



PANNON EGYETEM

VEGYÉSZMÉRNÖKI- ÉS ANYAGTUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

Nukleáris létesítmények kibocsátásából származó radionuklidok környezeti migrációjának modellezése, a kialakuló dózisek számítása

DOI:10.18136/PE.2024.914

DOKTORI (Ph.D.) ÉRTEKEZÉS

KÉSZÍTETTE:

Bátor Gergő
okleveles környezetmérnök

TÉMAVEZETŐ

Dr. Kovács Tibor
egyetemi docens

Pannon Egyetem

Mérnöki Kar

Bio-, Környezet- és Vegyészmérnöki Kutató-Fejlesztő Központ

Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék

2024

Nukleáris létesítmények kibocsátásából származó radionuklidok környezeti migrációjának modellezése, a kialakuló dózisek számítása

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Vegyéssz mérnöki-és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

Bio-, Környezet- és Vegyéssz mérnöki tudományágban

Írta: **Bátor Gergő**

Témavezető: **Dr. Kovács Tibor**

Elfogadásra javaslom (igen/nem)

.....

témavezető

A jelölt a doktori szigorlaton %-ot ért el.

Veszprém,

.....

Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: (igen/nem)

.....

bíráló

Bíráló neve: (igen/nem)

.....

bíráló

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

Veszprém,

.....

a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése:

Veszprém,

.....

az EDHT elnöke

Tartalomjegyzék

Kivonat	2
Abstract	3
Zusammenfassung	4
I. Bevezetés, célkitűzés	5
II. Szakirodalmi összefoglaló	7
1. Az emberi szervezet sugárterhelése.....	7
1.1. Külső sugárterhelés	7
1.2. Belső sugárterhelés.....	8
2. A sugárterhelés hatása az emberi szervezetre.....	9
2.1. Dózishatás összefüggések	9
3. Dózisfogalmak.....	10
3.1. Dózisfogalmak és egységek	10
3.2. Ionizáló sugárzás dózisának meghatározása, gyakorlati alkalmazása	12
4. A radionuklidok migrációja.....	15
4.1. Terjedés leírása a természetes ökoszisztémában.....	15
4.2. Alkalmazható modellek.....	20
III. Kísérleti rész	29
5. Dózisszámítási paraméterek érzékenységvizsgálata.....	29
5.1. Statisztikai módszerek.....	30
5.2. Elemző módszer	34
6. Bioakkumulációs faktorok empirikus meghatározása	36
6.1. Mintavétel és mintaelőkészítés.....	39
6.2. Mintaelemzés	40
6.3. Bioakkumulációs faktorok meghatározása.....	47
7. Tápláléklánci modell leírása	49
8. Tápláléklánci modell implementálása	57
IV. Eredmények és értékelésük	60
9. Dózisszámítási paraméterek érzékenységvizsgálatának eredményei	60
10. Mintaelemzés eredményei.....	62
10.1. Minőségellenőrzés eredményei.....	62
10.2. Bioakkumulációs faktorok	64
V. Összefoglalás	76
Tézispontok	78
Thesis statements	79
Felhasznált irodalom	80
Publikációs tevékenység	90
Köszönetnyilvánítás	98

Kivonat

Nukleáris létesítmények kibocsátásából származó radionuklidok környezeti migrációjának modellezése, a kialakuló dózisek számítása

A szerző célja az elérhető hazai és nemzetközi publikációkban szereplő dózisszámító (tápláléklánci) modellek/ajánlások felülvizsgálata, összehasonlítása. A számítások során felhasználható paraméterek érzékenységvizsgálata. A helyspecifikus bioakkumulációs faktor(ok) meghatározásához szükséges analitikai módszer kidolgozása, valamint dózisszámító tápláléklánci modell fejlesztése, grafikus szoftverbe illesztése.

A szerző rávilágít az emberi szervezetet érő táplálékláncból eredő sugárterhelés jelentőségére, becslésének nehézségeire, a szükséges paraméterek befolyásoló hatásaira és a helyspecifikus adatok fontosságára. A szerző részletesen bemutatja a neutronaktivációs analízis és gamma-spetkrometriai mérés technika alkalmazhatóságát stabil cézium és stroncium meghatározására környezeti mintákban (talaj, növény, állati eredetű). A módszer megbízható módon alkalmazható alacsony kimutatási határral, kis mintamennyiséggel (<1g), minimális minta előkészítéssel, roncsolásmentes módon. A disszertációban szereplő eredmények alapján igazolt, hogy a stabil cézium (^{133}Cs) és stroncium (^{84}Sr) bioakkumulációs faktorai a radiocézium (^{137}Cs) és radiostroncium (^{90}Sr) -ra vonatkozó faktorokkal korrelációt mutatnak, ennek okán a modellszámítások bemenő paramétereként jól alkalmazhatóak. A szerző eredményei alapján elkészített egy könnyen kezelhető platformfüggetlen szoftvert, melybe implementálta a táplálékláncból eredő sugárterhelés meghatározását lehetővé tevő modellt. Az általa kidolgozott stabil elem visszamérésén alapuló eljárásnak köszönhetően a helyspecifikus paraméterek becslése a különböző útvonalakon történő radionuklidok esetében elengedhetetlen a lakosság, különösen a nukleáris létesítmények környezetében lévő mezőgazdasági régiók lakosságának hosszú távú radiológiai kockázatának realisztikusabb értékeléséhez.

Kulcsszavak: táplálékláncból eredő sugárterhelés; neutron aktivációs analízis; gamma-spektrometria; bioakkumulációs faktor; helyspecifikus paraméter; cézium; stroncium

Abstract

Modelling the environmental migration of radionuclides released from nuclear facilities, and calculation of the resulting doses

In this work, the author will present in detail the applicability of neutron activation analysis and gamma-spectrometry for the determination of stable caesium and strontium in environmental samples (soil, plants, animal origin). The method can be reliably applied with a low detection limit, small sample size (<1g), minimal sample preparation, and non-destructively. I have verified that the bioaccumulation factors of stable caesium (^{133}Cs) and strontium (^{88}Sr) show correlation with the factors related to radiocaesium (^{137}Cs) and radiostrontium (^{90}Sr), therefore they can be well applied as input parameters for model calculations. According to the author's results, it has developed an easy-to-use, platform-independent software and the author implements a model for determining the radiation exposure from the food chain.

Keywords: food chain dose; neutron activation analysis; gamma-spectrometry; bioaccumulation factor; site-specific data; caesium; strontium

Zusammenfassung

Modellierung der Migration von Radionukliden aus kerntechnischen Anlagen in die Umwelt und Berechnung der daraus resultierenden Dosen

In seiner Dissertation beschreibt der Autor die Anwendbarkeit der Neutronenaktivierungsanalyse und der Gamma-Spektrometrie zur Bestimmung von stabilem Cäsium und Strontium in Umweltproben (Boden, Pflanzen, tierischen Ursprung) darstellen. Das Verfahren kann zuverlässig mit einer niedrigen Nachweisgrenze, geringer Probenmenge (<1g), minimaler Probenvorbereitung und zerstörungsfrei angewendet werden. Ich habe verifiziert, dass die Bioakkumulationsfaktoren von stabilem Cäsium (^{133}Cs) und Strontium (^{88}Sr) eine Korrelation mit den Faktoren für Radiocäsium (^{137}Cs) und Radiostrontium (^{90}Sr) aufweisen, daher können sie als Eingabeparameter für Modellberechnungen gut verwendet werden. Basierend auf den Ergebnissen entwickelte der Autor eine benutzerfreundliche, plattformunabhängige Software, in die er ein Modell zur Bestimmung der Strahlenbelastung aus der Nahrungskette implementierte.

Schlüsselwörter: Strahlenbelastung aus der Nahrungskette, Neutronenaktivierungsanalyse, Gamma-Spektrometrie, Bioakkumulationsfaktor, standortspezifische Daten, Cäsium, Strontium

I. Bevezetés, célkitűzés

A környezetre és az emberi egészségre gyakorolt egyik káros hatás a természetben előforduló, illetve ipari tevékenységekből származó nuklidok radioaktivitásának eredményeképpen jelentkező többlet sugárterhelés, melynek megfelelő becslése, kiértékelése összetett feladat. A nukleáris robbantásokból és a nukleáris létesítményekből származó mesterséges radionuklidok – a környezetbe kikerülve – számos útvonalon át érhetik el az emberi szervezetet. Az egyik fontos útvonal a táplálékláncan keresztül vezet [Pochin 1988]. Két kiemelkedően fontos radionuklid, amelyekkel számolnunk kell, nevezetesen az ^{90}Sr és ^{137}Cs , a lakosság sugárterhelésének meghatározáshoz, azok viszonylag rövid felezési ideje (~30 év), és a környezeti elemekben való kivételesen könnyű mozgásuknak köszönhetően. A ^{137}Cs a káliumhoz hasonló fizikai és kémiai tulajdonságokkal bír, míg a ^{90}Sr a kalciumhoz hasonlóan viselkedik, ezek a radionuklidok könnyedén bekerülnek a táplálékláncba, és végső soron az állati és emberi szervezetbe. A radionuklidok vagy a légkörből származó közvetlen kihullás, vagy pedig felszíni víz öntözésre való használata miatt rakódhatnak le a talajba. A szárazföldi tápláléklánci modellek a radionuklidok vagy a légkörből, vagy pedig a hidroszférából való bevitelének vizsgálata céljából készültek. Ezek a modellek magukba foglalják azokat az átviteli tényezőket, melyek fontosak lehetnek a rutin dózisterhelés becslése során. Talaj-növény koncentrációs faktorok (F_{t-n}) és növény-állat átviteli együttható(k) (F_{n-a}), az a két fontos paraméter, melyeket széles körben használnak a táplálékból vagy vízbevitelből származó radionuklidok belső sugárterhelésének becslésére, meghatározására. Az F_{t-n} –ek és F_{n-a} –k eltérő eredményeit, különböző szervezetek gyűjtötték össze [IUR 1992; UNSCEAR 2008a; NRPB 1994; IAEA 2009; IAEA 2010]. Ugyanakkor ezek az adatbázisok nem elég részletesek, mivel a F_{t-n} és F_{n-a} adatokat más kutatók is elemezték, rendszereztek [Nisbet and Woodman 2000; Djelic et al. 2016; Frissel et al. 2002; Wang et al. 1999], melyeket a fent említett adatbázisok nem tartalmaznak. Viszont ezen adatokat is figyelembe kell vennünk számításaink során. Az átviteli tényezők, melyek a növényben és a talajban található mennyiség közti arányként határozhatók meg, a legáltalánosabb módjai a biológiai és geológiai transzport folyamatok számszerűsítéséhez. Ugyanakkor a használatuk során nehézségekbe ütközünk. Az egyazon növénycsoportok átviteli tényezőinek változékonysági skálája kimagasló, megközelítőleg 4-5 nagyságrendű, ami korlátozza azok alkalmazhatóságát [Nisbet and Woodman 2000]. Az bioakkumulációs faktorok eltérő értékeinek oka nyilvánvaló; ez a makroszkopikus paraméter számos

kémiai, biológiai, hidrológiai, fizikai talajtulajdonságot, továbbá növényi és állati fiziológiai folyamatot foglal magába. Mindegyik ilyen jellemző a saját változékonyságát mutatja, ezen felül pedig olyan külső tényezők is befolyásolhatják, mint az éghajlat és az emberi mezőgazdasági gyakorlatok [Ehlken Sabine and Kirchner Gerald 2002]. Látható, hogy a kibocsátott radionuklidok aktivitáskoncentrációjából a megbízható dózisértékek kiszámításához elengedhetetlen a helyspecifikus adatok felhasználása, amennyiben azok rendelkezésre állnak. A helyspecifikus átviteli tényezők és azok együtthatóinak becslése radionuklidokra számos útvonalon keresztül elengedhetetlen a populációra gyakorolt hosszú távú radiológiai hatás pontosabb meghatározásához, különösen egy atomerőművet körülvevő mezőgazdasági területeken. A dózisek modellezése egy rendkívül sokoldalú eszköz, amely számos területen alkalmazható a biztonság, a hatékonyság és a tudományos megértés növelése érdekében. Világossá teszi a radioaktív anyagok viselkedését a szervezetben, és ezáltal hatékonyabb védelmi stratégiákat lehet kidolgozni. A modellek és a szükséges paraméterek folyamatos fejlesztésével egyre pontosabb előrejelzések készíthetők, ami hozzájárul a sugárvédelem biztonságának növeléséhez.

Munkám célja az elérhető hazai és nemzetközi publikációkban szereplő dózisszámító (tápláléklánci) modellek/ajánlások felülvizsgálata, összehasonlítása. A számítások során felhasználható paraméterek érzékenységvizsgálata. A helyspecifikus bioakkumulációs faktor(ok) meghatározásához szükséges analitikai módszer kidolgozása, valamint dózisszámító tápláléklánci modell fejlesztése, grafikus szoftverbe illesztése.

II. Szakirodalmi összefoglaló

1. Az emberi szervezet sugárterhelése

Már a radioaktivitás felfedezésének pillanatában világossá vált, hogy az ionizáló sugárzásoknak egészségkárosító hatása is lehet. Mint a bioszféra élőlényei általában, az ember is állandóan ki van téve a különböző természetes vagy mesterséges eredetű ionizáló sugárzások hatásának. A sugárterhelés, azaz az ionizáló sugárzás hatása az élő szervezetekre, két fő típusra osztható: külső és belső sugárterhelésre. Mindkettő jelentős egészségügyi kockázatokat hordoz magában, de hatásmechanizmusuk és a védekezés módjai eltérőek.

1.1. Külső sugárterhelés

A külső sugárterhelés akkor következik be, amikor a sugárforrás a testünkön kívül található, és a sugárzás a testünket áthatolva éri el a sejteket. Az emberi szervezetet érő természetes eredetű, külső forrásból származó sugárterhelés legjelentősebb komponense a talaj (földkérgi eredetű) és az épületek gamma-sugárzása. Az épületekben a kapott dózis mértéke a házak szerkezetétől, és anyagától is függ, ugyanis az épületek egyrészt védik az embert a külső sugárzástól (a földi és kisebb mértékben a kozmikus sugárzástól) másrészt az épületek belső terének radioaktivitását az építőanyagok ^{222}Rn - és ^{232}Th -tartalma határozza meg. Jelentős sugárterhelést okozhat zárt, rosszul szellőztetett épületekben az α -sugárzó ^{222}Rn és a ^{220}Rn . Koncentrációja többszöröse lehet a jól szellőztetett épületek koncentrációjának. A külső természetes sugárterhelés másik jelentős komponense a kozmikus sugárzás melynek intenzitása a Föld felületén közel azonos, tehát nem függ a geológiai viszonyoktól, de jelentős mértékben – exponenciálisan – függ a tengerszint feletti magasságtól.

A mesterséges eredetű külső forrásokból származó sugárterhelés gyakran (kísérleti robbantások, nukleáris balesetek) meghaladja a természetes radioaktivitás mértékét. Jelentős lehet az úgynevezett medicinális jellegű sugárterhelés, amely a lakosság nagy részénél diagnosztikai, kisebb részénél terápiás jellegű sugárterhelést jelent. A legismertebb forrás a működő atomerőművek, beleértve a teljes nukleáris üzemanyag ciklust.

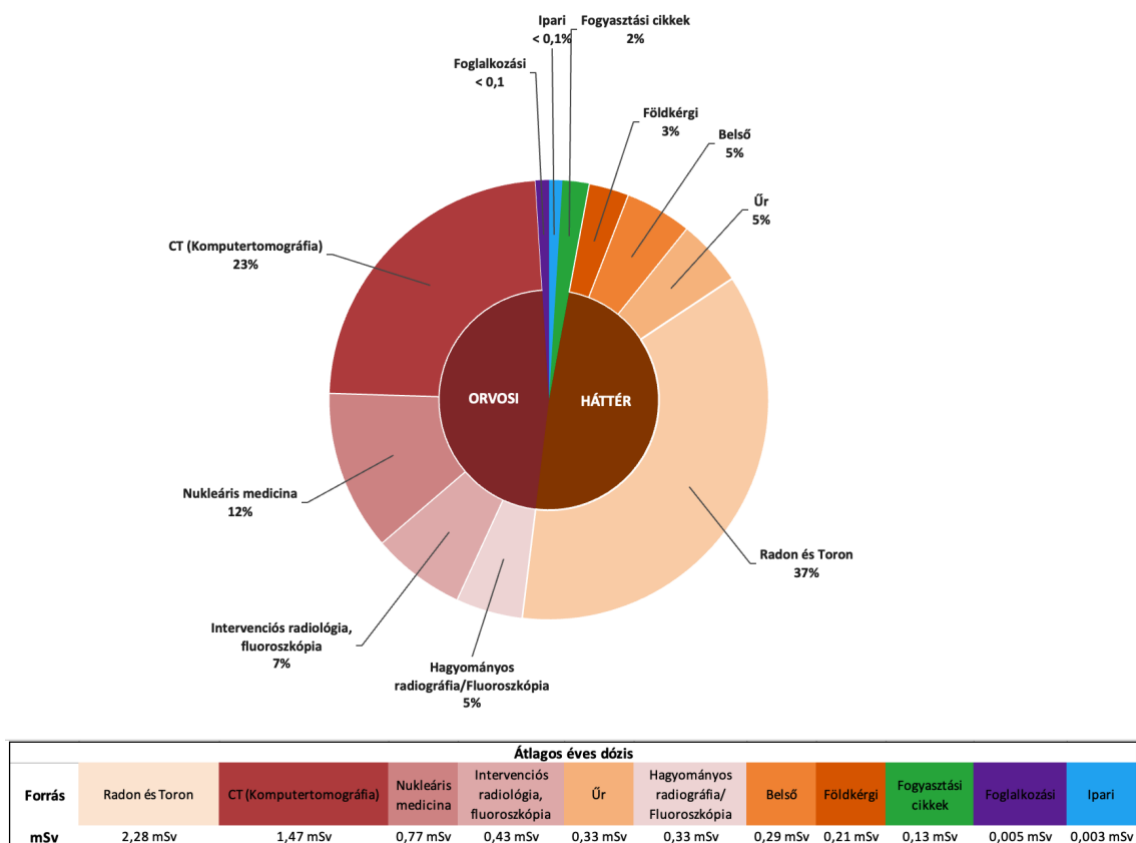
1.2. Belső sugárterhelés

Az ember szervezetébe bejutott (inkorporált) radioaktív izotópok sugárzásából származó sugárterhelés. A belső sugárterhelés akkor következik be, amikor a radioaktív anyag a szervezetünkbe kerül, például belégzéssel, lenyeléssel (táplálékláncon) vagy nyílt seben keresztül. A szervezetben a radioaktív anyagok bomlása során keletkező sugárzás közvetlenül károsítja a sejteket. A teresztriális radionuklidok nemcsak külső sugárterhelésként okozhatnak problémát, mivel különböző útvonalakon keresztül (lenyelés, belélegzés, bőrön keresztüli felszívódás) bekerülhetnek a szervezetbe. A belélegzett izotópok közül a legfontosabb a radon és annak bomlástermékei, melyek a természetes háttérsugárzás közel feléért felelősek. Az élelmiszerekben és ivóvízben megtalálható nuklidok közül általában a ^{40}K , rádium és uránizotópok a legfontosabbak. A szervezetbe kerülés módjától függetlenül problémát okozhatnak ezek az izotópok, mivel közülük több is képes akkumulálódni a szervezet különböző részein [UNSCEAR 2008b].

A mesterséges forrásból eredő belső sugárterhelés részben a környezetszennyező radioaktív izotópoknak (^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , stb.) a szervezetbe jutásából, részben a radiofarmakonokból származik. A diagnosztikai célra sok-féle radioaktív izotópot (pl. ^{85}Sr , ^{197}Hg , ^{75}Se , ^{18}F , ^{51}Cr) alkalmaznak, a terápiában leggyakrabban a ^{32}P , a ^{131}I , a ^{198}Au farmakonokat. A mesterséges eredetű radioaktív izotópok közül elsősorban a ^{90}Sr és a ^{137}Cs izotópokkal kell számolnunk. Az ételekből és italokból felszívódó ^{90}Sr izotópja nagyrészt a csontozatban akkumulálódik, és az izomzatba ill. a belső szervekbe lényegesen kevesebb jut. A ^{137}Cs -ből a belső szervek közül legtöbbet a máj akkumulál.

