüggéssel számítottam:

$$EEC_{Rn} (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}) = 0,105 \cdot C_{Po-218} (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}) + 0,515 \cdot C_{Pb-214} (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}) + 0,380 \cdot C_{Bi-214} (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}), \quad (2.11)$$

ahol a konstansok az egyes leányelemek teljes potenciális alfa energiához való hozzájárulásának hányadát adják [UNSCEAR (2000)].



2.2. ábra:

A rövidéletű radon leányelemek kinetikájának beltéri modellezésekor
figyelembe vett nuklidok és folyamatok

(a nyilak jelentései: 1: radioaktív bomlás, 2: ventiláció, be- és kiáramlás, 3: kötődés aeroszol részecskéhez, 4: α -bomlást követő visszalökődés, 5:depozíció és reszuszpenzió)

2.2.3. Modell a kontaminálódott öntözővíz használatából adódó lakossági dózis becsléséhez

A nemzetközi munkában (BioMoSA projekt) - mint az 1.1.2. fejezetben is említettem - öt különböző környezeti (éghajlati, atmoszférikus, hidrológiai, hidrogeológiai) és mezőgazdasági (föld- és vízhasználati) viszonyokkal rendelkező európai helyszín lett kiválasztva, melyekre a munkacsoportok modelleket fejlesztettek és számításokat végeztek [Pröhl (2005), Olyslaegers (2005)].

A munka egyik célja volt, hogy a radioaktív hulladék elhelyezés szempontjából fontos hosszú élettartamú radionuklidok (^{38}Cl , ^{79}Se , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{135}Cs , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{231}Pa , ^{237}Np ,

^{238}U és ^{239}Pu) bioszférabeli terjedésének modellezésére és a lakossági sugárterhelés prognosztizálására alkalmas eljárásokat összehasonlítsa, egy teszt scenárió keretében. A vizsgált nuklidok körét BioMoSA munkamegbeszélésen a résztvevő országok közösen határozták meg, a kijelölés alapja elsősorban a radioaktív hulladékban való előfordulási gyakoriság volt. A vizsgált időtartam 10 000 év volt, miközben feltételeztük, hogy ezalatt a jelen éghajlati viszonyok, termelési és fogyasztási szokások maradnak. (E kérdésben az EC BIOCLIM-jelű projekt résztvevőivel is többször tárgyaltak az intézetek képviselői, de a nagy bizonytalanságok miatt végül a jelen viszonyok fennmaradásával számoltak.) A modellezéshez, a becslésekhez figyelembe kellett venni a leányelemek keletkezését és mozgását a talajban és a táplálékláncban, ami a soktagú bomlási sorok esetén bizonyos fokú közelítést igényelt. Mivel a radioaktív hulladék esetén éves átlagértékek meghatározása szükséges, szezonális ingadozások nem szerepeltek. A több évre vonatkozó változások hatásait, az időfüggést alapvetően csupán a talajrétegekben infiltrálódó radionuklidok mozgásánál kellett figyelembe venni, az anyaelem-leányelem átalakulások mellett.

A projekt végül a következőkre koncentrált:

- a helyi hulladék elhelyezés bioszféra jellemzőinek összegyűjtése, figyelembe véve a bizonytalanságokat (magyar megközelítés: Bátaapáti környéke);
- modellek javítása, ellenőrzése a FEP-lista (*Features, Event, Process*) és a kölcsönhatási mátrix technikákkal, leírásuk elkészítése egységes szempontok szerint;
- az erre a célra kialakított modellek, összegyűjtött paraméterek és a becsült lakossági dózisértékek összehasonlítása egymás között, egy teszt scenárió segítségével.

Az összehasonlítás céljából választott scenárió a kontaminált víz használatához kapcsolódott. A scenárió szerint forrásból, folyóból, állóvízből származó, $1 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ aktivitáskonzentrációjú vízzel öntözik a kerti, mezőgazdasági művelés alatt álló területet ("kútvíz-scenárió"). Ezt követően 1, 100, 500, 1000 és 10 000 év után kell prognosztizálni az egyes környezeti elemek (köztük az ivóvíz, levegő, talaj, élelmiszer stb.) radionuklid szennyezettségét, és az egyes besugárzási útvonalaktól eredő lakossági sugárterhelést, a saját környezeti viszonyokat tükröző paraméterértékek mellett. Az ^{238}U ill. leányelemei esetén csak két laboratórium (SCK-CEN és VE) tért ki a ^{222}Rn keletkezésére és az ebből eredő dózis becslésére.

Ebben a feladatban a szükséges nuklid-függő és nuklid-független paraméterek összegyűjtését, ellenőrzését és a számítógépi szimulációkat végeztem. A modell-fejlesztésben bevezettük és alkalmaztuk a NAÜ-projektekben korábban javasolt FEP-lista és a

kölcsönhatási mátrix technikákat, elsősorban a modell esetleges szerkezeti hibáinak kiküszöbölésére.

Két különböző korcsoportot vett minden munkacsoport figyelembe: felnőtteket és csecsemőket (1-2 év). Minden egyes helyszínre specifikus bioszféra modell készült, a különböző mezőgazdasági és környezeti besugárzási útvonalak hipotetikus kontaminációjára, és az egyéni dózisok becslésére, *az ivó- és öntözővíz - lerakott radioaktív hulladéktól való - elszennyeződését követően*. Minden modell tartalmazott ivóvíz, leveles növény, gyökérnövény, tej, marhahús és édesvízi hal fogyasztást, míg gyümölcsök, gabona, disznóhús, csirkehús, bárányhús és tojás-fogyasztás specifikus bekerülési útvonalak voltak. A besugárzási útvonalak között volt a reszuszpendált talajrészecskék belégzése, valamint a kontaminált területen élők külső sugárterhelése is. A BioMoSA résztvevők által fejlesztett hely-specifikus modellek eredményeit és az exponált csoportok egyedi, normált dózisait egymással összevetettük. Minden helyszín esetén hely-specifikus számítás készült, emellett egyéni éves dózis-számítás; a fontos folyamatok és paraméterek azonosítva lettek és az eredmények bizonytalansági elemzése sztochasztikus becslés segítségével elkészült.

A "kútvíz scenárió" esetében a legfontosabb besugárzási útvonal az ivóvíz-fogyasztás volt, szinte az összes nuklidra. Az elszennyeződött kútvíz fogyasztását a kritikus csoportnál közvetlennek tételeztük fel. A munkacsoport tagjai általában nem számoltak a radionuklidok hígulásával, csak a magyar modell tételez fel a vízkezelési folyamat során bizonyos mértékű filtrációt/átszivárgást.

A dózisbecslés során - a scenárióból következően - fontos tényezőnek az öntözés adódott, hiszen kontaminálódott vízzel való öntözés során a növények a leveleikkel felfogják a vizet és így elszennyeződnek. Emellett a mezőgazdasági területek öntözése a talaj elszennyeződését is okozza, ami hosszú-távú forrása lesz a növények kontaminációjának a gyökéren keresztüli tápanyagfelvétel miatt. Másik hosszú-távú forrás pedig a szennyezett talajrészecskék reszuszpenziója majd depozíciója a növényzetre. A talaj legfelső rétegének radioaktivitása csökkenhet a nuklidok fizikai feleződésének és a mélyebb, gyökérszóna alatti talajrétegek felé történő migrációjának következtében. A hosszú felezési idejű radionuklidokról feltételeztük, hogy a talaj csak azon részeiben akkumulálódik, ahonnan később a növények felveszik azokat.

Az állatok kontaminálódott növényekkel való etetése a hús, a tej és egyéb állati termékek elszennyeződéséhez vezet. A legelő szarvasmarhák a növényvel együtt a

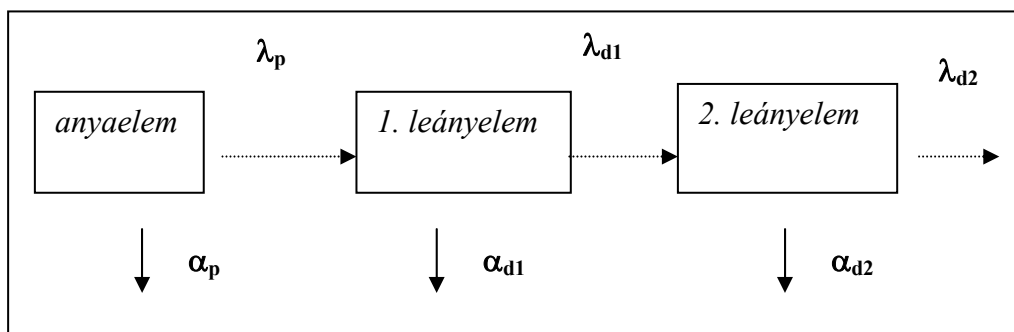
talajrészecskék egy részét is elfogyasztják, az emiatti kontaminálódás szintén a modell része volt. A szennyezett vízbázisokban élő halak fogyasztása szintén potenciális bekerülési útvonal az emberek számára. Az egyik kompartmentből a másikba irányuló transzfer (pl. talaj-növény, vagy etetés-hús/tej) egyensúlyi transzfer/átviteli tényezőkkel modellezhető. Az említett útvonalakon keresztül elszennvedett éves effektív dózis számítása során feltevés volt, hogy a talaj aktivitás koncentrációja elérte az egyensúlyi értéket, és hogy az összes élelmiszer készítése során csak kontaminálódott vizet és talajt használtak fel. Az $1 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ normálásnak nagy előnye volt, hogy az eredmények közvetlenül mutatták a környezeti transzfer faktorok közötti különbségeket az egyes modellek esetén. Minden helyszín esetében a számítások a jelenlegi körülményeket vették figyelembe; a determinisztikus eredmények és a bizonytalanságok számításához a magyar modell Monte Carlo módszert használt, aminek adatbankja szolgáltatta az érzékenységi elemzés alapját is.

Magunk feladata a valós, magyarországi viszonyokon alapuló modell kifejlesztése volt. Országunk jellemzői alapvetően az intenzív mezőgazdasági tevékenység, hideg tél, meleg nyár, és a vegetációs időszak alatti csapadékhány. Hely-specifikus értékeket alkalmaztunk mind elem független (pl. öntözési arány, mezőgazdasági művelés, emberi fogyasztási arányok, lehetséges kritikus csoportok), mind elem-függő paraméterek (pl. talaj-növény transzfer faktorok, megoszlási hányadosok, radionuklid migráció) esetén.

A vizsgálathoz a fejezet elején felsorolt hosszú felezési idejű radionuklidot választottunk ki, amelyek a radioaktív hulladékokban tipikusan megjelennek. A modellben szeparáltan kezeltük a leányelemeket, ennek oka, hogy elegendően nagy az élettartamuk (>kb. 10 nap) és szignifikánsan különböző transzport paraméterekkel rendelkeznek, mint anyaelemeik, így eltérő koncentráció alakulhat ki belőlük a bioszférában, leginkább az élelmiszerekben; illetve elegendően kicsi az élettartamuk (< 10000 év) ahhoz, hogy elérjék az egyensúly közeli aktivitást anyaelemeikkel, annak bioszférában való tartózkodási ideje alatt, főleg a felső talajrétegben. Emiatt a következő leányelemeket vizsgáltuk szeparáltan: ^{210}Pb , ^{210}Po és ^{222}Rn (a ^{226}Ra -ból), ^{227}Ac (a ^{231}Pa -ból) és ^{233}Pa (a ^{237}Np -ból). Az ^{238}U és a ^{239}Pu leányelemeinek dózis-hozzájárulása nem számottevő a tekintetbe vett 100-10000 év alatt. Mivel a számításokat a távolabbi jövőre készítettük, feltételeztük a szekuláris egyensúly azonnali elérését a rövid-életű nuklidoknál (1 hónapnál rövidebb felezési idő esetén). Ezen nuklidok anyaelemeinek dózis együtthatói ezért magukban foglalják a leányelemeik együtthatóit is.

A nuklidok különféle kémiai viselkedésűek a környezetben. Vegyületüktől függően a Cl, Np, Tc, U és I meglehetősen mobilisak, míg a Ra, Se, Cs, Pa és Pu immobilisak [Peterson (2002)].

A koncepcionális modellünk szerint az anyaelem koncentrációja a felső talajrétegben a radioaktív bomlás (λ_p) és a mélyebb rétegek felé történő infiltráció (α_p) hatására csökken. Hasonlóképpen a leányelemeknél is ezek a folyamatok befolyásolják a transzportot, eltérő paraméter értékekkel (λ_{d1} , λ_{d2} , α_{d1} , α_{d2}). A 2.3. ábra mutatja a modell bomlási és infiltrációs részét egy anya és két leányelem esetén (pl. a ^{226}Ra bomlását ^{210}Pb és ^{210}Po -ra).



2.3. ábra:

A leányelemek felső talajrétegben való mozgásának szimulációjára használt kompartment rész-modell

Matematikai alakban az i -edik leányelem idő-függő koncentráció változását a következő összefüggéssel számítottuk:

$$\frac{dc_i}{dt} = \lambda_{i-1} \cdot c_{i-1} - (\lambda_i + \alpha_i) \cdot c_i, \quad (2.12)$$

ahol c_i : az i -edik leányelem koncentrációja ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$); λ_i : a megfelelő bomlási állandó (s^{-1}); α_i infiltrációs állandó (s^{-1}). A differenciál-egyenlet megoldása explicit algebrai formában is megadható (Bateman egyenlet).

Speciális esetet jelent a ^{222}Rn gáz, annak is egy bizonyos hányada, ami exhalálódik a talajból a levegőbe. Emiatt a következőket vettük figyelembe a ^{226}Ra és bomlástermékeinek dózisszámításánál:

- a talajtól származó külső sugárterheléshez a dózisállandó magában foglalta a ^{222}Rn exhalálódott hányadát;
- a radontól származó inhalációs dózishoz egy speciális dózisállandót a rövidéletű leányelemekkel;
- a reszuszpendálódott por inhalációjából adódó dózishoz a ^{226}Ra , és a ^{210}Pb és ^{210}Po nem exhalálódott vagy kimosódott frakcióját;
- a lenyelési dózishoz a ^{222}Rn és rövid életű leányelemeit nem vettük figyelembe.

Eredményeinket a MODELMAKER (2000) szoftver segítségével számítottuk és a MICROSHIELD (1996) jelű szoftverrel kalkuláltuk a külső dózisoskat. A változók és az eredmények közötti kapcsolatok korrelációjának méréséhez a nem parametrikus (eloszlás nélküli) sor statisztikát (Spearman sor koefficiens) használtuk. Csak az az öt legfontosabb paraméter lett kiválasztva, amelyek szignifikánsan befolyásolták az eredményeket. Különböző élelmiszerek radionuklid koncentrációját, emellett mind a csecsemők, mind a felnőttek dóziszárulékát számoltuk. Az eredmények 5%-os és 95%-os bizonytalanságát megadtuk, melyet Monte-Carlo szimulációval becsültünk.

A hely-specifikus modell elemzések és az összehasonlításuk egyik célja az volt, hogy az elkövetkezendőkben input adatokkal rendelkezünk egy általános bioszféra-leíráshoz. A legfontosabb besugárzási útvonalak meghatározásához a dóziszárulékoknál küszöbértéket alkalmaztunk minden besugárzási útvonal esetén, a determinisztikus számításokhoz. Csak azok az útvonalak kerültek bele a bioszféra modellbe, amelyek dózis hozzájárulása legalább az egyik résztvevő ország esetén meghaladta a küszöbértéket. 7,5%-os küszöbértéket használtunk a konzervatív, és 10%-osat a kevésbé konzervatív becsléshez. Ezen vágási értékeket használva, a bioszféra modellből kihagyott besugárzási útvonalakból származó dózis nem haladhatta meg a teljes dózis bizonyos hányadát a determinisztikus becslés során. Ha ez a követelmény nem teljesült, akkor a legnagyobb dóziszárulékkal rendelkező kihagyott besugárzási útvonalat bele kellett venni a modellbe, egészen addig, amíg az elhagyott útvonalakból eredő dóziszárulékok összege túllépte a referencia hányadot. Ezt az eljárást alkalmaztuk az összes referencia csoportnál és egyenként az összes radionuklidnál. A konzervatív becsléshez 15%-os referencia hányadot alkalmaztunk, a kevésbé konzervatívhoz pedig 20%-ot.

2.3. *Módszerfejlesztés a ²²²Rn leányelemeinek vizsgálatához*

A radontól származó inhalációs-becsléshez az egyik lehetséges út a radon koncentrációjának mérése, ami meglehetősen elterjedt, mivel a radon mérése viszonylag egyszerű, kényelmes és olcsó. Viszont a radon-koncentrációból kiinduló dózisbecslés feltételezi az egyensúlyi tényező pontos ismeretét, ami nem minden esetben ismert. Ezért, valamint a dozimetriai és epidemiológiai dózisbecslésből adódó jelentős eltérések miatt, érdemes a radon mérése helyett a leányelemeinek egyedi aktivitás-koncentrációját meghatározni. Lehetnek olyan helyzetek, amikor a radon leányelemeiről meglévő információk elengedhetetlenek, ez pedig megköveteli a mérésüket. Ez merült fel munkám során is, hiszen egyik célom a radon leányelemeitől származó inhalációs dózis-elkerülés vizsgálata, ehhez pedig a dózis pontosítása fontos tényező.

Az irodalomban fellelhető levegőbeli radon leányelemek mérési módszerének alapja a leányelemek szűrőn való összegyűjtése és a leányelemek bomlásakor kibocsátott α - és/vagy γ -sugárzás detektálása spektrometriás módon. Például a két α -bomló rövid életű leányelem a ²¹⁸Po és a ²¹⁴Po aktivitását mérik, és ezekből számítással becslik a β -bomló nuklidok aktivitását [Kesten (1993)]. Pontos méréseket lehet végezni felületi detektorral ellátott on-line kaszkád impaktorokkal, melyekkel az aeroszol részecskék méret-eloszlás szerinti aktivitását meg lehet határozni a mintavétellel egyidőben. Ezek az eszközök meglehetősen drágák, csak néhány laboratórium engedheti meg magának. Olyan módszert is kidolgoztak, melynek során a kibocsátott β -részecskéket detektálják GM-csővel [Papp (1997a)], ami viszonylag olcsó módszer, de a ²¹⁸Po csak kedvező körülmények között és meglehetősen pontatlanul határozható meg.

Célom volt egy olyan módszer kifejlesztése, amivel viszonylag egyszerűen, mégis elfogadható pontossággal megkapható a radon rövid életű leányelemeinek egyedi aktivitása, hiszen ennek ismeretében jobb becslés kapható az inhalációs dózis értékére.

Emellett vizsgáltam azt a kérdést, hogy az egyes leányelemek aeroszolhoz való kötődése valóban azonos-e, mint ahogy az eddig közlésre került publikációkban ez megjelenik [Porstendörfer (1978); Kesten (1993)]. Ugyanis, ha mégis van különbség a kötődési állandóban, akkor az inhalációs dózis is eltérhet az eddig számítottaktól. Így a kötődés nagysága/erőssége közvetlenül befolyásolja az inhalációs dózist, hiszen ha a

leányelemek nagyobb hányada kötődik az aeroszol részecskékhez, akkor nagyobb aktivitás kerül a tüdőbe, nagyobb expozíciót eredményezve. Ily módon, ha elemzésünk tárgya a radon leányelemeitől származó dózis vizsgálata, akkor az eredményeink pontosabbá válnak, ha kísérletileg meghatározzuk az aeroszolhoz való kötődés mértékét.

Kezdeti célkitűzéseim között szerepelt a leányelemek különböző aeroszol méretfrakciók szerinti vizsgálata is, hiszen a leányelemek méreteloszlása alapvetően meghatározza az inhalációs dózis együttható értékét. A méretfrakciók vizsgálatához egy 12 csatornás kaszkád impaktort használtam.

2.3.1. Leányelem és aeroszol mintavétel, detektálás

Kísérleteim során egy lezárt hordóban ($V=0,21 \text{ m}^3$) viszonylag magas ($50\text{-}200 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$) radon aktivitás koncentrációt hoztam létre egy ^{226}Ra -forrás (PYLON 2000A) segítségével. Az egyensúly beállítását követően aeroszol mintát vettem a hordóból, amiben a képződött rövid életű leányelemek a hordóban természetesen jelen lévő aeroszol részecskékhez kötődtek. A mintákat egy $0,4 \mu\text{m}$ pórusátmérőjű polikarbonát Nuclepore szűrőre választottam le úgy, hogy egy kb. $0,7 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ szívóteljesítményű szivattyúval 15 percig szivattyúztam a levegőt a hordóból. A 15 perces mintavételi időtartam egy optimálás eredménye, hiszen a mintavételnek elég rövidnek kell lennie ahhoz, hogy a 3,05 perces felezési idejű ^{218}Po -ból közvetlenül származó α -részecskéket még detektálni lehessen a mintavétel után; ugyanakkor elég hosszúnak ahhoz, hogy a β -emittálókból (melyeknek kb. egy nagyságrenddel hosszabb a felezési idejük) is elég aktivitás mennyiség legyen a szűrőn. A mintavétel után a szűrőn lévő radioaktív aeroszol minta α - és β - intenzitását mértem párhuzamosan egy NDI típusú ZnS/plasztik detektorfejjel ellátott, jelalak diszkriminációs kiértékelési elven alapuló szcintillációs detektorral [*Gamma Technical Corporation, NDI measurement system, NZ305 F239*]. A mérés eredménye önmagában nem elegendő a minták egyes leányelem aktivitásainak meghatározásához, ugyanis összes-típusú intenzitás eredményeket szolgáltat. Esetemben az α -spektrometriás vizsgálat (amellyel a sugárzás energiája alapján azonosítani lehet az egyes nuklidokat) nem volt megoldható, hiszen vákuumban kellene vizsgálni a mintát a megfelelő beütésszám eléréséhez, de a minta anyaga szálló por, emiatt a detektor felülete elszennyeződne. Másrészt mindegyik leányelemet

szándékoztam mérni, de természetesen a β -sugárzókat α -spektrometriával közvetlenül detektálni nem lehetséges.

Néhány esetben egy elektronikus alacsony nyomású impaktort (Dekati Ltd.) kötöttem a magas radon koncentrációt tartalmazó hordóhoz a szűrő helyett, hogy különböző mérettartományba eső aeroszol részecskék aktivitásait meghatározzam. Ennek az impaktornak a működési elve azon alapul, hogy a részecskék méret szerint szeparálódnak a részecskék elektrosztatikus feltöltődése után és elektronikusan detektálódnak. Az impaktor 12 mérettartományban (30 - 10000 nm) képes gyűjteni az aeroszol részecskéket, és a beépített elektronikának köszönhetően közvetlen információkat szolgáltat a begyűjtött részecskék számáról. Azonban a rövid begyűjtési periódus miatt az impaktor egyes szűrőin egyrészt legtöbbször detektálási szint alatti aktivitás gyűlt össze, másrészt az impaktor működése sem volt stabil. Emiatt a későbbiekben arra használtam az impaktort, hogy a szűrőre törő mintavétel közben párhuzamosan mérjem a laboratóriumi szoba levegőjének aeroszol összetételét. Mivel a hordó huzamos ideig állt nyitva a szobában minden mérés előtt, feltételeztem, hogy a szoba levegőjének aeroszol összetétele méret-eloszlását tekintve egyezik a mintázott hordó-levegővel, ami persze bizonyos közelítés csak, hiszen a felület / térfogat arányok nem egyeznek, ami pedig befolyásolja a részecskék depozícióját.

A mintavétel befejezése után a szűrőn összegyűlt radioaktív aeroszol α - és β -intenzitását ~1,5 óráig mértem, percenként. A detektor hatásfokát többször meghatároztam, értéke a kiértékelő modellben fontos paraméter az aktivitás becslése során.

2.3.2. A mérési eredmények kiértékelési módszere

Ahhoz, hogy a ZnS/plasztik detektorral mért α - és β -intenzitásokból meghatározzam az egyedi leányelem aktivitások értékeit felépítettem egy időfüggő, dinamikus modellt. Ez a modell alkalmas a szcintillációs detektorral mért α - és β -intenzitás bomlási idő által meghatározott lefutási görbéje alapján, paraméterbecsléssel meghatározni a kezdeti, azaz „mintavételkori” aktivitás-arányokat. Így fény derülhetne arra is, hogy van-e különbség az egyes leányelemek aeroszol részecskékhez való kötődésének mértékében.