A szervezetbe kerülő radionuklidok mennyiségét a táplálkozási szokások jelentős mértékben befolyásolják. A tej és tejtermékek, a hús és húskészítmények, továbbá a tojás és a lisztből készült ételek radiostroncium tartalma alacsony, ugyanakkor a zöldségek és gyümölcsök szennyezettsége az előbbieknél többszöröse. A szervezetbe kerülő radioaktív anyagok egy része viszonylag gyorsan ürül, a másik része a szervezetbe beépülve csak a biológiai felezési időnek megfelelően távozik a szervezetből.

A természetes és mesterséges, valamint külső és a belső sugárterhelés közötti megoszlások az 1. ábrán láthatóak.



1. ábra: Sugárterhelés forrásai.

2. A sugárterhelés hatása az emberi szervezetre

A gyakorlati sugárvédelem szempontjait figyelembe véve az ionizáló sugárzások biológiai hatása determinisztikus és sztochasztikus lehet.

2.1. Dózishatás összefüggések

A determinisztikus sugárhatás esetén a biológiai hatás egy bizonyos (éves szinten 0,5 Sv effektív dózis alatt) küszöbdózis alatt nem, fölötté a dózis növekedésével egyre súlyosabb formában jelentkezik minden besugárzást elszenvedett személynél. A lakosság körében csak igen súlyos esetekben kell ezzel számolnunk.

A sztochasztikus sugárhatás esetén nem a biológiai hatás súlyossága, hanem annak kialakulási valószínűsége függ a dózistól. Ebben az esetben nem határozható meg, hogy a sugárhatás mely személynél, és mikor jelentkezik, fellépése minden egyénre nézve valószínűségi jellegű. Ezek a biológiai hatások már kis dózisoknál is kialakulhatnak, így ebben az esetben nincs küszöbdózis. Elfogadott feltételezés, hogy a hatás kialakulási

valószínűsége a dózissal lineárisan nő. A hatások elsősorban daganatos megbetegedések formájában, illetve kisebb mértékben genetikus károsodásként jelentkeznek.

3. Dózisfogalmak

3.1. Dózisfogalmak és egységek

Számos különböző dózisfogalom szükséges a különböző hatások számszerűsítéséhez. Elkülönítünk *fizikai dózismennyiségeket* (mint a fluens (Φ), kerma (K), elnyelt dózis (D), lineáris energiaátadás (LET)) melyek az ionizáló sugárzás és az (élettelen) anyag kölcsönhatását jellemző mennyiség. Másik csoport a *biológiai hatásokkal és szabályozással kapcsolatos dózisfogalmak* tartoznak (mint a relatív biológiai hatékonyság (RBE), egyenérték dózis (H), lekötött egyenérték dózis, kollektív egyenérték dózis (S_T), effektív dózis (E), lekötött effektív dózis, kollektív effektív dózis (S_E)) itt az ionizáló sugárzás és az élő szervezet kölcsönhatását jellemző mennyiségekről van szó. Harmadik csoportba a *sugárvédelmi gyakorlatban használt dózisok* tartoznak (mint a környezeti dózisegyenérték (H^*), személyi dózisegyenérték (H_p)) melyek közös tulajdonsága, hogy az emberi test adott pontjára vonatkozó dózisegyenértékre a sugárzás típusának és energiájának figyelembevételére épülnek.

Tudnunk kell, hogy a **dózis**, vagyis jelen esetben a **sugárterhelés** (értekezésemben a dózis kifejezés alatt az emberi szervezetet érő ionizáló sugárzás okozta sugárterhelését értem), mint fogalom mit jelent, definíció szerűen; a sugárzás útján terjedő energiának az adott közegben elnyelt mennyisége, mértékegysége a Joule [J].

Radionuklidok esetében tisztában kell lennünk azzal, hogy az ionizáló sugárzás értéke mekkora, ezt a **radioaktivitás** fogalmával tudjuk megadni, mely a másodpercenkénti bomlások számát (radioaktív bomlás/másodperc) adja meg, mértékegysége a Becquerel [Bq].

$$\text{Radioaktivitás} \rightarrow \text{radioaktív bomlás/másodperc} = \text{Becquerel [Bq]} \quad (3.1.)$$

Ezt követően az a kérdés, hogy mekkora a sugárterhelés, melyet az **elnyelt dózis** számszerűsít, mely definíció szerűen: bármely ionizáló sugárzásra vonatkozóan a besugárzott anyag térfogatelemében elnyelt energiának (dE) és a térfogatelem tömegének (dm) a hányadosa, mértékegysége a Gray [Gy, 1J/kg].

$$\text{Elnyelt dózis (D}_{T,R}) \rightarrow J/kg = \text{Gray [Gy]} \quad (3.2.)$$

Következő kérdés, hogy radionuklidok esetében milyen típusú sugárzástól mekkora ez a dózis, melynek megértéséhez az **egyenérték dózisra** van szükség, ami valamely testszövet (T) adott pontjában (térfogat egységében) elnyelt dózis értéke, mértékegysége a Sievert [Sv, 1J/kg], kiszámításához szükséges az adott sugárzás súlytényezője [w_R] is.

$$\text{"Egyenérték dózis" (H}_{T,R}) \rightarrow \sum D_{T,R} * w_R = \text{Sievert [Sv, 1 J/kg]} \quad (3.3.)$$

Miután megkaptuk az egyenérték dózist, felmerül a kérdés, hogy mekkora biológiai hatást okoz az adott sugárzástól eredő dózis, ezt az **effektív dózissal** tudjuk megadni. Az effektív dózis az egyes szövetekre, szervekre vonatkozó súlyozott egyenérték dózisok összege, mértékegysége a Sievert [Sv, 1J/kg], kiszámításához szükséges a károsodást elszenvedő szövet súlytényezője [w_T] is.

$$\text{Effektív dózis (E)} \rightarrow \sum H_T * w_T = \text{Sievert [Sv, 1J/kg]} \quad (3.4.)$$

Szükség lehet a populációt érő hatás megadására is, ezt a **kollektív effektív dózissal** tudjuk megadni, mely a népesség vagy foglalkozási csoportok egészének, külső forrásból eredő besugárzását jellemző összdózist adja meg, mértékegysége a Személy*Sievert [Sievert], kiszámításához szükséges az N személyből álló i-edik alcsoport tagjainak száma [N_i] is [Sándor Deme and István Fehér 2010].

$$\text{Kollektív effektív dózis (S}_E) \rightarrow \sum E_i * N_i = \text{Személy * Sievert [Sv]} \quad (3.5.)$$

3.2. Ionizáló sugárzás dózisának meghatározása, gyakorlati alkalmazása

A **külső dózis** úgynevezett dózisteljesítmény mérő műszerrel közvetlenül mérhető. Utólagos (személyi dozimetria) és azonnali (területi dozimetria) kiértékelési módszerekkel határozható meg.

A **belső dózis** csak közvetett módon határozható meg. Mely egy számítható mennyiség, radioanaltikai mérési eredményekből adható meg. A belső sugárterhelést leíró effektív dózist, különböző szövetek eltérő egyenértékdózisainak összegzéséből kapjuk meg.

Mind a külső és a belső dózis meghatározásának fontos gyakorlati haszna van, az illetékes hatóság a dózis ismeretében tud dóziskorlátokat előírni, valamint az alkalmazók dózismegszorítás értékeit megadni és monitorozni. Különös jelentőségű az ionizáló sugárzást alkalmazó, előállító munkahelyek dolgozói és a lakossági csoportok számára egyaránt, hiszen segít meghatározni a biztonságos expozíciós szinteket, minimalizálva ezzel az egészségügyi kockázatokat.

Az emberi szervezet úgynevezett teljes sugárterhelése (összesített effektív dózis értéke) az alábbiakból adódik össze, mely a 3.6. formulával írható le:

$$E_{Teljes} = E_{Felh} + E_{Inh} + E_{Tala} + E_{Táp} = Sievert [Sv] \quad (3.6.)$$

Ahol:

E_{Teljes} : Teljes összegzett dózis, a külső és a belső dózisok összege [Sv],

E_{Felh} : A kibocsátott radionuklid felhőből eredő dózis, mely a külső dózishoz tartozik [Sv],

E_{Tala} : A talajra kihullott radionuklidokból a szervezetet érő dózis értéke, mely a külső dózishoz tartozik [Sv],

E_{Inh} : Inhalációs dózis értéke, mely a belélegzett radionuklidokból fakad, és a belső dózishoz tartozik [Sv],

$E_{Táp}$: Táplálékláncan keresztül az emberi szervezetbe bekerülő radionuklidok okozta dózis, belső dózishoz tartozik [Sv],

Továbbiakban elsősorban a belső sugárterheléssel kapcsolatos területre azon belül is a táplálékláncre vonatkozó információkat részletezem.

Alapvetően a belső sugárterhelést a radioaktív anyagot tartalmazó szövetekből kiinduló sugárzás (jelöljük R -el) okozza. Úgynevezett célpont- (jelöljük T -vel) és forrás- (jelöljük S -el) szöveteket különböztetünk meg. Ahogy a fentiekben már leírtam a belső sugárterhelésből fakadó effektív dózis számszerűsítéséhez szükségünk van az egyes szövetek egyenértékűdózisainak összegzésére. Ennek megértését segíti a 3.7. formula. A H_T szöveti egyenértékűdózist radioizotóponként külön-külön kell meghatározni.

$$H_T = \left[\sum_S u_S \cdot \sum_R w_R \cdot E_R \cdot f_R \cdot Q_R(S \rightarrow T) \right] \cdot \frac{1}{m_T} = \text{Sievert [Sv]} \quad (3.7.)$$

Ahol:

u_S : az egyed forrás-szövetekben bekövetkező bomlások száma [db],

w_R : sugárzási tényező [Sv/Gy],

E_R : sugárzási energia [keV/részecske],

f_R : részecske-gyakoriság [részecske/bomlás],

m_T : a célpont-szövet tömege [kg],

Q : az R sugárzástípusa egy részecskéjének az S szövetből kiinduló és a T szövetben leadott energiahányada (elnyelési hányad, $0 \leq Q \leq 1$).

Az aktivitás bejutását, megkötődését és kiürülését leíró retenciós függvény, amely az u_S függvény integráljaként számítható, kulcsfontosságú a radioaktív anyagok viselkedésének megértéséhez. A retenciós függvény meghatározásához elengedhetetlen a radioaktív anyag biokémiai formájának ismerete, mivel ez határozza meg a szervezetben való viselkedését. A dóziskonverziós tényező egy olyan számítási módszer, amely lehetővé teszi, hogy meghatározzuk, hogy egy radioaktív anyag egy adott mennyisége milyen sugárterhelést okoz a szervezetben. A számítás során figyelembe vesszük, hogy az anyag milyen úton jut be a szervezetbe (bejutási út) és hol halmozódik fel (célszövet). Ezen információk alapján modellezzük a sugárterhelés folyamatát, és így megkapjuk a dóziskonverziós tényezőt [Sv/Bq], amely megadja, hogy egy adott radioaktív anyag egy egységnyi aktivitása mekkora effektív dózist okoz a szervezetben. Fontos megjegyezni, hogy nagyobb sugárterhelések során az egyenértékű dózis helyett az elnyelt dózis használata ajánlott. Mivel az egyenértékű dózis egy adott sugárvédelmi cél érdekében létrehozott egység és a hozzá tartozó adott sugárzás típusára vonatkozó

súlytényező, valamint az effektív dózis kiszámításához szükséges szöveti súlytényezők értékeit alacsonyabb dózisú tartományra állapították meg (jellemzően 1-100 mSv), nem ettől magasabb dózisokra.

A leírtakból látható, hogy a belső sugárterhelés közvetlenül nem határozható meg, ennek okán mérésekre, számításokra van szükség, melyek segítségével már számszerűsíthető a sugárterhelés. Mely rendkívül összetett és jelentős kihívásokkal járó feladat, amely még inkább nehézséget okoz akkor, amikor a különböző radionuklidok légköri, vízi vagy tápláléklánci terjedésére is oda kell figyelni.

4. A radionuklidok migrációja

4.1. Terjedés leírása a természetes ökoszisztémában

Egy nukleáris létesítményből (normál és baleseti szituációkban) kibocsátott radionuklid a természetes közegek közül a levegőbe és/vagy a vízbe kerülhet először, ahol nagyobb távolság megtétele után fejtheti ki hatását. A természetes ökoszisztémában történő migráció nyomon követéséhez, szükségünk van úgynevezett terjedési modellekre, amelyek segítségével modellezhetjük a radionuklid terjedését, átterjedését vagy eloszlását adott térben és időben. A modellek első bemenő paramétere az emisszió, mely a kibocsátott szennyezőanyag (esetünkben az adott radionuklid koncentrációja) mennyisége. Az így kibocsátásra kerülő radionuklidok transzmissziójának szimulációjára három különböző modellt alkalmaznak. Az analitikus (Gauss-i), determinisztikus (Euler-i) és a sztochasztikus (Lagrange-i) modelleket. Mindhárom típus a légköri transzport egyenleten alapul, melyet legegyszerűbb alakban, általános esetre a 4.1. formula szerint írhatunk fel. Ez az egyenlet matematikai formában írja le, hogy egy adott anyag hogyan terjed a légkörben időben és a térben, figyelembe véve az advekciót (a szél általi szállítást), a diffúziót (a molekuláris mozgás miatti keveredést) és az egyéb folyamatokat [Collett and Oduyemi 1997].

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot (u_C) = S \cdot L \quad (4.1.)$$

Ahol:

L : a szennyező anyag nyelőit jelöli, például a talajra történő ülepedést vagy a kémiai reakciók során történő eltávolítást,

$\nabla \cdot (u_C)$: az advekciót írja le, vagyis azt, hogy a szennyező anyagot a szél milyen sebességgel és irányban szállítja,

$\frac{\partial C}{\partial t}$: a koncentráció időbeli változása,

S : a szennyezőanyag forrása.

A légköri folyamatok, meteorológiai viszonyok figyelembevételével prognosztizálni tudjuk a légkörben történő terjedést, majd ezt követően kapunk információt egy adott területen a talajfelszínre történő kihullásról, melyből már becsülhető, számolható a sugárterhelés értéke. A radionuklidok a talajfelszínre történő kihullása egy kritikus tényező, hiszen a természetes radioizotópok mellett a légkörbe kikerült vagy esetlegesen

a felszíni vizekbe jutott radioizotópok a talaj felső (15-55 cm -es) rétegében halmozódnak fel, és innen kerülnek a táplálékláncon keresztül az emberi szervezetbe. A talaj egy komplex rendszer, amely számos szilárd, folyékony és gáz halmazállapotú alkotóból áll. Ezek az alkotórészek kölcsönhatásba lépnek egymással, és ezáltal alakítják ki a talaj tulajdonságait. A talaj fő alkotói;

- Szilárd részecskék:
 - Ásványi részecskék: Ezek a talajképző kőzetek mállásából származó, különböző méretű ásványi szemcsék. A szemcseméret alapján megkülönböztetünk agyagot, iszapot, homokot és kavicsot.
 - Szerves anyagok: A talajban elhalt növények és állatok maradványai, valamint ezek lebomlási termékei. A szerves anyagok fontos szerepet játszanak a talaj tápanyag-tartalmában és szerkezetében.
- Víz: A talajpórusokban található víz oldott ásványi anyagokat és szerves anyagokat tartalmaz. A talajvíz fontos szerepet játszik a növények vízellátásában és a tápanyagok szállításában.
- Levegő: A talajpórusokban található levegő összetétele eltér a légkör levegőjének összetételétől. A talajlevegő fontos a növények légzéséhez és a mikroorganizmusok tevékenységéhez [Filep György, Füleky György, and Stefanovits Pál 2010].

A leírás alapján látható, hogy a talaj egy rendkívül összetett, komplex rendszer, rengeteg fizikai és kémiai folyamat együttes hatása van befolyással a radionuklidok mozgására.

A radioaktív izotópok növényi felvételének folyamata a talaj-növény rendszerben zajló számos fizikai, kémiai és biológiai folyamat eredője. A talaj fizikai tulajdonságai (részecskeméret-eloszlás, pórusos szerkezet stb.) meghatározzák a radioaktív anyagok mozgását a talajban, míg a kémiai tulajdonságok (pH, szervesanyag-tartalom, kationcserélő kapacitás stb.) befolyásolják az izotópok formáját és elérhetőségét a növények számára. A növények gyökérzetének morfológiája és fiziológiája, valamint a környezeti tényezők (hőmérséklet, nedvességtartalom stb.) szintén jelentős szerepet játszanak a felvétel folyamatában. Tehát a pedoszféra jellemzői határozzák meg, hogy mekkora mértékben tudja a növény felvenni a radioaktív izotópokat.

A környezeti elemek közötti kölcsönhatások komplex hálózatot alkotnak. A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ) által koordinált BIOMASS (BIOsphere Modelling and ASSESSment) projekt keretein belül megfogalmazott úgynevezett kölcsönhatási mátrixokkal lehet legegyszerűbben és szemléletesen leírni [IAEA 2003]. A leírt mátrixok lásd egy példa az 1. táblázatban segítségével a különböző környezeti elemek (talaj, víz, levegő, élőlények) közötti anyagtranszport jól szemléltethető. Ezáltal a radioaktív anyagok környezetben való terjedésének útvonalai és sebessége is megbecsülhető. A természetes élő- és termőhelyek, mint például az erdők, mezők és vizes élőhelyek, jelentős szerepet játszanak a radioaktív szennyeződések körforgásában, mivel ezek az élőhelyek felveszik, tárolják és egymásba juttatják a szennyező anyagokat. Így ezen kölcsönhatások ismerete révén lehetséges a környezetbe került radioaktív anyagok mozgásának a leírása is.

	1	2	3	4
1	Erdőség	Szél (aeroszol, párolgás) Talajvíz, felszíni víz (lefolyás) Talaj (talajkeveredés) Hamu használat (trágyázás) Állatok trágyájának használata (trágyázás) Szerves bomlástermékek Fatermékek használata	Szél (aeroszol, párolgás) Talajvíz, felszíni víz (lefolyás) Talaj (talajkeveredés) Hamu kiülepedés (égetés) Szerves bomlástermékek Állati táplálékok	Szél (aeroszol, párolgás) Talajvíz, felszíni víz (lefolyás) Talaj (talajkeveredés) Hamu kiülepedés (égetés)
2	Szél (aeroszol, párolgás) Hamu kiülepedés (égetés)	Termőterület	Szél (aeroszol, párolgás) Talajvíz, felszíni víz (lefolyás) Talaj (talajkeveredés) Hamu kiülepedés (égetés) Szerves bomlástermékek Állati táplálékok	Szél (aeroszol, párolgás) Talajvíz, felszíni víz (lefolyás) Talaj (talajkeveredés) Hamu kiülepedés (égetés) Szerves bomlástermékek
3	Szél (aeroszol, párolgás) Hamu kiülepedés (égetés) Házi állatok, állatok trágyája	Szél (aeroszol, párolgás) Hamu kiülepedés (égetés) Állatok trágyájának használata	Füves terület	Szél (aeroszol, párolgás) Talajvíz, felszíni víz (lefolyás) Talaj (talajkeveredés) Hamu kiülepedés (égetés) Szerves bomlástermékek
4	Szél (aeroszol, párolgás, permet) Víz (állatok itatása) Áradás	Szél (aeroszol, párolgás, permet) Talajvíz (befolyás) Szediment (kotrásból) Víz (állatok itatása) Öntözés Áradás	Szél (aeroszol, párolgás, permet) Talajvíz (befolyás) Szediment (kotrásból) Víz (állatok itatása) Öntözés Áradás	Folyó, tó

1. táblázat: Természetes élő- és termőhelyek közötti főbb kölcsönhatások.

Az emberi szervezet belső sugárterhelését, mely a radioizotópok felvételéből adódik, elsősorban a táplálékláncból (táplálékkal, ivóvízzel), inhalációból az emberi szervezetbe bejutott radionuklidok határozzák meg. Ennek okán a radioizotópok táplálékláncbeli mozgásának ismerete kiemelt jelentőségű. A növények vegetációjuk során a radionuklidokat a talajból történő felvétel útján, valamint a légköri kihullás következtében is akkumulálni képesek. Az állati szövetek radionuklid terheltsége

elsősorban a táplálékkal történő felvétellel áll összefüggésben. Az ivóvíz és az inhaláció útján történő felvétel mennyiségileg elhanyagolható. A mezőgazdasági eredetű élelmiszerek radionuklid tartalma a takarmánynövényekben lévő mennyiségtől függ. A növényi táplálékban lévő radionuklidok bioakkumulációjának és biomagnifikációjának folyamatait leíró modellek segítségével becsülhető az állati termékek radioaktív szennyezettsége, amennyiben ismertek a növényi táplálék radionuklid koncentrációi. Az emberi szervezetben akkumulálódó radioizotópok mennyisége elsősorban az anyagcsere folyamatoktól függ. Az inhaláció és az elfogyasztott élelmiszerben lévő radionuklid mennyisége a mérvadó. A nukleáris robbantásokból és a nukleáris létesítményekből származó mesterséges radionuklidok – a környezetbe kikerülve – számos útvonalon át érhetik el az emberi szervezetet. Az egyik fontos útvonal a táplálékláncon keresztül vezet [Pochin 1988]. Két kiemelkedően fontos radionuklid, amelyekkel számolnunk kell, nevezetesen az ^{90}Sr és ^{137}Cs , a lakosság sugárterhelésének meghatározáshoz, azok viszonylag rövid felezési ideje (~30 év), és a környezeti elemekben való kivételesen könnyű mozgásuknak köszönhetően. A ^{137}Cs a káliumhoz hasonló fizikai és kémiai tulajdonságokkal bír, míg a ^{90}Sr a kalciumhoz hasonlóan viselkedik, ezek a radionuklidok könnyedén bekerülnek a táplálékláncba, és végső soron az állati és emberi szervezetbe.

A környezetbe kikerült és táplálékláncba bekerült radionuklidok terjedésének modellezésénél gyakran találkozunk a **kompartment** és a **koncentrációfaktor** fogalmaival. Mindkettő hasznos eszköz a komplex rendszerek egyszerűsítésére és megértésére, de eltérő módon közelítik meg a problémát. A bioszféra elemei közötti kölcsönhatások vizsgálatához gyakran alkalmazzák az úgynevezett kompartment modelleket. Ebben a megközelítésben a környezetet homogén, jól kevert rekeszekre (kompartmentekre) osztjuk, amelyek között anyagcsere folyik. A rekeszek közötti anyagátadási folyamatokat transzferfaktorokkal írjuk le, amelyek a különböző környezeti elemekben lévő anyagok koncentrációjának arányát fejezik ki. A kompartment modell segítségével a radioaktív anyagok környezeti viselkedésének szimulációja lehetséges, ami fontos eszköz a környezetre gyakorolt hatások számszerűsítésében.

A kompartment modellezés lényege, hogy a környezetet homogén részekre, úgynevezett kompartmentekre osztjuk, amelyekben a vizsgált anyag eloszlása nagyjából homogénnek tekinthető. Ezek a kompartmentek lehetnek például a talaj, a víz, a növények vagy az állatok egyes szövetei. Ebben az esetben időfüggő transzportegyenletek segítségével

történik a számolás a kompartmentek között, melyeken belül pillanatszerűek a folyamatok.

A koncentráció faktoros modellezés során, egy adott elem vagy vegyület koncentrációját egy adott közegben (pl. növényben) összehasonlítjuk annak koncentrációjával egy másik közegben (pl. talajban). Ezt a két koncentráció arányát nevezzük koncentrációfaktornak. Ebben az esetben a transzport-nolyamat időben állandó, itt két vizsgált tényező között állandó a koncentrációk aránya [Peter Zagyvai 2018].

Azonban a koncentráció faktoros modell és a kompartment modell szorosan összefügghet egymással. A koncentrációfaktorok a kompartment modellekben használt paraméterekként is szerepelhetnek, amelyek leírják a különböző kompartmentek közötti anyagáramlást ezáltal egy komplex modellt alkotnak.

A komplex modellt általános alakban felírhatjuk a 4.2. formula segítségével.

$$\frac{dN_i}{dt} = \frac{c_{w,i}}{\lambda} \cdot W - (\alpha + \lambda) \cdot N_i \quad (4.2.)$$

Ahol:

c: a radionuklid koncentrációja az inkorporált anyagban [Bq/kg, Bq/m³],

W: a radioaktivitást hordozó anyag bevétele [kg/s, m³/s],

N: radionuklidok mennyisége,

α : kiürülési hányad [1/s],

λ : bomlási állandó [1/s],

t: idő [s].

4.2. Alkalmazható modellek

Az alábbiakban összegyűjtöttem az elmúlt évtizedekben készített legrelevánsabb terjedés és dózisszámító szoftvereket, főbb jellemzőik bemutatásával.

- **BASS** (Bioaccumulation and Aquatic System Simulator)

Ez a modellezési eszköz különböző halközösségek populációját és bioakkumulációs folyamatait szimulálja, kifejezetten a kémiai szennyező anyagok (de radionuklidokra is) biológiai felhalmozódásának elemzésére. A pontos bioakkumulációs előrejelzés alapvető fontosságú az ökológiai és emberi egészségi kockázatok megértésében [EPA. 2008].

- **CALDOS**

A CALDOS (CALculation of DOSe) nevű tápláléklánci szoftvert a kanadai kiégett nukleáris fűtőanyag, kristályos kőzetbe történő elhelyezésének értékelésére fejlesztették ki. A dóziskiszámításhoz az ICRP (1975) adatait használja. Néhány radionuklid beépülését az emberi szervezetbe figyelembe veszi. Az emberi szervezetbe történő táplálékbevitel és belégzés integrált ütemét egyedi módon számítja ki, az energiaigények alapján. A CALDOS állandósult állapotot feltételez, és a változékonyságot és bizonytalanságot Monte Carlo szimulációs technikával határozza meg.

- **COMIDA**

Dinamikus tápláléklánci modell, amelyet mezőgazdasági élelmiszertermékek radionuklid-koncentrációinak becslésére fejlesztettek ki. A COMIDA becsüli meg az éves betakarítási koncentrációkat különböző terménytípusra (Bq kg^{-1} termés/ Bq m^{-2}), és integrált koncentrációkat állati termékekre (Bq nap/kg állati termék Bq m^{-2} -re) egy egységnyi lerakódás esetén. A COMIDA szerkezetileg nagyon hasonlít a PATHWAY modellhez, és ugyanazokat a szezonális szállítási folyamatokat és diszkrét eseményeket tartalmazza a talaj és a növényzet részegységei számára. Az állati termékek asszimilációját egyszerűbb egyensúlyi modellekkel modellezzik [Abbott and Rood 1994].

- **DYNACON** (Dynamic Food Chain Model)

A DYNACON dinamikus tápláléklánc-modellt a mezőgazdasági területeken történő radionuklidtranszfer szimulálására fejlesztették ki. A DYNACON három radionuklid, kilenc növényfaj és öt állati termék radioaktivitását becsüli meg a tápláléklánc egyes részeiben a lerakódás dátumának függvényében. A felhasznált paraméterek közül számos a koreai mezőgazdasági feltételeket reprezentálja. A modell különböző differenciálegyenletekkel fejezi ki, és az egyes kompartmentekben a radioaktivitást [HWANG, CHO, and HAN 1998].

- **FARMLAND**

A szoftver segítségével szimulációkat lehet végezni a tápláléklánra vonatkozóan számos radionuklidhoz tartozóan rendelkezik bemenő paraméterekkel. Több almodulja is elérhető, melyek mindegyike az NRPB által közölt modellek és paraméterek használja [J Brown and J. R. Simmonds 1995].

- **FLEXPART** (“FLEXible PARTicle dispersion model”)

Az Országos Meteorológiai Szolgálatnál által is használt szennyezőanyag terjedési modell a FLEXPART. A FLEXPART melynek része a FLEXTRA olyan számítógépes programok, amelyek segítenek megjósolni, hogy a levegőbe kerülő szennyező anyagok hová kerülnek és milyen hatást gyakorolnak a környezetre. Ezek a programok az időjárás előrejelzéshez hasonló módon működnek, csak itt nem a hőmérsékletet vagy a csapadékot, hanem a szennyező anyagok mozgását számítják [Stohl 2006].

- **FOOD**

A modell az élelmiszerekben lévő radionuklidokból származó belső dózis kiszámítására alkalmas. A modell két mechanizmust vesz figyelembe a növényzet radionuklid szennyeződésére: a levelekre történő közvetlen lerakódást és a talajból történő felvételt a gyökérrendszeren keresztül. A felhasználó legfeljebb 14 élelmiszerkategóriát választhat ki a megfelelő fogyasztási arányokkal, növekedési időszakokkal és öntözési arányokkal vagy légköri lerakódási arányokkal. Jelenleg 190 radionuklidból számítható dózis a bőrre, a teljes testre és öt belső szervre [Baker, Hoenes, and Soldat 1976].

- **HotsPot**

A program a radioaktív anyagok légköri kibocsátásának következményeit modellezi, és kvantitatív becsléseket nyújt a sugárterhelésre vonatkozóan. A szoftver elsősorban a katasztrófavédelem területén alkalmazható, ahol a gyors és megbízható információk kulcsfontosságúak a döntéshozatalhoz. A modell kifejezetten a rövid távú, akkut kibocsátási eseményekre optimalizált és a kapott eredmények segíthetnek a megfelelő védelmi intézkedések megtervezésében [Steven G. Hormann 2009].

- **HYSPLIT** (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory)

A HYSPLIT különböző modellek alkalmaz, melyek szimulálják a légkörünkön keresztül szállított és szétszóródott anyagok diszperzióját és pályáját lokális és globális léptékben. Egy szoftveres eszköz, amelyet a levegő áramlásának és a légszennyező anyagok terjedésének modellezésére használnak. Ez a program segít megérteni és előrejelezni, hogy a légszennyező anyagok hogyan terjednek a légkörben egy adott időszak alatt, például egy ipari baleset vagy egy erdőtűz esetén. A HYSPLIT használható környezeti modellezésre, légszennyezés vizsgálatára, valamint vészhelyzeti tervezésre és válaszlépések meghatározására. Képes kiszámítani a légszennyező anyagok eloszlását, kémiai átalakulását és lerakódását is [Draxler 1998].

- **ICRP Dose Viewer**

Az ICRP Dózis Néző tartalmazza a különböző, publikált ICRP dózis tényezőkből álló adatbázisokat melyek a belső sugárterhelésre vonatkozó effektív dózist adják meg. Az alkalmazás tartalmazza az ICRP által publikált abszorbeált és effektív dózis tényezőket foglalkozási, lakossági és orvosi expozíciók esetén is [ICRP 2022].

- **NRC Dose**

Az NRC Dose keretrendszerbe tartozóan a LADTAP II: Ez a modell az NRC RG 1.109 szabvány szerint a vízi útvonalon történő sugárterhelés becslésére szolgál. A LADTAP II arra lett kifejlesztve, hogy megbecsülje az egyéneknek, populációcsoportoknak és élőlényeknek a sugárterhelését, amelyet a könnyűvízes reaktorok (LWR) üzeme közben kibocsátott folyékony radioaktív hulladékok okoznak. GASPAR II: Ez a modell szintén az NRC RG 1.109 szabvány szerint a légnemű útvonalon történő sugárterhelés becslésére szolgál. A GASPAR II arra lett kifejlesztve, hogy megbecsülje az egyéneknek és

populációcsoportoknak a sugárterhelését, amelyet a könnyűvíz reaktorok üzeme közben kibocsátott légnemű radioaktív hulladékok okoznak. XOQDOQ: Ez a modell az RG 1.111 szabvány szerint az atmoszférikus diszperzió modellezésére szolgál. Az XOQDOQ elsősorban arra lett kifejlesztve, hogy kiszámítsa az atomerőművek által kibocsátott radioaktív hulladékok éves relatív koncentrációját (X/Q érték) és éves átlagos relatív lerakódását (D/Q érték) a felhasználó által meghatározott helyeken, valamint a szél alatti szektorokban különböző távolságokra és szegmensekre vonatkoztatva [D. B. Lowman et al. 2024].

- **PATHWAY**

A modell radionuklidok emberi szervezetbe történő bejutását becsüli meg a légköri lerakódás után differenciálegyenletek segítségével. Figyelembe veszi a vegetációt, a talajdinamikát, a bomlást és az állatállomány csökkenését. Figyelembe veszi a szezonális ingadozásokat és a mezőgazdasági tényezőket, valamint a nevadai teszterületen végzett nukleáris kísérletek hatásait. Alkalmazható kibocsátás becslésre, és determinisztikus vagy sztochasztikus (Monte-Carlo) futtatásokat kínál a bizonytalanság értékelésére, a pontosságot megerősítő validációs tesztekkel [Whicker et al. 1990].

- **PC COSYMA** (Version 2) (COde SYstem for MAria)

A program Gauss-eloszláson alapuló csóvamodellt alkalmaz, amely a radioaktív anyagok véletlen légkörbe kerülésének helyszínén kívüli következményeinek felmérésére szolgál. A COSYMA egy valószínűségi baleseti következmény-értékelő (ACA) rendszer, amelyet a potenciális nukleáris balesetek kockázatának kiszámítására fejlesztettek ki, figyelembe véve a baleset idején fennálló körülményeket. Használható determinisztikus vagy sztochasztikus értékelésekhez. A determinisztikus értékelések a légköri feltételek egyetlen halmazára adnak részletes eredményeket, a sztochasztikus értékelések a légköri viszonyok teljes skáláját és azok előfordulási gyakoriságát figyelembe véve [Jones, Mansfield, and Hasemann 1996].

- **POSEIDON-R**

A radionuklidok tengeri környezetben való migrációjának előrejelzésére szolgál. A radionuklidok víz- és üledék-kompartmentekben való átjutásának egyenleteit, valamint a dinamikus tápláléklánc-modellt egy dózismodullal együtt alkalmazzák, amelyek segítségével értékelhető a lakosság rendszeres és véletlenszerű radionuklidok kibocsátása miatti egyéni és kollektív dózisát. A POSEIDON-R háromdimenziós kompartment modell a radionuklidok és leányelemeik tengeri környezetbe való átjutását írja le rendszeres vagy véletlen kibocsátás eredményeként. Ez magában foglalja a vízoszlopon és az üledékeken keresztül történő bármilyen átvitelt. A modellt egy dinamikus tápláléklánc-modell egészíti ki a radioaktivitás átvitelére a nyílt tengeri táplálékhálózatokban. A modell dózismodulja kiszámítja a belső és külső dózisokat az emberek és más élőlények számára [Maderich et al. 2018].

- **PRISM**

A Quintessa PRISM szoftvere segíti a Food Standards Agency (FSA) működését a radionuklidok viselkedésének modellezésében a mezőgazdasági élelmiszerláncokban a légköri kibocsátás után. A PRISM integrálja a radioökológiai szemléletet és a valószínűségi modellezést, részletes eredményeket kínálva interfészén keresztül. Kinetikai modellek segítségével kezeli a rövid és hosszú távú forgatókönyveket [Quintessa 2016].

- **RADFOOD**

Egy dinamikus modell szimulálja a radionuklidok útját a mezőgazdasági táplálékláncokon keresztül az emberhez, és értékeli a szennyezett élelmiszerek fogyasztásából származó dózisokat. A szállítást különféle környezeti elemeket vagy élelmiszereket reprezentáló rekeszekon keresztül modellezzik. Ezután megbecsülik a szennyezett élelmiszerek lenyelése utáni belső sugárdózisokat. Figyelembe véve a növényfajták, a talaj, valamint az ember és az állatállomány speciális fajtáit [Koch and Tadmor 1986].

- **RASCAL**

A szoftver kifejlesztését az USA nukleáris biztonságért felelős legfőbb hatósága, az NRC Vészhelyzeti Műveleti Központja irányította. A program elsődleges célja, hogy radiológiai vészhelyzetekben gyors és megbízható becsléseket adjon a sugárterhelés mértékéről [George F. Athey, Stephen A. McGuire, and J. Van Ramsdell 2007].

- **RESRAD**

Egy olyan szoftver csoport (beletartozik: Onsite, Build, Biota, Offsite, stb.) mely többféle megoldást nyújt. Az Onsite almodult kifejezetten a radioaktív szennyeződések kockázatának értékelésére fejlesztettek ki. Ezt a programot elsősorban a szennyezett helyszínek tisztításának tervezésében és értékelésében használják, hogy meghatározzák, mennyi radioaktív anyag maradhat egy helyszínen anélkül, hogy az jelentős egészségügyi kockázatot jelentene az emberekre vagy a környezetre. A beleépített modell, modellezi a radionuklidok kibocsátását, és terjedési elemzéseket végez annak érdekében, hogy értékelje a potenciális sugárdózist és az azzal járó kockázatot [S. Kamboj, E. Gnanapragasam, and C. Yu 2018].

- **RIMPUFF**

A Lagrange-féle mezoskálájú légköri diszperziós PUFF modell egy olyan numerikus eszköz, amely a szennyező anyagok levegőben történő terjedését írja le. A modell a szennyező anyagokat csomagokban (puffokban) követi nyomon, miközben azok a légáramlatok hatására mozognak és szétterülnek. A modell képes kezelni a légköri viszonyok időbeli és térbeli változatosságát, valamint a turbulens keveredést is, így pontosabb előrejelzéseket tesz lehetővé a kibocsátott anyagok koncentrációjáról és eloszlásáról. Ez egy vészhelyzeti reagálási modell, amely segíti a veszélyhelyzet-kezelő szervezeteket a légkörbe történő vegyi, biológiai és radiológiai kibocsátások kezelésében [Thykier-Nielsen, Deme, and Mikkelsen 1999].

- **RODOS** (Realtime Online Decision Support)

Az Európai Unió által meghatározott szabványoknak megfelelő, nukleáris balesetek esetén alkalmazható döntéstámogató rendszer. A rendszer alkalmas nemzetközi együttműködések során, és más, például vegyi vagy biológiai eredetű veszélyhelyzetek kezelésére is. A szennyezőanyagok terjedésének szimulációjára a RIMPUFF diszperziós

modellt használja. Hozzá tartozó döntéstámogató almodul a J-RODOS [Schüle and Rafat 1997].

- **SINAC** (Simulator of Interactive Modeling of environmental consequences of Nuclear Accidents)

A szoftver egy környezeti szimulátor, amely a nukleáris balesetek következtében a környezetbe kerülő radioaktív anyagok terjedését és lerakódását modellezi. A program képes kiszámítani a különböző területeken kialakuló sugárterhelést, valamint a várható egészségügyi hatásokat. Az eredmények alapján a rendszer javaslatokat tehet a védekezési intézkedésekre vonatkozóan, támogatva ezzel a hatékony vészhelyzeti reagálást. [Péter Szántó et al. 2009].

- **SRS No. 19** (IAEA Safety Reports Series)

A biztonsági jelentésben szereplő modelleket arra a célra fejlesztették ki, hogy a becsülhető legyen a radioaktív kibocsátásokból származó dózisok mértéke. Egyszerűsített, de konzervatív értékeléssel meghatározható legyen a várható hatás mértéke, mely segíti a későbbi részletesebb elemzéseket, beavatkozásokat. Különböző szoftverekben alkalmazott modellek e jelentésben szereplő számítási képleteket alkalmaznak, így ez az ajánlat sok esetben alapja a számításoknak [IAEA. 2001].

- **SRS No. 57** (IAEA Safety Reports Series)

Egy biztonsági jelentés a hosszútávú működés technikai kérdéseiről nyújt tájékoztatást a vízmoderált atomerőművek (azaz PWR-k, beleértve a WWER-eket, BWR-eket és PHWR-eket) kapcsán. A jelentésben szereplő információk felhasználhatók egy olyan folyamat kidolgozására és végrehajtására, amely foglalkozik a biztonság szempontjából fontos meghibásodásokkal, valamint környezeti kibocsátásokkal [IAEA. 2008].