A felépített modell súlyozott legkisebb négyzetek módszerével illeszti az összes- α és összes- β típusú intenzitás görbéket, tekintetbe véve az exponenciális összefüggéssel leírható radioaktív bomlást, és azt, hogy az α -bomló ^{214}Po aktivitása megegyezik az anyaelemének, a β -bomló ^{214}Bi aktivitásával, mivel az előbbi felezési ideje rendkívül kicsi. Így összesen 3

paramétert – 3 leányelem mintavételkori aktivitását – kell becsülni a két mért görbe több mint 100 pontjából. Ahhoz, hogy elfogadható bizonytalansággal becsüljem a ^{218}Po aktivitását, az összes- α intenzitás görbe kell, hogy tartalmazzon mérési adatokat, a mintavételt követő kb. 100 s-on belül. A 2.2.1.-es fejezetben bemutatott MODELMAKER[®] (Cherwell Scientific Ltd.) programcsomag 4.0 verzióját használtam az illesztéshez és a paraméterbecslésekhez.

A modell exponenciális kifejezései a következők voltak:

$$CPS_{Po-218}(t) = \eta_{Po-218} \cdot A_{Po-218} \cdot e^{-\lambda_{Po-218}t} \quad (2.13)$$

$$CPS_{Pb-214}(t) = \eta_{Pb-214} \cdot A_{Pb-214} \cdot e^{-\lambda_{Pb-214}t} + \eta_{Pb-214} \cdot A_{Po-218} \cdot \lambda_{Pb-214} / \lambda_{Po-218} \cdot (e^{-\lambda_{Pb-214}t} - e^{-\lambda_{Po-218}t}) \quad (2.14)$$

$$CPS_{Bi-214}(t) = \eta_{Bi-214} \cdot A_{Bi-214} \cdot e^{-\lambda_{Bi-214}t} + \eta_{Bi-214} \cdot A_{Pb-214} \cdot g_{Pb-214}(\lambda_x) \cdot e^{-\lambda_{Pb-214}t} + \eta_{Bi-214} \cdot A_{Po-218} \cdot g_{Po-218}(\lambda_x) \cdot e^{-\lambda_{Po-218}t} \quad (2.15)$$

$$A_{Po-214}(t) = A_{Bi-214}(t), \quad (2.16)$$

ahol:

$CPS_{Po-218, Pb-214, Bi-214}$: a ^{218}Po , ^{214}Pb és ^{214}Bi mért intenzitás értékeinek beütésszámai [count per second, cps];

$\eta_{Po-218, Pb-214, Bi-214}$: a ^{218}Po , ^{214}Pb és ^{214}Bi detektálási hatásfokai [$\text{cps} \cdot \text{Bq}^{-1}$];

$A_{Po-218, Pb-214, Bi-214}$: az aeroszol minta ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi számított kezdeti aktivitásai ($t=0$) [Bq];

$\lambda_{Po-218, Pb-214, Bi-214}$: a ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi bomlási állandói [s^{-1}];

$g_{Pb-214}(\lambda_x)$, $g_{Po-218}(\lambda_x)$: konstansok, melyek a leányelemek különböző hányadosait tartalmazzák [-].

A mérési adatokból becsült aktivitás koncentrációk meghatározása mellett felépítettem egy részletes, a konkrét kísérleti körülményeket leíró modellt is. Ez a modell a 2.2.2. fejezetben bemutatott, a radontól származó lakossági inhalációs dózis becsüléséhez kidolgozott modellnek egy olyan specifikus módozata, amelyben a paramétereket a hordós kísérletnek megfelelően alakítottam, illetve becsültem. Ezzel a modellel egyrészt szimulálhattam a mérési eredményeket, és becsülhettem olyan paramétereket, amiket a méréssel nem tudtam meghatározni, például a kötődési állandót.

Porstendörfer és Mercer (1978) valamint Kesten (1993) eredményei szerint nincs különbség az egyes leányelemek aeroszol részecskékhez való kötődésének mértékében [Porstendörfer (1978); Kesten (1993)]. Ennek oka lehet a mért ^{218}Po kis aktivitása és nagy mérési bizonytalansága, a meglehetősen rövid a felezési ideje miatt. A másik rövid-életű leányelem, a ^{214}Po viselkedését, kötődését anyaeleme, a ^{214}Bi határozza meg, hiszen annyira rövid a ^{214}Po felezési ideje, hogy nincs idő egy esetlegesen létező "Bi-kötőhelyről" "Po-kötőhelyre" kerülnie.

A 2.2.2. fejezetben bemutattam, milyen differenciál-egyenleteken alapul a leányelemek viselkedését leíró modell, most újra kiemelem az aeroszolhoz kötött leányelemek aktivitás-koncentrációjának számításához használt összefüggést, hiszen ebben szerepel a kérdéses kötődési koeficiens, amit vizsgálatnak vettem alá:

$$\frac{dC_j^a}{dt} = \beta(d) \cdot Z(d) \cdot C_j^f + (1 - R_{j-1}(d)) \cdot \lambda_j \cdot C_{j-1}^a - \lambda_j \cdot C_j^a, \quad (2.17)$$

- ahol:
- $\beta(d) \cdot Z(d) \cdot C_j^f$: a kötődést kifejező tag [$\text{Bq} \cdot \text{h}^{-1}$],
 - $1 - R_{j-1}(d) \cdot \lambda_j \cdot C_{j-1}^a$: a j-dik nuklid képződése [$\text{Bq} \cdot \text{h}^{-1}$],
 - $\lambda_j \cdot C_j^a$: a radioaktív bomlás miatti veszteség [$\text{Bq} \cdot \text{h}^{-1}$],
 - C_j^f : a j-dik nemkötött leányelem koncentrációja [Bq],
 - $\beta(d)$: kötődési koeficiens, ami a részecske felületére történő adszorpció mérettől függő valószínűségét fejezi ki [$\text{cm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$],
 - $Z(d)$: a d méretű aeroszol részecskék száma [cm^{-3}],
 - R_j : visszalökődési faktor (megmutatja annak a valószínűségét, hogy az aeroszol részecskéhez kötött leányelem képes-e deszorbeálódni a hordozója felületéről az α -bomlását követően [-]),
 - λ_j : a j-dik elem bomlási állandója [h^{-1}].

Porstendörfer elmélete szerint [Porstendörfer (1994)] (amelyet Tokonami (2000) később kísérletileg alátámasztott): adott $\Delta Z(d) = Z(d) \cdot \Delta(d)$, az aeroszol részecske koncentráció – cm^{-3} mértékegységben – Δd méretintervallumban, ahol d a részecske átmérője és Z(d) a számszerű koncentrációja. Az aeroszolhoz való kötődés aránya (aerosol-attachement

rate) $\lambda_a(d)$ [h^{-1}] – ami kifejezi a szabad leányelem aeroszol részecskéhez való adszorpciójának sebességét – megadható a következőképpen:

$$\lambda_a(d) = \beta(d) \cdot \Delta Z(d) = \beta(d) \cdot Z(d) \cdot \Delta(d), \quad (2.18)$$

ahol $\beta(d)$, az előző kifejezésben (2.17) is szereplő *kötődési koeficiens*, ami függvénye az aeroszol részecske d méretének.

Az aeroszolhoz való kötődés elmélete a véletlen ütközéseken alapszik, ami lejátszódik a levegőben lévő szabad leányelem, az aeroszol részecske és a gázmolekulák között. Így a kötődési koeficiens kielégítően leírható a következő kifejezéssel:

$$\beta(d) = \frac{\pi \cdot D \cdot v_0 \cdot d^2 \left(\frac{d}{2} + l \right)}{4D \left(\frac{d}{2} + l \right) + \frac{v_0 \cdot d^2}{4}}, \quad (2.19)$$

ahol: D : diffúziós állandó (közéértéke: $6,8 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$),

v_0 : a leányelemek levegőbeli közepes termális sebessége ($1,7 \cdot 10^4 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, normál hőmérsékleten és nyomáson),

l : a leányelem klaszter közepes szabad úthossza ($4,9 \cdot 10^{-6} \text{ cm}$).

Két korlátozó értéke van a (2.19) kifejezésnek: - kis részecskék esetén ($d \ll l$), az aeroszolhoz való kötődés csak a gázkinetikai elmélet alapján történik, és arányos az aeroszol felületével; - nagy részecskék esetén ($d \gg l$), az aeroszolhoz kötődés folyamatát csak a diffúziós törvény határozza meg. Az elmélet feltételezi egyrészt, hogy a levegőben lévő radon leányelemek mérete és tömege elhanyagolhatóan kicsi az aeroszol részecskékhez képest, másrészt, hogy az elektrosztatikus erőket nem kell figyelembe venni, harmadrészt, hogy a levegőben lévő szabad leányelemek egymással nem kötődnek.

Az aktuális beltéri polidiszperz aeroszol jobb reprezentálása érdekében egy átlagos aeroszol-kötődési koeficiens (β) meghatározása szükséges. A legutóbbi irodalmi adat a β értékére, melyet kísérletileg határoztak meg Porstendörfertől és Mercertől származik, még 1978-ból [Porstendörfer (1978)]. Ők a toron leányelemeit használták a kötődési sebesség meghatározásához, különböző aeroszol koncentrációk mellett kültéri és beltéri viszonyok esetén. A 2.1. táblázat az általuk meghatározott β értékeket mutatja különböző aeroszol koncentrációk és relatív nedvességtartalmak esetén.

2.1. táblázat: A kötődési állandó értékei különböző aeroszol koncentrációk mellett kültéri és beltéri viszonyok esetén, *Porstendörfer és Mercer* szerint

$Z \cdot 10^3 \text{ (cm}^{-1}\text{)}$	$RH \text{ (\%)} $	$\lambda_a \text{ (h}^{-1}\text{)}$	$\beta \cdot 10^{-3} \text{ (cm}^3\text{h}^{-1}\text{)}$
0,95-1,15	41	42,8	4,1
0,5-0,8	50	32,1	4,6
1,25-1,6	55	58,0	4,2
0,95-1,1	51	40,7	4,1

Tipikus átlag értéket véve: $\beta = 5 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, ekkor az aeroszol-kötődési arány (λ_a) a tiszta levegőbeli 5 h^{-1} -től ($Z = 10^3 \text{ cm}^{-3}$ esetén) 500 h^{-1} -ig terjed, ha magas az aeroszol-koncentráció ($Z = 10^5 \text{ cm}^{-3}$ esetén) [Porstendörfer (1994)]. Ilyen magas beltéri aeroszol-koncentráció főzés vagy cigarettázás hatására alakulhat ki.

Feltételeztem, hogy elektrosztatikus erők nem ébrednek/elhanyagolhatók, és hogy a leányelemek részecske-felülethez való hozzátapadásának valószínűsége 100%, azaz ha ütközött vele, a felületen is marad. Számításaim során ezt az összefüggést használtam fel a kötődési állandó referencia értékének meghatározásához.

A kötődési állandók különböző nuklidonkénti azonosságának vagy eltérőségének ellenőrzéséhez a dekomponált leányelem aktivitások egymáshoz képesti arányait vizsgáltam, összehasonlítva a modellel szimulált aktivitás-arányokkal. Azért az arányokat, és nem az abszolút értékeket vizsgáltam, mert a kísérlet során a különböző felületekre történő kiülepedés nagyban befolyásolja az abszolút értékeket.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

3.1. A lakossági WTP-kérdőív kiértékelése

A költség-haszon elemzéshez először is a lakosság számára elkészített WTP (fizetési hajlandóság)-kérdőív segítségével meghatározott α_0 és averziós tényező értékeire volt szükség, amelyek az irodalmi összefoglaló részben leírt költség-függvény nélkülözhetetlen paraméterei. Ezek után kerülhet sor bármilyen sugárvédelmi beavatkozás költség-haszon szempontú értékelésére.

Mivel a statisztikai módszerek megbízhatóságát befolyásolja az esetek száma, ezért a kérdőív kiértékelésének eredményeit elsődlegesen a válaszadók száma határozza meg. Ha a megkérdezettek száma 50-100 körüli, vagy ennél több, akkor általában sikeres eredmények várhatók [Hajtman (1987)]. A válaszadók ennél kisebb száma esetén valószínűleg csak a kockázatokkal kapcsolatos általános tájékoztatás nyerhető, valamint becslés az α_0 -értékre. Esetünkben 118-en töltötték ki a kérdőívet, ami az értékelhetőség tekintetében elfogadhatónak mondható. Igaz az esetek kb. 20 %-ában olyan kérdésekre nem adtak választ, melyek az értékelés szempontjából lényegesek voltak. Így pl. α_0 -értékét összesen csak 86 válaszból tudtam becsülni.

A válaszadók közül 53-an Pécsen felsőoktatási intézményekben tanultak, 39-en Paks környéki, 14-en dunaújvárosi, és 12-en székesfehérvári önálló keresettel rendelkező dolgozók. Sajnos ez a minta nem reprezentálja az egész magyar lakosságot, viszont kielégítő megoldás volt arra a törekvésünkre, hogy legyen megkérdezett csoport az atomerőmű környékéről, az egykori uránbánya környékéről és a „radioaktivitásban közletről nem érintett” régiókból. Nyilvánvalóan a magasan kvalifikált emberek szociális érzékenysége is nagyobb, emiatt a kockázatvállaló hajlandóságuk is eltér az átlagtól, ezen belül pl. valószínűleg racionálisabban döntenek a műszaki végzettségük stb., ez pedig hatást gyakorol a minta eloszlására. Mivel ilyen jellegű felmérés a lakosság körében eddig még nem történt, ezért ezt az első próbálkozást tájékoztató jellegűnek tekintjük, melyet érdemes lenne tovább folytatni, nagyobb, reprezentatív statisztikai mintán történő vizsgálattal, amihez leginkább az anyagi források biztosítása az egyetlen előfeltétel. Létjogosultságát igazolja az is, hogy az EU-ban

egyre nagyobb hangsúlyt kap az ún. „*public relation*”, és elvárják a lakosság véleményét tükröző kérdőíves felméréseket különböző, környezetvédelmi projektek esetén.

3.1.1. A költség-függvény paraméterei

Az *első kérdéscsoport* kérdései az általános kockázat fogalmának érzékelését és nagyságának mértékét vizsgálják.

A első kérdés az elhalálozási kockázat csökkentésére vonatkozik. A válaszadók 56%-a azt az esetet tartotta elfogadhatóbbnak, amelynél az elhalálozás veszélye 20 főről 15 főre csökkent, 40%-uk nem ismerte fel a rizikócsökkentés abszolút nagyságának fontosságát, ők azt a helyzetet preferálták, amelyben 2 fő helyett 1 ember vesztette életét. Azaz elmondható, hogy a válaszadók többsége érzékeli azt, hogy nem a százalékosan kedvezőbb lehetőség a fontosabb, hanem az abszolút megmenthető életek száma.

A második kérdésre adott válaszokból kiderült, hogy a többség (36%) tisztában van azzal, hogy mennyi az éves elhalálozások száma hazánkban, bár néhányan felülbecsülték azt.

A magyarországi elhalálozások legvalószínűbb okait a harmadik kérdés alapján az egyének 90%-a ismeri: ezek a keringési és érrendszeri valamint a rosszindulatú megbetegedések.

A negyedik kérdés válaszaiban, amely a 3. feladatban szereplő halálokok gyakoriságának csökkentésére vonatkozó választásokat tartalmazza, már nem a ténytudás, hanem a válaszadó érzékenysége és a személyes véleményén alapuló kívánalmi jelentek meg. Elsősorban a harmadik feladattal konzisztens feleleteket adtak, tehát főként (90%) a keringési és rákos megbetegedéseket kívánják megakadályozni, de számos egyéb prioritás is tapasztalható volt, legfőképpen a közúti balesetek csökkentése, az öngyilkosság, emésztőrendszeri és légzőszervi betegség.

Mindezeket összefoglalva az a következtetés vonható le, hogy a kérdésekre adott válaszok a megkérdezettek tájékozottságát mutatják a magyarországi kockázatokat illetően, tehát nagy biztonsággal felhasználhatók a további kérdésekre kapott válaszok is – hiszen a megkérdezettek realitásokon alapuló válaszokat adtak, ami azt mutatja, hogy a legjobb tudásuknak megfelelően, a kérdésekre koncentrálnak a kérdőívet.

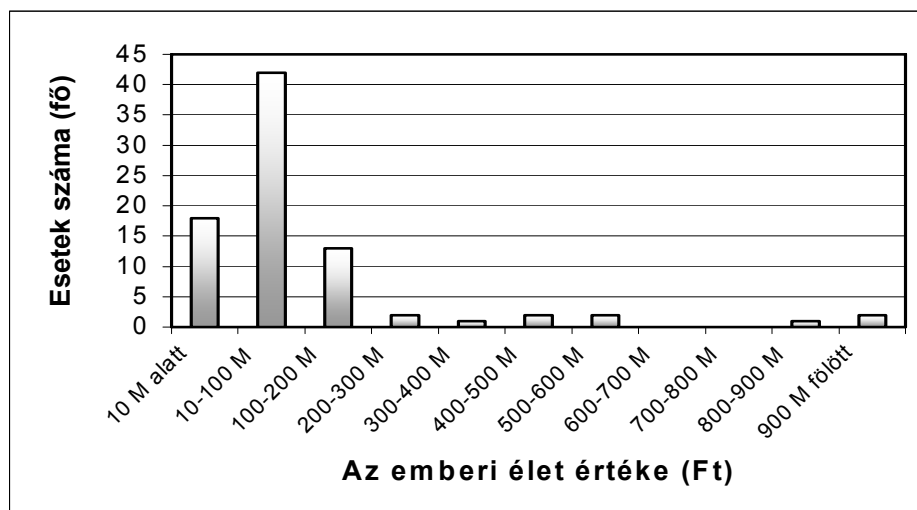
A *második kérdéscsoport* kérdése (5. feladat) a statisztikai emberi élet értékének becslésére szolgál. A költségbecsléshez szükséges α_0 -t az egy rákos haláleset csökkentésére

vonatkozó fizetési hajlandóság alapján becsültem. A statisztikai emberi élet értéke (EÉ) a kockázatcsökkentéshez tartozó WTP-érték (e_i) és a kockázatcsökkentés nagyságának hányadosaként számolható, a következő négy válaszból nyert átlagértékkel:

$$E\acute{E} = (e_1/0,0001 + e_2/0,0002 + e_3/0,0005 + e_4/0,001) / 4, \quad (3.1)$$

ahol: e_1, \dots, e_4 az adott kockázat csökkentéshez tartozó fizetési hajlandóság (Ft).

A feladatnál nem volt a számszerű válaszoknak sem felső sem alsó megadott határa. Emiatt egy-két kiugró esetben előfordult, hogy az ésszerűség határát meghaladva, több nagyságrenddel nagyobb értékeket írtak, mint az átlag. Ezeket a válaszokat (tkp. csonkítást alkalmazva) figyelmen kívül hagytam. Az értékelhető válaszoknál számtani és medián középérték számítási módszert alkalmaztam (3.1. táblázat). A 3.1. ábrán az EÉ értékek gyakorisági eloszlása látható. Mind az EÉ, mind az abból számolt α_0 -értékek igen széles skálában, több nagyságrendben mozognak, ezért célszerűbb a logaritmus értéküket elemezni, annak eloszlása közel normálisnak mondható (csúcsossága nagyobb a normálisénak, ferdesége viszont elfogadható).



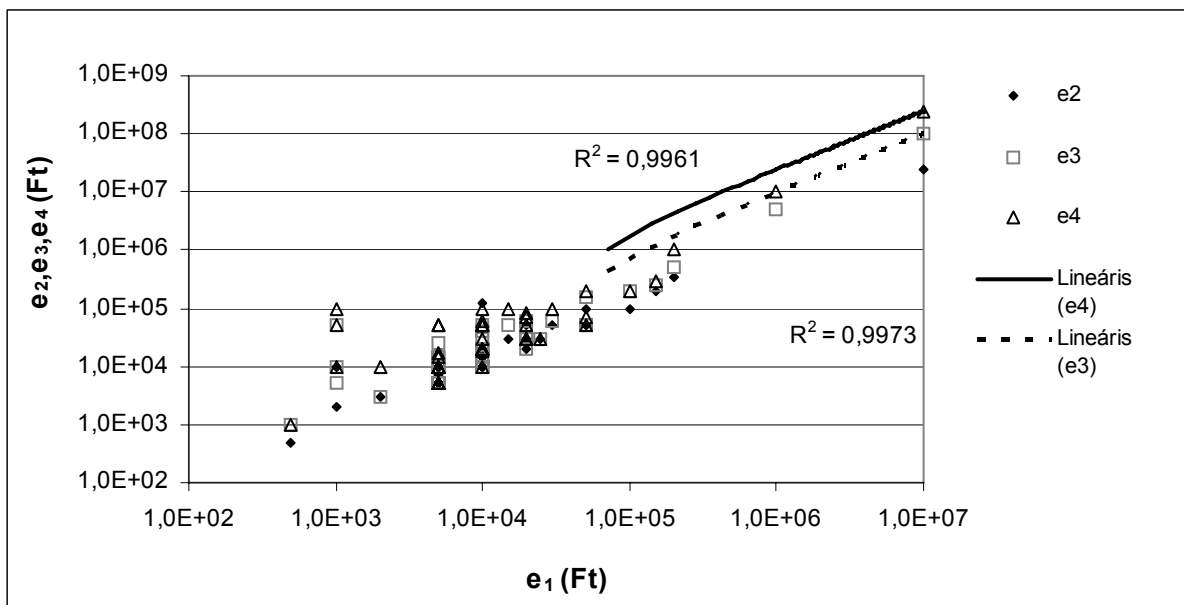
3.1. ábra:

Az EÉ értékek gyakorisági eloszlása

Vizsgáltuk az e_1 , e_2 , e_3 és e_4 közötti korrelációkat is (a legkiugróbb eseteket tehát figyelmen kívül hagyva), azaz mennyire következetesek a válaszadók, ha egyik részkérdésre magas a fizetési hajlandóságuk, akkor vajon a többire is az e. A 3.2. ábrán látható regressziós

egyenesek szerint a logaritmus értékek jól együttfutnak és a korrelációs együtthatók (R^2) közel vannak egyhez. Ebből az a következtetés vonható le, hogy a megkérdezettek következetes válaszadók voltak.

A statisztikai emberi élet értéke [$E\acute{E}$, ld. (3.1)] és az (ICRP által javasolt) egy egész életre vonatkozó, a fatális daganatos megbetegedésre vonatkozó lakossági károsodási faktornak ($0,05 Sv^{-1}$) [ICRP (1991)] a szorzata megadja 1 fő esetén az egységnyi elkerülhető dózisonak megfelelő összeget (α_0), Ft·(személy·Sv)⁻¹-ben.



3.2. ábra:

Az $E\acute{E}$ értékére vonatkozó fizetési hajlandóságok közötti trendek azonos válaszadó esetén

Az átlagos α_0 -értékek a lakóhely függvényében a 3.1. táblázatban láthatók. Az eredmények szerint a pécsieknek volt a legnagyobb a fizetési hajlandóságuk mediánja (a számtani átlag a kiugró értékek miatt kevésbé kifejező), igaz a logaritmus értékek szórásából látható, hogy ez a különbség nem is olyan nagy. A különbség oka lehet, hogy Pécsen javarészt egyetemi hallgatók töltötték ki a kérdőíveket, akiknek feltehetően nincs önálló keresetük, viszont a diploma megszerzése után nagyobb keresetre számíthatnak, mint a székesfehérvári, Paks környéki és dunaújvárosi válaszadók, akik zöme középfokú végzettséggel rendelkezik, és közalkalmazotti, illetve köztisztviselői fizetést kap.

3.1. táblázat: Az α_0 -értékek a lakóhely szerinti csoportokra bontva

	<i>Pécs</i>	<i>Dunaújváros</i>	<i>Székesfehérvár</i>	<i>Paks környéke</i>	<i>Teljes minta</i>
Számtani átlag [MFt(személy·Sv) ⁻¹]	9,97	3,23	5,04	17,50	8,93
Log(α_0) átlaga	6,69	6,13	6,56	6,32	6,43
Log(α_0) szórása	0,57	0,72	0,35	0,83	0,62
Medián [MFt(személy·Sv) ⁻¹]	4,47	2,73	2,92	1,98	3,03
α_0 [log(α_0) átlagból] [MFt(személy·Sv) ⁻¹]	4,90	1,35	3,63	2,09	2,70

Varianciaanalízist végezve 5%-os szignifikancia szinten, kiderült, hogy nincs szignifikáns különbség a 4 csoport átlagértékei között, tehát összevonhatók a csoportok egy mintává.