- **TREX** (Transport-Exchange)

A TREX egy olyan számítógépes modellrendszer, amelyet kifejezetten a hazai nukleáris létesítmények, elsősorban a Paksi Atomerőmű számára fejlesztettek ki. A rendszer célja, hogy a radioaktív anyagok légköri és vízi környezetben történő terjedését modellezzék, mind normál üzemi, mind baleseti körülmények között. A modell képes szimulálni a radioaktív izotópok kibocsátását, atmoszférikus transzportját, bomlását, ülepedését,

valamint a különböző környezeti közegekben (levegő, talaj, víz) kialakuló sugárterhelést. A szoftverbe integrált Lagrange alapú modell az atomerőművi blokkok 30 km-es körzetében végzi a számításokat, melyben a kibocsátott részecskék rendelkeznek kiterjedéssel. A szimuláció során úgy számolnak koncentrációt, hogy az egyes részecskékhez tartozó gaussi koncentrációmezőt összegezik tetszőleges pontokban, ennek okán minden részecske minden vizsgált koordináta pontban ad járulékot a végeredményhez [Dombovári et al. 2008].

A bemutatott szoftverek és modellek egyik közös tulajdonsága, hogy az egyik leggyakoribb megközelítést a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (International Atomic Energy Agency) által kiadott Safety Reports Series (SRS) No. 19. kötetében szereplő modellt alkalmazzák [IAEA. 2001]. Ez a modell magába foglalja azokat a paramétereket is, melyek fontos tényezőként szerepelnek a sugárterhelés becslése során.

A fentiekben bemutatott szoftverek és modellek között van olyan, ami komplex megoldást nyújt, viszont használatuk során az alábbi problémák és hiányosságok merülnek fel;

- Egyes szoftverek elavultak már, nem mindegyik rendelkezik grafikus kezelőfelülettel és elérhető olyan is, ami csak példákon keresztül illusztrálja a számításokat, nehézkes a kezelésük, ami akadályozza a hatékony munkát.
- Meglehetősen bonyolult paramétereizhetőségük miatt időigényes a használatuk.
- A megfelelő számítások elvégzéséhez nem áll rendelkezésre minden szükséges adat, ami így akadályozza a teljes körű elemzést.
- A bemenő paraméterek rögzített adatbázisból olvashatóak be, így frissítésük nem megoldott.
- A rögzített bemenő paraméterek különféle értékei miatt ugyanazon kezdeti feltételekkel (koncentráció értékek, időtáv) eltérő eredményeket kapunk.

A nemzetközi szervezetek által volt példa, hogy a múltban különböző úgynevezett modell összehasonlító vizsgálatokat szerveztek, mint például a svéd Sugárvédelmi Intézet által koordinált (BIOMOVS: An International Model Validation Study, BIOMOVS II: An international test of the performance of environmental transfer models), vagy a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség által szervezett (VAMP: Validation of Environmental Model Predictions) vizsgálat [Haegg C.and Johansson 1988; Davis et al.

1999; IAEA. 1993]. Ilyen alkalmakkor különböző scenáriókat készítenek elő, alapvetően hipotetikus adatok létrehozásával, (de korábbi nukleáris baleseteket (például Chernobili katasztrófát követő szennyeződések) követő mérési eredmények összegzésével is), hiszen a radioaktív anyagok környezetben történő kísérletei csak igen szigorú feltételekkel valósíthatóak meg, azok országhatárokon átívelő terjedési problémái miatt is. Az elkészített scenáriókat a különböző modellekkel szimulálják, kezdetben az eredmények egymáshoz képest igen eltérőek lehetnek, mert az összehasonlításban résztvevő szervezetek eltérően priorizálnak paraméterek, vagy nem azonos adatbázisokból dolgoznak, így ezek összehangolása fontos feladat. Az összehasonlítások végeredményeként a különböző modellek megbízhatóbb, pontosabb adatokat szolgáltatnak, viszont maradnak olyan változatok, ahol akár több nagyságrendi eltérések mutatkozhatnak, elsősorban a széles tartománnyal bíró bemeneti paraméterek okán.

Összefoglalásként megállapítható, hogy a radioaktív anyagok terjedésének modellezésére csak különböző érzékenységgű számítási módszerek állnak rendelkezésünkre, ráadásul a fizikai-kémiai folyamatok statisztikus jellege, valamint a modellezés során felhasznált paraméterek eltérő konzervativizmusa miatt a modellezés eredményei jelentős mértékű szórással jellemezhetők.

III. Kísérleti rész

A szakirodalmi összefoglaló részben az eredeti célkitűzéseimhez tartozó szakirodalomban is fellelhető összefüggéseket mutattam be, a kísérleti részben ezeket az ismereteket konkrét probléma megoldására alkalmazva fejtem ki. Munkámnak nem része a légköri terjedés modellezése, a külső sugárterhelés vizsgálata. Elsősorban a táplálékláncból származó emberi szervezetet érő sugárterhelés modellezésére, meghatározására fókuszálok.

5. Dózisszámítási paraméterek érzékenységvizsgálata

Ahogy az előző fejezetekben részleteztem, a szárazföldi tápláléklánci modellek a radionuklidok légkörből, majd a talajból és a hidroszférából való emberi szervezetbe történő bekerülésének vizsgálata céljából készültek. Célszerű azonban bemutatni, hogy a dózisszámítások végeredményeire milyen hatással lehet az, ha a bemenő paramétereket eltérő, de minden esetben indokolható és alátámasztható műszaki megfontolások alapján vesszük figyelembe. A dózisszámítások végeredményeiben látható ingadozás arra is felhívja a figyelmet, hogy a radioaktív sugárzás hatásainak becslése csupán modelleszközökre támaszkodva igen összetett és több nézőpontból megközelíthető feladat. Közös tulajdonsága a modellezés során felhasznált fizikai-kémiai paramétereknek és modelleknek, hogy valamilyen műszaki megfontolás alapján alátámasztható becsléssel vagy feltételezéssel jöttek létre (néhány esetben, például depozíciós sebességek meghatározásánál léteznek mérési eredmények is a nemzetközi szakirodalomban [Takeyasu and Sumiya 2014]). Ugyancsak közös tulajdonság az, hogy a sugárvédelmi számításokat minden esetben konzervatív módon közelítik meg úgy, hogy a becsléshez használt paraméterek bizonytalanságának hatását a sugárterhelés meghatározása során a lakosság és a környezet védelme érdekében többszörösen túlértékelik. Így szükséges annak vizsgálata, hogy a formulákhoz tartozó paraméterek megváltozása miként befolyásolják az eredményeket. Ezt a paraméterek érzékenységvizsgálatával tudjuk megadni.

Az érzékenységvizsgálat egy olyan módszer, amelynek segítségével meghatározható, hogy egy adott rendszer vagy modell eredményei mennyire érzékenyek a bemeneti paramétereinek változására. Segít azonosítani a legfontosabb változókat és megérteni

hogya a bementi változók értékei megváltoznak, akkor ezek a változók hogyan befolyásolják az eredményeket [Andrea Saltelli et al. 2004].

Az érzékenységvizsgálat lépései:

- Változók azonosítása: Az első lépés az, hogy azonosítsuk azokat a változókat, amelyeknek hatását szeretnénk vizsgálni.
- Változtatás: Ezután megváltoztatjuk az egyik változó értékét, miközben a többi változót állandó értéken tartjuk.
- Eredmény megfigyelése: Megfigyeljük, hogy az eredmény hogyan változik a változó változtatásával.
- Ismétéljük a folyamatot: Megismétéljük a folyamatot minden változóra.

Érzékenységvizsgálat módszerei:

- Egyváltozós érzékenységvizsgálat: Ebben a módszerben egy változó értékét változtatjuk, miközben a többi változót állandó értéken tartjuk.
- Többváltozós érzékenységvizsgálat: Ebben a módszerben több változó értékét változtatjuk egyszerre.

5.1. Statisztikai módszerek

A paraméterek érzékenységvizsgálatát statisztikai módszer segítségével is elvégezhetjük, munkám során a parciális korreláció és a regressziós módszer segítségével vizsgáltam a paramétereket.

A parciális korreláció egy statisztikai módszer, amellyel két kvantitatív változó közötti kapcsolat erősségét és irányát vizsgálhatjuk, miközben más, a kapcsolatot befolyásoló változók hatását kiküszöböljük. A regresszióanalízis egy statisztikai módszer, amelynek célja, hogy modellezzük egy függő változó és egy vagy több független változó közötti kapcsolatot. A regressziós modellek lehetnek lineárisak, ha a kapcsolatot egy egyenes egyenlettel írjuk le, vagy nemlineárisak, ha a kapcsolat bonyolultabb formát mutat.

A parciális korrelációt gyakran használják olyan esetekben, amikor két kvantitatív változó kapcsolatából ki akarják szűrni egy vagy több kvantitatív változó lineáris hatását.

A regresszióanalízis során szintén két vagy több véletlen változó között fennálló kapcsolatot keresünk. A regressziós modell tulajdonságai alapján megkülönböztethetünk lineáris és nemlineáris regressziót [Mordecai Ezekiel and Karl A. Fox 1970]. A parciális korreláció egy adott kapcsolat erősségét méri, miközben más változók hatását kiszűri. A regresszióanalízis egy általánosabb módszer, amely nemcsak a kapcsolat erősségét, hanem a kapcsolat formáját is leírja.

A parciális korreláció alkalmazása:

Ki kell számítani a parciális korrelációs együtthatókat, hogy figyelembe vegyünk a többi bemeneti változó közötti korrelációkat. Adott X_1 és X_2 véletlen változók bemenetként és Y kimeneti változóként, a parciális korrelációs együttható az X_1 és Y közötti korreláció mértéke, miközben kiküszöböli az X_1 és X_2 vagy X_2 és Y között esetleg fennálló kapcsolatok miatt közvetett korrelációkat. A szükséges formula a páronkénti korrelációk segítségével írható fel az 5.1. egyenlet szerint.

$$\rho_{X_1Y|X_2} = \frac{\rho_{X_1Y} - \rho_{X_1X_2}\rho_{X_2Y}}{\sqrt{(1 - \rho_{X_1X_2}^2)(1 - \rho_{X_2Y}^2)}} \quad (5.1.)$$

Ahol:

$\rho_{X_1Y|X_2}$: az X_1 és Y közötti parciális korrelációs együtthatót jelenti, figyelembe véve X_2 hatásait.

A tápláléklánci általános formula (5.2.) paraméterei függetleneknek tekintendők, és nincsenek hozzárendelt korrelációk. Ezért az 5.1. formula az 5.2. formulára redukálódik,

$$\rho_{X_1Y|X_2} = \frac{\rho_{X_1Y}}{\sqrt{(1 - \rho_{X_2Y}^2)}} \quad (5.2.)$$

Ahol: X_1 és X_2 két tetszőleges bemeneti változók, Y pedig a kimeneti változót jelenti. A parciális korrelációs együttható négyzete hasznos a parciális korrelációs együtthatók relatív értékein alapuló rangsorolás meghatározásában, mivel a rangsorok nem változnak az egyszerű korrelációs együtthatók alapján meghatározott rangsoroktól, ezért a bemeneti paraméterek között nincsenek korrelációk, nincs szükség a parciálisok kiszámítására az érzékenységi rangsorok meghatározásához. A rank transzformációt a parciális

korrelációra alkalmazhatjuk a bemeneti és kimeneti változók közötti monotonitás tesztelésére, figyelembe véve a bemeneti paraméterek közötti kapcsolatokat. A parciális rank korreláció (PRCC) nyomatékosabban reprezentál egy olyan paraméter érzékenységének jelzésében, amely erősen monoton, de nemlineáris [Downing, Gardner, and Hoffman 1985].

A regresszióanalízis alkalmazása:

Jelen esetben a lépcsős regressziós eljárást alkalmaztam, biztosítva az adatok illeszkedését. Egy egyszerű regressziós egyenlet általános formája a következő 5.3. formulával írható fel,

$$\hat{Y} = b_0 + b_k Z_k \quad (5.3.)$$

Ahol: minden Z_k prediktor változó és az (X_1, \dots, X_n) függvénye, és minden b_k regressziós együttható. A regressziós technika használata lehetővé teszi az érzékenységi rangsor meghatározását a regressziós együttható relatív nagysága alapján. Ez az érték jelzi, hogy a paraméter mekkora befolyást gyakorol az egész modellre. Az egységek és a paraméterek relatív nagysága miatt néha indokolt a standardizálási folyamat. A standardizálás rangsor szerinti transzformáció vagy a paraméter szórásának átlaghoz viszonyított arányának formájában történik. A standardizálás hatása az egységek befolyásának megszüntetése és minden paraméter egyenlő szintre helyezése. A rangsorolási regressziós együttható kiszámítása viszonylag egyszerű, azonban a standardizált regressziós együttható (SRC) már bonyolultabb, és a következőképpen adhatjuk meg, lásd az 5.4. formulát

$$\frac{(\hat{Y} - Y)}{s} = \frac{b_k s_k}{s} \frac{(Z_k - Z_k)}{s_k} \quad (5.4.)$$

Ahol: minden Z_k az (X_1, \dots, X_n) függvénye, s a kimenet szórása, és s_k a bemenetek szórása. Ha minden Z_k csak egyetlen paraméter függvénye X -ben, akkor a $b_k s_k / s$ értéke a standardizált regressziós együttható az X_k paraméterhez, ahol $k = 1$ -től n -ig [Helton et al. 1991].

A vizsgálatok elvégzéséhez a táplálékláncból eredő dózis (sugárterhelés) általános egyenletének vizsgálatára van szükségünk, melyet az 5.5. formula ír le. A két módszer formuláit (5.2. és 5.4.) python programkódba illesztettem és végeztem el a különböző

lásd 7. fejezetben részletezett egyenletek és a hozzá tartozó 2. táblázatban szereplő paraméterek vizsgálatát.

$$E_{Táp} = C_{éle,j} \cdot G_j \cdot F_{leny,j} \quad (5.5.)$$

Ahol:

$E_{Táp}$: Táplálékláncon keresztül az emberi szervezetbe bekerülő radionuklidok által okozott sugárterhelés [Sv],

$C_{éle,j}$: egy adott (j) izotóp, adott élelmiszerre számolt aktivitáskoncentrációja [Bq/kg],

G_j : fogyasztás az adott élelmiszerből [kg/s],

$F_{leny,j}$: a lenyelési dózistényező [Sv/Bq].

Egy izotóp adott élelmiszerre vonatkozó aktivitáskoncentrációját további formulákra kell bontani a különböző közegekben történő meghatározáshoz, mely formulákat a 7. fejezetben láthatjuk részletesen, ezekhez a formulákhoz tartozóan a 2. táblázatban összegeztem azokat a paramétereket melyeket a szimulációk során használtam. A 2. táblázatban szereplő adatokat a különböző szervezetek által összegyűjtött adatbázisok [IUR 1992; UNSCEAR 2008a; NRPB 1994; IAEA. 2010; IAEA 2009; Nisbet and Woodman 2000; Djelic et al. 2016; Frissel et al. 2002; Wang et al. 1999] feldolgozása alapján készítettem.

Sorszám	Paraméter jele	Eloszlás típusa	Mértékegység	Átlag*	Eloszlás**
	C	konstans	Bq/kg	-	-
	λ	konstans	1/nap	6,44E-05	-
1.	F_{leny}	lognormális	Sv/Bq	1,20E-08	8,00E-02
2.	G_j	egyenletes	kg	2,25E+02	4,00E+01 ; 4,10E+02
3.	D_c	lognormális	Bq/m ² nap	5,60E+02	1,20E+02 ; 1,00E+03
4.	t_{b-f}	lognormális	nap	1,66E+02	9,00E+01
5.	Θ	egyenletes	m ² /kg	1,65E+00	3,00E-01 ; 3,00E+00
6.	t_t	lognormális	nap	4,50E+01	3,00E+01 ; 6,00E+01
7.	F_{t-n}	háromszög	-	5,04E+00	8,00E-02 ; 1,00E+01
8.	$F_{n-á}$	háromszög	-	4,95E-01	1,00E-02 ; 9,80E-01
9.	F_{tak}	lognormális	-	1,40E+01	7,00E-01
10.	ρ	egyenletes	kg/m ²	4,22E+02	2,00E+02
11.	t_{vf-f}	lognormális	nap	1,20E+01	1,00E+00 ; 2,00E+01
12.	F_{fth}	lognormális	(Bq/kg)/(Bq/dm ³)	2,50E-02	1,00E-02 ; 5,00E-02
13.	Q_{tm}	lognormális	kg/nap	2,40E+01	1,20E-01 ; 4,80E+01
14.	Q_{vm}	normális	dm ³ /nap	4,00E+01	4,00E-01 ; 6,00E+01
15.	I_0	normális	m ³ /m ² /nap	4,30E-04	1,02E-04

* Számítási átlag a normálishoz, geometriai átlag a lognormálishoz és módusz a háromszög eloszláshoz.
 **Normális eloszlás szórása, lognormális eloszlás geometriai szórása, háromszög alakú és egyenletes eloszlás minimum és maximum értékei.

2. táblázat: Paraméterek az érzékenységvizsgálathoz.

5.2. Elemző módszer

A statisztikai vizsgálatok eredményeiből látható (lásd a 8.1. alfejezetben) a nagymértékű változást befolyásoló paraméterek a következők: depozíció értéke (D_c) és a bioakkumulációs faktorok (F_{t-n} , $F_{n-á}$), így a továbbiakban ezen paraméterek vizsgálata vált indokoltá. Munkám során a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség által kiadott SRS No. 19. kötetében szereplő formulákat vettem alapul. A kötetben szereplő egyenleteket python programkódba illesztettem, a szükséges paramétereket változtatható módon külső fájlból beolvashatóvá tettem. Egy hipotetikus scenáriót készítettem, ahol az aktivitáskoncentráció értéke két kibocsátott nuklid (^{90}Sr , ^{137}Cs) esetében rögzített egy adott ponton (tehát a terjedést nem vesszük figyelembe) és fontosabb paraméterekkel (a szakirodalomban fellelhető értékekkel). Különböző szimulációkat végeztem,

végeredményként a táplálékláncból eredő sugárterhelést ($E_{táp}$) határoztam meg (a szintén belső sugárterheléshez tartozó inhalációs dózist, valamint a külső sugárterheléshez tartozó felhőből és a talajból eredő dózisokat nem), hogy az eltérő szimulációk összehasonlíthatóak legyenek, ezáltal bemutatva hatásukat a dózisszámításokra. A könnyebb átláthatóság érdekében a 3. táblázatban összesítettem a szimulációk közti különbségeket.

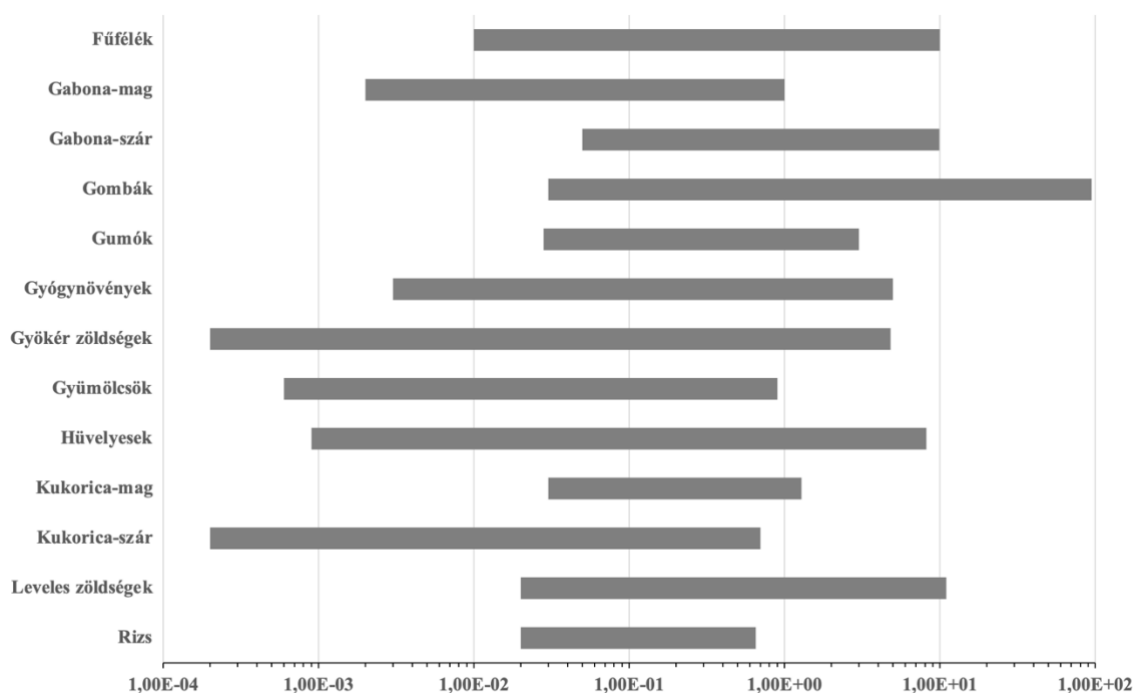
Vizsgált esetek	Leírása
1. Konzervatív eset	Egységnyi kibocsátott radionuklid aktivitás koncentrációja és a paraméterek az SRS-No. 19 ajánlása alapján. Depozíció: 1000 m/nap. Az adott élelmiszerben kialakuló aktivitás-koncentráció értéke: a vizsgált időszak végére.
2. Reális depozíciós együttható	Egységnyi kibocsátott radionuklid aktivitás koncentrációja és a paraméterek az SRS-No. 19 ajánlása alapján. Depozíció: aeroszokra 120 m/nap. Az adott élelmiszerben kialakuló aktivitás-koncentráció értéke: a vizsgált időszak végére.
3. Bioakkumulációs faktorok	Egységnyi kibocsátott radionuklid aktivitás koncentrációja és a paraméterek helyspecifikus adatok (bioakkumulációs faktorok) alapján. Depozíció: aeroszokra: 120 m/nap. Az adott élelmiszerben kialakuló aktivitás-koncentráció értéke: a vizsgált időszak végére.
4. Vegetációs időszak figyelembevétele	Egységnyi kibocsátott radionuklid aktivitás koncentrációja és a paraméterek az SRS-No. 19 ajánlása alapján. Depozíció: 1000 m/nap. Az adott élelmiszerben kialakuló aktivitás-koncentráció értéke: a vizsgált időszak végére, de a növény felületére kihulló értéket nem vettem figyelembe.
5. Legreálisabb eset	Egységnyi kibocsátott radionuklid aktivitás koncentrációja és a paraméterek helyspecifikus adatok (bioakkumulációs faktorok) alapján. Depozíció: aeroszokra: 120 m/nap. Az adott élelmiszerben kialakuló aktivitás-koncentráció értéke: a vizsgált időszak végére.

3. táblázat: Szimulációk közötti különbségek az érzékenységvizsgálat során.

A statisztikai érzékenységvizsgálati módszerekkel sikerült rávilágítanom és az elemző módszerrel szemléltetni tudtam a legnagyobb befolyással bíró paramétereket. Az eredmények alapján (lásd 8.1. alfejezet) a paraméterek közül a hangsúlyt a bioakkumulációs faktorok vizsgálatára fektettem, melyet a 6. fejezetben mutatok be.

6. Bioakkumulációs faktorok empirikus meghatározása

Ahogy a korábbi fejezetekben részleteztem tápláléklánci modellekre van szükségünk az ebből az útvonalból eredő emberi szervezetet érő sugárterhelés számszerűsítéséhez. Ezek a modellek magukba foglalják azokat az átviteli tényezőket, melyek fontosak lehetnek a rutin radiológiai becslések során. Talaj-növény koncentrációs faktorok [F_{t-n}] és növény-állat átviteli együttható(k) [$F_{n-á}$], ez a két fontos paraméter, melyeket széles körben használnak a táplálékból vagy vízbevitelből származó radionuklidok belső sugárterhelésének becslésére, meghatározására. Az F_{t-n} -ek és $F_{n-á}$ -k eltérő eredményeit, különböző szervezetek gyűjtötték össze [IUR 1992; UNSCEAR 2008a; NRPB 1994; IAEA 2009; IAEA 2010]. Ugyanakkor ezek az adatbázisok nem elég részletesek, mivel a F_{t-n} és $F_{n-á}$ adatokat más kutatók is elemeztek, rendszereztek [Nisbet and Woodman 2000; Djelic et al. 2016; Frissel et al. 2002; Wang et al. 1999], melyeket a fent említett adatbázisok nem tartalmaznak. Viszont ezen adatokat is figyelembe kell vennünk számításaink során. Az átviteli tényezők, melyek a növényben és a talajban található mennyiség közti arányként határozhatók meg, a legáltalánosabb módjai a biológiai és geológiai transzport folyamatok számszerűsítéséhez. Az átviteli tényezők eltérő értékeinek oka nyilvánvaló; ez a makroszkopikus paraméter számos kémiai, biológiai, hidrológiai, fizikai talajtulajdonságot, továbbá növényi és állati fiziológiai folyamatot foglal magába. Mindegyik ilyen jellemző a saját változékonyságát mutatja, ezen felül pedig olyan külső tényezők is befolyásolhatják, mint az éghajlat és az emberi mezőgazdasági gyakorlatok [Ehlken Sabine and Kirchner Gerald 2002]. Az eltérő nagy változékonyságot mutató faktorokat (a fent említett adatbázisokból kigyűjtött) a 2. ábrán szemléltetem.



2. ábra: Különböző növénycsoportokhoz tartozó transzferfaktorok tartományai.

A F_{t-n} –ek és $F_{n-á}$ –ek meghatározása környezeti mátrixokban nehéz hiszen a megbízható adatok elérése érdekében a radionuklidok koncentrációját nagy pontossággal kell mérni. A radiostroncium és a radiocézium meghatározása biológiai és geológiai anyagokban különösen nehéz főleg nem-szennyezett környezeti mintákban. Ha elegendő, ^{90}Sr és ^{137}Cs radionuklidot tartalmazó minta áll rendelkezésre. Ugyanakkor sokszor nem áll rendelkezésre elegendő mennyiségű minta. Ebből adódóan a radioaktív nyomjelzéses módszer egy másik lehetséges opció, habár ilyen módon a hozzáadott izotóp nem lesz egyensúlyban a talajban. A természetes stroncium általában nyomnyi vagy nagyon alacsony koncentrációban fordul elő a geológiai és biológiai mátrixokban. A ^{90}Sr meghatározásának legtöbb ismert módszere bonyolult és időigényes kémiai feldolgozási technikákat igényel [Vajda and Kim 2010]. A ^{90}Sr sugárzásának közvetlen mérése nehéz lehet, mivel alacsony detektálási határú béta spektroszkópiát igényel, amelyet tovább bonyolít az önabszorpció és az egyetlen béta részecske folyamatos energiaeloszlása. A ^{90}Sr kémiai szétválasztása szükséges a magasabb és alacsonyabb energiájú csúcsok interferenciájának elkerülése érdekében. A folyékony vagy szilárd szcintillátorokat használó radiometriai technikáknak az a problémája, hogy a ^{90}Sr alacsony koncentrációja miatt lassú az analízis ideje. Más gyakori technikák, mint például a tömegspektrometria módszerek családja (ICP-MS, RIMS, AMS stb.), viszonylag rövid analízisidővel érhetnek el eredményeket, de további kémiai feldolgozást igényelnek, és még mindig

izobárikus interferenciák, például a ^{90}Zr -ből származó interferenciák nehezíthetik őket [Vajda and Kim 2010]. A stabil elem analízisét a múltban már alkalmazták transzferfaktorok meghatározásához [(Steve) Sheppard 2005]. A nyomjelzéses módszerre visszatérve a hibák azért fordulnak elő, mivel a kísérleti körülmények között meghatározott például radiocézium F_{t-n} -jei rendszerint magasabbak voltak, mint a környezeti körülmények közötti ^{137}Cs esetén [Y. H. Choi et al. 2003]. A probléma megoldására a természetesen előforduló ^{133}Cs stabil elem számszerűsíthető, melynek egyensúlyban kell lennie. Számos tudományos munka kimutatta, hogy a ^{133}Cs és ^{137}Cs F_{t-n} -jei pozitív összefüggést mutatnak [H Tsukada, Hisamatsu, and Inaba 2003] és hasonló megfigyeléseket végeztek rizs [Uchida and Tagami 2007; Uchida et al. 2009] és burgonya vizsgálata során is [Hirofumi Tsukada and Nakamura 1999]. Következésképpen levonható, hogy a stabil cézium (^{133}Cs) mérése működőképes technika lehet a ^{137}Cs mennyiségének feltérképezésére. A cézium stabil izotópjának különböző környezeti mintákban történő elemzését számos, a szükséges szelektivitással és érzékenységgel rendelkező módszerrel végzik. Ugyanakkor a cézium erősen elektropozitív és az összes elem közül a legalacsonyabb ionizációs energiával rendelkezik, így elektroanalitikai technikával történő meghatározása nem alkalmazható, ráadásul spektrofotometriai érzékenysége is gyenge. Az induktív csatolású plazma tömegspektrometria (ICP-MS) és a neutron aktivációs analízis (NAA) a legalkalmasabb és legelőnyösebb módszerek a stabil ^{133}Cs elemzésére, melyek alacsony detektálási határértékkel rendelkeznek [Severo et al. 2004; Iyengar and Woittiez 1988; Akhter, Orfi, and Ahmad 2003] Az ICP-MS előnyei közé tartozik a kedvező detektálási határérték, a nagy áteresztőképesség és a több elem egyidejű mérésének lehetősége. A legfőbb hátránya a mintaelőkészítés nehézsége, amely kémiai oldást igényel és a közeli interferáló ionokból származó interferencia okozta detektálási zavar. Az NAA módszernek számos előnye van, nem-destruktív módszer, nagyfokú érzékenység, és általában nem igényel kiterjedt mintaelőkészítést vagy feldolgozást. Az NAA legfőbb korlátai közé tartozik egy megfelelő neutron fluxussal rendelkező nukleáris reaktor a minták besugárzására, valamint a jó detektálási határértékek eléréséhez szükséges hosszabb bomlási idő. A neutronaktivációs analízis (NAA) alkalmas módszer a stabil természetben előforduló stroncium és cézium koncentrációjának meghatározásához. A NAA-ban elérhető detektálási határértékek nagyon jók, bonyolult kémiai feldolgozás nélkül. A stroncium esetében a természetesen előforduló stroncium izotópok rendkívül kedvező neutronkeresztmetszettel rendelkeznek. A technika nagyon kis mintamennyiséggel (~150–200 mg) is elvégezhető.

A Compton-elnyomós technika használata még alacsonyabb detektálási határértékeket tesz lehetővé, miközben elérhetővé teszi a gyors mintaanalízist. Ezenkívül a módszer nem destruktív, így a minták visszanyerhetők más elemzési formákhoz.

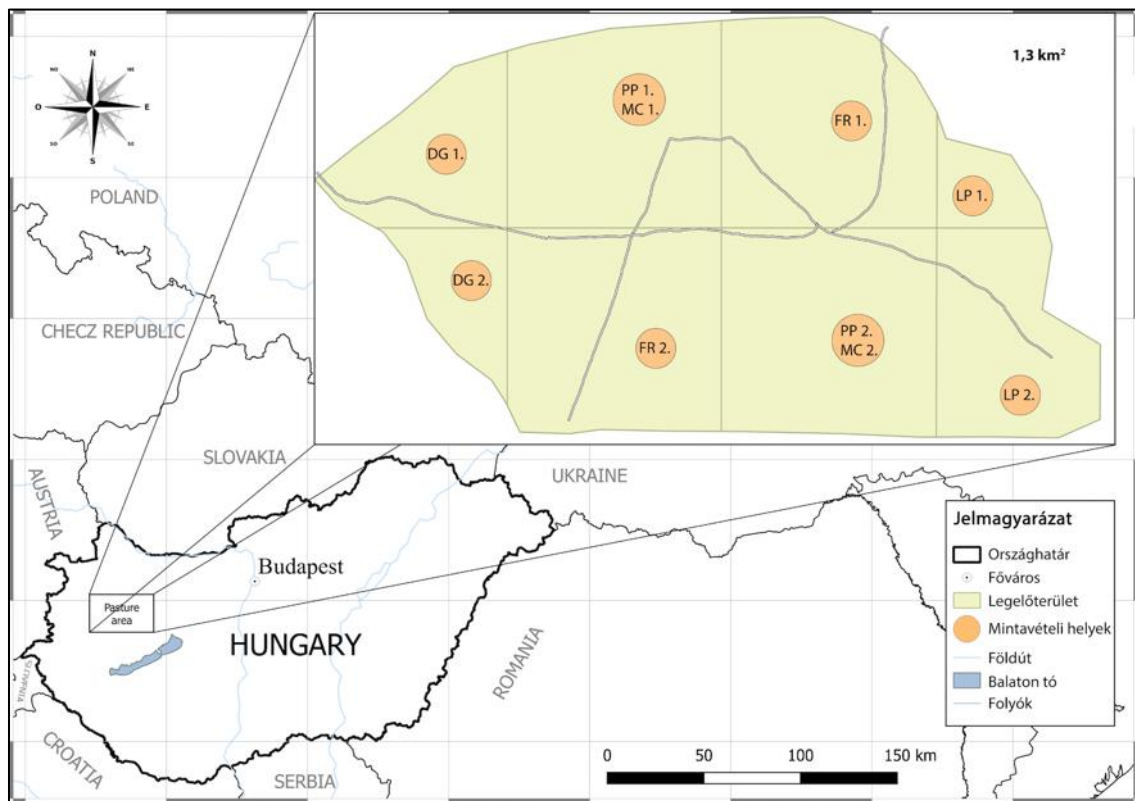
A stroncium és a cézium elemzésének NAA módszerrel történő megvalósítását és hozzájuk tartozó F_{t-n} , F_{n-a} és CR meghatározását különböző környezeti és biológiai mintákban az alábbi fejezetben részletezem.

6.1. Mintavétel és mintaelőkészítés

Talaj-, növény- és állatmintákat gyűjtöttem egy magyarországi legelőterületről a vegetációs időszakban (április-szeptember). A terület kifejezetten állattenyésztésre fenntartott, távol az ipari és nukleáris létesítményektől. A gazdaság 1991-óta működik, és rendelkezik természetesen fenntartott állandó legelőterülettel. A legelőterület 1,3 km² alapterületű, a területen 8 mintavételi helyet jelöltem ki (mindegyik rész alapterülete egyenként 0,16 km²). A felső talajréteg (cambisol) mintákat a gyepterületekről a 0-10 cm-es rétegből gyűjtöttem, mivel ez megfelel a fű gyökérszónájának [FAO–UNESCO 1981; IAEA 1989]. Szabványos acél talajmintavevő eszközt használtam a talaj gyűjtésére nyolc, a mintavételi területen egyenletesen elosztott helyen. Négy különböző fajtájú fű (*Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne*) és egy gyógynövény (*Matricaria chamomilla*) mintavételét végeztem el, úgy, hogy minden mintát a talajfelszín felett vágtam el és gyűjtöttem be. Juhok (*Merino landschaf*) húsát és máját, valamint csontjait is sikerült begyűjteni a területről. A juhok tápláléka kizárólag a fent említett fűfajták voltak. A vegetációs időszak alatt minden mintavételi helyről négyszer gyűjtöttem össze a mintákat. A mintavételi helyeket a 3. ábrán látható módon jelöltem. Összesen 4 x 8 talajmintát és azonos számú növénymintát minden növényfajtából (különválogatva) és három különböző állati mintát (hús, máj és csont) négy különböző anyajuhtól.

Ezután a mintákat 105 °C-on tömegállandóságig szárítottam, majd 450 °C-on hamvasztottam, hogy elkerüljem az alkáli elemek elvesztését. Ezután az összes mintát porcelán mozsárban porítottam. Ezt követően a nyolc különböző talajmintát, fűmintát és gyógynövénymintát, valamint 5 különböző juhszövet mintát pontosan bemértem polietilén ampullákba (2,17 cm x 0,93 cm átmérőjű, 1,45 cm térfogatú). Ezeket az ampullákat használtam a neutron aktivációs analízishez. A vizsgálandó minták és

referenciaanyagok bemért tömegei 0,40 és 0,80 g között változtak, annak érdekében, hogy állandó térfogatokat és közel azonos neutronfluxus-profilokat érjek el.



3. ábra: Mintavétel helyszíne, a mintavételi pontok feltűntetésével.

6.2. Mintaelemzés

6.2.1. Cézium vizsgálata

A cézium egyetlen stabil izotópja a ^{133}Cs , mely viszonylag nagy neutron hatáskeresztmetszettel ($2,65 \times 1028 \text{ m}^2$) rendelkezik és az elsődleges aktiválási termék (^{134}Cs) hosszú felezési ideje (2,0648 év) miatt a neutronaktivációs elemzés pontos és érzékeny módszer a különböző mátrixokban lévő stabil cézium (^{133}Cs) meghatározására. A vizsgálat során a $^{133}\text{Cs}(n,\gamma)^{134}\text{Cs}$ reakciót alkalmaztam. A stabil céziumkoncentrációt az úgynevezett komparatív (összehasonlító) módszerrel mértem. A komparátort ($10 \mu\text{g/g}$ koncentrációval) az Inorganic Ventures-től szereztük be. A talajmintákat 2 órán keresztül, a növényi és állati eredetű minták 6 órán keresztül, 950 kW teljesítményen és $2,55 \times 10^{12} \text{ cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ termikus neutronfluxus mellett sugározták be a TRIGA Mark II típusú kutatóreaktorban, az Amerika Egyesült Államokban lévő, University of Texas egyetemhez tartozó Nuclear Engineering Teaching Laboratory (NETL) laboratóriumban található. A besugárzást követően a mintákat a kivették a reaktorból és a számlálás előtt

tároltuk, hogy csökkentjük a háttérrel és a közepes felezési idejű aktivációs termékekből (^{24}Na , ^{82}Br) adódó mérési holtidőt. Megfelelő, 12 napos bomlási idő után a mintákat gamma-spektrometriai mérési módszerrel mértem. Az általam használt gamma-spektrometriai rendszer képes egy mintát egyszerre elemezni normál, Compton-elnyomós és gamma-gamma koincidencia számlálással is. A detektáló rendszer egy 36 %-os hatásfokú koaxiális Canberra HPGe és egy 50 %-os hatásfokú koaxiális Ortec HPGe detektorból áll. A talajmintákat normál számlálási módban mértem. A spektrumokat egy 8192 csatornás analizátorral rögzítettem. A gamma-spektrométerrel végzett számlási idő a talajminták esetében öt óra volt. A növényi és állati mintákat gamma-gamma koincidencia számlálási móddal mértem egy nap számlálási időn keresztül, hogy elkerüljem a Bremsstrahlung-effektusból adódó csúcsokat (a tiszta béta-sugárzó ^{32}P aktivációs terméke miatt), ezáltal javítva a növényi és állati mintákban lévő ^{133}Cs koncentráció kimutatási határát. Mindkét mérési módot követően a gamma spektrumokból a céziumkoncentrációkat úgy számoltuk ki, hogy az ORTEC Maestro™ szoftverben és egy automatizált NADA™ elnevezésű [Landsberger, Cizek, and Campbell 1994] szoftverben is a ^{134}Cs 796,0 keV-os energiájú csúcsát kerestem meg és választottam ki a 85,5%-os elágazási frakcióval rendelkező régiónak. Ritka esetektől eltekintve az aktiválás előtti ^{134}Cs nem haladja meg a besugárzás utáni ^{134}Cs mennyiségének kis részét sem, és a környezeti ^{134}Cs jelenléte által a radiocézium (^{133}Cs) NAA módszerrel történő meghatározásába így jelentkező hibák általában nagyon kis mértékűek.