A harmadik kérdéscsoport feladatai (6., 7., 8. feladat) a dózisoktól való idegenkedés mértékének, és a kompenzációhoz való viszonyulásnak a meghatározására vonatkoztak. A feladatokban lévő választási lehetőségek a kiindulási helyzettől eltérő egyéni terhelési szinteket (illetve sugárdózis miatti táppénzen töltött hónapokat) adtak meg, azonos vagy különböző kollektív dózis értékekkel. A könnyebb érthetőség érdekében fogalmaztam meg úgy a kérdéseket, hogy dózis helyett táppénzen töltött hónapokról volt szó, ami következménye lehet a sugárterhelésnek. A válaszadóknak meg kellett adni a számukra leginkább elfogadható megoldást; illetve választhatták egyenlő mértékűnek is a kettőt.

Abban az esetben (6a részfeladat), amikor a két választási lehetőségénél ugyanannyi volt a kollektív munkakiesés, a megkérdezettek 61%-a a nagyobb dózis csökkentését preferálta, a többiek véleménye megoszlott a kisebb dózis csökkentése, illetve a két választás egyenlő mértékűnek tartása között.

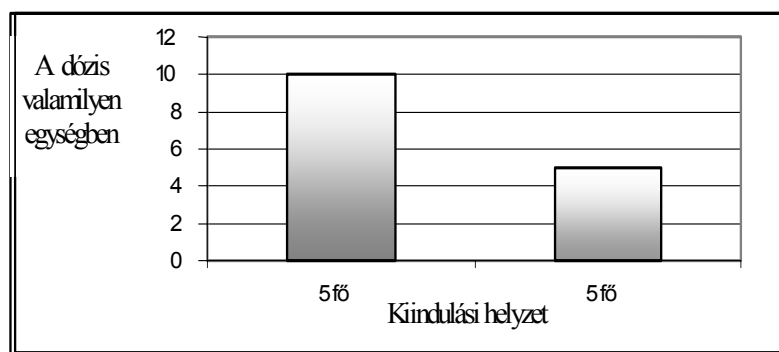
Amikor különbség volt (1 hónap) a kollektív munkakiesésben (6b részfeladat), akkor 42%-uk a kevesebb kollektív munkakiesést választotta; annak ellenére, hogy ebben az esetben nagyobb egyéni dózisterhelés fordult elő; 38%-uk (tehát majdnem ugyanannyian) választották a nagyobb munkakieséssel járó, de kisebb egyéni dózisterhelésű lehetőséget.

A 7-es feladat az előzőhöz képest azzal egészült ki, hogy a betegszabadság alatt a dolgozók fizetés-kiegészítést kaptak; az alaphelyzet és a változatok ugyanazok voltak. Ezzel arra voltunk kíváncsiak, hogy megváltoztatják-e a választásukat a megkérdezettek akkor, ha

kompenzálva vannak az elszenvedett betegségért, azaz vállalnának-e hosszabban tartó betegséget, ha anyagilag jobban járnak. A többség (60%) a kompenzálás ellenére sem változtatta meg választását. A többiek közül, a *7a részfeladatnál*, (ahol egyenlő volt a kollektív munkakiesés) 40% egyenlő mértékűnek érezte a változatokat, míg kompenzáció nélkül a *6a részfeladatnál* – a kompenzációt később elfogadók közül – 10% gondolta ezt. A *7b részfeladatnál*, ahol a kollektív munkakiesésben 1 hónap differencia volt, 48% mondta a korábbi 12% helyett, hogy elfogadja a 20 hónapot.

A *6. feladatból* az a következtetés vonható le, hogy a megkérdezettek nagy része az egyéni dózist csökkentő opciókat preferálja, ha a kollektív dóziscsökkenés egyenlő. Különböző kollektív értékeknél pedig inkább a kevesebb munkakiesés alapján választottak, és nem azt tartották fontosnak, hogy az egyéni dózis kisebb legyen. Tehát a felmérés eredménye nem tükrözi a legújabb sugárvédelmi irányzatot, mely szerint kevésbé kell figyelembe venni a kollektív dózist, és a legfontosabb cél az egyéni nagy dózisok csökkentése. Elmondható a *7. feladat* alapján, hogy a megkérdezettek többsége nem fogadja el a kompenzációt, legalábbis ilyen formában nem. A 4 helyszín szerint külön feldolgozva az adatokat, nem kaptam jelentős eltérést az egyes csoportok között.

A *8. feladatból* számoltam konkrét számadatot az averziós tényező értékére. A *3.3. ábra* a feladat kiindulási helyzete. Ezt kellett megváltoztatni az 1-es vagy a 2-es változat választásával, esetleg a két változat egyenlő mértékűnek ítéletével.



3.3. ábra:

A kiindulási helyzet, mely minden részfeladatnál megegyezik

Az 1. változatban öt fő dózisa 10, öt főé 1; míg a 2. változatban öt fő dózisa 6, öt főé 1 (1. melléklet, *8a részfeladat*). Az 1. változat választása azt jelenti, hogy a válaszadó nem tulajdonít kellő jelentőséget a nagy egyéni dózisoknak, „nem fogadja el” az ICRP sugárvédelmi ajánlásait. Ezért a további választásokban nem vesz részt, a 9. feladatra kell lépnie. Amennyiben a 2. változatot tartja előnyösebbnek, akkor a következőkben meg kell keresni azt a dóziscsökkenést (10-ről X-re), amit az 5-ről 1-re való csökkenéssel egyenrangúnak érez, vagyis tovább kell lépnie a *8b részfeladatra*. A 8b részfeladatnál a 2. változat szerint 5 egyén „dózisa” 10-ről csak 8-ra csökken. Ha ez a csökkenés számára egyenértékű az 5-ről 1-re való csökkenéssel, akkor ez végeredményt jelent az averziós tényezőre nézve, vagyis $X=8$.

Ha az 1-es változatot választotta, akkor a 8 neki túl magas érték, ezért tovább kell lépnie a *8c részfeladatra*, ahol kiderül, hogy a végeredménye 6 és 8 között mennyi lesz. Ha a 2. változatot választotta, akkor a 8-at elfogadható értéknek tartja, tovább kell lépnie a *8d részfeladatra*.

Esetünkben az averziós tényező a következőképpen határozható meg:

$$\alpha(E_1) - \alpha(E_2) = \alpha(E_3) - \alpha(E_4). \quad (3.2)$$

Más szavakkal, a válaszadó ugyanazt a megelégedettséget érzi a E_1 -ről E_2 -re való dóziscsökkenés esetén, mint a E_3 -ról E_4 -re (X-re) való csökkentéskor. Az (1.3) összefüggés felhasználásával a következő egyenlet megoldása az averziós együttható (a) számértékét adja:

$$\alpha_0(5/0,1)^a - \alpha_0(1/0,1)^a = \alpha_0(10/0,1)^a - \alpha_0(X/0,1)^a, \quad (3.3)$$

ahol X a válaszok alapján megállapított E_4 -érték. Mint látható, ilyen alakú α - E_0 kapcsolat mellett a megoldás független az E_0 (vonatkoztatási dózis) értéktől is.

Az averziós tényezővel kapcsolatos 3.2. táblázat értékei azt mutatják, hogy a válaszadók zöme azonos megelégedettséget érez az egyéni dózis 10 egységről 9,5-re és 5-ről 1-re történő redukálással (Eddig a végső dóziséig jutott el a legtöbb válaszadó).

3.2. táblázat: Dóziscsökkenés egy kiválasztott végső dóziséig

<i>A kezdeti egyéni dózis</i>	<i>Végső egyéni dózis</i>	<i>Averziós tényező (a)</i>	<i>A válaszadók száma</i>
10	6	1	1
	6,5	1,12	3
	7	1,26	0
	7,5	1,42	3
	8	1,61	0
	8,5	1,86	17
	9	2,22	3
	9,5	2,86	59

Eredményként az averziós tényező átlagértékére $2,51 \pm 0,39$ adódott, ami a fejlett országokban becsült értékeknél nagyobb [Eged (2000)]. Ez azt jelenti, hogy a válaszadók többségének magas az averziója, azaz a dózisoktól való idegenkedése, mivel az „a” értéke 1 és 2,9 között változhat. Ennek oka lehet az utóbbi évtizedekben bekövetkezett nukleáris balesetek miatti idegenkedés növekedése.

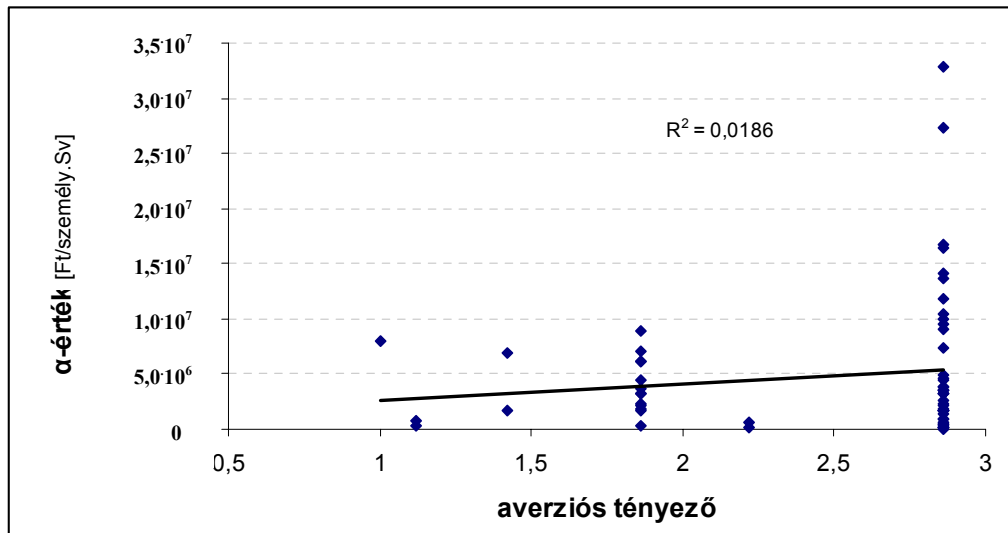
Ha csoportonként vizsgáljuk az averziós tényező értékeit (3.3. táblázat), akkor kitűnik, hogy a Dunaújvárosban született válaszadók magasabb értéket kaptunk, míg a pécsi, a paksi és székesfehérvári válaszadóknak közel azonos az averziója.

3.3. táblázat: Averziós tényezők lakóhely-csoportokra bontva

	<i>Averziós tényező</i>	<i>Válaszadók száma</i>
<i>Pécs</i>	2,50	31
<i>Paks környéke</i>	2,44	31
<i>Székesfehérvár</i>	2,42	11
<i>Dunaújváros</i>	2,76	13

Vizsgáltam az α_0 és az averziós együttható közötti összefüggést is, de a 3.4. ábra szerint a válaszok között *nem mutatható ki korreláció*, ahogy a lineáris trendvonal és az R^2 értéke is mutatja. Persze meg kell jegyezni, hogy az averziós együtthatóra vonatkozó kérdések a lehetséges válaszokat viszonylag szűk értéktartományra zsugorították, kevés választási

lehetőség volt, hogy pontosabban határozzák meg az averziós együtthatót. Viszont az is igaz, hogy a kérdőív e része így is igen nehéz, további részletezéstől tartottam. Már indulásnál is legalább érettséginek megfelelő szintű ismereteket tételeztünk fel, de így is voltak partnereink, akik túlzottan nehéznek találták, és nem vállalták a kitöltési akciót.



3.4. ábra:

Az averziós együttható és az α_0 közötti trend, regresszió és korreláció eredménye

Hasonlóan nem találtam nullától szignifikánsan különböző korrelációt a válaszadó kora és az α_0 , ill. az averziós együttható között.

Az eddigiek alapján a két legfontosabb paraméter, az α_0 és az „a” averziós együttható értékeit, a 86 értékelhető válaszból a következőnek találtam:

$$\alpha_0 = 2,5 (0,5 - 27) \text{ MFt} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1} \quad \text{és} \quad a = 2,51 \pm 0,39,$$

ahol az α_0 zárójelben lévő konfidencia intervallumát a lognormál eloszlás egyszeres szórása alapján számoltam [Katona (2003)]; azonban így is igen széles tartományt kaptam. Megjegyzem, hogy az α_0 medián értéke 3,03 MFt. Látható, hogy a bizonytalanság nagy, s az értékeket erősen meghatározzák a statisztikai feltevések.

3.2. A radontól származó dózis elleni sugárvédelmi tevékenység tervezésének javítása

Ebben a fejezetben egyrészt bemutatásra kerül az új módszer eredménye, melyet a rövid életű leányelemek egyedi aktivitása meghatározásához fejlesztettem ki, valamint az a vizsgálat, hogy vajon az egyes leányelemek aeroszolhoz való kötődése valóban azonos-e, mint ahogy az eddig közlésre került publikációkban megjelenik. Másrészt tárgyalom az eredményeit a lakótéri légcseré radon koncentrációra gyakorolt hatásának költség-hasznosság szempontjából; illetve a hazai körülmények között becsült költségoptimált radon aktivitáskoncentráció és a nemzetközileg ajánlott határértékek összevetését. Ezek az eredmények hozzájárulhatnak a radontól származó dózis elleni sugárvédelmi tevékenységek tervezések javításához.

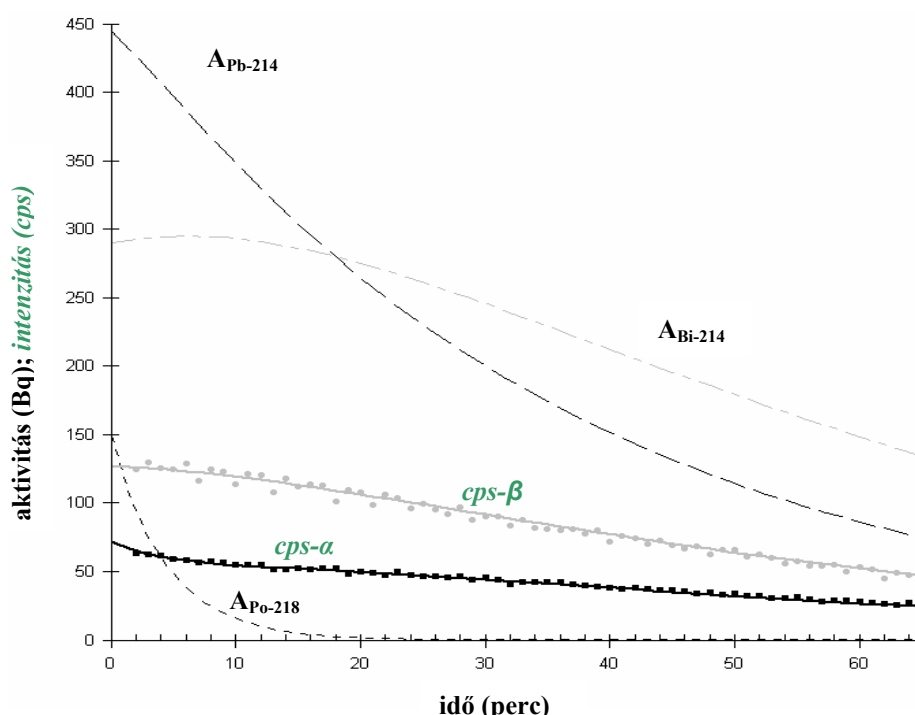
3.2.1. A radon leányelemek új módszerrel való meghatározásának eredményei

A kísérletsorozattal célom az volt, hogy a ^{222}Rn egyes rövid életű leányelemeinek (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi) aeroszol részecskékhez kötött egyedi aktivitásait határozzam meg. Ehhez a 2.3.2. fejezetben bemutatott módszert alkalmaztam, azaz először összes- α és összes- β intenzitás-értékeit mértem, majd az intenzitások időbeli változásának nyomon követésével (az eltérő bomlási állandók alapján), illesztéses módszerrel dekomponáltam egy általunk felépített dinamikus, több-exponenciális tagot tartalmazó modell felhasználásával az összes-típusú méréseket. A ModelMaker által használt iteratív módszer a legkisebb négyzetek eljárása, ill. a Marquardt-féle nemlineáris paraméter-bebecslés volt.

A 3.5. *ábra* egy tipikus mérési eredményt mutat: a szűrőre gyűjtött radioaktív aeroszol részecskék összes- α és összes- β intenzitásának időbeli lefutását, 15 perc mintavétel után (folyamatos görbék). A szaggatott vonallal jelölt görbék a modell segítségével dekomponált egyedi becsült leányelem aktivitások. Mivel nem on-line mérésről van szó, a mintákat a gyűjtés után kellett a detektorhoz vinni, majd elindítani a mérést, ez általában 60-70 másodpercet vett igénybe. Ezért az első mért érték a detektor alá kerüléstől számított első perc

letelte után jelentkeznek, azaz a mintavételt követő második perc körül. Ez a "késleltetett" mérés az oka annak, hogy a rövid felezési idejű ^{218}Po becslt kezdeti aktivitásának szórása/hibája 16-19% volt, a többi nuklidé viszont kicsi: 1-2 %.

A hatásfokok bizonytalansága, a radon aktivitás-koncentráció és az aeroszol-koncentráció változékonysága miatt az egyes kísérletek eredményeit nem az abszolút értékekkel, hanem a mintavételkor $t=0$ időre extrapolált aktivitásértékek hányadosaival hasonlítottam össze, ugyanis a hányadosok kevésbé érzékenyek a paraméterek hibáira és bizonytalanságaira, mint az abszolút értékek. A 3.4. táblázat második oszlopában ezeket a hányadosokat tüntettem fel.



3.5. ábra:

A szűrőre gyűjtött radioaktív aeroszol részecskék összes- α és összes- β intenzitásának időbeli lefutása és a leányelemek számítással dekomponált aktivitás értékei

A 2.2.2. fejezetben bemutatott modell, amely a leírt kísérleti körülményeket szimulálja, lehetőséget adott arra, hogy elemezzem a lezajló folyamatokat. Egyrészt szimulálhattam a mérési eredményeket, másrészt becsülhettem olyan paramétereket, amiket egyszeri méréssel nem tudtam meghatározni, például a kötődési állandót. Az időszámításból származó, illesztéssel kapott aktivitás értékeket (3.4. táblázat, második oszlop) *szimulációval*

rekonstruáltam (3.4. táblázat, harmadik oszlop), felhasználva az irodalomban fellelhető referencia paraméter értékeket, melyeket a 3.5. táblázatban tüntettem fel. A szimulációval elfogadható szórással rekonstruálni lehet a mérésből származtatott aktivitás arányokat, pontosabban a szimulált eredmények intervallumába estek a mérésből meghatározott középértékek is.

3.4. táblázat: A mérést követő adat-illesztésből és a modell szimulációból becsült kezdeti aktivitás-arányok

<i>Kezdeti aktivitás arányok</i>	<i>mérésből</i>	<i>szimulációból, referencia paraméterekkel: középérték intervallum</i>	
$^{218}\text{Po} / ^{214}\text{Pb}$	$0,69 \pm 0,04$	0,88	[0,44 – 0,92]
$^{218}\text{Po} / ^{214}\text{Bi}$	$1,02 \pm 0,08$	1,39	[0,42 – 1,47]
$^{214}\text{Pb} / ^{214}\text{Bi}$	$1,48 \pm 0,03$	1,58	[0,99 – 1,60]

A kötődési állandó nuklidonkénti eltérőségének/azonosságának vizsgálatához összevettem a két módszerrel kapott hányadosokat. Mivel modellben az *azonos kötődési állandókkal* végzett szimulációk szolgáltak azokkal az eredményekkel, melyek egyeznek a mérésből származó adatokkal, elmondható, hogy ezzel a módszerrel *nem bizonyítható*, hogy eltérően kötődnének az egyes leányelemek az aeroszol részecskékhez. A különböző kötődési állandókkal végzett szimulációk eredménye akkora eltérést adott a mért adatokhoz képest, hogy az eltérés további vizsgálata ezzel a módszerrel nem indokolt. Így az irodalomban közölt azonos kötődés elméletét elfogadtam, annak fenntartásával, hogy más módszerrel is érdemes lehet vizsgálni, hiszen az esetleges eltérés szignifikánsan befolyásolhatja a dózist.

A 3.4. táblázatban a mérésből, illetve a szimulációval meghatározott aktivitás arányok között nagyobb eltérés a ^{218}Po -ot is tartalmazó tagoknál fordul elő. Valószínűleg ez a speciális kísérleti körülményeknek köszönhető (pl. felület/térfogat arány), ami miatt a kísérlet során az egyes paraméterek szignifikánsan eltérnek az irodalmi paraméterektől. Az irodalomból vett értékeket javarészt egy referencia-szobára határoztak meg, amely alacsonyabb S/V aránnyal rendelkezett, mint esetünkben a kísérleti hordó. Emellett a létrehozott radon-koncentráció is meglehetősen magas volt, amire azért volt szükség, hogy értékelhető mérési adatokat kapjak,

miközben ilyen magas radon-koncentráció nem, illetve csak extrém esetben fordul elő lakóterekben.

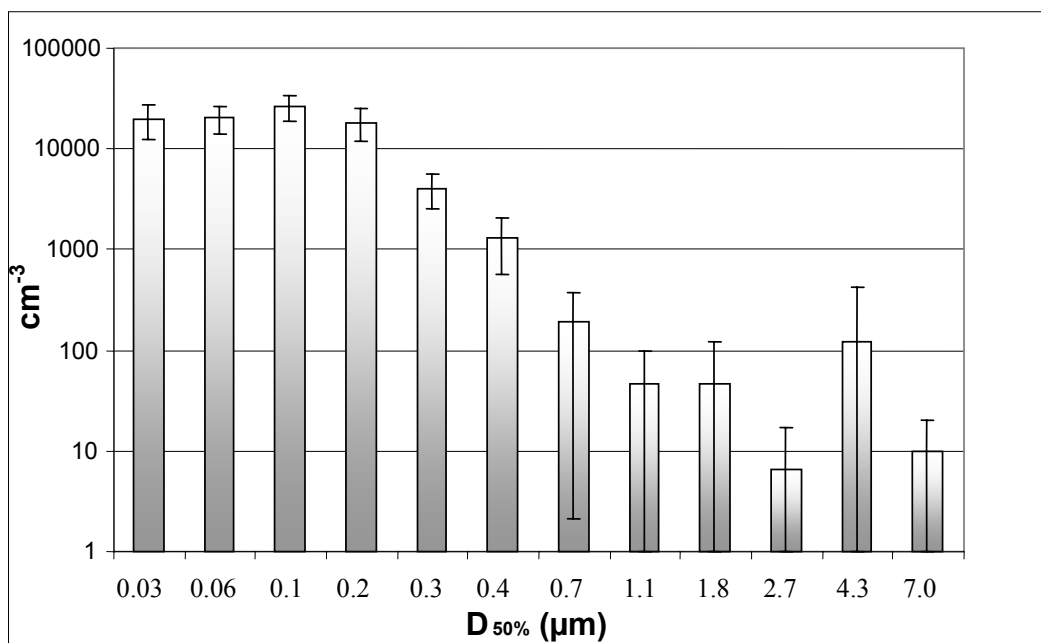
A részletes modell-elemzési számításaim azt mutatják, hogy bizonyos paraméterek szignifikánsan befolyásolják az aktivitás-értékeket. A modell egyes paraméterekre való érzékenységének vizsgálatához számos futtatást végeztem a paraméterek szélsőértékeinek alkalmazásával. Ezek szerint a *visszalökődés* változása kevésbé jelentősen hat az eredményekre. Szintén nem érzékeny a modell az *aeroszol koncentrációjára*, ha az aktivitások arányait vizsgáljuk, miközben – érthetően – az abszolút értékeket jelentősen befolyásolja. Ha a részecskék depozíciós sebessége nagyon kicsi, az eredményül kapott arányok szintén kisebbek lesznek.

3.5. táblázat: Paraméter-értékek a szűrőn kialakuló aktivitás-koncentráció szimulálásához

<i>paraméter</i>	<i>Érték</i>	<i>egység</i>	<i>megjegyzés</i>
S/V	$9 \cdot 10^{-2}$	cm^{-1}	a kísérleti hordó esetén
V	$2,1 \cdot 10^{-1}$	m^3	a kísérleti hordó
R	$2\text{-}8 \cdot 10^{-1}$	-	változó; ref. [Stevanovic (2004)]
v_d^u	$5 \cdot 10^{-2}$ - $5 \cdot 10^{-1}$	$\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$	ref. [Schmidt (2001); Leonard (1996); Xu (1994)]
v_d^a	$5 \cdot 10^{-4}$ – $5 \cdot 10^{-3}$	$\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$	ref. [Schmidt (2001); Leonard (1996); Xu (1994)]
Z	$7\text{-}11 \cdot 10^4$	cm^{-3}	mért
β	$1,35 \cdot 10^{-6}$	$\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	számított

Az impaktorról végzett aeroszol mérések eredménye látható a 3.6. ábrán. Ez az eloszlás a hordó-kísérlet során kialakult viszonyokat mutatja, tehát nem a hordóban lévő levegőt mintáztam, hanem a laboratórium levegőjét, melyben a kísérletet végeztem, azzal egyidőben. A modell szimulációhoz nem volt szükségem az eloszlás adatokra, csupán a részecskék összes számára, azért hogy a (2.17) kifejezésben az első tagot számolni tudjam,

hogy kvantifikáljam az aeroszolhoz való kötődés folyamatát. Az összes aeroszol részecskeszám $\sim 9 \cdot 10^4 \pm 2 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-3}$ volt több mérés eredményéből. Ez a mért adat összhangban van számos publikált aeroszol részecskeszám mérési adattal [Porstendörfer (1994)].



3.6. ábra:

Aeroszol méret-eloszlás a kísérletek során

Mivel összehasonlítva a kezdeti aktivitás arányokat - az illesztett mért és a szimulált adatokból becsülve - az egyezés elfogadható, ezért elmondható, hogy a leírt módszer alkalmas a rövid-életű radon leányelemek levegőbeli egyedi aktivitásainak meghatározására, és egyszerűbb a spektrometrián alapulóknál. A legfőbb előnye a módszernek az egyszerűsége. Habár a detektor α -hatásfoka a becsült aktivitások bizonytalanságának forrása, pontosabb geometriával vagy eszközökkel ez a bizonytalanság csökkenthető. A módszer hátránya, hogy nem alkalmas folyamatos monitorozásra, és a mintagyűjtés és a detektálás gyors összekapcsolásához manuális gyakorlottságra van szükség.

Mivel az aeroszol részecskék száma szignifikánsan befolyásolja a mintázott aktivitást, ezért a kísérlet során ajánlott a aeroszol eloszlás mérése (például kaszkád impaktorról), vagy ha ez nem lehetséges a megfelelő eszköz hiánya miatt, releváns referencia értékek használata javasolt, amit azonban kellő körültekintéssel kell kiválasztani a számos publikált mérési eredmény közül, hiszen ez a paraméter erősen függ az aktuális légköri viszonyoktól. Az

aeroszol részecskék méret-eloszlásának ismerete lehetővé teszi a lezajló folyamatok további vizsgálatát, ami érdekes lehet, hiszen a (2.17) kifejezésből is látszik, hogy több folyamat méret-függő. A módszerrel az inhalációs dózisegyüttható nagy szórását is lehetne vizsgálni, hiszen a legutóbbi vizsgálatok szerint [Porstendörfer (2001); Porstendörfer (1996); Porstendörfer (1994)] ez a tényező függ a leányelemeket hordozó aeroszol részecske méretétől. Ehhez megfelelő aeroszol részecske generátor szükséges.

A módszer jellege eltér a többi ismert módszertől, így tulajdonképpen alternatívát jelent, a radon leányelemeinek mérésében, ami néhány esetben jobb választás lehet a többinél. Úgy tűnik, érdemes lenne folytatni a módszer alkalmazhatóságának vizsgálatát, kapacitását és speciális tulajdonságait. Akár módosítható egyéb alkalmazásokra is, pl. a mesterséges α - és β -sugárzó nuklidok megjelenésének gyors feltárására [Katona (2006)].

3.2.2. A radontól származó lakótéri sugárterhelés csökkentésének költség-haszon elemzése

A 2.2.2. fejezetben bemutatott dinamikus modellt alkalmaztam a költség-haszon elemzés során a radontól származó dózis becsléséhez. A modellben felhasznált paraméter értékek a 3.6. táblázatban láthatók. A középértékek a módusnak, a szélsőértékek pedig a 95 %-os konfidencia intervallumoknak felelnek meg. A középértékek egy átlagos hazai lakásra, a téli fűtési szezonra, ill. egy felnőttre jellemzőek, kivétel a radon exhaláció, mely az átlagosnál 2-5-ször nagyobb. Ugyanis az ismertett költségelemzések csak az átlagosnál nagyobb (évi 3-4 mSv feletti) egyéni dózisoknál, ill. ezek csökkentésénél alkalmazhatók előnyösen, a háttér (2-3 mSv) körüli értékeknél használatuk kevésbé ajánlott.

A számításokhoz szükséges paraméterek közül a levegő sűrűsége és fajhője a lakótérben rendszerint jól meghatározott érték, bizonytalanságuk elhanyagolható. A többi paraméter (pl. α_0 , E_0 , D_h) értéke a helyi sajátosságoktól erősen függ, nagy az ingadozásuk, csak jól definiált körülmények közt határozhatók meg viszonylag kis, pl. < 50 % bizonytalansággal.

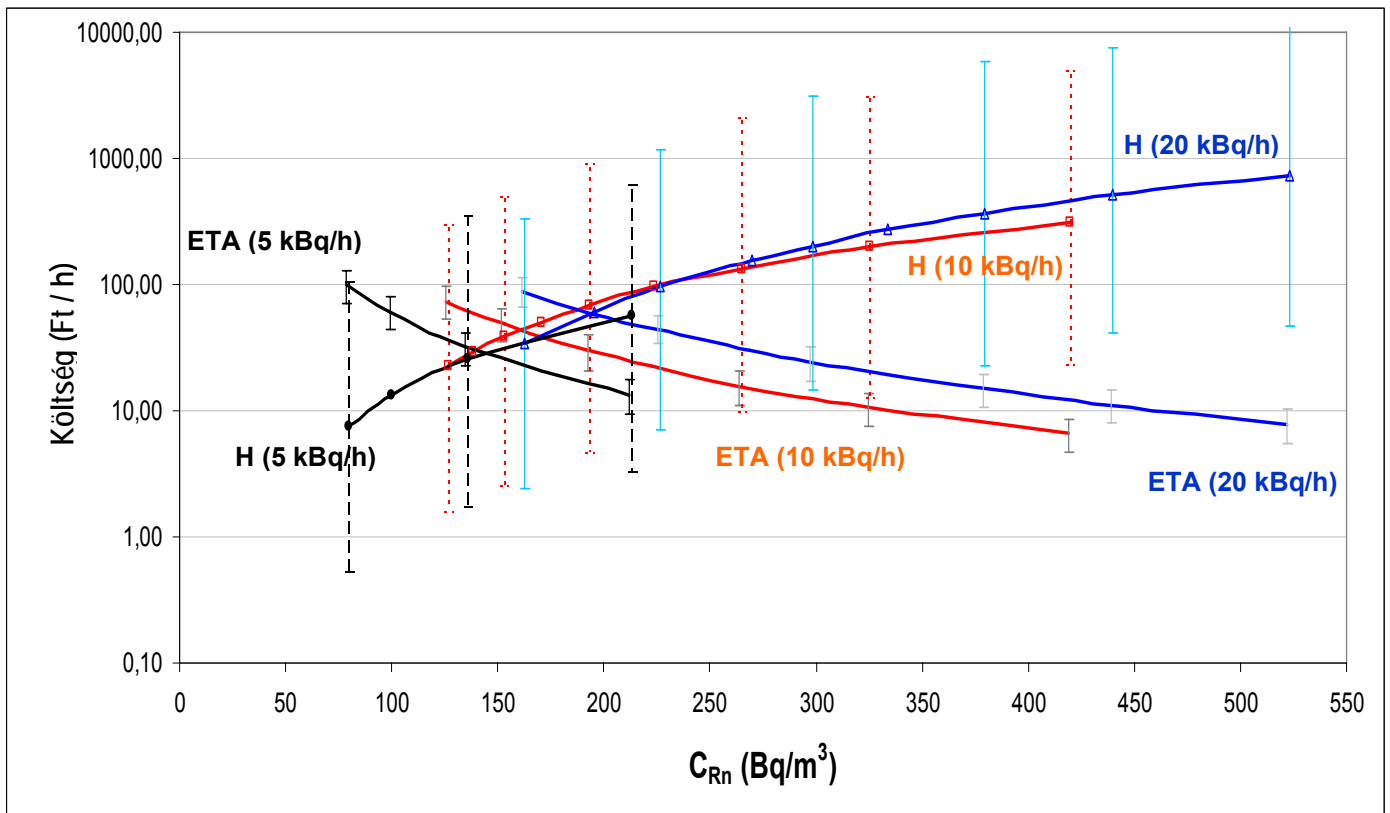
A többi paraméter irodalmi adatokból származik: UNSCEAR (2000); IAEA (2002); Kanyár (2000); Porstendörfer (1996); Porstendörfer (1999); Porstendörfer (2001); Nikezic (2002).

3.6. táblázat. Az alkalmazott paraméter közép- és szélső értékei

<i>Paraméterek</i>	<i>Közéérték</i>	<i>Szélső-értékek</i>	<i>Mértékegység</i>
Levegősűrűség (ρ)	1,29	-	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
Levegő fajhője (κ)	950	-	$\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$
Energiaár (u)	3	1,5 - 5	$\text{Ft}\cdot\text{MJ}^{-1}$
Fűtési szezon időtartama (τ)	4300	3500 - 5000	h
Átlagos hőmérséklet különbség (Δt)	15	12 - 20	K
Lakótér térfogata, 1 személyre (V)	100	50 - 200	m^3
Radon exhaláció (X)	10 000	5000 - 20 000	$\text{Bq}\cdot\text{h}^{-1}$
Légzésteljesítmény (I)	0,8	0,5 - 1,2	$\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$
Lakásban tartózkodás hányada (O)	0,6	0,4 - 0,9	-
Referencia dózis (E_0)	2	0,5 - 3	mSv
Inhalációs dózisegyüttható (D_h)	9	5 - 12	$\text{nSv}\cdot\text{Bq}^{-1}$
Dóziselkerülés haszna (α_0)	2,5	0,5 - 27	$\text{MFt}\cdot\text{Sv}^{-1}$
Averziós állandó (a)	2,51	2,12 - 2,90	-

A 2.1.2. fejezetben leírtak alapján az optimális radon aktivitáskonzentrációt a következőképpen határoztam meg: nagy koncentráció értékekből kiindulva, fokozatosan, $\Delta C_{\text{Rn}} = 1 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ lépésekben addig csökkentettem a radon koncentrációt ($C_{\text{Rn-t}}$), ameddig a beáramló levegő felmelegítési, az (2.1) kifejezésben definiált költség (η) egyenlő nem lett a dóziselkerülés hasznával, a (2.4)-ben számolható H-val (egy órára vonatkoztatott dózissal). Ennél kisebb koncentrációnál a szellőztetés kismértékű növelése már több fűtési költséggel jár, mint a dóziselkerülésből származó haszon pénzbeli értéke, azaz a további lépésenkénti csökkentés már ráfizetéses lenne. Az eredmények szerint (3.7. ábra) a költség szempontjából optimális radon koncentráció $160 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, ha a radon beáramlás $5 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$; $180 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ha a radon beáramlás $10 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$ és $210 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ha a radon beáramlás $20 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$. A bizonytalansági elemzések szerint az optimális radon-koncentráció akár 3-5 faktossal is változhat, a helyi paramétereiktől függően (α -érték, fűtési költség, lakótér térfogata, stb.). Jobban definiált,

lokális feltételek mellett a bizonytalanságok alacsonyabbak lennének. Esetünkben a fenti paraméterek mellett az éves inhalációs dózis 1,0-4,2 mSv-nek adódik [Katona (2005)].



3.7. ábra

A $\Delta C_{Rn} = 1 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ aktivitáscsökkentéshez szükséges fűtési költség (ETA) és a dóziselkerülésből származó pénzületi haszon (H) a C_{Rn} koncentráció függvényében

A 3.7. ábrán a számolt görbéket a paraméter középértékekkel kaptam. A radon koncentrációval növekvő görbe a kis, a $\Delta C_{Rn} = 1 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ radonkoncentráció csökkentéssel járó dóziselkerülés haszna 1 lakó esetén; a csökkenő görbe az ehhez szükséges fűtés-növekedés 1 óras költsége.

Látható, hogy magas radon aktivitáskonzentrációk esetén a dóziselkerülés haszna nagy, míg ilyen körülmények között az $1 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ koncentráció-csökkentés alacsony szellőztetés-növekedéssel, s így kevés költségtöbblettel érhető el. Viszont alacsony radon koncentrációknál – amikor ezt az állapotot már meglehetősen nagyfokú szellőztetéssel tudtuk csak elérni - ugyanekkora radon csökkentés már csak sokkal nagyobb szellőztetéssel és így nagyobb költséggel oldható meg, miközben az inhalációs dózis abszolút értéke és ennek megfelelően a csökkentésének költsége sokkal kisebb, mint magasabb radon-tartalom esetén.

A hibasávokat a paraméterek szélsőértékeinek, és eloszlás-típusának megadása után a MODELMAKER[®] szoftverrel megoldható Monte Carlo szimuláció segítségével határoztam meg.

Az összetartozó görbék metszéspontjai adják a *költségoptimált* radon koncentráció értékeit. A középértékekkel számolva ennek értéke 180 Bq·m⁻³ (160-200 Bq·m⁻³). Mondható, hogy a megadott paraméter értékek mellett a sugárvédelmi szempontból optimált radon-koncentrációk – magas radon beáramlással rendelkező lakóterek esetén – 100-300 Bq·m⁻³ értéktartományba esnek. Ezek az optimált aktivitáskoncentrációk közel akkorák, mint a nemzetközi ajánlásokban szereplő és a lakásokra vonatkozó cselekvési szintek, melyek értéke 200-600 Bq·m⁻³ [NBA (1996), Nikl (1996)].

A 3.7. ábra metszéspontjaihoz tartozó radon koncentrációk, az optimális radon koncentráció értékek a (2.1)-(2.4) kifejezések felhasználásával számolhatók is - mégpedig a kétféle költség (az η : a beavatkozás költségigénye, és a H : a beavatkozást követő dóziselkerüléséből eredő költség megtakarítás) egyenlőségéből kiindulva, rendezve az egyenleteket - a következő összefüggés szerint:

$$C_{Rn, opt} = \left[\frac{u \cdot \rho \cdot \kappa \cdot \Delta t \cdot X \cdot E_0^a}{\alpha_0 \cdot \tau^a \cdot (I \cdot F \cdot O \cdot D_h)^{a+1}} \right]^{1/(a+2)}, \quad (3.4)$$

ahol:

u : az egységnyi energiafogyasztás költsége (Ft·J⁻¹),

ρ : a levegő sűrűsége (kg·m⁻³),

κ : a levegő fajhője (J·kg⁻¹·K⁻¹),

Δt : a külső és belső levegő közötti hőmérséklet különbség (K),

X : exhaláció a lakótérbe (Bq·h⁻¹),

E_0 : referencia dózis (Sv),

a : averziós tényező (-),

α_0 : az egységnyi dóziselkerülés pénzbeli haszna (Ft·Sv⁻¹),

τ : a folyamatos szellőztetés és ezzel azonos fűtés időtartama (h),

I : a lakó átlagos légzésteljesítménye a lakásban (m³·h⁻¹),

F : egyensúlyi állandó, mely a radon egyensúlyi ekvivalens koncentrációjának (EEC) és a radon koncentrációjának hányadosa (-),

O : a lakásban töltött időhányad (h),

D_h : inhalációs dózisegyüttható ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$).

Az eddig használt mértékegységeket behelyettesítve az eredmény $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ egységben kapható. Látható az is, hogy az $1/(a+2)$ kitevő értéke jóval kisebb 1-nél ($\approx 0,2-0,3$), ezért a nagy bizonytalansággal rendelkező paraméterek (elsősorban α_0 , X és E_0) változására kevésbé érzékeny a radon koncentráció optimális értéke. Ha a reálisnál sokkal nagyobb - az átlagos természetes háttérnél több mint kétszeres - referencia dózisoskat tételeznénk fel ($E_0 \approx$ évi 7-10 mSv), akkor a radon koncentráció optimális értéke már igen meredeken emelkedne [ld. (3.4) összefüggés számlálójában az E_0 az a -dik hatványon szerepel], de ilyen értékeket nem tételezünk fel.

Az F egyensúlyi faktort vizsgálva, ami függ a szellőztetés mértékétől, egyensúlyi viszonyok közt belátható, hogy értéke a radon koncentrációval kifejezhető a következőképpen [Tóth (1983); ICRP (1993)]:

$$F = \left[\frac{1,43}{(k + 13,6)} + \frac{10,9}{(k + 13,6) \cdot (k + 1,55)} + \frac{16,9}{(k + 13,6) \cdot (k + 1,55) \cdot (k + 2,11)} \right] \quad (3.5),$$

ahol a k értéke a (2.2) kifejezésből:

$$k = X / (V \cdot C_{Rn, opt}) - \lambda_{Rn} \quad (3.6),$$

ahol:

k : a szellőzés mértéke, a légcseres aránya a teljes térfogathoz (h^{-1}),

X : exhaláció a lakótérbe ($\text{Bq}\cdot\text{h}^{-1}$),

$C_{Rn, opt}$: az optimális radon koncentráció ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$),

λ_{Rn} : a radon bomlási állandója: $0,00756 \text{ h}^{-1}$.

Ebből látható, hogy a (3.4) kifejezésből a radon koncentráció optimális értéke nem fejezhető ki explicit algebrai formában, csak egy ún. implicit egyenlet megoldásával [Kanyár (2004)].

A valóságban a szellőzés általában szakaszos, különösen az ajtók és ablakok időnkénti nyitásával és zárásával, nincsenek időben állandósult viszonyok (például folyamatos radon-beáramlás és szellőztetés), mint ahogy az eddigiekben bemutattam. Ekkor a radon leányelemek keletkezésének késése miatt, ugyanakkora légcserét feltételezve, rendszerint kisebb lesz a leányelemek átlagos koncentrációja, s ezzel párhuzamosan a sugárterhelés és a dóziselkerülés is. Ezért a folyamatos szellőztetés mellett elemzéseket végeztünk a szakaszos szellőztetéssel kapcsolatban, a folyamatos szellőztetés esetében költség-optimált cserélődő levegőtér-fogattal, három különböző radon exhalációs érték esetére. Ily módon ugyanaz a fűtési többlet-költség alakul ki egy nap alatt, mint a folyamatos esetben. A modellezés során feltettük, hogy a levegő cserélődési periódus 5 perc alatt lezajlik, mialatt a szoba egész levegő-térfogata kicserélődik a kültéri levegővel, és egyenlővé válik a radon-koncentráció kint és bent.

A 3.7. táblázat összefoglalva mutatja be az optimális szellőztetési periódusokat, az inhalációs dózist (a szellőztetés mellett kapott dózis) és az elkerült dózis hasznát összehasonlítva a szakaszost a folyamatos szellőztetéssel. A két eset integrált napi értékeinek elemzéséből kiderül, hogy a szakaszos módszer előnyösebb a – szellőztetés mellett – elszenvedett dózisteljesítmény tekintetében ($3,4 - 4,3 \mu\text{Sv}\cdot\text{nap}^{-1}$), mint a folyamatos ($9,0 - 11,3 \mu\text{Sv}\cdot\text{nap}^{-1}$).

3.7. táblázat: A folyamatos és szakaszos szellőztetések becsült napi inhalációs dózisteljesítményének összehasonlítása

Radon exhaláció	Folyamatos eset		Szakaszos eset		
	Inhalációs dózis ($\mu\text{Sv}\cdot\text{nap}^{-1}$)	Az elkerült dózis haszna ($\text{Ft}\cdot\text{nap}^{-1}$)	Optimális szellőztetési periódus (h)	Inhalációs dózis ($\mu\text{Sv}\cdot\text{nap}^{-1}$)	Az elkerült dózis haszna ($\text{Ft}\cdot\text{nap}^{-1}$)
$5 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$	9,0	525	4,7	4,3	20
$10 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$	10,0	800	2,6	3,9	15
$20 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$	11,3	1075	1,4	3,4	5

Érdekes eredmény, hogy a szakaszos szellőztetésnél mind az inhalációs dózis, mind pedig az elkerült dózis haszna csökken a növekvő radon exhaláció értékével. A magyarázat

erre a látszólag ellentmondó eredményre szintén a leányelemek felépülési folyamatában keresendő. Ugyanis ha az exhaláció nagy, és így nagy a beltéri radon-koncentráció, akkor nagyobb ventilációs arány szükséges a költség-optimált radon-koncentráció eléréséhez. A szakaszos szellőztetésnél ez rövidebb szellőztetési periódust, azaz gyakoribb szellőztetést jelent. Így a leányelemek felépülési folyamata rövidebb ideig zajlik, ami alacsonyabb leányelem-koncentrációt, és ezért alacsonyabb inhalációs dózist eredményez. Tehát minél nagyobb az exhaláció, és minél nagyobb a szellőztetési gyakoriság, annál alacsonyabb az inhalációs dózis ebben a speciális esetben.

Az általunk számolt egyensúlyi faktor értéke folyamatos szellőztetés esetén a kritikus $100-300 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ koncentráció esetén $F \approx 0,7$ miközben a lakásban végzett mérések szerint átlagosan kb. 0,4 [Tóth (1983); Nikl (1996); Déri (1992); Somlai (1998); Tóth (1997)], igaz nagy ingadozásokkal. Ez is azt mutatja, hogy a periodikus szellőztetési eset a valóságot jobban közelítő modellezési feltevés. Mindezek miatt a kapott optimális radon koncentrációk a valódiaknál 1,5-2-szer nagyobbak lehetnek. Amennyiben figyelembe vesszük, hogy egy lakásban a fűtési költségjárulék egynél több lakónál eredményez dóziselkerülést, azaz a kollektív dózist, akkor a 3.7. ábrán látható dóziselkerülési haszon nagyobb lesz, így a megfelelő görbék metszéspontja a kisebb radon koncentrációk felé tolnak el. Tehát a két torzítás ellentétes hatású, azaz kompenzálhatják egymást.

A bizonytalanságok elsődleges forrása nagyon valószínűleg a dóziselkerülés pénzben kifejezett haszna, az α_0 hibája. Ennek értékét eddig csak kevés esetben határozták meg [Guenther (1997); ISOE (2003); Eged (2000)], s az általunk alkalmazott módszer, a fizetési hajlandóság alapján számolt statisztikai életértéknek is nagy a szóródása [Katona (2003)]. Bizonytalanságot és torzítást eredményezhet az energiaár ingadozása, kiszámítható és kiszámíthatatlan emelkedése. Valószínű, hogy az idővel lassan emelkedő energia költséget követi az egységnyi dóziselkerülés haszna, az α_0 emelkedése. A két paraméter ilyen irányú változása rendszerint kompenzálja egymást az optimális koncentráció értékében. Bizonytalanságot eredményezhet az E_0 referencia dózis, az a averziós együttható és az inhalációs dózisegyüttható hibája.

Másrészt viszont a dóziselkerülés hasznára és a fűtési költségekre vonatkozó görbék metszéspontja, az ehhez tartozó radon koncentráció kevésbé érzékeny az említett paraméterek ingadozására, azaz az alkalmazott elvek és eljárások alapján közelítőleg egy kettes tényezõn belül meghatározhatók az optimális radon aktivitás koncentrációk.

Mint többször is bemutattam, a kapott eredmények bizonytalansága nagy lehet, ezért elsősorban mint egy lehetséges, kiegészítő döntést segítő eljárást szeretném ajánlani a bemutatott módszert. A szükséges paraméter értékek egy része helyi mérések és meg gondolások alapján pontosíthatók, amelyekkel azután helyspecifikus és hatékonyabb eredmények kaphatók. A radonra vonatkozó cselekvési szint származtatása során további nehézséget, problémát jelent a jelenlegi dóziskorlátozás, elsősorban az effektív dózisa vonatkozó lakossági korlát megállapítása körüli bizonytalanság [Köteles (2002); Clarke (1999)].

Mindezek alapján egy $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ körüli lakótéri átlagos radon cselekvési szint megállapításával egyrészt kellő biztonsággal állítható, hogy a radon leányelemek inhalációjából származó éves egyéni sugárterhelés járulék nem éri el a természetes háttér 2-3-szorosát, másrészt a szükséges védekezésre, a kellő intenzitású szellőztetésre, extrém nagy radon-beáramlással bíró lakótéri körülmények között sem költünk az indokolhatónál lényegesen nagyobb összeget.