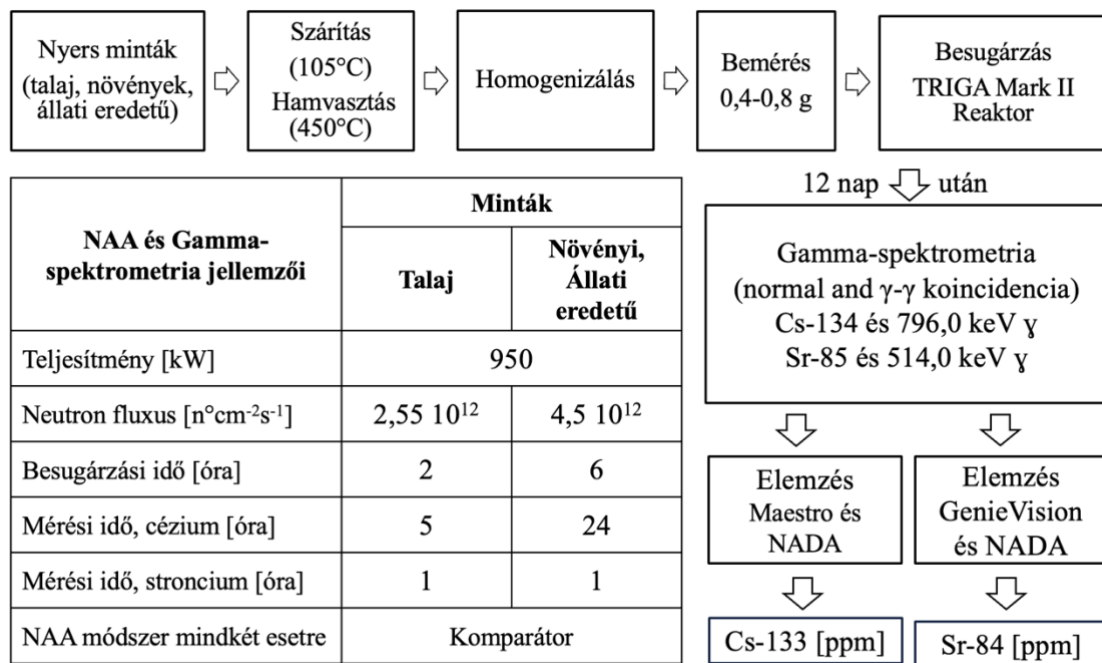
6.2.2. Stroncium vizsgálata

Stroncium esetén a minták elemzése a következőképpen zajlott, a stroncium vizsgálata során a $^{86}\text{Sr}(n,\gamma)^{87\text{m}}\text{Sr}$ reakciót vettem alapul. A 4,79 barn nagyságú rezonancia-befogási keresztmetszettel, és a metastabil állapotú $^{87\text{m}}\text{Sr}$ felezési idejével, mely 2,803 óra. Ennek a bomlásnak a kiaknázására alkalmas eljárás az hogyha a mintát Cd-béléssel bélelt rendszerben sugározzák be, hogy kiküszöböljük a termikus neutron fluxust. A minta ezután 30–45 perc alatt lebomlik, ez az idő kell ahhoz, hogy lehetővé tegye a rövid felezési idejű termékek (^{28}Al , ^{27}Mg stb.) lebomlását, mielőtt 60 percen keresztül elkezdenénk mérni a besugárzott mintákat. A $^{87\text{m}}\text{Sr}$ egyetlen 388 keV-os gamma-energiával bomlik le, ami arra utal, hogy egy Compton-suppression (Compton-elnyomós) technika hasznos lenne az általános háttér csökkentésére. Ez a módszer azonban nem megfelelő abban az esetben, ha a besugárzás következtében erősen jelen

van a felaktiválódott ^{24}Na . Ez az izotóp 1368,4 keV és 2754,0 keV energiájú gamma fotonok kibocsátásával bomlik le, felezési ideje 14,96 óra. Mivel ennek az izotópnak a felezési ideje ötször hosszabb, mint a $^{87\text{m}}\text{Sr}$ -é, lehetetlen megvárni, hogy a ^{24}Na lebomlik a számlálás előtt. A mintákban a stroncium nyomokban ($\mu\text{g/g}$) volt jelen, míg a nátrium az jóval jelentősebb koncentrációban. Ennek ellenére megkíséreltük besugározni a mintákat $^{87\text{m}}\text{Sr}$ előállítására, de arra a következtetésre jutottunk, hogy a ^{24}Na bomlásból származó Compton-háttér túl magas ahhoz, hogy hatékonyan detektálni tudjuk a $^{87\text{m}}\text{Sr}$ -t. Ennek okán a stroncium meghatározására szolgáló alternatív technikát választottam mely a $^{84}\text{Sr}(n,\gamma)^{85}\text{Sr}$ reakción alapul, amely 514,0 keV energiájú gamma sugárzás kibocsátásán keresztül 96%-os kibocsátási arányban ^{85}Rb -re bomlik le, melynek 64,84 nap a felezési ideje. Viszont ez a technika egyéb problémát is felvet miszerint egy neutronaktivált minta, amely nagy energiájú gamma-bomlásokkal rendelkezik, pozitronokat fog létrehozni úgynevezett párképzéssel. Ezeknek a pozitronoknak az annihilációja a jól ismert annihilációs csúcsot 511,0 keV-on eredményezi. Az 511,0 keV és az 514,0 keV-os csúcs közötti energiakülönbség a HPGe detektorunk 3 keV-os felbontásán belül van, ami sajnos spektrális interferenciát eredményez a kettő között. Ennek az interferenciának a jelentősége a stroncium koncentrációjától függően változik, de kimutattuk, hogy jelen van az összes besugárzott mintában. A mintákat az austini Texasi Egyetem TRIGA Mark II kutatóreaktorának forgó mintatartója (RSR) elnevezésű berendezésével sugározták be. Ez egy olyan berendezés, amelyben a mintákat egyidejűleg egy kör alakú állványban sugározzák be, amely hosszú ideig a reaktor kerülete körül forog, lehetővé téve a mintakészleten keresztül egyenletes neutronáramlást. A besugárzást 950 kw-os reaktorteljesítménnyel, $\sim 4,5 \times 10^{12} \text{ n cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ termikus neutron fluxussal végeztük, a talajok és referenciaanyagok esetén 2 órán keresztül, míg a növényi és állati eredetű mintákat 6 órán át. 12 napos bomlási idő után a mintákat gamma-spektrometriai Compton-elynyomásos mérési módszerrel mértem. A detektáló rendszer egy 36 %-os hatásfokú koaxiális Canberra HPGe és egy 50 %-os hatásfokú koaxiális Ortec HPGe detektorból áll. A rendszerhez tartozik egy 25,4 cm \times 25,4 cm-es nátrium-jodid (NaI) detektor, mely körülveszi a rendszert, hogy a Compton-szórásból adódó vonalakat kiszűrje. A két rendszer antikoincidencia-kapcsolatban van, így csak olyan események kerülnek elemzésre, amelyek kizárólag a HPGe-re detektorba érkeznek. Az anti-koincidencia technika kettős célt szolgál a Compton események elnyomásában, valamint az annihilációs gamma sugarak elnyomásában, amelyek 180°-os korrelációban bocsátanak ki, és így gyakran egybeesnek. Az észlelt energiák spektrumát egy ORTEC 8192

csatornás analizátor rögzíti. Itt a kiértékeléshez GenieVision 2000™ szoftvert alkalmaztam, melynek az Interactive Peak Fit funkciójának segítségével megtaláljam az 514,0 keV-os csúcsot az annihilációs csúcs (511,0 keV) jelenlétében. Majd végezetül a centroidok megtalálásával, az illesztett csúcsok alatti területből meghatározható a stroncium koncentrációja.

Egy összesítő ábrát készítettem a könnyebb áttekinthetősége érdekében a céziumhoz és stronciumhoz tartozó mintaelőkészítés, besugárzási és kiértékelési adatokról, mely a 4. ábrán látható.



4. ábra: Mintaelőkészítés és a mintaelemzés lépései.

6.2.3. Minőségellenőrzés és kimutatási határ

A cézium esetében

A mérés pontosságát tanúsított anyagmintával ellenőriztem, a San Joaquin Talajminta (NIST-2709) és Szénmintát (NIST-1632d) Standard Reference Material (SRM) anyagokkal vizsgáltam, melyeket az Amerikai Egyesült Államok Nemzeti Szabványügyi és Technológiai Intézetétől (NIST) szereztünk be. A 10. fejezetben látható eredmények alapján az előkészített NAA módszer ($^{133}Cs(n,\gamma)^{134}Cs$) alkalmas a cézium elem vizsgálatára ezekben a különféle mátrixokban. A növényi és állati eredetű minták kimutatási határait gamma-gamma coincidencia mérési móddal csökkentettem. A gamma-gamma coincidencia hatékony volt a háttér csökkentésében 24 órás számlálási

idővel. Ebben az esetben a tipikus kimutatási határok 0,066 mg/kg-nál kisebbnek bizonyultak növényi minták esetében és 0,087 mg/kg-nál kisebbnek juh szövetminták esetében.

A stroncium esetében

A mérés pontosságát tanúsított anyagmintával ellenőriztem, paradicsomlevél (NIST 1573a), és Montana-i talaj (NIST 2711), Szénminta (NIST 1632) és San Joaquin talajmintát (NIST 2709a) vizsgáltam. A NIST 2709a-t referenciaként választottam, és az eredményeket a NADA szoftver segítségével számoltam ki. A 10. fejezetben látható eredmények alapján látható, hogy a stroncium koncentráció meghatározása jól működik, illetve kiváló egyezést mutatott a NIST értékekkel. Ezen eredmények alapján az előkészített NAA módszer ($^{84}\text{Sr}(n,\gamma)^{85}\text{Sr}$) alkalmas a stroncium elem vizsgálatára ezekben a környezeti és biológiai mátrixokban. A Compton-elnyomásos technika használata hasznosnak bizonyult mind az általános háttér csökkentésében (és így a kimutatási határok csökkentésében is), mind az 511 keV-es annihilációs csúcs méretének csökkentésében. Összegezve, a kimutatási határ értékei a talaj, növény és állati minták esetében 3-18 mg/kg közötti tartományban mérhetőek, a vizsgált minták mért értékei jóval meghaladják ezeket a határokat.

Kimutatás határ meghatározása

Mindkét elemnél (stroncium és cézium) a kimutatási határokat a Currie [Currie 1968] által leírt formulán (6.1.) alapuló ISO 11929-2:2019 [International Organization for Standardization 2019] szabvány szerint határoztam meg.

$$LLD = 2,71 + 4,65\sqrt{\mu_B} \quad (6.1.)$$

Ahol:

LLD: Kimutatási határ [Bq, ppm],

μ_B : háttér értéke a vizsgált tartományban [cps].

Az ISO 11929-2:2019 szabvány szerint a kimutatási határ számítását az alábbi formulák segítségével adhatjuk meg, melyhez a valós számítási formula minden tagjának deriváltjai szükségesek. A méréshez kapcsolódó úgynevezett döntési küszöböt a kapott beütésszám alapján a 6.2. formula segítségével számolhatjuk ki.

$$c_C^* = k \sqrt{r_0 \left(\frac{1}{t_0} + \frac{1}{t_g} \right)} \quad (6.2.)$$

Ahol:

c_C^* : Döntési küszöb [cps, ppm], k: konfidencia szint, r_0 : a háttér beütésszáma [cps],
 t_0 : a háttér mérési időtartama [s], t_g : a minta mérési időtartama [s].

A minta aktivitására vonatkozó döntési küszöböt a 6.3. formula alapján számíthatjuk ki:

$$c_A^* = \frac{c_C^*}{\varepsilon} = \frac{k}{\varepsilon} \sqrt{r_0 \left(\frac{1}{t_0} + \frac{1}{t_g} \right)} \quad (6.3.)$$

Ahol:

c_C^* : Döntési küszöb [cps, ppm], ε : számlálási hatásfok, k: konfidencia szint,
 r_0 : a háttér beütésszáma [cps], t_0 : a háttér mérési időtartama [s], t_g : a minta mérési
 időtartama [s].

A mérési rendszer segítségével elérhető detektálási határt a 6.4. formula segítségével
 határozhatjuk meg.

$$c_C^\# = 2k \sqrt{r_0 \left(\frac{1}{t_0} + \frac{1}{t_g} \right)} \quad (6.4.)$$

Ahol:

$c_C^\#$: Kimutatási határ [cps, ppm], k: konfidencia szint, r_0 : a háttér beütésszáma
 [cps], t_0 : a háttér mérési időtartama [s], t_g : a minta mérési időtartama [s].

A mérési rendszer által mért aktivitásra vonatkoztatott detektálási határ értékét a 6.5.
 formula alapján adhatjuk meg.

$$c_{Ai}^\# = \frac{c_C^\#}{\varepsilon} = \frac{2k}{\varepsilon} \sqrt{r_0 \left(\frac{1}{t_0} + \frac{1}{t_g} \right)} \quad (6.5.)$$

Ahol:

$c^{\#}_C$: Kimutatási határ [cps, ppm], ε : Számlálási hatásfok, k : konfidencia szint,
 r_0 : a háttér beütésszáma [cps, ppm], t_0 : a háttér mérési időtartama [s], t_g : a minta
 mérési időtartama [s].

A mérési rendszer és a vizsgálandó mintamátrix egységnyi tömegére (kg) vonatkoztatott kimutatási határ értékét a 6.6. formula segítségével adhatjuk meg.

$$c^{\#}_A = \frac{c^{\#}_{CAi}}{m} = \frac{c^{\#}_C}{\varepsilon \cdot m} = \frac{2k}{\varepsilon \cdot m} \sqrt{r_0 \left(\frac{1}{t_0} + \frac{1}{t_g} \right)} \quad (6.6.)$$

Ahol:

$c^{\#}_A$: Kimutatási határ [Bq/kg, ppm], $c^{\#}_C$: Kimutatási határ [cps],

$c^{\#}_{Ai}$: Az aktivitásra vonatkozó kimutatási határ [Bq, ppm], m : a bemért minta
 tömege [g], ε : Számlálási hatásfok, k : konfidencia szint, r_0 : a háttér beütésszáma
 [cps], t_0 : a háttér mérési időtartama [s], t_g : a minta mérési időtartama [s].

6.3. Bioakkumulációs faktorok meghatározása

A bioakkumulációs faktorok meghatározásához az alábbi formulák ismerete szükséges. A növényi termékekből az állati termékekbe történő átvitel számszerűsítésének alternatív módszere az úgynevezett koncentrációjányados (CR), amely az élelmiszertermékben lévő radionuklid koncentráció (száraz tömeg) és a takarmányban lévő koncentráció (szárazanyag) egyensúlyi hányadosa. A CR-t a növényből az állati szövetbe (jelen esetben juhokra vonatkozva) való együttható (F_{n-a}) (nap/kg, száraz tömeg) értékének és a napi bevétel (kg/nap, száraz tömeg) hányadosaként határozták meg a következő összefüggés (6.7.) segítségével [IAEA. 2010a].

$$CR = \frac{F_{n-a}}{DMI} \quad (6.7.)$$

Ahol:

CR: koncentrációjányados [mértékegység nélküli],

F_{n-a} : növény-állat átvitel együttható [nap/kg, száraz tömegre],

DMI: növényi napi bevétel [kg/nap, száraz tömegre].

A növény napi bevitelének meghatározása a (6.8.) formula alapján történik [Cottle 2010].

$$DMI = BWT \cdot PBWT \quad (6.8.)$$

Ahol:

DMI: növényi napi bevétel [kg/nap, száraz tömegre],

BWT: testsúlya az adott állatnak (juh) [kg],

PBWT: az állat (juh) testtömegének %-os értékével megegyező naponta etetendő érték [% /nap].

A juhok testtömege (BWT) 58 kg, 57 kg, 60 kg és 59 kg volt, a megfelelő PBWT érték pedig, ahogyan azt Cottle [Cottle 2010] megadta, 2,0%. A számításokhoz használt becslült 1,17 kg/nap-os DMI értéket az átlagos juhtömeg (58,5 kg) szorozva a PBWT 2,0%-ával számoltam ki.

A stabil cézium (^{133}Cs) meghatározott koncentrációja alapján a talajból a növénybe történő átjutás értéke az úgynevezett talaj-növény koncentrációs faktor (F_{t-n}) a következő összefüggés segítségével adható meg, lásd 6.9. formula [IAEA. 2010a].

$$F_{t-n} = \frac{C_p}{C_s} \quad (6.9.)$$

Ahol:

F_{t-n} : talaj-növény koncentrációs faktor [mértékegység nélküli],

C_p : koncentráció értéke a növényben [mg/kg, száraz tömegre],

C_s : koncentráció értéke a talajban [mg/kg, száraz tömegre].

A növény-állat átviteli együttható ($F_{n-á}$) azt mutatja meg, hogy az állati szövetben (hús, máj stb.) lévő radioaktív anyag koncentrációja hányszorosa a napi táplálékkal felvett radioaktív anyag mennyiségének. Ezt az arányt a 6.10. formula alapján számoltam [IAEA. 2010a].

$$F_{n-á} = \frac{C_m}{C_p \cdot DMI} \quad (6.10.)$$

Ahol:

$F_{n-á}$: növény-állat átviteli együttható [nap/kg, száraz tömegre],

C_m : koncentráció értéke az állati szövetben [mg/kg, száraz tömegre],

C_p : koncentráció értéke a növényben [mg/kg, száraz tömegre],

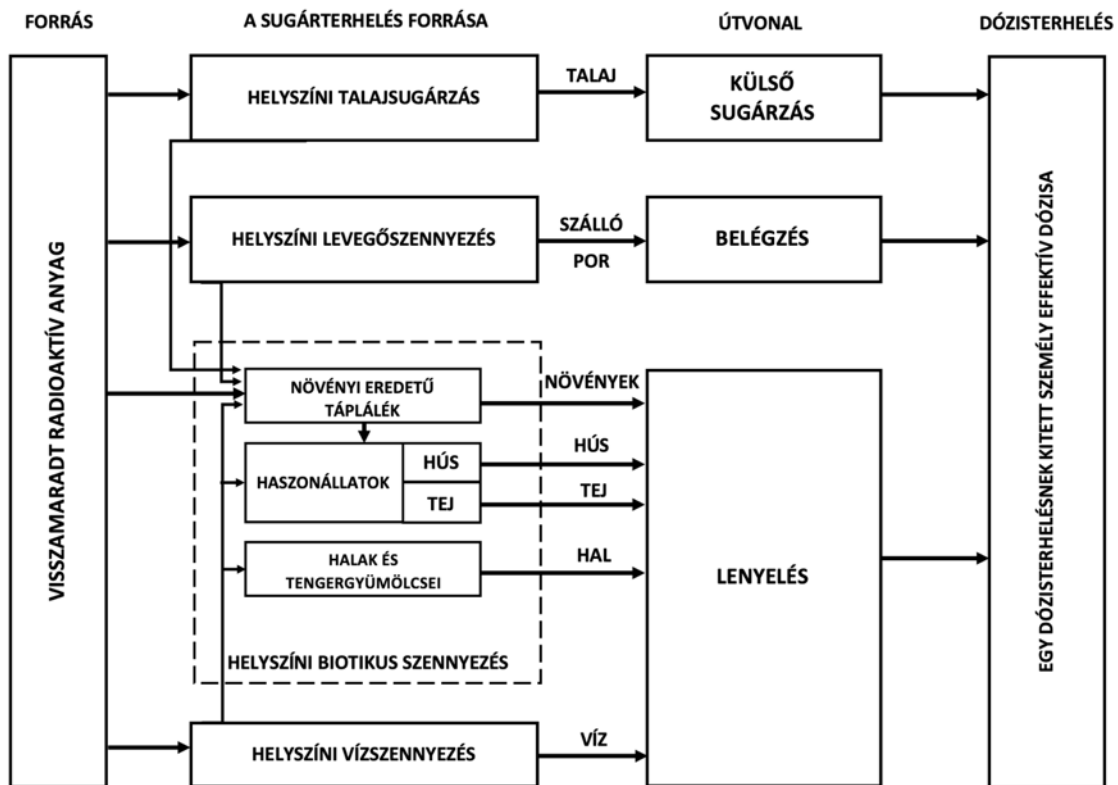
DMI: növényi napi bevitel [kg/nap, száraz tömegre].

A fentiekben részletezett formulák segítségével elvégzett számítások eredményei a 9. fejezetben kerültek összegzésre.

7. Tápláléklánci modell leírása

Az értekezés jelen fejezetében mutatom be a felsorolt hiányosságok kiküszöbölése érdekében, munkám során létrehozott modellt és a hozzá tartozó formulákat.

A 5. ábrán látható, egy általam készített sematikus ábra annak szemléltetésére, hogy egy sugárterhelésnek kitett személy effektív dózisa milyen útvonalakkal írható le. Az ábrán a szaggatott keretezett vonallal jelölt rész vonatkozik a táplálékláncból eredő sugárterhelés útvonalára.



5. ábra: Sugárterhelés lehetséges útvonala.