A fenti költségbecsléssel kapott és javasolt $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a nemzetközi ajánlás középértéke, s ez a tény szintén támogatja ezen érték bevezethetőségét. A végső megoldásnál más szempontok is figyelembe vehetők, többek közt a lakosság fokozott félelme a sugárhatástól, a biztonság nagyobb súlyozása, vagy akár a védelmi beavatkozással járó költségviselő (kormány, főhatóság, önkormányzat, tulajdonos stb.) kérdése.

3.3. A kontaminálódott öntözővíztől származó lakossági dózis becslése

Ahogy említettem, a VE (későbbi PE) Radiokémia Tanszéke is bekapcsolódott az EU "Biosphere Models for Safety Assessment of radioactive waste disposal based on application of the reference biosphere methodology (BioMoSA)" című projektjébe, melyben összesen 6 európai intézet vett részt. Kezdetben a BioMoSA projektet mind a geoszférában, mind a bioszférában lejátszódó terjedési jelenségek modellezésére tervezték, később azonban csak az utóbbi maradt.

Ehhez a projekthez kapcsolódtam, miközben hasznosítani tudtam diplomamunkám során korábban elsajátított eljárásokat, amely a Mecseki Uránbánya környezeti rekultivációja, a zagytarozó körüli talajvízzel terjedő szennyeződés modellezésével kapcsolatos [Katona (2002)]. A diplomamunkám eredménye is alátámasztotta, hogy mint az urániparban általában mindenhol, az uránbánya bezárása után magyarországi viszonylatban is a zagytarozók jelentik a legnagyobb környezetvédelmi problémát. Az általános radiológiai problémákon túlmenően helyspecifikus sajátosság, hogy a zagytarozók két ivóvízbázis közvetlen szomszédságába települtek, amelyek Pécs város ivóvízellátásának döntő hányadát szolgáltatják. Az aljzatszigetelés nélkül létesült zagytavakból az üzemelés időszakában jelentős mennyiségű szennyező anyag - elsősorban magnézium-szulfát és kalcium-klorid - szivárgott el oldott formában. Mivel a zagytarozókra került ^{226}Ra aktivitása is jelentős, ezért foglalkoztam ezen radionuklid ivóvízi megjelenésével, a lehetséges radioaktív szennyeződés előrejelzésével számítógépes szimuláció segítségével. A MODELMAKER[®] szoftver alakjában, 210 kompartmentet tartalmazó modell segítségével 1000 évre készítettem, számoltam szimulációs eredményeket, hogy megtudjam, hogyan alakul a ^{226}Ra aktivitás-koncentrációja idő és hely függvényében. Eredményeim alapján arra a következtetésre jutottam, hogy még 1000 év múlva sem alakul ki a térségben az ivóvízre vonatkozó határértéket meghaladó ^{226}Ra aktivitás-koncentráció, viszont érdemes figyelembe venni azt a tényt is, hogy helyenként a jelenlegihez képest már 10 év múlva akár 10-szeresére is nőhet az aktivitás-koncentráció. (Mások vizsgálata szerint a bányavágatokban idővel felgyülemelő vízkészlet U- és Ra-tartalma viszont sokkal nagyobb veszélyt jelenthet a környezeti ivóvízbázisokra, mint a zagytarozóból eredő szennyeződés [Juhász (2001)].) Ezen munka folyamán gyakorlatot és tapasztalatokat

szereztem a számítógépes modellezés területén, amely elengedhetetlenül szükséges volt a PhD munka során.

A BioMoSA keretében végzett munka egyik célja volt, hogy a radioaktív hulladék elhelyezés szempontjából fontos hosszú élettartamú radionuklidok (^{38}Cl , ^{79}Se , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{135}Cs , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{231}Pa , ^{237}Np , ^{238}U és ^{239}Pu) bioszféra terjedésének modellezésére és a lakossági sugárterhelés prognosztizálására alkalmas eljárásokat összehasonlítsa, egy teszt scenárió keretében, különböző környezeti viszonyok esetén. Ebben a következő hat európai intézet vett részt: a német GSF- Neuherberg, az angol NRPB, a belga SCK/CEN Mol, a spanyol CIEMAT, a svéd STUDESVIK EcoSafe és a Pannon Egyetem Radiokémia Tanszéke [Pröhl (2005), Olyslaegers (2005)]. A modell részletei a 2.2.3. fejezetben kerültek bemutatásra.

A feladatban a szükséges nuklid-függő és nuklid-független paraméterek összegyűjtését, ellenőrzését és a számítógépi szimulációkat végeztem, hazai viszonyokra. A modell-fejlesztésben bevezettük és alkalmaztuk a NAÜ-projektekben korábban javasolt FEP-lista és a kölcsönhatási mátrix technikákat, a modell esetleges szerkezeti hibáinak kiküszöbölésére.

A determinisztikus modellezés mellett bizonytalansági elemzést is végeztünk, Monte Carlo eljárással, az un. sztochasztikus modellezés céljából, szintén a MODELMAKER[®] szoftver felhasználásával.

A teljes dózis determinisztikus számítása és a fontos útvonalak elemzése

Számítottuk minden egyes, fontosnak ítélt bioszféra kompartment radionuklid koncentrációját, és a különböző kontaminációs utak kritikus csoportra gyakorolt dózishatását, a kútvíz szennyezettségére normálva. E tekintetben a nuklidok egyik legfontosabb jellemzője a mozgékonyaságuk: mobilis radionuklidnak tekintettük a következőket: ^{36}Cl , ^{237}Np , ^{99}Tc , ^{238}U , ^{129}I immobilis nuklidoknak pedig a többi: ^{226}Ra , ^{79}Se , ^{135}Cs , ^{231}Pa , ^{239}Pu .

Az egyes útvonalak teljes dózishoz való hozzájárulása csecsemők és felnőttek esetére a 3.8. táblázatban látható. Az utolsó sorban szereplő renormált teljes dózis (RTD) az összes országra vonatkozó teljes dózis és az adott nuklidtól származó átlagdózis aránya. Az eredményekből kitűnik, hogy a domináns besugárzási útvonal a fogyasztás volt, ezen belül a legfontosabb - szinte az összes nuklid esetében - az ivóvíz-fogyasztás. A legtöbb modell

esetében ennek a teljes dózishoz való hozzájárulása több mint 50% volt. A spanyol eset kivételével az ivóvíz-fogyasztás mellett meghatározó szerepe volt az inhalációnak, amely a reszuszpendálódott majd belélegzett talaj részecskéktől származott. A külső dózis csak a ^{226}Ra és a ^{238}U esetében volt lényeges, de az is 25%-nál kisebb maximális hozzájárulással. A különböző modellekkel számított normált dózisek mind ugyanabban a nagyságrendben voltak. Ez a dózist meghatározó paraméterek kis variabilitásának köszönhető. A legfontosabb faktor tehát az *ivóvíz-bevitel* volt, amelyet a fiziológiai igények határoznak meg, de a nuklid-koncentrációját a geoszféra-bioszféra közötti határfelület megválasztása is befolyásolta.

3.8. táblázat: Az egyes besugárzási útvonalak %-os hozzájárulása és a renormált expozíciók felnőttek (F) és gyerekek (Gy) esetére.

		^{36}Cl	^{79}Se	^{99}Tc	^{129}I	^{135}Cs	^{226}Ra	^{231}Pa	^{238}U	^{237}Np	^{239}Pu
Ivóvíz	F	38,6	79,6	81,4	83,3	1,5	26,3	18,7	72,8	90,9	84,9
	Gy	31,6	75,6	80	74,5	1,3	18,3	11,6	67,3	93,7	91,6
Növényi eredetű élel.	F	30,4	79,6	16,3	5,5	65,5	50,5	81,1	6,7	7,2	8,5
	Gy	24,6	75,6	18,2	2,9	61	18,3	83,5	5,9	5,5	6,1
Állati eredetű élel.	F	30,8	13,9	0,8	9,5	32,1	5,2	1,1	2,3	0	0,1
	Gy	43,3	17,2	0,8	21,7	37,7	11,7	0,8	2,8	0	0,1
Hal	F	0,2	1	0,5	0,9	0,9	0,4	0,1	0,2	1,5	2,2
	Gy	0,5	4,7	0,5	0	0	0,3	0	0	0	0
Külső sugárterhelés	F	0	0	0	0	0	17,5	0,8	17,9	0,3	0
	Gy	0	0	0	0	0	15,9	1,1	24	0,7	0
Inhaláció	F	0	0	0	0	0	0,1	0,9	0	0	2
	Gy	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	1,1
Átl. dózis $\times 10^{-6}$ [mSv/év / Bq/m ³]	F	1,6	282	0,72	118	42,2	608	1170	56,4	96,6	246
	Gy	5,7	985	2,2	111	16,9	1150	922	58	76	158
RTD*	F	0,81	0,01	0,60	0,61	1,68	0,94	1,80	0,64	0,67	0,61
	Gy	0,56	0,01	0,43	0,42	1,59	0,71	1,84	0,59	0,46	0,43

* RTD: Renormált teljes dózis: a teljes dózis és az átlagdózis (összes országra) aránya

Felnőttek és csecsemők esetében is nagyobb teljes dózis adódik az immobilis nuklidok, mint a mozgékonyabb nuklidok esetében. Egyedül az immobilis ^{135}Cs -tól származó dózis nagyságrendje esik egybe a mobilis nuklidokéval. Ennek legfőbb oka az immobilis elemekhez képesti magas K_d (talajbeli megoszlási hányados) és a kicsi talaj-növény transzfer faktor

kombinációja, melyek a legtöbb modellben így jelennek meg. A ^{135}Cs esetén a vízzel való felvétel kevésbé volt fontos, viszont az ételfogyasztásból magas hozzájárulást jósol a modell, aminek oka a ^{135}Cs talajbeli alacsony kioldódási állandója, amelynek eredménye, hogy a talaj felső rétegében feldúsul, és a növények innen felveszik.

A kétféle korcsoport összes dózist tekintve azok többé-kevésbé összevethetők egymással. Szinte mindegyik nuklidnál előfordultak magas dózisértékek valamelyik csoportnál. A csecsemőknél a magasabb dóziskonverziós tényezőket kompenzálja az alacsonyabb fogyasztás, így nincs minden esetben nagy különbség a két korcsoport között. Kivételek ez alól a ^{79}Se , a ^{226}Ra , a ^{36}Cl és a ^{99}Tc , melyeknél a dóziskonverziós tényező és a fogyasztási arány különbsége akkora, hogy már nem egyenlítik ki egymást, s a csecsemőknél magasabb dózis adódik, mint felnőttek esetén. A szegényes adatbázis miatt az adatok interpretálása és az ezekből származtatott paraméterek óvatos becslése eredményezheti bizonyos útvonalak fontosságának túlbecslését.

3.9. táblázat: A legnagyobb dózist adó növényi és állati eredetű élelmiszerek dózis hozzájárulása %-ban kifejezve, felnőttek esetében, hazai paraméterek mellett

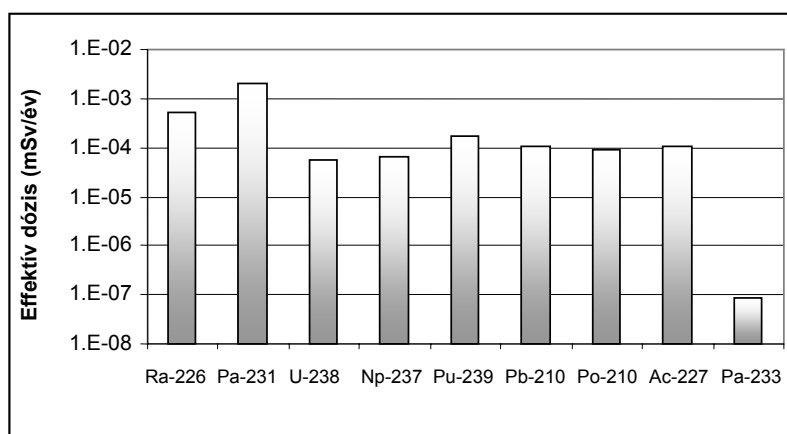
Radionuklid	Növényi eredetű élelmiszer	Állati eredetű élelmiszer
^{36}Cl	gabona 14	disznóhús 16
^{79}Se	leveles zöldség 4	disznóhús 7
^{99}Tc	gyümölcs 8	hal 0,5
^{129}I	leveles zöldség 4	tej 8
^{135}Cs	gyümölcs 38	disznóhús 38
^{226}Ra	gyümölcs 25	tej 4
^{231}Pa	gyökéres zöldség 35	disznóhús 0,4
^{238}U	leveles zöldség 4	disznóhús 1,4
^{237}Np	leveles zöldség 5	hal 1,5
^{239}Pu	leveles zöldség 6	hal 2,2

A 3.9. táblázat a legjelentősebb dózis-hozzájárulású növényi és állati eredetű élelmiszereket mutatja be nuklidonként. E táblázatból is kiderül, hogy a növényi eredetű

élelmiszerek közül a leveles zöldségek, az állati eredetűek közül pedig a disznóhús volt a legtöbb nuklidnál (5-5) a domináns lenyelési dózist eredményező élelmiszer-forrás. A disznóhússal ellentétben a leveles zöldségek viszont összességükben kevesebb százalékot eredményeztek, mint a gyümölcsök, amelyekben 3 nuklid dúsul jelentősen. Külön figyelmet érdemel a ^{135}Cs , amely mindkét élelmiszertípusnál az összes közül legtöbb: 38-38 % hozzájárulást képvisel.

A bomlástermékek fontossága

Az a tény, hogy az anyaelemtől származó dózis mellett a bomlástermékeinek járulékos dózisa potenciális fontosságú, nem meglepő. A modellekben a rövid életű (1 hónapnál rövidebb felezési idő) leányelemekre szekuláris egyensúlyt tételeztünk fel a kútvízben. A hosszú életű leányelemek esetén pedig a talajbeli migráció és a vegetáció, ill. az állatok általi felvétel minden radionuklidra külön-külön lett számítva. Ezen hosszú életű leányelemek felépülése csak az anyaelemek környezetbe bocsátása után lett figyelembe véve. A modell egyenként számolt a ^{226}Ra , a ^{231}Pa és/vagy ^{237}Np leányelemeinek hatásával. A ^{237}Np leányelemeinek dózisa az alacsony mobilitása miatt kevesebb, mint 0,3 %-át tették ki a teljes dózishoz mindkét korcsoportnál. A ^{227}Ac -től (^{237}Np leányeleme) dózis hozzájárulása a teljes dózishoz 6%-nál kisebb.

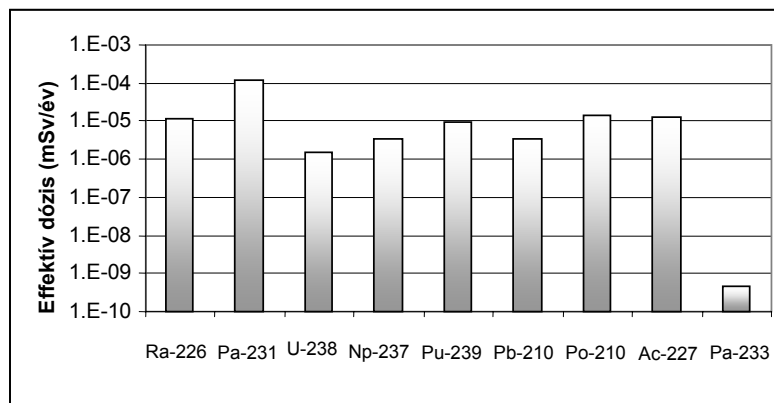


3.8. ábra:

Külső és belső expozícióból származó teljes dózis egy évre, felnőttek esetén az anya- és leányelemek tekintetében

Amint a 3.8. ábrán látszik, a ^{226}Ra leányelemei (pl. ^{222}Rn , ^{210}Po , ^{210}Pb) is jelentősen hozzájárulnak a teljes dózishoz. A különböző besugárzási útvonalak hozzájárulása a teljes dózishoz nuklidonként más és más. A tiszta β -sugárzók esetében a belső expozíció a kritikus besugárzási útvonal. Mások, pl. a ^{226}Ra és a ^{233}Pa a leányelemeikkel főleg γ -sugárzók, és ezek a talajfelszíntől származó sugárterhelés fontosabb komponensei. Általánosan elmondható, hogy a legfőbb dóziszjárulék az ivóvízzel kerül a szervezetbe, azonban a scenárió megfogalmazása során a víz nem tartalmazott leányelemeket. Így az ivóvízből származó dózistöbbség csak az anyaelemek esetén elsődleges fontosságú.

A második legfontosabb útvonal pedig a leveles zöldségek fogyasztása (ld. 3.9. táblázat), melynél a kontamináció mértékét leginkább az öntözési gyakorlat határozza meg. A hulladéktárolóból kikerülő radionuklidokkal szennyezett öntözővízzel öntözött leveles zöldségek fogyasztásából származó effektív dózis látható a 3.9. ábrán. A sztochasztikus elemzés eredménye szerint a dózist leginkább a fogyasztási arányok, a zöldségek közvetlen kontaminációja és a gyökérzet felvétele szabják meg.



3.9. ábra:

A leveles zöldségek fogyasztásából származó éves dóziszjárulék, felnőttek esetén, az anya- és leányelemek tekintetében

A teljes dózis sztochasztikus számítása

A teljes dózis sztochasztikus (a bizonytalanságok) számítása során a futtatások mintaszáma a magyar esetben 1000 volt. Általánosan a mobilis radionuklidok (^{36}Cl , ^{237}Np , ^{99}Tc , ^{238}U , ^{129}I) adat eloszlása kisebb szórást mutat, mint az immobilis nuklidoké (^{226}Ra , ^{79}Se , ^{135}Cs , ^{231}Pa , ^{239}Pu). A ^{129}I , ^{237}Np , ^{238}U esetében a 95 %-os értékek $5,4 \cdot 10^{-5}$ és

$5,6 \cdot 10^{-4} \text{ mSv} \cdot \text{év}^{-1} \cdot (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$ közé, míg az 5 %-os értékek $1,4 \cdot 10^{-5}$ és $1,2 \cdot 10^{-4} \text{ mSv} \cdot \text{év}^{-1} \cdot (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$ közé estek. A többi mobilis nuklidra ez az intervallum sokkal nagyobb. A 95 és 5 %-os eredmények aránya ^{129}I , ^{237}Np , ^{238}U esetén egyszer sem több 10-nél.

A ^{226}Ra , a ^{231}Pa és a ^{239}Pu 5 és 95 százalékos értékei magasabbak voltak a többi nuklidhoz képest: a legalacsonyabb érték $1,6 \cdot 10^{-4}$, a legmagasabb $8,5 \cdot 10^{-2} \text{ mSv} \cdot \text{év}^{-1}$ volt a ^{231}Pa esetében, a magyar felnőtteknél. A ^{226}Ra esetében szintén 10-nél nagyobb arány adódott, okai a K_d nagy eltérése, és a levegőbeli emanált ^{222}Rn és a talajbeli ^{226}Ra arányának bizonytalansága. Emellett az öntözések száma szintén fontos szerepet játszik. A ^{79}Se és a ^{135}Cs adatainak szórása szintén nagy volt. Az összes helyszínt és nuklidot összehasonlítva az esetek több mint 50%-ban a csecsemő korosztályra magasabb kalkulált értékek adódtak. Sőt, a 95 és 5 %-os arány is magasabb erre a korosztályra, mint a felnőttekre. Ez azt jelenti, hogy a csecsemők nemcsak magasabb dózist kapnak, mint a felnőttek, hanem az adatok bizonytalansága is nagyobb.

Érzékenységi elemzés

A sztochasztikus szimulációk során a teljes dózis és 63 különböző féle paraméter közötti kapcsolat erősségét kellett elemezni. Az ételmiszerfogyasztás, a talaj-növény, növény-állat transzfer faktorok, az öntözővíz mennyisége, a talaj K_d értékei mind szignifikánsan befolyásolták az eredményeket valamennyi radionuklid és helyszín esetén. A víz és tejfogyasztás szintén jelentősen hozzájárultak a teljes dózishoz. A magyar scenárióban a disznóhús, a gyümölcs és a leveles-zöldségek fogyasztása volt prominens (ld. 3.9. táblázat). Nemcsak a talaj-növény, de a növény-állat transzfer faktorok is fontosak, például a tejbe és marhahúsba kerülési transzfer faktor a ^{79}Se és ^{129}I esetében erősen befolyásolja a dózishozzájárulást, a becslés értékét. A talaj kontaminációja elsősorban a folyamatos öntözés eredménye. Következésképpen az öntözés intenzitása és gyakorisága a legfontosabb tényezők a végeredmény szempontjából; bizonytalanságok egy része a K_d értékek eltéréseiből adódott. A bomlástermékekhez kapcsolódó paraméterek fontossága is kitűnik az eredményekből; a hazai scenárióban a ^{226}Ra talajbeli és a ^{222}Rn levegőbeli koncentrációjának aránya az egyik legfontosabb paraméter a ^{226}Ra -tól származó dózis számítása során. A három legfontosabb paraméter látható a 3.10. táblázatban minden nuklid esetén.

A preparációs faktor, a felfogási faktor, a zöldségek víztartalma, a specifikus retenciós faktor, az infiltráció talajban, az évszakos felezési idő és transzlokációs faktor, mind-mind befolyással voltak egyes nuklidoknál a számolt dózisértékre.

A legtöbb helyszínen és korcsoportnál a leginkább domináns összetevő a teljes dózis tekintetében az ivóvíz-fogyasztás volt. A fogyasztás mennyisége fiziológiai okokból nemigen különbözött a modelleknél, így ez a paraméter egyfajta referencia érték, viszonylag kis variációval a helyszínek között. Az élelmiszer-fogyasztást szintén korlátozza a fiziológiai szükséglet, így a fogyasztásból eredő dózis is bizonyos mértékben limitálva van. Az egyes élelmiszer típusok fogyasztási aránya más és más a különböző országokban, de a teljes fogyasztásból eredő dózisban nem jelenik meg, ugyanis a különbségek kiegyenlítődnek.

3.10. táblázat: A három legfontosabb paraméter minden nuklid esetén

		³⁶ Cl	⁷⁹ Se	⁹⁹ Tc	¹²⁹ I	¹³⁵ Cs	²²⁶ Ra	²³¹ Pa	²³⁸ U	²³⁷ Np	²³⁹ Pu	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²² Rn	²²⁷ Ac	²³³ Pa
felnőtt	1.	Kd _s	Q ^{prk}	κ	Q ^{mlk}	Kd _s	η _{Rn}	Kd _s	Kd _s	Q ^{lv}	Q ^{lv}	κ	κ	η _{Rn}	B _{fv} ^v	κ
	2.	Q ^{prk}	F _m ^{prk}	Q ^{lv}	F _m ^{mlk}	I _{tr} ^{fv}	I _{tr} ^{fv}	I _{tr} ^{fv}	Q ^{lv}	κ	κ	B _v ^{fv}	Q ^{rc}	I _{tr} ^{fv}	κ	S F
	3.	I _{tr} ^{fv}	Q ^{mlk}	I _{tr} ^{fv}	Q ^{lv}	Q ^{prk}	Kd _s	η _{Rn}	I _{tr} ^{fv}	T _w ^{lv}	Kd _{sed}	Q ^{fv}	B _c ^v	Kd _s	Q _v ^f	Q _{rc}
gyerek	1.	Kd _s	Q ^{wtr}	κ	F _m ^{mlk}	Kd _s	η _{Rn}	Kd _s	Kd _s	Q ^{wtr}	Q ^{lv}	κ	κ	η _{Rn}	B _{fv} ^v	κ
	2.	F _k ^{ml}	F _m ^{mlk}	I _{tr} ^{fv}	Q ^{mlk}	I _{tr} ^{fv}	I _{tr} ^{fv}	I _{tr} ^{fv}	I _{tr} ^{fv}	κ	κ	B _v ^{fv}	B _c ^v	I _{tr} ^{fv}	κ	S F
	3.	I _{tr} ^{fv}	F _m ^{prk}	Q ^{fv}	Q ^{wtr}	B _v ^{fv}	Kd _s	κ	SF	Q ^{lv}	Q ^{wtr}	Q ^{fv}	Q ^{rc}	Kd _s	Q _v ^f	B _v ^{rc}

Rövidítések: **B_v**: növényi transzfer faktorok; **C_f**: koncentráció-faktor; **F_m**: állati termékek transzfer faktora; **I_f**: felfogási faktor; **I_{tr}**: öntözési arány; **I_{tr}[#]**: öntözések száma; **Q**: beviteli arány az emberi szervezetbe; **R**: reszuszpenzió; **SC**: víztároló kapacitás; **SF**: árnyékolási faktor; **Kd_s**: megoszlási hányados a talajban; **Mig**: migráció a talajban (Kd_s alapján); **T_w**: évszakos felezési idő; **Y**: növényi hozam; **η_{Rn}**: Ra és Rn aránya a talajban és levegőben; **κ**: élelmiszer preparációs faktor; **Kd_{sed}**: megoszlási hányados a szedimentumban; **^b**: marhahús; **^c**: gabona; **^{fsh}**: hal; **^{frr}**: gyümölcs; **^{fv}**: gyümölcszöldség; **^{leg}**: hüvelyesek; **^{lv}**: leveles zöldségek; **^{mlk}**: tej; **^{pst}**: legelő; **^{prk}**: disznóhús; **^{rc}**: gyökerzöldség; **^{veg}**: zöldségek; **^{wtr}**: víz; **Po**: ²¹⁰Po; **Ac**: ²²⁷Ac.

A radionuklidok talajbéli migrációjának modellezése a Kd_s felhasználásával olyan eredményekhez vezetett, amit kellő körültekintéssel kell elemezni. Az eredmények alkalmazhatósága limitált, hiszen csak szorpciós/deszorpciós folyamatokat vesznek

figyelembe, pedig ezek mellett a nuklidok mélység szerinti eloszlását az erózió és a bioturbáció is befolyásolja. Ezen kívül a modell rendszerek koncepciójának fontos eleme az is, hogy a felső talajrétegekből a mélyebbek felé történő nuklid migráció és fizikai bomlás hatására a gyökerzónában csökken a mennyiségük. A modellekben nem tételezték fel a felső talajrétegbe való visszakerülést, így a mélyebb réteg tulajdonképpen egy nyelő, viszont valós esetekben a visszakerülés elképzelhető, pl. bioturbáció hatására. Ez az elhanyagolás indokolható, viszont az elemzést ennek tudatában kell végezni.

Minden említett folyamatot erősen befolyásol még az adott környezet és a talajtípus is. A talajbeli migráció paraméterei olyan kísérletekből lettek meghatározva, melyek sokkal rövidebb időperiódusúak, mint amit a radioaktív hulladéklerakók megvalósításakor figyelembe kell venni. Így a modell kísérleti adatbázisában a mélyebb rétegekből a magasabbak felé történő kicserélődés szegényes, ami jelentős bizonytalansághoz, ill. torzításhoz vezet.

A korcsoportok eredményeit összehasonlítva kiderül, hogy a csecsemő esetére számított éves dózisek fele részben nagyobb volt, mint a felnőtteké. A 95% / 5% -os arányok szintén magasabb értéket mutatnak csecsemők esetében, nagyobb bizonytalansággal.

Bár a BioMoSA projektben nem kapott nagy szerepet az éghajlat vizsgálata, az öt helyszínen eredményeinek összevetése azt sugallja, hogy a klíma hatása kicsi más faktorokkal összehasonlítva. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a vízfelvétel, az öntözési arány és a levegő portartalma érzékeny a választott éghajlati feltételekre. A választás függvényében különböző eredmények produkálhatók. Például a spanyol scenárióban a száraz éghajlat és magasabb öntözési arány valamint porterhelés szerepel, aminek eredménye a talaj magasabb aktivitás-koncentrációja és magasabb inhalációs dózis. Közvetlen kapcsolat a klímaváltozás és a megvalósíthatóságban játszott szerepe között még további vizsgálatok tárgya lehet. Bár többször felmerült a klímaváltozás prognosztizálása (kisebb-nagyobb jégkorszakok jelentkezése), végül ennek hatását nem modelleztük, ez egy másik EU projekt feladata volt.

Öszefoglalva az eredményeket lényegesnek tartjuk, hogy

- a PWR-típusú atomreaktorokból eredő radioaktív hulladékban fontos 10 radionuklid esetén olyan paraméter adatbázist alakítottunk ki a bioszféra területén, mely bizonytalansági elemzésekhez is alkalmazható és ezeket összevetettük más európai munkacsoport hasonló eredményeivel;

- számítógépi szimulációink alapján elmondható, hogy a normált expozíciók [$\text{mSv}\cdot\text{év}^{-1}\cdot(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$] közötti különbség az egyes modellek között tipikusan egy nagyságrenden belül volt;
- bár mindegyik modell (vizsgált helyszín, scenárió) ugyanazokat a legfontosabb folyamatokat tartalmazta, különböző matematikai formulákat és paramétereket használtak a szimulációknál, becsléseknél és ez elkerülhetetlenül az eredmények különbözőségéhez vezetett. Emellett a nemzeti fogyasztási szokások eltérősége is kifejezésre jutott az eredmények különbözőségében. Ahol sok a disznó (Spanyolország) vagy a helyben termelt gyümölcs fogyasztása (Magyarország), ott nagy volt az ezekből eredő lenyelési dózis, és fordítva, ahol kevés volt pl. a leveles zöldség fogyasztás (Belgium), ott az ebből eredő terhelés elhanyagolhatónak mutatkozott. Emiatt nem meglepő, hogy a talaj-növény transzfer faktor, K_d , és az alkalmazott öntözés gyakorlata nagyon fontos paraméterek voltak az elsődleges kontaminációs folyamatban, és meghatározóak a teljes dózis hozzájárulás számításánál.

ÖSSZEFOGLALÁS

A környezeti sugárvédelem elsődleges feladata a lakosságot érő, radioaktív sugárzástól származó dózis meghatározása, megelőzése, mérséklése. A jelenleg gyakorlatban lévő sugárvédelmi ajánlás szerint (ALARA-elv) nem arra kell törekedni, hogy nullára csökkentsük a sugárzás dóziszárulékát, hanem arra, hogy megtaláljuk és fenntartsuk az ésszerűen elérhető *optimális* sugárterhelést az adott országra jellemző gazdasági viszonyok és társadalmi-technikai fejlettség mellett.

Doktori munkám során foglalkoztam a sugárvédelmi optimalás gyakorlati bevezethetőségével lakossági esetre, mely az első ilyen törekvés volt: korábban csak sugárveszélyes munkakörben dolgozók körében végeztek sugárvédelmi optimalást hazánkban és külföldön egyaránt. Az optimalás gyakorlati megvalósítására az ICRP korai publikációi [ICRP (1977), (1983)] a költség-haszon elemzést ajánlják, és mind a védekezést, mind az egészségügyi károsodást pénzben, mint közös egységben fejezik ki. Amennyiben a védekezési beavatkozással csak minimálisan, esetleg egyáltalán nem csökkenthető a dózis, akkor felesleges a kiadásokat növelő intézkedések bevezetése, sugárvédelmi szempontból indokolatlan az elhárító tevékenység alkalmazása.

A sugárvédelmi optimalás haszna kifejezhető az elkerülhető dóziszól eredő költségmegtakarítás és a beavatkozás végrehajtásához szükséges költségek különbségével. A költség-eredményesség az ICRP No. 63 kiadványa szerint kvantitatív formában a költség-függvénnyel fejezhető ki:

$$B(p) = \alpha(p,E) \cdot \Delta S(p) - \eta(p) ,$$

ahol: $B(p)$: a beavatkozásból eredő haszon [Ft], p paraméterértékek mellett; $\alpha(p,E)$: az egységnyi kollektív dózis elkerüléséből eredő költségmegtakarítás [Ft·(személy·Sv)⁻¹]; $\Delta S(p)$: a beavatkozással elkerülhető kollektív dózis [személy·Sv]; $\eta(p)$: a beavatkozás költségigénye [Ft]; p : a szennyezettség alakulását leíró, helyi gazdasági, társadalmi stb. viszonyokat is kifejező paraméterek.

A költség-haszon elemzések sarkalatos pontja az egészség-károsodás, vagy másképpen a kollektív dózis járulékának pénzbeli kifejezésére felépített paraméter meghatározása. Ez a

fenti kifejezésben szereplő α -érték az egységnyi kollektív dózis elkerülésétől, elhárításától származó haszon, s ennek meghatározása jelenti a legnehezebb feladatot. Ennek értékét az egyéni dózistól tettük függővé:

$$\alpha(E) = \alpha_0 \cdot \left(\frac{E}{E_0} \right)^a,$$

ahol: α : az egyéni dózisértéktől (E) függő, egységnyi dózis-elkerülés költségmegtakarítása [$\text{Ft} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1}$], E : az érintettek egyéni effektív dózisa [Sv], E_0 : az un. vonatkoztatási dózis [Sv], α_0 : a E_0 -hoz tartozó α -érték, a : averziós tényező [-].

Az elemzésekhez tehát mindenképpen szükséges az egységnyi kollektív dóziselhárítás költségének megállapítása, melyhez ismerni kell a "*statisztikai emberi élet értéket*". Ennek becslésére többféle módszer, eljárás létezik, az egyik a *fizetési hajlandóság* (Willigness To Pay, WTP) módszer, mely alkalmazása során azt vizsgálják, hogy az egyén mennyit hajlandó áldozni a halál *kockázatának csökkentésére*. A módszer alkalmazásának egyik módja a közvetlen kérdésseltevés, amit magam is alkalmaztam. Ekkor az egyén egy beszélgetés során kérdőívet tölt ki, amelyben feltételezett helyzetekben az egyéni kockázat változik. Ez a változás és az egyén által ennek tulajdonított pénzérték hányadosa jellemző az élet értékére.

A költségbecsléshez szükséges α_0 -t az egy rákos haláleset valószínűségének csökkentésére vonatkozó fizetési hajlandóság alapján becsültem. A statisztikai emberi élet értéke (EÉ) a kockázatcsökkentéshez tartozó WTP-érték (e_i) és a kockázatcsökkentés nagyságának hányadosaként számolható. A statisztikai emberi élet értéke és az (ICRP által javasolt) egy egész életre vonatkozó, a fatális daganatos megbetegedésre vonatkozó lakossági károsodási faktornak ($0,05 \text{ Sv}^{-1}$) a szorzata megadja 1 fő esetén az egységnyi elkerülhető dózissal megfelelő összeget, $\text{Ft} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1}$ mértékegységben.

A költség-függvény alkalmazásához szükség volt még egy paraméter: az *averziós tényező* értékének meghatározására, ami a nagyobb dózistól való idegenkedés mértékének mutatója. A feladatokban lévő választási lehetőségek a kiindulási helyzettől eltérő egyéni terhelési szinteket (illetve sugárdózis miatti táppénzen töltött hónapokat) adtak meg, azonos vagy különböző kollektív dózis értékekkel. A kérdéses két paraméter értékeit 86 értékelhető válaszból a következőnek találtam:

$$\alpha_0 = 2,5 (0,68 - 27) \text{ MFt} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1} \quad \text{és} \quad a = 2,51 \pm 0,39.$$

A sugárvédelmi tevékenységek tervezése során az első lépés mindig a meglévő, vagy esetlegesen kialakuló *dózis meghatározása* minél pontosabban, tehát a tervezések javításának első lépése a dózis pontos ill. a korábbinál pontosabb meghatározása. Ennek egyik eszköze a meglévő mérési módszerek fejlesztése, a lezajló folyamatok további vizsgálata a már közölt módszerek kritikus szemléletével. A kísérleti módszerek mellett a tervezés másik eszköze a számítógépes modellezés, szimulációs előrejelzés, amivel - a környezetben előforduló kis aktivitás-mennyiségek miatt - a mérés számára hozzáférhetetlen mennyiségek is meghatározhatók, hosszútávú prognózisok készíthetők. Ha a dózisbecslés megtörtént, következhet az *optimalás*, mint a tervezés következő lépése. Munkám során több esetben is alkalmaztam a számítógépes modellezést, mint eszközt a dózisbecsléshez. Ehhez a PE (korábban VE) Radiokémia Tanszékén rendelkezésre álló MODELMAKER[®] (Cherwell Scientific Ltd.) programcsomag 4.0 verzióját használtam. Ez a szoftver egy szimulációs programcsomag, amely alkalmas kompartmentekből felépülő és matematikai formában megfogalmazható modellek használatára, rendszerint a differenciálegyenletek automatikus megoldása alapján.

A lakosság esetében a *környezeti sugárterhelés* legnagyobb része a *radontól* származik, ezért a lakóterek radonszintjének meghatározása, csökkentése, illetve optimalása fontos eleme a lakossági sugárvédelmi tevékenységek tervezésének. Munkám során foglalkoztam a lakótéri légcserre / szellőztetés radon koncentrációra gyakorolt hatásával, költség-hasznosság szempontjából. A szellőztetés a legegyszerűbb radon-csökkentési eljárás, melynek során a belső tér radon aktivitáskonzentrációját a magas értékről akár a tizedére csökkentjük, az alacsony radon-konzentrációjú (5-10 Bq·m⁻³) külső levegővel cserélve. Másrészt viszont éghajlati viszonyaink között a szellőztetés télen nagy hőveszteséggel járhat, azaz a megfelelő lakótéri hőmérsékletet csak a fűtés növelésével tudjuk tartani. Vizsgáltam, hogy fűtési időszakban a megnövekedett fűtési költséget kompenzálja-e a csökkentett radon koncentráció, azaz a sugárvédelmi beavatkozással az elkerülhető dóziszból származó kisebb egészségkárosodási kockázat. A cél egyrészt a szellőztetéssel csökkentett radon, az elhárított dózis pénzben kifejezett értékének és a szellőztetéssel járó fűtési költség növekedésének összehasonlítása költség-haszon elemzéssel, másrészt a hazai körülmények között becsült költségoptimált radon aktivitáskonzentráció és a nemzetközileg ajánlott határértékek összevetése volt.

Az egyes leányelemek aktivitás koncentrációjának számításához a következő differenciál-egyenleteket vezettem be:

$$\frac{dc_i \text{ (szabad frakció)}}{dt} = -\lambda_v \cdot c_i^{sz} + \lambda_v \cdot c_{i,k \text{ int}}^{sz} + c_{i-1}^{sz} \cdot \lambda_{i-1} - c_i^{sz} \cdot \lambda_i + (R_{i-1} \cdot \lambda_i \cdot c_{i-1}^k) - \beta \cdot Z \cdot c_i^{sz} - k_{dep} \cdot c_i^{sz} + k_{res} \cdot c_i^{sz}$$

$$\frac{dc_i \text{ (kötött frakció)}}{dt} = -\lambda_v \cdot c_i^k + \lambda_v \cdot c_{i,k \text{ int}}^k + c_{i-1}^k \cdot \lambda_{i-1} - c_i^k \cdot \lambda_i + (1 - R_{i-1}) \cdot \lambda_i \cdot c_{i-1}^k + \beta \cdot Z \cdot c_i^{sz} - k_{dep} \cdot c_i^k + k_{res} \cdot c_i^k$$

ahol: $c_i^{sz}; c_i^k$: a szabad és kötött frakciójú ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi beltéri aktivitás koncentrációja ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$); $c_{i,k \text{ int}}^{sz}; c_{i,k \text{ int}}^k$: a szabad és kötött frakciójú ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi kültéri aktivitás koncentrációja ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$); λ_v : ventilációs arányossági együttható (h^{-1}); λ_i : az i-edik nuklid bomlási állandója (h^{-1}); R : α -visszalökődési hányad (-); Z : aeroszol részecskék száma (cm^{-3}); β : kötődési állandó, az aeroszol részecske felületére történő adszorpció valószínűségét/sebességét fejezi ki ($\text{cm}^3\cdot\text{h}^{-1}$); k_{dep} , k_{res} : depozíciós és reszuszpenziós arányossági tényezők (h^{-1}).

Az optimális radon aktivitáskoncentrációt a következőképpen határoztam meg: nagy koncentráció értékekből kiindulva, fokozatosan, $\Delta C_{Rn} = 1 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ lépésekben addig csökkentettük a radon koncentrációt (C_{Rn-t}), ameddig a levegő felmelegítési költsége egyenlő nem lett a dóziselhárítás hasznával. Ennél kisebb koncentrációnál a szellőztetés kismértékű növelése már több fűtési költséggel jár, mint a dóziselkerülésből származó haszon pénzületi értéke, azaz a további lépésenkénti csökkentés már ráfizetéses lenne. Az eredmények szerint egy 100 m^3 -es helyiségben a költség szempontjából optimális radon koncentráció $160 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, ha a radon beáramlás $5 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$; $180 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ha a radon beáramlás $10 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$ és $210 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ha a radon beáramlás $20 \text{ kBq}\cdot\text{h}^{-1}$. A bizonytalansági elemzések szerint az optimális radon-koncentráció akár 3-5-ös faktorial is változhat, a helyi paramétereiktől függően. Jobban definiált, lokális feltételek mellett a bizonytalanságok alacsonyabbak lennének. A *költségoptimált* radon koncentráció középértékekkel számolva $180 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ($160\text{-}210 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). Mondható, hogy a megadott paraméter értékek mellett a sugárvédelmi szempontból optimált radon-koncentrációk – magas radon beáramlással rendelkező lakóterek esetén – $100\text{-}300 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ értéktartományba esnek. Ezek az optimált aktivitáskoncentrációk közel akkorák, mint

a nemzetközi ajánlásokban szereplő és a lakásokra vonatkozó cselekvési szintek, melyek értéke $200-600 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

A valóságban a szellőzés általában szakaszos, különösen az ajtók és ablakok időnkénti nyitásával és zárásával, nincsenek időben állandósult viszonyok, például folyamatos radon-beáramlás és szellőztetés. Ekkor a radon leányelemek keletkezésének késése miatt, ugyanakkora légcserét feltételezve, rendszerint kisebb lesz a leányelemek átlagos koncentrációja, s ezzel párhuzamosan a sugárterhelés és a dóziselkerülés is. Ezért a folyamatos szellőztetés mellett szimulációs elemzéseket végeztünk a szakaszos szellőztetéssel kapcsolatban is, a folyamatos szellőztetésnél optimált cserélődő levegőtérfogattal, három különböző radon exhalációs érték esetére. Ily módon ugyanaz a fűtési többlet-költség alakul ki egy nap alatt, mint a folyamatos esetben. Az eredmények megmutatták, hogy a szakaszos szellőztetés előnyösebb a kapott dózis tekintetében ($3,4 - 4,3 \mu\text{Sv}\cdot\text{nap}^{-1}$), mint a folyamatos ($9,0 - 11,3 \mu\text{Sv}\cdot\text{nap}^{-1}$).

A eredmények bizonytalansága nagy lehet, ezért elsősorban mint egy lehetséges eljárást ajánlottam a bemutatott módszert. A $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ körüli lakótéri átlagos radon cselekvési szint megállapításával egyrészt kellő biztonsággal állítható, hogy a radon leányelemek inhalációjából származó éves egyéni sugárterhelés járulék nem éri el a természetes háttér 2-3-szorosát, másrészt a szükséges védekezésre, a kellő intenzitású szellőztetésre, extrém nagy radon-beáramlással bíró lakótéri körülmények között sem költünk az indokolhatónál lényegesen nagyobb összeget.

Munkám során kidolgoztam egy viszonylag egyszerű és olcsó módszert a ^{222}Rn rövid életű leányelemeinek (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi) aeroszol részecskékhez kötődött aktivitásának meghatározására, becslésére. Ezt az indokolta, hogy a sugárvédelmi tevékenységek tervezése során az első lépés mindig a meglévő, vagy esetlegesen kialakuló *dózis meghatározása* minél pontosabban, amit nemcsak modellezéssel, hanem kísérleti úton is meg lehet tenni. Magam célja a radon leányelemeitől származó inhalációs dózis pontosabb becsléséhez használható egyedi aktivitás meghatározása volt. Az eljáráshoz az összes-alfa, és összes-béta aktivitás szimultán mérésére alkalmas NDI típusú ZnS/plasztik detektorfejjel ellátott szcintillációs detektort használtam, valamint egy, a mérési görbék dekomponálásra alkalmas időfüggő dinamikus modellt. A módszer jellege eltér a többi ismert módszertől, így tulajdonképpen alternatívát jelent a radon leányelemeinek mérésében, ami néhány esetben jobb választás lehet a többinél. Vizsgáltam a kötődési állandó nuklidonkénti eltérőségét is, de ezzel a módszerrel nem volt bizonyítható, hogy eltérően kötődnének az egyes leányelemek az aeroszol

részecskékhez. Így az irodalomban közölt azonos kötődés elméletét elfogadtam, annak fenntartásával, hogy más módszerrel is érdemes lehet vizsgálni, hiszen az esetleges eltérés szignifikánsan befolyásolhatja a dózist.

Vizgáltam a lakossági sugárterhelés egyik további lehetséges okát, a *kontaminálódott öntözővíz* használatából eredő többlet-terhelést is, egy nemzetközi projekt keretében számítógépes modellezéssel, a dózis-meghatározás, tehát sugárvédelmi tevékenység tekintetében. A scenárió alapján a lerakott radioaktív hulladékból esetlegesen kikerülő hosszú élettartamú radionuklidok (^{38}Cl , ^{79}Se , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{135}Cs , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{231}Pa , ^{237}Np , ^{238}U és ^{239}Pu) által elszennyezett *öntözővíz* használatából adódó sugárterhelés becslését mutattam be, tehát a radioaktív hulladéktól származó lakossági sugárterhelés egy összetevőjét. A nemzetközi munkában (EU BioMoSA projekt) öt különböző környezeti (éghajlati, atmoszférikus, hidrológiai, hidrogeológiai) és mezőgazdasági (föld- és vízhasználati) viszonyokkal rendelkező európai helyszín lett kiválasztva, melyekre a munkacsoportok modelleket fejlesztettek és számításokat végeztek. A munka egyik célja volt, hogy a nuklidok bioszférabeli terjedésének modellezésére és a lakossági sugárterhelés prognosztizálására alkalmas eljárásokat összehasonlítsa, a teszt scenárió keretében. A bioszféra transzport folyamatok modellezése, az aktivitáskoncentrációk és sugárterhelések prognosztizálásához használható eljárások során bevezettük és alkalmaztuk a FEP-lista (Features, Event and Process) és a kölcsönhatási mátrix technikákat. A vizsgált 10 nuklidnál a domináns besugárzási útvonal az ivóvíz és az öntözött zöldség fogyasztása volt. A bizonytalansági elemzések szerint a talaj megoszlási hányadosa (K_d) lényeges szerepet játszik a hosszúidejű szennyeződés kialakulásában.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Amgarou, K. (2002): Long-term measurements of indoor radon and its progeny in the presence of thoron using nuclear track detectors: A novel approach, Universitat Autnoma de Barcelona, PhD Thesis
- Atommaglexikon (1963), Akadémiai Kiadó, Budapest
- Balásházy, I., Hofmann, W. (2000): Quantification of local deposition patterns of inhaled radon decay products in human bronchial airway bifurcations. *Health Phys.* 78(2), 147-158.
- Baum, H., Höhnscheid, K. (1999): Economic evaluation of road traffic safety measures, TA 3680:19/05/00-26/06/00 (Technical report)
- Bruno, R. C. (1983): Verifying a model of radon decay products behaviour indoors. *Health Phys.* 45, 471-480
- Busigin A., Van Der Vooren, A. W., Babcock, J. C., Phillips, C. R. (1981): The nature of unattached RaA (^{218}Po) particles. *Health Phys.* 40, 333-343.
- Cadelli, N., Cottone, G., Orłowski, S., Bertozzi, G., Giradi, F., Saltelli, A. (1988): Performance assessment of geological isolation systems for radioactive waste. PAGIS project summary (EUR 11775 EN), Luxembourg
- Capra, D., Silibello, C., Queirazza, G. (1994): Influence of ventilation rate on indoor radon concentration: theoretical evaluation and experimental data in test chamber. *J. Environ. Radioact.* 24, 205-215.
- Cauwels, P., Poffijn, A., Mondelaers, W., Lahorte, P., Masschaele, B., Meesen, G., Van Deynse, A., (2000): Theoretical study of the relation between radon and its long-lived progeny in a room. *Health Phys.* 79(4), 389-395.
- Chu, K. D., Hopke, P. K. (1988): Neutralization kinetics for Polonium-218. *Environ. Sci. Tech.* 22, 711-717.
- Clarke, R. (1999): Control of low-level radiation exposure: time for a change? *J. Radiol. Prot.* 19(3), 107-115.
- Cothorn, C. R., Smith Jr, J. E. (1987): Environmental radon, Plenum Press, New York and London