A táplálékláncból eredő sugárterhelés értékét az 5. fejezetben lévő 5.5. formula alapján írtam fel, ez általános alakban adja meg, hogy mely tényezőkre van szükség a sugárterhelés értékének kiszámításához. Az 5.5. formulában szereplő adott élelmiszerre számolt aktivitáskoncentráció ($C_{\text{éle},j}$) [Bq/kg] értéke mely több tényezőtől adódik össze. Az alábbi formulák segítségével írható le a többi tényező kiszámítási módusa.

A szárazföldi tápláléklánc egyes szintjein található radioaktív anyagok mennyiségének becslésére a koncentrációfaktor módszert alkalmazzák. A növények esetében a modell figyelembe veszi a levegőből és a talajból származó radioaktív anyagok felvételét, beleértve a közvetlen lerakódást a növényzet felületére és a gyökérzet útján történő felvételt is, különös tekintettel a hosszú felezési idejű izotópokra. Az állati termékek esetében a modell általában konzervatív becslést ad, feltételezve, hogy az állatok kizárólag a vizsgált területen termelt növényekkel táplálkoznak.

A növényzet aktivitáskoncentrációjának leírásakor a modell figyelembe veszi a növényzet felületére történő külső depozíciót, illetve a hosszú felezési idejű izotópok esetén azok gyökérzetén keresztüli felszívódását is. Az állati termékek aktivitáskoncentrációjának becslésekor a modell erősen konzervatív, mivel a felhasznált takarmány kizárólag a helyben termelt növényekből kerül ki. A koncentrációs faktorok a növényekre, valamint állatokra vonatkozó paraméterek, amelyeket a modellben használtam, a nemzetközi szakirodalomban publikált adatokon alapulnak. A különböző korcsoportokra vonatkozó ételmiszer-fogyasztás mennyisége [kg] régió és a települések típusa szerint a KSH adatbázisából [Központi Statisztikai Hivatal 2022] vettem. A releváns paraméterek értékeit egy példa esetén a céziumra vonatkozóan láthatjuk a 4. táblázatban. Egy részletes modell szimuláció során ezekre az adatokra minden kibocsátott radionuklid esetén szükségünk van.

Az ételmiszerfogyasztásból származó sugárterhelés kvantitatív meghatározására a (7.1) sorszámú formula nyújt lehetőséget

$$E_{lenny} = \sum_{j=1}^n \left[G_j \cdot F_{lenny,j} \cdot t_f \cdot \int_{t_1}^{t_2} C_{éle,j}(P, t) \cdot dt \right] \quad (7.1.)$$

Ahol:

G_{j} : a fogyasztás az adott ételmiszerből (kg/s),

$F_{lenny,j}$: a lenyelési dózistényező (Sv/Bq),

Ft -n: a fogyasztás időtartama (s),

$\int_{t_1}^{t_2} C_{éle,j}(P, t) \cdot dt$: az adott izotóp, adott ételmiszerre számolt integrált koncentrációja t_1 és t_2 közötti időszakra.

Az ivó-, itató- és öntözővíz aktivitáskoncentrációja

A víz aktivitáskoncentrációját a következő formula (7.2.) adja meg:

$$C_{v,i} = \frac{D_c}{A \cdot Q_v} \quad (7.2.)$$

Ahol:

- $C_{v,i}$: az i radionuklid aktivitáskoncentrációja a vízben [Bq/m³],
- D_c : depozíció értéke az adott területen adott időre vonatkoztatva [Bq/m²s],
- A : a terjedésszimuláció használatánál egy vizsgált rács felülete [m²],
- Q_v : az adott vízfolyás átlagos vízhozama [m³/s].

Az édesvízi halban, tengeri halban és kagylóban kialakuló aktivitáskoncentráció számítása

A vízi táplálékban lévő aktivitáskoncentráció értékét a következő formula (7.3.) adja meg:

$$C_{vt,i} = \frac{C_{v,i} \cdot B_{f,t}}{1000} \quad (7.3.)$$

Ahol:

- $C_{vt,i}$: az i radionuklid aktivitáskoncentrációja a vízi táplálékban(hal, kagyló) [Bq/kg],
- $C_{v,i}$: az oldott állapotú i radionuklid aktivitás-koncentrációja a vízben [Bq/dm³],
- $B_{f,t}$: a bioakkumulációs faktor az adott táplálékra [(Bq/kg)/(Bq/l)],
- 1000: konverziós tényező [dm³/m³].

A növényekben és az öntözött talajban lévő radioaktív anyagok mennyisége

A növények aktivitáskoncentrációját a következő formula (7.4.) adja meg:

$$C_{növ,i} = (C_{növ-üle,i} + C_{növ-fel,i})e^{(-\lambda_i \cdot t_{b-f})} \quad (7.4.)$$

Ahol:

$C_{növ,i}$: az i radionuklid aktivitáskoncentrációja a növényben a felhasználás időpontjában [Bq/kg],

$C_{növ-üle,i}$: a közvetlen kiülepedés következtében az i radionuklid aktivitáskoncentrációja a növényben [Bq/kg],

$C_{növ-fel,i}$: a talajból történő felszívódás következtében kialakuló i radionuklid aktivitáskoncentrációja a növényben [Bq/kg],

λ_i : az i radionuklid fizikai bomlási állandója [1/nap],

t_{b-f} : a betakarítás és a felhasználás közötti időtartam [nap].

A növényekben a levegőből történő közvetlen lerakódás által okozott radioaktív anyag koncentrációját a 7.5. sorszámú formula adja meg

$$C_{növ-üle,i} = \frac{D_c \cdot \theta \cdot [1 - \exp(-\lambda_{Ei} \cdot t_t)]}{\lambda_{Ei}} \quad (7.5.)$$

Ahol:

$C_{növ-üle,i}$: a közvetlen kiülepedés következtében az i radionuklid aktivitáskoncentrációja a növényben [Bq/kg],

D_c : depozíció értéke az adott területen [Bq/m² nap],

θ : a kiülepedett aktivitásnak a növény ehető részébe jutó része [m²/kg, száraz és nyers tömegre],

λ_{Ei} : a radionuklid növényekből történő eltávozását jellemző állandó ($\lambda_{Ei} = \lambda_i + \lambda_w$) [1/nap],

λ_i : az i radionuklid fizikai bomlási állandója [1/nap],

λ_w : a radionuklidnak a növényből való eltávozását okozó folyamatok sebességi állandója [1/nap],

t_t : a növény termésidepszaka [nap].

A 7.6. formula lehetővé teszi, hogy kvantitatívan meghatározzuk a növényekben a talajból történő felvétel által okozott radioaktív szennyeződés mértékét

$$C_{növ-fel,i} = C_{tal,i} \cdot F_{t-n} \quad (7.6.)$$

Ahol:

$C_{növ-fel,i}$: a talajból történő felszívódás következtében kialakuló i radionuklid aktivitáskonzentrációja a növényben [Bq/kg],

$C_{tal,i}$: az i radionuklid aktivitáskonzentrációja a talajban [Bq/kg] (száraz tömegre vonatkoztatva),

F_{t-n} : a talaj-növény koncentrációs faktor [(Bq/kg növény)/(Bq/kg talaj)].

A talaj aktivitáskonzentrációjának meghatározása a 7.7. formula segítségével számítható

$$C_{tal,i} = \frac{C_{öviz} \cdot \theta \cdot [1 - \exp(-\lambda_{Ei} \cdot t)]}{\rho \cdot \lambda_{Ei}} \quad (7.7.)$$

Ahol:

$C_{tal,i}$: az i radionuklid aktivitáskonzentrációja a talajban [Bq/kg] (száraz tömegre vonatkoztatva),

$C_{öviz}$: az öntözés következtében kialakuló aktivitáskonzentráció adott időszakra vonatkoztatva [Bq/m²nap],

θ : a kiülepedett aktivitásnak a növény ehető részébe jutó része [m²/kg, száraz és nyers tömegre],

λ_{Ei} : a radionuklid növényekből történő eltávozását jellemző állandó ($\lambda_{Ei} = \lambda_i + \lambda_w$) [1/nap],

λ_i : az i radionuklid fizikai bomlási állandója [1/nap],

λ_w : a radionuklidnak a növényből való eltávozását okozó folyamatok sebességi állandója [1/nap],

t : a növény termésidőszaka [nap],

ρ : a talaj gyökérszónájának felületi sűrűsége [kg/m²] (száraz tömegre vonatkoztatva).

Az öntözés következtében kialakuló aktivitáskoncentráció értékét a 7.8. formula alapján adhatjuk meg

$$C_{\text{öviz}} = C_{v,i} \cdot I_{\text{ö}} \quad (7.8.)$$

Ahol:

$C_{\text{öviz}}$: az öntözés következtében kialakuló aktivitáskoncentráció adott időszakra vonatkoztatva [Bq/m²nap],

$C_{v,i}$: az oldott állapotú i radionuklid aktivitáskoncentrációja a vízben [Bq/dm³],

$I_{\text{ö}}$: az átlagos öntözési sebesség [m³/m²nap].

Az állati eredetű élelmiszerek radioaktív anyag tartalma

Munkám során az állatok radionuklid felvételének kvantitatív becslését végeztem el, figyelembe véve a takarmányozási és ivóvíz-felvételi útvonalakat. A vizsgálat során az európai élelmiszer-fogyasztási szokásokat elemeztem, különös tekintettel a tej- és húsfogyasztásra. A tej esetében a tehéntejet vettem alapul, míg a húsfogyasztás tekintetében a marha-, baromfi- és sertéshúst is figyelembe vettem.

A tejben és a húspan lévő aktivitáskoncentráció értékét a 7.9. formulával adhatjuk meg

$$C_{th,i} = F_{ft_h} (C_{tak,i} \cdot Q_{tm} + C_{v,i} \cdot Q_{vm}) \exp(-\lambda_i \cdot t_{vf-f}) \quad (7.9.)$$

Ahol:

$C_{th,i}$: az i radionuklid aktivitáskoncentrációja a tejben [Bq/dm³],

F_{ft_h} : a napi radionuklid felvétel tejben vagy húspan megjelenő hányada [(Bq/kg)/(Bq/l)],

$C_{tak,i}$: a takarmány aktivitáskoncentrációja [Bq/kg],

Q_{tm} : az adott állat napi takarmányfogyasztása [kg/nap],

$C_{v,i}$: az oldott állapotú i radionuklid aktivitás-koncentrációja a vízben [Bq/dm³],

Q_{vm} : az adott állat napi vízfogyasztása [dm³/nap],

λ_i : az i radionuklid fizikai bomlási állandója [1/nap],

t_{vf-f} : a tej lefejtése és fogyasztása közötti időtartam, valamint az állat levágás és fogyasztása közötti letelt időtartam [nap].

A 7.10-es formula segítségével ki tudjuk számolni, hogy mennyi radioaktív anyag van átlagosan az állati takarmányban.

$$C_{tak,i} = F_{tak} \cdot C_{növí,0} + (1 - F_{tak}) \cdot C_{növí,90} \quad (7.10.)$$

Ahol:

$C_{tak,i}$: az állati takarmány aktivitáskoncentrációja [Bq/kg],

F_{tak} : az év azon hányada, amikor az állatot friss takarmányon tartják [-],

$C_{növí,0}$: a friss takarmány aktivitáskoncentrációja (0 nap) [Bq/kg],

$C_{növí,90}$: a takarmány aktivitáskoncentrációja a téli időszakban (90 nap) [Bq/kg].

Jelölés	A paraméter megnevezése	Érték [mértékegység]	
		G_j	Fogyasztás az adott élelmiszerből: <ul style="list-style-type: none"> • Zöldség/gyümölcs: • Tej: • Hús:
D_c	depozíció értéke az adott területen	[Bq/m ² nap]	
t_{b-f}	a betakarítás és a felhasználás közötti időtartam	90 [nap]	
Θ	a kiülepedett aktivitásnak a növény ehető részébe jutó része <ul style="list-style-type: none"> • takarmánynövényekre (száraz tömeg) • élelmiszernövényekre (nyers tömeg) 	[m ² /kg] 3 0,3	
t_t	a növény termésidezőzaka <ul style="list-style-type: none"> • takarmányok • élelmiszernövények 	[nap] 30 60	
F_{t-n}	talaj-növény koncentrációs faktor	0,18	
$F_{n-á}$	növény-állat átviteli együttható	0,51	
F_{tak}	az év azon hányada, amikor az állatot friss takarmányon tartják	0,7	
ρ	talaj gyökérszónájának felületi sűrűsége	200 [kg/m ²]	
$I_{\ddot{o}}$	az átlagos öntözési sebesség	[m ³ /m ² nap] 4,30E-04	
λ_w	a radionuklidnak a növényből való eltávolítását okozó folyamatok sebességi állandója	[1/nap] 1,37E-04	
t_{vf-f}	a tej lefejtése és fogyasztása közötti időtartam, valamint az állat levágás és fogyasztása között eltelt időtartam <ul style="list-style-type: none"> • tej lefejtése és fogyasztása közötti időtartam • az állat levágás és fogyasztása közötti időtartam 	[nap] 1 20	
F_{fth}	a napi radionuklid felvétel tejben vagy húsból megjelenő hányada <ul style="list-style-type: none"> • tejben megjelenő hányad: <ul style="list-style-type: none"> ○ Cézium • húsból megjelenő hányad: <ul style="list-style-type: none"> ○ Cézium 	[(Bq/kg)/(Bq/dm ³)] 0,01 0,05	
Q_{tm}	az adott állat napi takarmányfogyasztása: <ul style="list-style-type: none"> • marha • baromfi • sertés 	[kg/nap] 16 0,12 48	
Q_{vm}	az adott állat napi vízfogyasztása: <ul style="list-style-type: none"> • marha • baromfi • sertés 	[dm ³ /nap] 60 0,4 16	

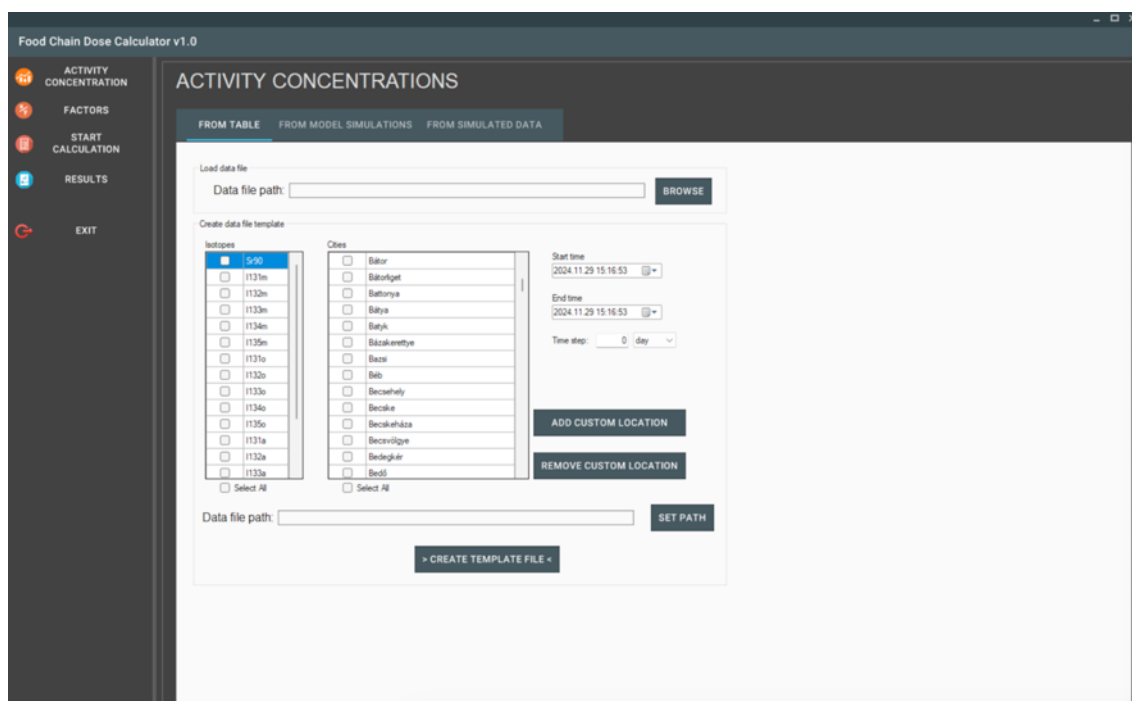
4. Táblázat: Talaj, növényzet, állat és környezetre vonatkozó paraméterek, a példa kedvéért céziúmról.

8. Tápláléklánci modell implementálása

A 7. fejezetben részletezett formulákat magába foglaló tápláléklánci modell könnyű alkalmazásához egy szoftverre volt szükség, melynek segítségével könnyedén elvégezhetőek a különböző műveletek. Így munkám részeként létrehoztam egy grafikus kezelőfelülettel rendelkező Microsoft Windows™ operációs rendszeren és webalapú platformfüggetlen környezetben is működő angol nyelvű szoftvert.

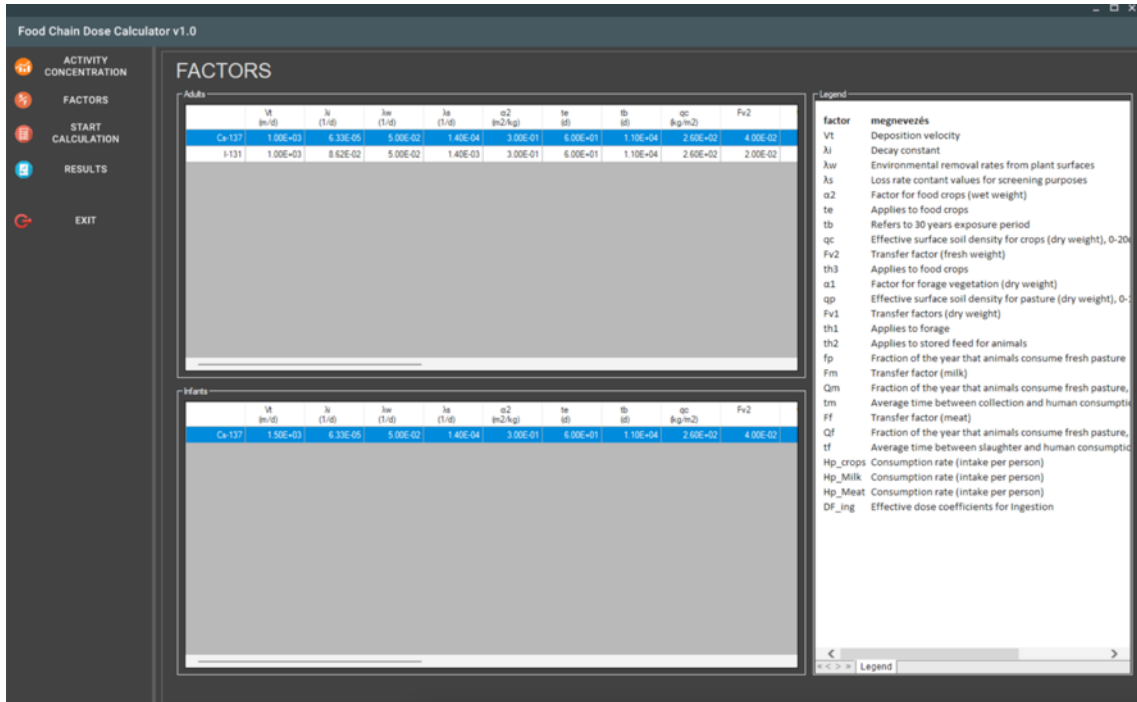
A szoftvert Python 3.6 verziójú programozási nyelven [Guido van Rossum 2016], és Visual Basic 6.0 [Ibolya Demeter M. 1999] segítségével (a Microsoft Windows™ -on futó alkalmazást) készítettem el.

Az elkészült szoftver a Food Chain Dose Calculator (FCDC) nevet kapta, jelenlegi verziója a v1.0-a. A szoftver munkaablakán belül négy fő funkció menü érhető el. Az 'Activity Concentrations' menüablakon belül lehetőségünk van a szimulációs adatok betöltésére (lásd 6. ábra) az FCDC-hez csatolt terjedési modellből (légtörési és vízi terjedés esetén egyaránt), valamint külső fájlból is, egy előre definiált táblázat kitöltésével és az adatok különböző radionuklidokra vonatkozóan egyesével tesztre szabhatóak lásd 6. ábra.