- Deri, Z., Takacs, S., Csige, I. (1992): A case-control study of radon and lung-cancer in eastern Hungary, *Radiat. Prot. Dosim. Suppl. S. 45 (1-4)*: 695-698.
- Dorrian, M. D. (1997). Particle size distributions of radioactive aerosols in the environment. *Radiat. Prot. Dosim. 69*, 117-132.
- Eged K. (2000): A dóziselkerülés optimalálása sugárvédelmi tervezéshez és beavatkozáshoz. PhD-értekezés, VE FK3 program, Veszprém
- Eged, K., Kanyár, B., Kis, Z., Tatay, T., Ivady, Á. (2001): Determination and use of the monetary values of the averted person-Sievert for use in radiation protection decisions in Hungary, *Health Phys. 80(2)*, 137-141.
- El-Hussein, A. (1996): Unattached fractions, attachment and deposition rates of radon progeny in indoor air, *Applied Radiation and Isotopes*, 47(5/6), 515-523.
- Éltető Ö., Meszény Gy., Ziermann M. (1982): Sztochasztikus módszerek és modellek, Budapest
- EU-Dir (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 of the European Communities. L 159 Vol. 39*
- Fakir, H., Hofman, W., Caswell, R. S., Aubineau-Laniéce, I. (2005): Microdosimetry of inhomogeneous radon progeny distributions in bronchial airways, *Rad. Prot. Dosim. 113(2)*, 129-139.
- Frey, G., Hoke, P. K., Stukei, J. J. (1981): Effect of trace gases and water vapour on the diffusion coefficient of Po-218. *Science 211*, 480-481.
- Friedlander S. K. (2000): *Smoke, dust and haze: fundamentals of aerosol dynamics*. Oxford University Press
- Greenwood, N. N., Earnshaw, A. (1997): *Az elemek kémiája, I-II-III.*, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Guenther, C. F., Thein, C. (1997): Estimated cost of person-sievert exposure. *Health Phys. 72(2)*, 204-220
- Hajtman, B. (1987): *A biometria alapjai*. SOTE jegyzet, Budapest
- Hinds, W. C. (1982): *Aerosol Technology, Properties, behavior, and measurement of airborne particles*, in: John Wiley & Son, New York
- IAEA (2002) No. 21. *Optimization of Radiation Protection in the Control of Occupational Exposure* Vienna

- IAEA (2003) "Reference Biospheres" for Solid Radioactive Waste Disposal – Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS) Programme; IAEA-BIOMASS 6, International Atomic Energy Agency, Vienna
- ICRP (1973) No. 22. Implication of Commission, Recommendations that doses be kept as low as reasonably achievable. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (1987) No. 50. Lung cancer risk from indoor exposures to radon progeny. Pergamon Press, Oxford, New York
- ICRP (1991) No. 60. Recommendations of the International Commission on Radiation Protection, Pergamon Press, Oxford, New York
- ICRP (1993) No. 63. Principles for intervention for protection of the public in a radiological emergency. Oxford, Pergamon Press
- ICRP (1994) No. 66. Human respiratory tract model for radiological protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (2000) No. 82. Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure. Oxford: Pergamon Press
- ISOE (2003) European Technical Centre – Information Sheet No. 34, CEPN, Paris
- Jacobi, W., Eisfeld, K. (1980): Dose to tissues and effective dose equivalent by inhalation of Rn-222, Rn-220 and their short-lived daughters. GSF-Report S-625
- Jacquez, J. A. (1972): Compartmental Analysis in Biology and Medicine, Elsevier Publishing Company, Amsterdam
- James, A. C., Greenhalgh, J. R. and Birchall, A. (1980): A dosimetric model for tissues of the human respiratory tract at risk from inhaled radon and thoron daughters. Proc. 5th Congress IRPA, Vol. 2, 1045-1048. Pergamon Press, Oxford.
- Juhász, L., Szerbin P., Lendvai, Zs., Csóvári, M., Benkovics, I., Várhegyi, A., Kanyár, B., Várkonyi, Z. (2001): Results of pilot studies of environmental restoration of uranium mining tailings ponds in Hungary, The Science of The Total Environment, 272(1-3) 251.
- Kanyár, B., Béres, Cs., Somlai, J., Szabó, S. A. (2004): Radioökológia és környezeti sugárvédelem. VEK, Veszprém
- Kanyár, B., Eged, K. (2003): ALARA hálózat. Az ELFT Sugárvédelmi Szakcsoport Tájékoztatója, Hírsugár 19.
- Kanyár, B., Katona, T., Somlai, J. (2004): A radonból eredő lakótéri sugárterhelés csökkentésének költségei és a radon cselekvési szint, Egészségtudomány, 48, 72-80

- Kanyár, B., Nényei, Á. (2001): Radionuklidok környezeti mozgásának modellezése, számítógépes szimulációja és a sugárterhelés becslése, tantervi segédanyag, VE, Radiokémia Tanszék
- Kanyár, B., Somlai, J., Nényei, Á. (2000): Simulation of the radioactive concentrations of radon and its daughters in the dwellings, *Mathematical and computer modelling*, 31, 93-98.
- Katona, T. (2002): A ^{226}Ra mozgásának szimulációja a talajvízben; a víztisztítással kapcsolatos költség-haszon elemzések az uránbánya zagytározó esetén, diplomadolgozat, Veszprém
- Katona, T., Kanyár, B., Eged, K., Kis, Z., Nényei, Á., Bodnár, R. (2003): The monetary value of the averted dose for public exposure assessed by the willingness to pay. *Health Phys.* 84(5), 594-598.
- Katona, T., Kanyár, B., Somlai, J. (2005): Cost assessment of ventilation and averted dose due to radon in dwellings, *J. Environmental Radioactivity*, 79, 223-230.
- Katona, T., Kanyár, B., Somlai, J., Molnár Á. (2006): Determining ^{222}Rn daughter activities by simultaneous alpha- and beta-counting and modelling, *J. Radioan. Nucl. Chem.*, *article in press*
- Kesten, J.; Butterweck, G.; Porstendörfer, J.; Reineking, A.; Heymel, H. J. (1993): An online alpha-impactor for short-lived radon daughters. *Aerosol Sci. Technol.* 18, 156-164.
- Khan, H. A., Qureshi, A. A., Qureshi I. E. (1997): Radon and mineral exploration: A supplementary review. In *Radon measurements by etched track detectors* (eds. S.A. Durrani and R. Ilic) *Applications in Radiation Protection, Earth Sciences and the Environment*, pp. 319-343.
- Knutson, E. O. (1988): Modeling indoor concentrations of radon's decay products. In: *Radon and its decay products in indoor air*, eds. Nazaroff W. W and Nero A. V., John Wiley & Sons, pp. 161-202.
- Kojima, H. (1988): Experimental estimation of a recoil factor in alpha decay of RaA. *Res. Let. Atmos. Elec.* 8, 69-74.
- Köteles, Gy. (1994): Radon a környezetünkben, *Fizikai Szemle* 6.
- Köteles, Gy. (2002) (szerk.): Sugáregészségtan. Medicina Könyvkiadó Rt., Budapest
- Leblanc, G., Schieber, C., Schneider, T. (1994) Determination de la valeur monétaire de l'homme-sievert par la méthode du consentement a payer: étude de faisabilité. CEPN-R-221. Report

- Lembrechts, J., Janssen, M., Stoop, P. (2001): Ventilation and radon transport in Dutch dwelling: computer modeling and field measurements. *Sci. Total Environ.* 272, 73-78.
- Leonard, B. E., (1996): High ^{222}Rn levels, enhanced surface deposition, increased diffusion coefficient, humidity and air exchange effects. *Health Phys.* 70, 372-387.
- Lochard, J., Lefaure, C., Schieber, C., Schneider, T. (1996): A model for the determination of monetary values of man-sievertr. *J. Radiol. Prot.* 16(3), 201-204.
- Maroni M. (1998): Health effects of indoor air pollutants and their mitigation and control. *Radiat. Prot. Dosim.* 78, 27-32.
- Mercer, T. T. (1976): The effect of particle size on the escape of recoiling RaB atoms from particulate surface. *Health Phys.* 31, 173-174.
- Mobbs, S. F., Klos, R. A., Martin, J.-S., Laurens, J.-M., Winters, K. H., Bealby, J. M., Dalrymple G., (1991): Performance assessment of the confinement of medium-active and alpha-bearing wastes. PACOMA Final report (EUR 13143 EN)
- NBA (1996) Nemzetközi Biztonsági Alapszabályzat: Az ionizáló sugárzások elleni védelem és a sugárforrások biztonsága. IAEA Safety Series No. 115. fordítása. OAH, Budapest
- Nényei, Á. (1998): Radionuklidok szárazföldi környezeti terjedésének szimulációja, esetenulmányok. Diplomadolgozat, VE
- Nikezic, D., Haque, A. M., Yu, K. N. (2002): Effects of different deposition models on the calculated dose conversion factors from ^{222}Rn progeny, *J. of Environmental Radioactivity*, 61, 305-318.
- Nikl I. (1996): The radon concentration and absorbed dose rate in Hungarian dwellings *Radiat. Prot. Dosim.* 67(3), 225-228.
- Olyslaegers, G., Zeevaert, T., Pinedo, P., Simón, I., Pröhl, G., Kowe, R., Chen, Q., Mobbs, S., Bergström, U., Hallberg, B., Katona, T., Eged, K., Kanyar, B. (2005): A comparative radiological assessment of five European biosphere systems in the context of potential contamination of well water from the hypothetical disposal of radioactive waste. *J. Radiol. Prot.* 25, 375-391.
- Papp, Z. (1997b): Defined solid angle absolute β -counting for use in the radioanalysis of environmental samples, *J. Radioan. Nucl. Chem.* 222(1-2), 157-163.
- Papp, Z., Daróczy, S. (1997a): Measurement of Radon Decay Products and Thoron Decay Products in Air by Beta Counting Using End-Window Geiger-Muller Counter *Health Phys.* 72(4), 601-610.
- Peterson, J., MacDonell, M., Haroun, L., Monette, F., Hildebrand, R. D., (2002): Summary Fact Sheets for Selected Environmental Contaminants to Support Health Risk Analyses

- Prepared by Argonne National Laboratory, Environmental Assessment Division and U.S. Department of Energy Richland Operations Office for U.S. Department of Energy Richland Operations Office and Chicago Operations Office — <http://www.ead.anl.gov/pub/doc/Cover-Intro-Linked.pdf>
- Phillips, C. R., Khan, A., Leung, H. M. Y. (1988): The nature and determination of the unattached fraction of radon and thoron progeny. In: Radon and its decay products in indoor air, eds. Nazaroff W. W and Nero A. V., John Wiley & Sons, pp.203-256.
- Porstendörfer, J. (1994): Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air, *J. Aerosol Sci.* 25, 219-263.
- Porstendörfer, J. (1996): Radon: Measurements related to dose, *Environment International*, 22, S563-S583.
- Porstendörfer, J. (2001): Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products, *Rad. Prot. Dosim.* 94(4), 365-373.
- Porstendörfer, J., Mercer, T. T. (1979): Influence of electric charge and humidity upon the diffusion coefficient of radon decay products. *Health Phys.* 37, 191.
- Porstendörfer, J., Mercer, T.T. (1978): Influence of nuclei concentration and humidity upon the attachment rate of atoms in the atmosphere. *Atmospheric Environ.* 12, 2223-2228.
- Porstendörfer, J., Reineking, A. (1999): Radon: Characteristics in air and dose conversion factors. *Health Phys.* 76(3), 300-305.
- Pröhl, G., Bergström, U., Chen, Q., Hallberg, B., Kanyar, B. et al. (2004): Biosphere models for safety assessments of radioactive waste disposal based on the application of the reference biospheres methodology. *BioMoSA final report*
- Pröhl, G., Olyslaegers, G., Kanyar, B., Pinedo, P., Bergström, U., Mobbs, S., Eged, K., Katona, T., Simón, I., Hallberg, U. B., Chen, Q., Kowe, R., Zeevaert, T. (2005): Development and comparison of five site-specific biosphere models for safety assessment of radioactive waste disposal. *J. Radiol. Prot.* 25, 343-373.
- Raabe, O. G. (1969): Concerning the interactions that occur between radon decay products and aerosols. *Health Phys.* 17, 177-185.
- Schmidt, V., Hammel, P. (2001): Measurements of deposition velocity of radon decay products for examination of the correlation between air activity concentration of radon and the accumulated Po-210 surface activity. *Sci. Total Environ.* 272, 189-194.
- Shaikh, A. N., Ramachandran, T. V., Vinod Kumar, A. (2003): Monitoring and modelling of indoor radon concentrations in a multi-storey building at Mumbai, India. *J. Environmental Radioactivity* 67, 15-26.

- Somlai, J., Horvath, M., Kanyár, B. et al. (1998): Radiation hazard of coal-slags as building material in Tatabánya town (Hungary), *Health Phys.* 75 (6), 648-651.
- Stevanovic, N., Nikezic, D., Djordjevich, A. (2004): The recoil factor of ^{214}Pb , *J. Aer. Sci.* 35(8): 1041-1050.
- Tokonami, S. (2000): Experimental verification of the attachment theory of radon decay progeny onto ambient aerosols. *Health Phys.* 78, 74-79.
- Tóth, Á. (1983): A lakosság természetes sugárterhelése. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Tóth, E., Deák, F., Gyurkóczy, Cs. et al. (1997): Radon variations in a Hungarian village. *Environ. Geol.* 31 (1-2), 123-127.
- UNSCEAR Report (2000): Sources and Effects of Ionising Radiation, UN, New York
- Willeke, K., Baron, P. A. (1993): Aerosol measurement: principles, techniques and applications. John Wiley & Sons
- Xu, M., Nematollahi, M., Sextro, R. G., Gadgil, A. J., Nazaroff, W. W. (1994): Deposition of tobacco smoke particles in low ventilation room. *Aerosol Sci. Technol.* 20, 194-206.
- Zock, C. (1996): Die Messung der Aktivitätgrößenverteilung des radioaktiven Aerosols der radonfolgeprodukte und deren Einfluss auf die Strahlendosis beim Menschen (Measurements of the activity size distribution of the radon decay product aerosol and its influence on the radiation dose of the human). Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen

TÉZISPONTOK

1. A sugárvédelmi beavatkozások tervezéséhez nemzetközi viszonylatban is elsőként határoztam meg lakossági esetre az optimaláshoz szükséges költség-teljesítmény függvény paramétereit, a fizetési hajlandóságra vonatkozó kérdőív adaptálásával. Az egységnyi elkerülhető dózistól eredő költségmegtakarítás (α_0), és a dózistól való idegenkedés mértékének kifejezésére alkalmas averziós tényező (a) értékei a hazai viszonyok között a következők:
$$\alpha_0 = 2,5 \text{ MFt} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1} [0,5-27 \text{ MFt} \cdot (\text{személy} \cdot \text{Sv})^{-1}];$$
$$a = 2,51 \pm 0,39.$$
2. Felhasználva a lakosságra vonatkozó sugárvédelmi optimalás paramétereit, költség-haszon elemzések segítségével származtattam a lakótéri radon koncentrációra vonatkozó lakossági cselekvési szintet, mely a hazai viszonyok mellett - nemzetközi ajánlással is egybeváogóan - $400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ -es értéknek adódott. A származtatás során a védelmi beavatkozás (a radon koncentráció csökkentése) intenzív szellőztetéssel történik, mely viszont a fűtési költségek növekedésével jár. A sugárvédelmi optimalás elvével összhangban a minden áron való radon csökkentés erősen növelné a fűtési költséget, s a beavatkozásból eredő haszon kisebb lenne a befektetett költségnél.
3. Kidolgoztam egy viszonylag egyszerű és költségkímélő módszert a ^{222}Rn rövid életű leányelemeinek (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi) aeroszol részecskékhez kötődött aktivitásának meghatározására, becslésére. Az eljáráshoz az összes-alfa, és összes-béta aktivitás szimultán mérésére alkalmas ZnS/plasztik szcintillációs detektort használtam, valamint egy a mérési görbék dekomponálásra alkalmas időfüggő dinamikus modellt.
4. A bioszféra transzport folyamatok modellezése, az aktivitáskoncentrációk és sugárterhelések prognosztizálásához használható eljárások során bevezettük és alkalmaztuk a Referencia Bioszféra módszert, amely alapján ellenőrzött modellel vettünk részt egy EU kutatási projektben és becsültük a radioaktív hulladék nuklidokkal szennyezett víz használatából eredő dóziszárulékokat, összehasonlítva négy más európai munkacsoport eredményeivel. A vizsgált 10 nuklidnál a domináns besugárzási útvonal az ivóvíz és az öntözött zöldség fogyasztása volt. A bizonytalansági elemzések szerint a talaj megoszlási hányadosa (K_d) lényeges szerepet játszik a hosszúidejű szennyeződés kialakulásában.

THESES

1. The parameters of the cost-benefit function for dose optimization were determined in case of public by adopting a willingness to pay (WTP) questionnaire. These values were:
 - the monetary value of the averted dose: $\alpha_0 = 2.5 \text{ MFt}\cdot(\text{person}\cdot\text{Sv})^{-1}$ and
 - the aversion coefficient: $a = 2.51 \pm 0.39$.
2. Applying the parameters got from the willingness to pay method among the population the optimal radon concentration were determined in dwellings within the local (national) conditions. According to the computer simulations the optimal radon concentration should be $400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ taking into consideration the cost of extra heating and the benefit of the averted inhalation dose.
3. A new method for determining the individual activities of the short-lived ^{222}Rn daughters (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi) in air was developed. The time dependent activity-curves of gross- α and gross- β intensities (measured by ZnS/plastic scintillation detector) were decomposed by sum of exponentials and the individual activities of the progenies were assessed.
4. In the framework of the BioMoSA project for the development of biosphere assessment models for radioactive waste disposal the Reference Biosphere Methodology was applied to develop models, to assess the hypothetical contamination of a range of agricultural and environmental pathways and the dose to individuals, following contamination of well water. Ingestion of drinking water and irrigated vegetables were found to be among the most important pathways for almost all radionuclide. Stochastic calculations revealed that distribution coefficient (K_d) has remarkable influence during long time assessments.

MELLÉKLET: Lakossági WTP-kérdőív

RADIOÖKOLÓGIAI FELMÉRÉS

MI A VÉLEMÉNYE A RADIOAKTÍV SUGÁRZÁS VESZÉLYEIRŐL? (Kérdőív)

A röntgensugárzás és a radioaktív anyagok ma már szinte nélkülözhetetlenek a mindennapi életben, köztük az orvosi területen. Az atomenergia nagy mértékben hozzájárul hazánk villamos energia termeléséhez. Persze azt is tudjuk, hogy az előnyök mellett a radioaktív sugárzás alkalmazása veszélyeket is rejt magában. Óvatosságot követel a velük való tevékenység. Az uránbányászattal keletkezett meddőhányók, zagyttározók – más bányákéhoz hasonlóan – nem éppen javítják a tájat, a környezetet. Sőt uránbánya esetén a mélyből kibányászott, viszonylag nagy mennyiségű sugárzó anyag marad a meddőkön, a zagyttározókban. A bánya felhagyása után, a környék helyreállítása, a rekultiváció során ezt a sugárzást, a lehetséges káros hatását csökkenteni kell. Viszont a helyreállító munka, pl. a zagyttározó kiszárítása és lefedése egy másik (normálnak nevezett) talajjal, költségekkel jár. Használhatóvá tehető-e az uránnal szennyezett környezet, érdemes-e egyáltalán helyreállítani azt? Mire és mikor lesz a terület használható?

Ezen kérdések megválaszolásához lényeges a környezetben élő lakosság hozzáállása, véleménye a terület lehetséges használatáról és természetesen a költségekről.

Célunk a helyreállító munkákkal és azok költségeivel kapcsolatos vélemények összegyűjtése, értékelése és felhasználása a döntésekhez.

A kérdőív a lakosság veszélyérzékelésére vonatkozik. A kérdések elsősorban a radioaktív sugárzás egészségkárosításáról, a halálozási kockázatokról és azok elkerüléséről szólnak.

Lehetnek félreérthető, rosszul megfogalmazott kérdések, ezért mind a szövegezéssel, a formával, mind a tartalommal kapcsolatos megjegyzéseket - akár szóban, akár írásban - szívesen vesszük. Felkészülünk arra, hogy a kitöltés során mindig legyen egy szakember, akihez fordulni lehet a problémákkal.

Az egyéni véleményeket titkosan kezeljük.

Megjegyezzük, nincs jó vagy rossz válasz, csak a vélemény számít!

A kérdések a válaszlehetőségekkel együtt a következő oldalakon olvashatók.

- 1.) Tegyük fel, hogy Ön egy időben két különböző veszélynek van kitéve és egyiket sem kerülheti el teljes mértékben. Viszont tudja, hogy
- az 1. veszélynél : 100 000 főből 2 személy halála következik be,
a 2. veszélynél pedig : 100 000 főből 20 személy halála következik be.

A következő lehetőségek közül melyik megoldást tartja elfogadhatóbbnak ?

- 100 000 főből a 2 elhalálozási kockázatot 1 főre csökkenti,
- 100 000 főből a 20 elhalálozási kockázatot 15 főre csökkenti,
- nem tudja,
- nem kíván válaszolni.

2.) Becsülje meg, hogy körülbelül mekkora a halálozások száma évenként hazánkban ?

- kisebb, mint 100 000 fő,
- 100 000 – 120 000 fő,
- 120 000 – 150 000 fő,
- 150 000 – 500 000 fő,
- 500 000 – 1 millió fő,
- nagyobb, mint 1 millió fő,
- nem tudja,
- nem kíván válaszolni.

3.) Ön szerint Magyarországon jelenleg melyik a két fő halálok a népesség körében ?

(a választását jelölje 1. és 2. sorszámmal)

- fertőző betegségek,
- gyilkosság,
- munkahelyi baleset (kivéve a sugaras munkahelyeken történteket),
- közúti baleset,
- gyomor és más emésztőszervi betegség,
- rák, rosszindulatú daganat,
- légzőszervi betegség,
- öngyilkosság,
- keringési, érrendszeri betegség,
- egyéb,
- nem tudja,
- nem kíván válaszolni.

(A kérdező a beszámolás után, a folytatás előtt, adja meg a helyes választ !

Egyéni kitöltés esetén az alábbi zárójelben olvasható a válasz. Kérjük ne javítsa ki a választását akkor sem, ha kiválasztott okok nem egyeznek meg a helyes válasszal!)

(A 3. feladat helyes válasza a statisztikai évkönyv szerint a következő: 1. Keringési és érrendszeri 2. Rák, rosszindulatú daganatos megbetegedés)

4.) Ha az előző kérdésben szereplő gyakoriságokat csökkenteni akarjuk a következő évben, akkor Ön szerint elsősorban mely kettőét kellene ? (2 helyen kell x-t beírni.)

- fertőző betegségek
- gyilkosság
- munkahelyi baleset (kivéve a nukleáris munkahelyeken történteket)
- közúti baleset
- gyomor és más emésztőszervi betegség
- rák, rosszindulatú daganat
- légzőszervi betegség
- öngyilkosság
- keringési, érrendszeri betegség
- egyéb
- nem tudja
- nem kíván válaszolni

5.) Hazánkban a haláleseteknek kb. 24 %-a vezethető vissza rákos daganatra, azaz 4 halálesetből közel 1 a ráknak tulajdonítható. További statisztika szerint 10 000 fős népességből évenként 33-an halnak meg rákban. Ha lehetőség lenne, hogy adományokkal – önkéntes pénzbefizetéssel, ami *biztosan* a megfelelő helyre jut – hozzájáruljon a megelőzéshez, illetve a gyógyításhoz, Ön hogyan cselekedne?

5.a) Mennyit fizetne egy alkalommal azért, hogy a 33 rákos haláleset közül évente 1 –et megakadályozzon (tehát 10 000 főnél 33 helyett csak 32 daganatos halál következne be)?

.....Ft

- nem tudja
- nem kíván válaszolni

5.b) Mennyit fizetne egy alkalommal azért, hogy 33 rákos haláleset közül évente 2-t megakadályozzon (tehát 10 000 főnél csak 31 daganatos halál következne be)?

.....Ft

- nem tudja
- nem kíván válaszolni

5.c) Mennyit fizetne egy alkalommal azért, hogy a 33 rákos halálesetből évente 5 –öt megakadályozzon?

.....Ft

- nem tudja
- nem kíván válaszolni

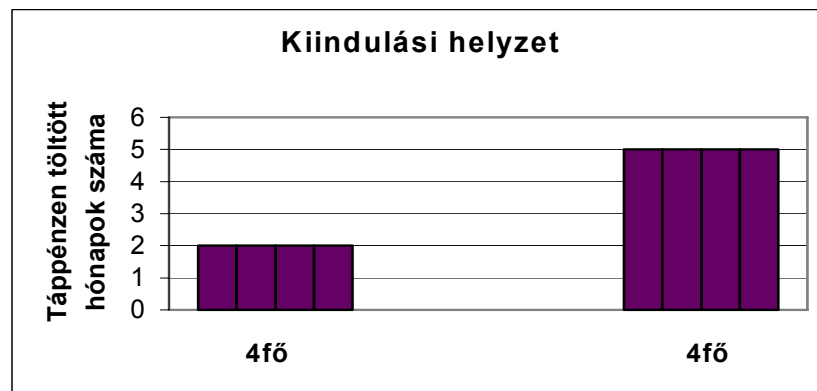
5.d) Mennyit fizetne egy alkalommal azért, hogy a 33 rákos halálesetből évente 10 fő rák okozta halálát elkerülje?

.....Ft

- nem tudja
- nem kíván válaszolni

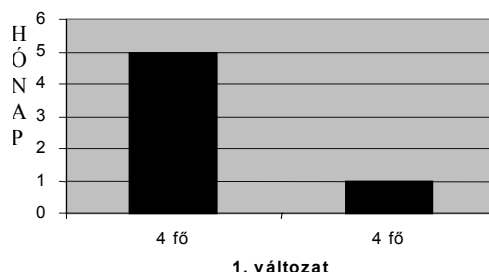
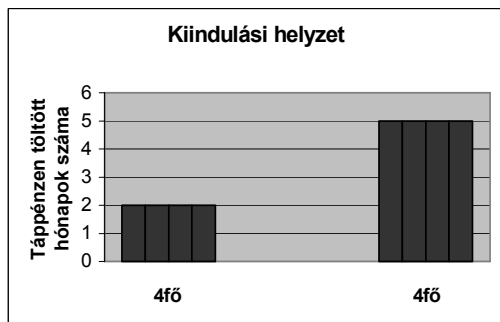
6.) A megbetegedések, így pl. egy nagyobb sugárdózis következményeként az emberek általában orvosi kezelésre szorulnak és csökkentett fizetést, táppénzt kapnak. A sugárzások esetén is általában kijelenthető, hogy a betegszabadság arányos lesz a kapott dózissal.

A feladatban kezdetben 1 év alatt 4 ember 2 hónapot, egy másik 4 ember pedig 5 hónapot tölt betegszabadságon (lásd a következő ábrát).

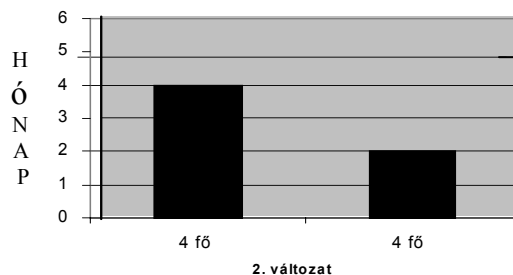
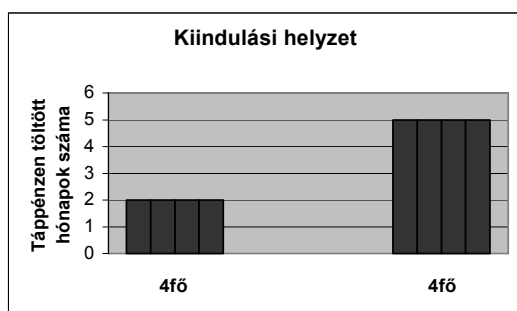


Összesen: 28 hónap kollektív munkakiesés.

6.a) Tegyük fel, hogy 2 különböző, a következő jobb oldali ábrákon felrajzolt választása (1. és 2. változat) lehetséges, amellyel az emberek táppénzen töltött idejét, a hónapokat befolyásolhatja. Ön melyiket választaná a kettő közül, a kiindulási helyzethez képest? Keretezze be a választott ábrát.



Összesen: 24 hónap kollektív munkakiesés.



Összesen: 24 hónap kollektív munkakiesés.

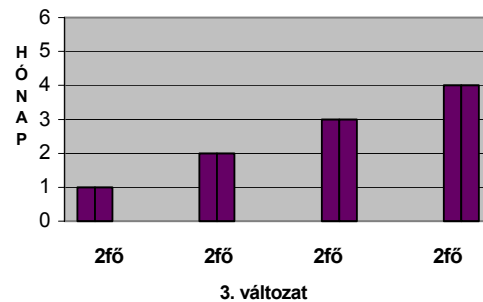
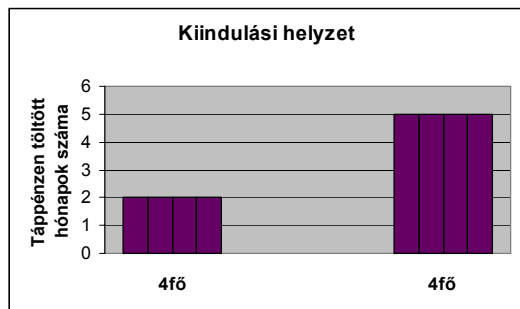
Az 1. változatnál a kiindulási helyzethez képest a 4 ember, aki 2 hónapot töltött táppénzen most 1 hónapot tölt táppénzen, a másik 4 ember ugyanannyit, tehát 5 hónapot.

A 2. változatnál a kiindulási helyzethez képest a 4 ember, aki 2 hónapot töltött táppénzen most ugyanannyit, a másik 4 ember 1 hónappal kevesebbet, 5 helyett 4 hónapot tölt táppénzen.

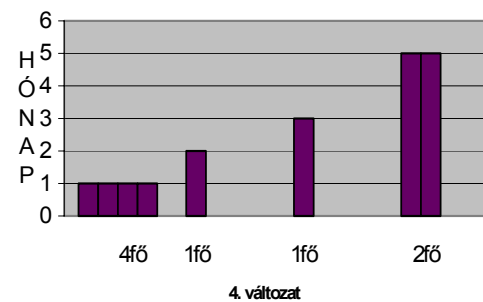
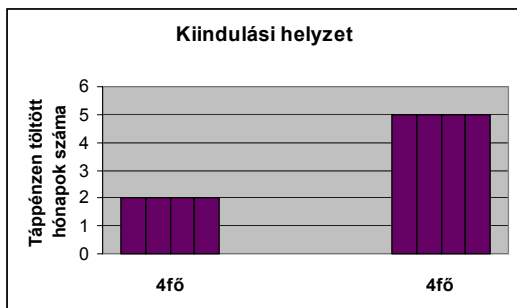
Amennyiben mégsem tud különbséget tenni a két változat között, mert egyenlő mértékűnek érzi őket, akkor ide tegyen jelet:

6.b) Legyen egy újabb választási lehetősége, a 3. és a 4. változat között.

Melyiket részesítené előnyben a kiindulási helyzethez képest? Keretezze be!



Összesen: 20 hónap kollektív munkakiesés.



Összesen: 19 hónap kollektív munkakiesés.

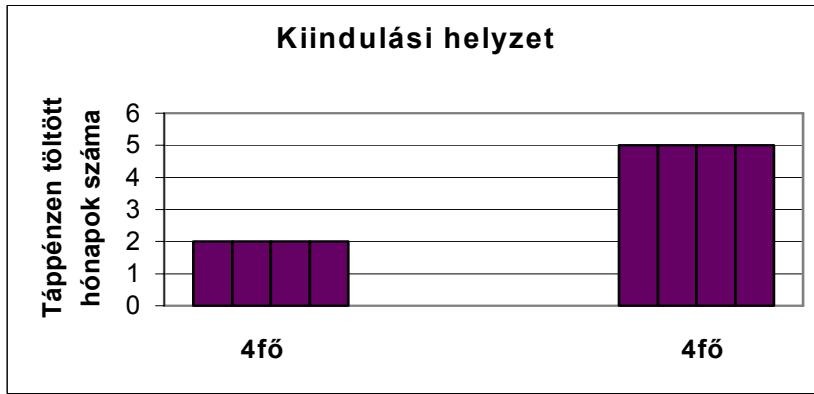
A 3. változatnál a kiindulási helyzethez képest a 4 ember közül, aki 5 hónapot töltött táppénzen most 2 ember 1 hónappal kevesebbet, 2 ember 2 hónappal kevesebbet tölt táppénzen, míg a 4 ember közül, aki 2 hónapig volt táppénzen, most kettő 2 ugyanannyit, kettő pedig 1 hónappal kevesebbet tölt táppénzen.

A 4. változatnál a kiindulási helyzethez képest a 4 ember közül, aki 5 hónapot töltött táppénzen, 2 ugyanannyit, 1 kettővel kevesebbet, 1 hárommal kevesebbet, míg a 4 ember, aki 2 hónapig volt táppénzen, most csak egy hónapot van táppénzen.

Amennyiben mégsem tud különbséget tenni a két változat között, akkor tegyen

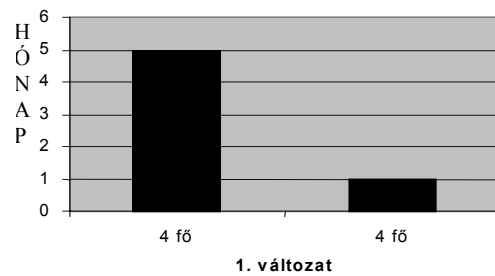
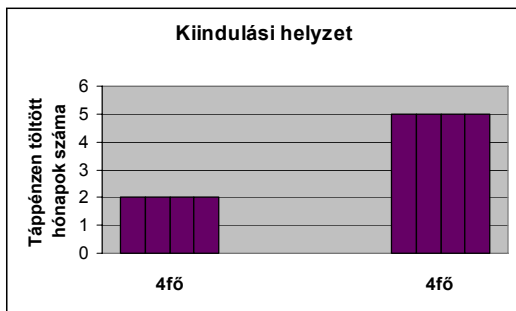
ide jelet:

7.) Az előző feladat azzal egészül ki, hogy a betegszabadság alatt a dolgozók a munkahelyüktől **fizetés kiegészítést** kapnak (kompenzációt). Így a fizetésük a betegszabadság alatt nem változik az aktív munkaviszonyhoz képest; a betegségük nem okoz anyagi nehézséget. A táppénzen töltött hónapok száma továbbra is arányos a megbetegedés súlyosságával. Tehát az alaphelyzet és a változatok most is ugyan azok:

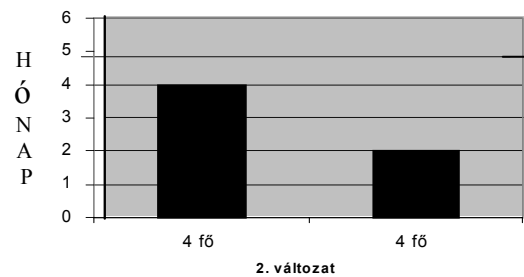
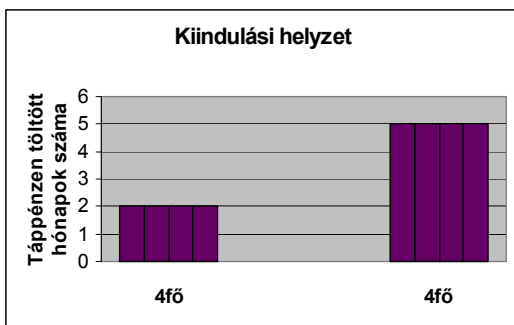


Összesen: 28 hónap kollektív munkakiesés.

7.a) A következő, 1. és 2. változat közül melyiket tartja inkább előnyösnek a kiindulási helyzethez képest? Keretezze be!



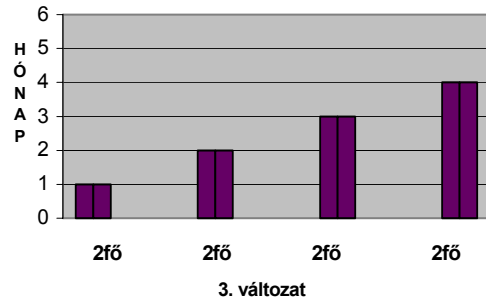
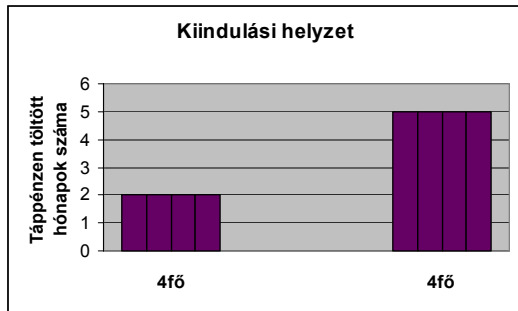
Összesen: 24 hónap kollektív munkakiesés



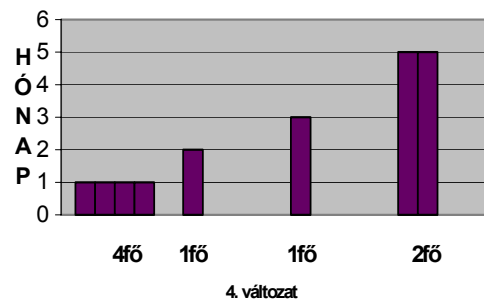
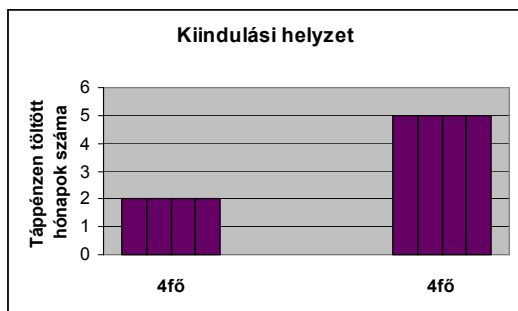
Összesen: 24 hónap kollektív munkakiesés

Ha egyenlő mértékű mindkét változat az Ön számára, tegyen ide jelet:

7.b) Ismét legyen egy újabb választási lehetősége, a 3. és a 4. változat. Melyiket részesítené előnyben a kiindulási állapothoz képest?



3.: összesen: 20 hónap kollektív munkakiesés.



4.: összesen: 19 hónap kollektív munkakiesés.

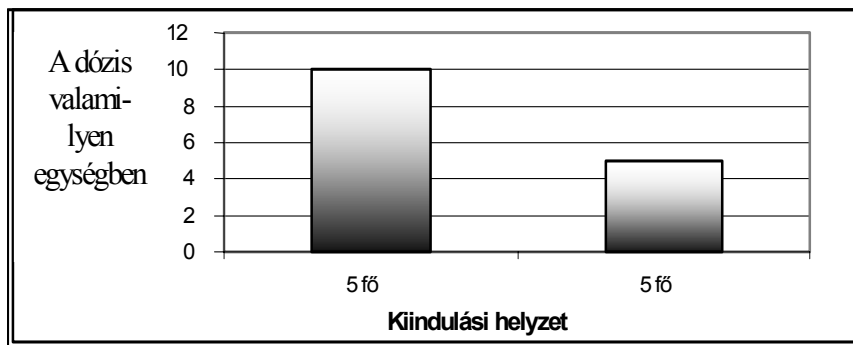
Ha egyenlő mértékűnek tartja mindkét változatot, akkor tegyen ide jelet:



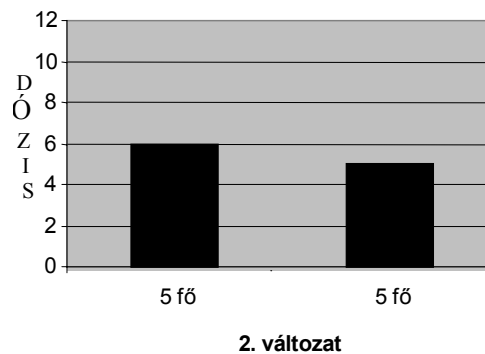
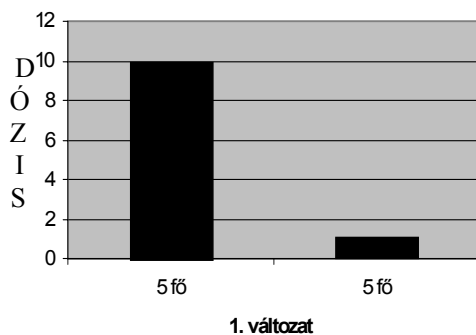
Nyilvánvalóan mindig arra törekszünk, hogy a lehető legkisebb dózist kapjuk, miközben nem akarunk lemondani a sugárzás alkalmazásából eredő előnyökről. A határt, hogy meddig mehetünk el, mekkora sugárdózist kaphatunk komolyabb következmények nélkül, rendszerint nehéz meghatározni. Mindenesetre léteznek korlátok, melyeket be kell tartani. A legtöbb ember már a korlátok alatt, azok közelében is idegenkedik a dózis nagyságától. Viszont általában az igen kis dózisoktól, pl. a korlát tizedétől már nem félünk. A nagy dózissal szembeni idegenkedést (az averziót) is kifejezhetjük egy jellemző mennyiséggel, az un. averziós tényezővel.

8.) Tegyük fel, hogy a sugárterhelés nagysága, a dózis értéke 1-10 között lehetséges, azaz a 10 pont már a korlátot jelenti, ennél nagyobb dózist már nagyon veszélyesnek tartunk.

A kiindulási helyzetben 5 embernek legyen 10 nagyságú dózisa, 5-nek pedig ennek fele, azaz 5, mint ezt a következő ábra mutatja:

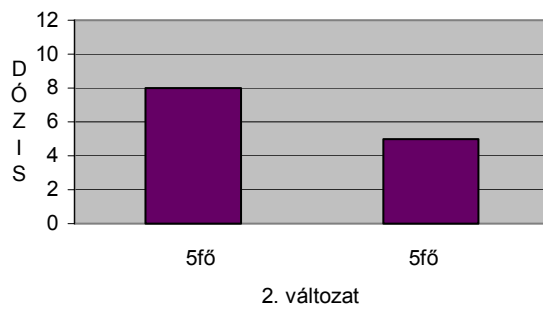
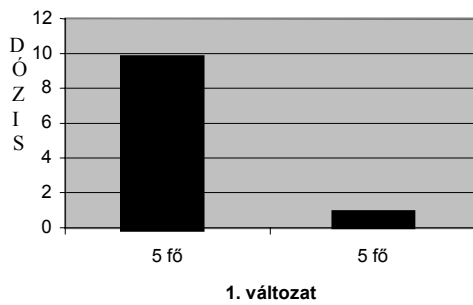


- 8.a) Ha lehetőség van valamely intézkedéssel csökkenteni az emberek sugárterhelését, akkor a kiindulási helyzethez viszonyítva a következő két intézkedési lehetőség közül melyiket tartaná jobbnak? *A választása után kövesse az azonos sorban, zárójelben lévő utasítást.*



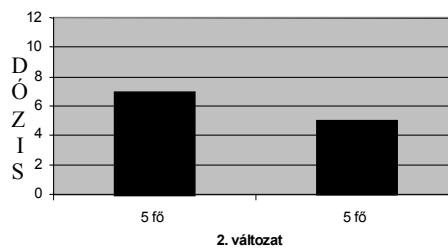
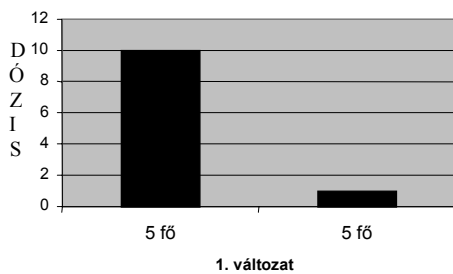
- az 1. változat az előnyösebb. (Lépjen tovább a 9. feladatra!)
- a 2. változat az előnyösebb. (Lépjen tovább a 8b. feladatra!)
- az 1.-2. változat egyenlő mértékű. (Lépjen tovább a 9. feladatra!)

8.b) A kiindulási helyzethez viszonyítva a következő két változatot is értékelje!



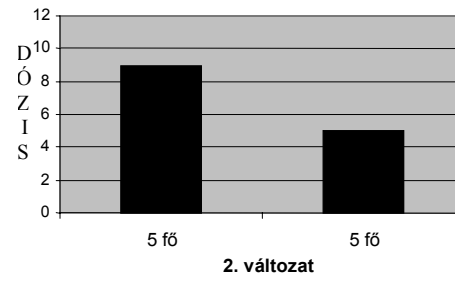
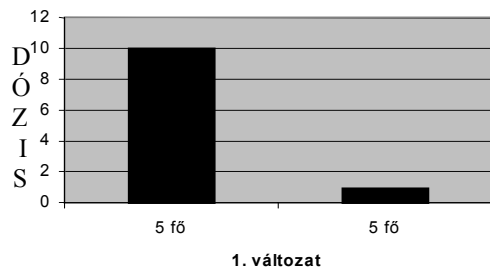
- az 1. változat az előnyösebb. (Lépjen tovább a 8c. feladatra!)
- a 2. változat az előnyösebb. (Lépjen tovább a 8d. feladatra!)
- az 1.-2. változat egyenlő mértékű. (Lépjen tovább a 9. feladatra!)

8.c) A kiindulási helyzethez viszonyítva a következő két változatot is értékelje!



- az 1. változat az előnyösebb. (Lépjen tovább a 9. feladatra!)
- a 2. változat az előnyösebb. (Lépjen tovább a 9. feladatra!)
- az 1.-2. változat egyenlő mértékű. (Lépjen tovább a 9. feladatra!)

8.d) A kiindulási helyzethez viszonyítva a következő két változatot is értékelje!



- az 1. változat az előnyösebb.
- a 2. változat az előnyösebb.
- az 1.-2. változat egyenlő mértékű.

Általános jellegű kérdések:

9.) Neme: nő

férfi

nem válaszol

10.) Kora:.....év

nem válaszol

10.a) Hány éve él az átlagnál nagyobb sugaras tevékenység (pl. uránbánya, atomerőmű, radioaktív hulladéktároló) közelében ?

.....év

nem válaszol

11.) Hány ember él a közös háztartásában? (Önnel együtt).....fő

nem válaszol

12.) Van –e olyan ismerőse (barát, szülő,..) aki érintett rákos megbetegedésben ?

igen

nincs

nem tud róla

nem válaszol

13.) Legmagasabb iskolai végzettsége ?

Általános Iskola

Középiskola (szakképesítés, gimnázium, szakközépiskola stb.)

Technikum

Főiskola/egyetem

nem válaszol

14.) Ön jelenleg:

- középiskolai tanuló
- egyetemi/főiskolai hallgató
- dolgozik

15.) Megmondaná, hogy mennyi az Önnel közös háztartásban élők összes nettó havi jövedelme, beleértve a segélyeket, támogatásokat, prémiumokat, stb.

- < 30.000 Ft
- 30.000 – 50.000 Ft
- 50.000 – 80.000 Ft
- 80.000 – 130.000 Ft
- 130.000 – 200.000 Ft
- 200.000 - 300.000 Ft
- 300.000 – 500.000 Ft
- >500.000 Ft
- nem válaszol

Köszönjük a közreműködést !

KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

*Ezúton szeretném nagy-nagy köszönetemet kifejezni témavezetőmnek, **Dr. Kanyár Bélának**, aki negyedéves egyetemi éveim óta egyengette szakmai pályafutásomat, és segített nemcsak nagy türelemmel szakmai kérdésekben, hanem bátorított az elkeseredés pillanataiban is. Nélküle teljesen másképp alakult volna a sorsom, és nem biztos, hogy megismerkedtem volna a tudományos élettél. Köszönet érte Tanár Úr!!!*

Köszönet a Pannon Egyetem (akkor még Veszprémi Egyetem) Radiokémia Tanszék valamennyi dolgozójának és PhD hallgatójának a mindennapi munkák során nyújtott segítségükért.

Köszönet a Föld- és Környezettudományi Tanszéknek, hogy lehetővé tették az ELPI impaktossal való méréseimet és ehhez szakmai segítséget is adtak.

Nagy köszönettel tartozom jelenlegi munkahelyemen, az MTA Izotópkutató Intézet Sugárbiztonsági Osztályán az osztályvezetőmnek, Dr. Kovács Andrásnak, aki lehetővé tette e dolgozat mielőbbi elkészültét.

Sok segítséget kaptam a radon leányelemekkel kapcsolatos vizsgálatok során Dr. Deme Sándortól (MTA KFKI AEKI), aki azóta az újabb kutatási területem, a termolumineszcens dozimetria témakörében is fáradhatatlan okítóm.

Ugyanígy Dr. Osvay Margit fizikusnak is köszönettel tartozom, aki kedves szavaival, szakmai és élettapasztalatait is átadva tanít arra, hogy hogyan is boldogulhat egy nő a kutatók világában.

Köszönet Édesanyámnak ezúton is a sok-sok támogatásért!

Zárszóként: Köszönet Tiboromnak a Mindenért.