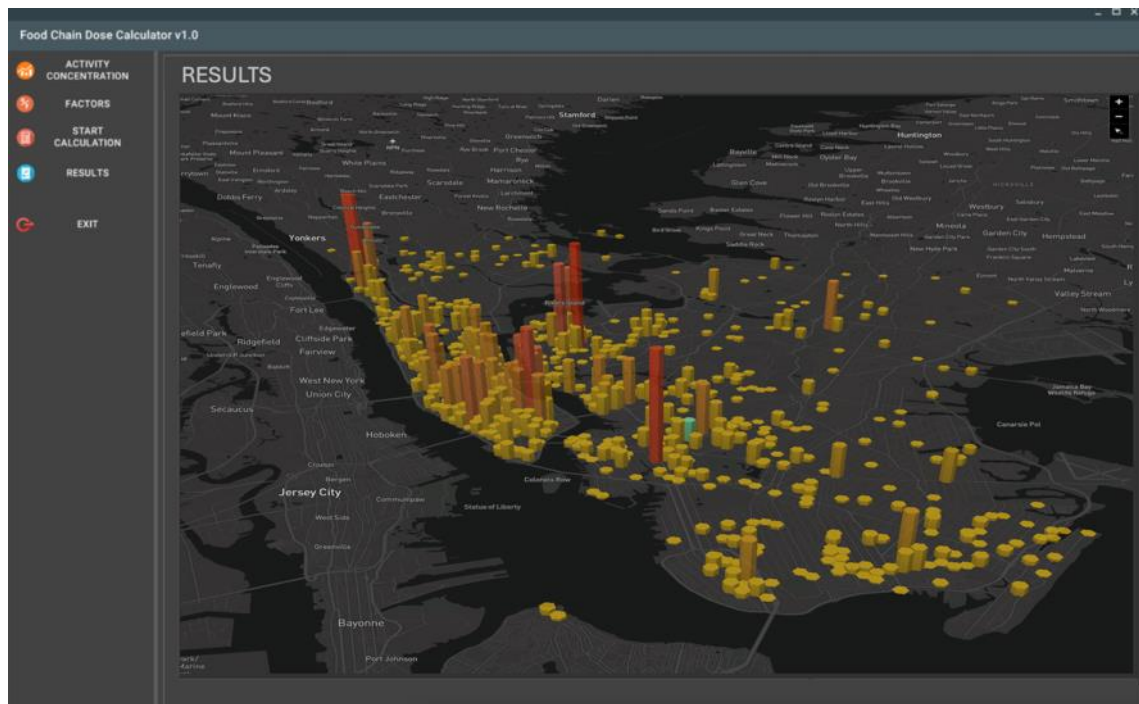
6. ábra: FCDC szoftver Windows operációs rendszeren futó 'ACTIVITY CONCENTRATIONS' ablaka.

A bemenő aktivitás koncentráció adatok paraméterezése után, a szükséges faktorokat kell kiválasztanunk, a 'FACTORS' menüablakon belül lásd 7. ábra, melyek a szoftverhez dedikált táblázatban vannak összesítve. Az adatok frissíthetők, egyedileg változtathatók, valamint az is beállítható, hogy egy szimuláció végén különböző faktorokkal számolt eredmények keletkezzenek, egy esetleges összehasonlítás érdekében.



7. ábra: FCDC szoftver Windows operációs rendszeren futó 'FACTORS' ablaka.

Az összes paraméter megadása után a 'START CALCULATION' gombra kattintva tudjuk az adott szimulációt elindítani. A szimuláció lefutását követően, a 'RESULTS' ablakon belül az eredmények táblázatosan és valós idejű geoinformációs (GIS) rendszer segítségével (ehhez az ingyenesen hozzáférhető MapWindow GIS [Jerry Faust et al. 2013] beépülő modult használtam) térképesen is megjeleníthetők az előzetesen beparaméterezett helyszínekre lásd 8. ábra. Az interaktív receptorpontok segítségével tetszőleges koordináta pontra is megjeleníthetünk adatokat, amennyiben a bemenő adatok ezt lehetővé teszik.



8. ábra: FCDC szoftver Windows operációs rendszeren futó 'RESULTS' ablaka.

Összegezve az elkészített szoftver, Food Chain Dose Calculator (FCDC) v1.0 főbb jellemzői:

- Platformfüggetlen web alapú és Microsoft Windows™ operációs rendszeren futtatható grafikusán kezelhető felhasználói felület,
- Különböző kezdeti (aktivitás-koncentrációk; terjedésszámító szoftverből és/vagy megadott adathalmazból) adatok alapján történő számolás,
- Rendelkezik a modell formulákhoz tartozó különböző bemenő paramétereket összegző adatbázissal, mely könnyedén frissíthető, aktualizálható.



IV. Eredmények és értékelésük

9. Dózisszámítási paraméterek érzékenységvizsgálatának eredményei

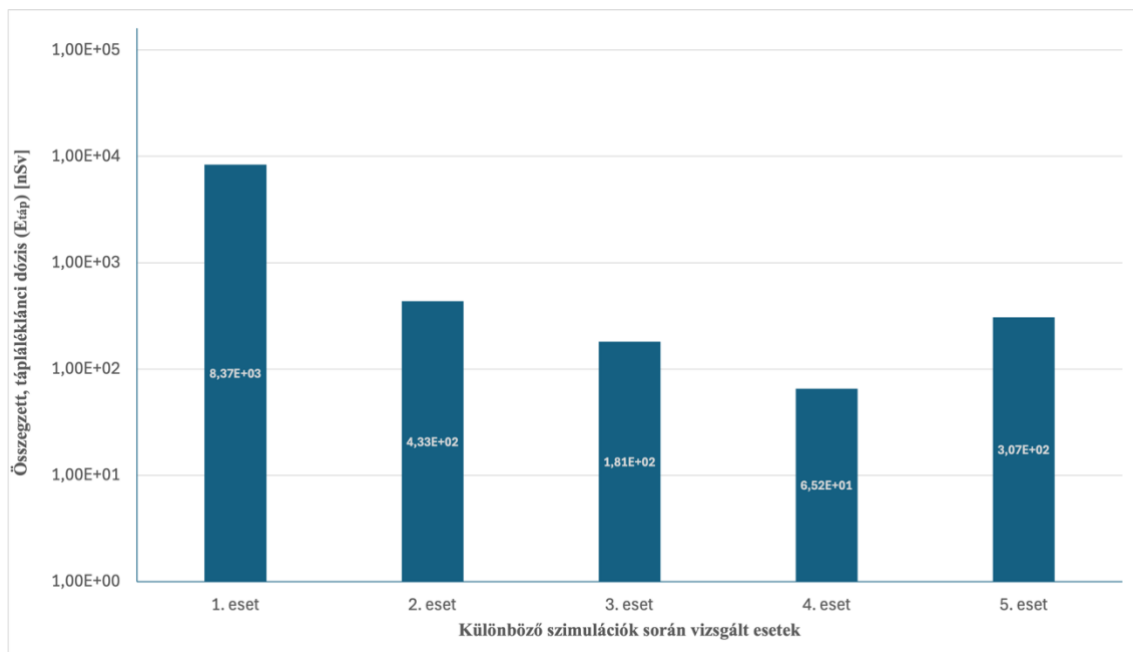
Az 5. táblázatban összegeztem a két statisztikai érzékenységvizsgálat rangsorolását (kerekített értékekkel), kiemelve a leginkább befolyásoló paramétereket. A két vizsgálat alapján a rangsorok közötti különbségek egyértelműen látszódnak. A könnyebb átláthatóság érdekében az összesített rangsorolás szerint, növekvő sorrendben kerültek összesítésre a paraméterek.

Paraméter jele	PRCC	SRC	Összesített rangsor
D_c	1	1	1.
F_{t-n}	3	2	2.
$F_{n-á}$	4	3	3.
Θ	8	7	4.
Q_{tm}	9	8	5.
Q_{vm}	9	9	6.
F_{Ieny}	9	10	7.
t_{b-f}	10	10	8.
ρ	11	11	9.
G_j	12	11	10.
t_t	13	12	11.
F_{tak}	14	15	12.
t_{vf-f}	17	15	13.
F_{fth}	16	15	14.
I_{δ}	16	17	15.

5. táblázat: Statisztikai érzékenységvizsgálat eredményei.

Az 5.1. alfejezetben bemutatott két paraméter érzékenységvizsgálati módszer hasonló eredményeket adott a paraméterek rangsorolása szempontjából. A két módszer nem adta pontosan ugyan azt az eredményt, azonban az eredmények alapján egyértelmű, hogy a legnagyobb befolyással bíró bemeneti paraméterek a depozíció mértéke (D_c), és a bioakkumulációs faktorok (F_{t-n} , $F_{n-á}$). Általánosságban elmondható, hogy a rangsorokban jelentős eltérések nem figyelhetők meg. A kisebb súllyal bíró paraméterek megfelelő

kiválasztása is fontos, viszont ezek kisebb szórással terheltek így jelentőségük a végeredmény szempontjából nem mérvadó.



9. ábra: Az elemző módszerrel végzett szimulációk összegzett eredményei.

Az 5.1. alfejezetben bemutatott elemző módszerrel elvégzett érzékenységvizsgálat összegzett eredménye a 9. ábrán látható. A statisztikai módszerek eredményéből kapott nagy befolyással bíró paraméterek változtatása következtében létrejött eredmények alapján ugyan azt a következtetés vonhatjuk le. A végeredményre vonatkozóan az 5. vagyis legrealisabb eset alkalmazása javasolt, ahol figyelembe vesszük a nedves-száraz kihullás (depozíció) értékét a vegetációt, valamint a helyspecifikus bioakkumulációs faktorokat.

Az elemzésekből megállapítható, hogy a különböző adatbázisokban elérhető depozíció mértéke (D_c) nedves és száraz kihullás esetén tér el 1 nagyságrenden belül, viszont ennek jó illesztésével megoldható az eltérés kiküszöbölése. A bioakkumulációs faktorok esetén ez már nehezebben megoldható, mert a különféle talaj és növény fajták, valamint állati sokszínűség esetében a helyspecifikus adatok meglehetősen elengedhetetlen, hiszen leginkább ebből fakad a több nagyságrendi eltérés problémája. Hangsúlyozni szeretném, hogy a végeredmények szórása nem azt jelenti, hogy a számítások nem megfelelőek, vagy követhetetlen metodikával készültek. Mindössze arra a tényre hívják fel a figyelmet, hogy a sugárvédelmi számítások során alkalmazott, többszörös túlbecslést eredményező konzervatívizmussal terheltek ezen értékek, és a számítások végeredménye nagy

mértékben függ attól, hogy az elemzések pontosan milyen feltételezések mellett készülnek.

10. Mintaelemzés eredményei

10.1. Minőségellenőrzés eredményei

Az 6. táblázatban látható a céziumra kidolgozott módszer visszaellenőrzése tanúsított anyagmintával és kimutatási határának meghatározása során mért, számolt eredmények.

Referenciaanyag	Mért koncentráció [mg/kg száraz tömegre]	Tanúsított érték [mg/kg száraz tömegre]	Kimutatási határ [mg/kg száraz tömegre]
NIST 2709 (San Joaquin Talaj)	5,74 ± 0,08	5,30*	0,043
NIST 1632d (Szénminta)	0,58 ± 0,02	0,60 ± 0,01	0,087

* NIST által nem közölt bizonytalanság.

6. táblázat: Anyagminták vizsgálata eredményei cézium esetében.

A mért érték céziumra a NIST-2709 esetében $5,74 \pm 0,08$ mg/kg volt, míg a hitelesített érték 5,30 mg/kg volt. A NIST-1632d esetében a mért cézium érték $0,58 \pm 0,02$ mg/kg volt, míg a hitelesített érték $0,60 \pm 0,01$ mg/kg volt. Ez azt jelzi, hogy a cézium koncentráció elemzése nagyon jó, illetve kiváló egyezést mutatott a NIST értékekkel. A növényminták kimutatási határa a normál számolási móddal 0,043 - 0,089 mg/kg tartományban változott. Ez az érték a gamma-gamma koincidencia számolási móddal 0,031 - 0,066 mg/kg tartományra csökkent, ami átlagosan 27% -os csökkenést eredményezett. A juh szövetminták kimutatási határa a normál számolási móddal 0,112 - 0,118 mg/kg tartományban változott. Ez az érték a gamma-gamma koincidencia számolási móddal 0,083 - 0,087 mg/kg tartományra csökkent, ami átlagosan 26% -os csökkenést eredményezett.

A 7. táblázatban látható a stronciumra kidolgozott módszer visszaellenőrzése tanúsított anyagmintával és kimutatási határának meghatározása során mért, számolt eredmények.

Referenciaanyag	Mért koncentráció [mg/kg száraz tömegre]	Tanúsított érték [mg/kg száraz tömegre]	Kimutatási határ [mg/kg száraz tömegre]
NIST 1573a (paradicsom levél)	84,5 ± 3,7	85*	4,3
NIST 2711 (Montana Soil)	246 ± 6	245,3 ± 0,7	17
NIST 1632d (Szénminta)	63,8 ± 2,1	63,5 ± 1,2	6,6

* NIST által nem közölt bizonytalanság.

7. táblázat: Anyagminták vizsgálati eredményei stroncium esetében.

A mért érték stronciumra a NIST-1573a esetében $84,5 \pm 3,7$ mg/kg volt, míg a hitelesített érték 85 mg/kg volt. A NIST-2711 esetében a mért érték stronciumra 246 ± 6 mg/kg volt, míg a hitelesített érték $245,3 \pm 0,7$ mg/kg volt. A NIST-1632d esetében a mért érték stronciumra $63,8 \pm 2,1$ mg/kg volt, míg a hitelesített érték $63,5 \pm 1,2$ mg/kg volt.

A cézium validálási eredményei, a mérési eredményeket is tartalmazó 11. ábrán láthatóak, amíg a stroncium validálási eredményei a mérési eredményekkel együtt a 13. ábrán kerültek szemléltetésre.

Mindkét elemre (cézium és stroncium) vonatkozó eredmények alapján látható, hogy az értékek kiváló egyezést mutatnak a NIST által közölt adatokkal, így megállapítható, hogy a stroncium koncentráció elemzése ezzel a módszerrel megbízható eredményt szolgáltat, így a gyakorlatban jól alkalmazható.

10.2. Bioakkumulációs faktorok

Cézium eredmények

A stabil cézium koncentrációt kis mintamennyiségekből sikerült meghatározni, mivel a mintelőkészítés során jelentősen csökken a minták tömege (a biológiai mintáknál még nagyobb arányban). A vizsgált minták eredményei alapján meghatározott stabil céziumra (^{133}Cs) vonatkozó talaj-növény koncentrációsfaktor (F_{t-n}) értékek és mért mérési eredmények a 8. táblázatban kerültek összegzésre. A cambisol típusú talajban a cézium koncentráció 3,18 és 5,00 mg/kg között változott, a vizsgált legelő esetében a számtani átlag 4,21 mg/kg volt. A különböző fajtájú füvekben a cézium koncentráció 0,56 és 0,66 mg/kg között változott, számtani átlaguk 0,61 mg/kg volt. A vizsgálat során két gyógynövényt (*Matricaria chamomilla*) is elemeztem, 0,08 és 0,12 mg/kg eredményekkel. A talaj-növény koncentrációs faktor (F_{t-n}) értékei cézium esetében 0,13 és 0,18 között változott, számtani átlaga 0,15 volt. A cézium talaj-gyógynövény koncentrációs faktor (F_{t-n}) értékek a *Matricaria chamomilla* esetében 0,021 és 0,028 voltak. A 9. táblázatban összegeztem az állati eredetű minták eredményeit és növény-állat átviteli együttható ($F_{n-á}$) értékeit. A juhhús mintákban a cézium koncentráció 0,34 és 0,38 mg/kg között változott, számtani átlaguk 0,36 mg/kg volt. A vizsgálat során egy összesített (több állatból származó, az elegendő mintamennyiség érdekében) juhmájmintát is vizsgáltam, amelynek koncentrációja 0,50 mg/kg volt. A növény-állat átviteli együttható ($F_{n-á}$) érték cézium esetében 0,48 és 0,53 nap/kg tartományban változott, számtani átlaga 0,50 nap/kg. A növény-állati minta CR értékeket is meghatároztam munkám során. Az értékek 0,41 és 0,45 kg/kg között alakultak, számtani átlaguk 0,43 kg/kg. A 10. táblázatban gyűjtöttem össze a stabil cézium (^{133}Cs) eredményekből számolt faktorok adatai összehasonlítva más területekre vonatkozó valós számolt ^{137}Cs értékeivel. A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ) ajánlásai ([IAEA. 2010a; IAEA 2009] -ban összegyűjtött F_{t-n} , $F_{n-á}$ és CR adatok, különböző szerzők különböző országokban publikáltak, és az adatok tartományát és átlagát is bemutatom a 10. táblázatban. A NAÜ és Papastefanou és szerző társai [Papastefanou et al. 1999; IAEA. 2010a] által közöl jelentésben a füvek esetében széles tartományt ($4,8 \times 10^{-1}$ - 0,99) adnak meg mérsékelt égövi területeken, számtani átlaguk 0,063. A munkám során megfigyelt F_{t-n} átlagérték magasabb, mint a tanulmányokban megadott értékek. A jelen munkámban megfigyelt átlagértékek hasonlóak a Lengyelország, Japán és Görögország más tanulmányaiban jelentett értékekhez. A talaj-gyógynövény F_{t-n} átlagérték hasonló a

közép-szerbiai radiocézium értékhez, amelyet [Djelic et al. 2016] tanulmányában találunk meg. A NAÜ által közölt [IAEA 2009] jelentésben az $F_{n-á}$ értékek széles tartomány ($5,3 \times 10^{-2}$ - 1,3) között változik, számtani átlaguk 0,27. A munkám során megfigyelt $F_{n-á}$ átlagértékek hasonlóak más tanulmányokban jelentett értékekhez [IAEA 2009; B. J. Howard 1989]. A NAÜ és Papastefanou [Papastefanou et al. 1999; IAEA. 2010a] jelentésében a CR értékek széles tartományt ($5,3 \times 10^{-2}$ - 7,5) ölelnek fel, számtani átlaguk 0,64. A jelen tanulmányban megfigyelt CR átlagérték alacsonyabb, mint a NAÜ jelentéseiben [IAEA. 2010a; IAEA 2009] megadott értékek. A minták cézium tartalmának vizsgálatáról szóló adatok és eredmények a Bátor és társai [Bátor et al. 2018] által közölt publikációban is megtekinthetőek. Az értékek különbségei a talaj típusától, a növény fajtájától, az állat korától és a földrajzi körülményektől függenek leginkább. Ezek a tényezők egyértelműen rávilágítanak arra, hogy helyspecifikus adatokra van szükség a bioakkumulációs faktorok reálisabb meghatározásához. A 10. táblázatban és a 11. ábrán szereplő adatokból látható, hogy a transzferfaktorok változékonysága széles skálán mozog, akár több nagyságrend is lehet. Ami jelentősen befolyásolhatja a modell számítások eredményeit, mivel ezekhez az adatokhoz pontosabb és reálisabb becslésre van szükség a belső sugárterhelés meghatározásához egy adott régióban.

Mintavételi hely (növény fajtája)	Mintavétel ideje (nn/hh/év)	Talaj			Növények				F _{t-n}
		Koncentráció (mg/kg szárász tömeg)	Szárász- anyag (%)	Hamu (%)	Koncentráció (mg/kg szárász tömeg)	Szárász- anyag (%)	Hamu (%)		
DG 1, (Dactylis glomerata)	21/04/2016,	4,36 ± 0,06	94	89	0,64 ± 0,02	92	11	0,15	
DG 2, (Dactylis glomerata)		4,63 ± 0,07	93	87	0,66 ± 0,02	98	12		
FR 1, (Festuca rubra)	08/06/2016,	3,88 ± 0,07	95	88	0,59 ± 0,02	97	13	0,15	
FR 2, (Festuca rubra)	13/07/2016,	4,30 ± 0,08	93	86	0,59 ± 0,02	95	15		
LP 1, (Lolium perenne)	16/09/2016	5,00 ± 0,08	91	84	0,63 ± 0,02	97	16	0,13	
LP 2, (Lolium perenne)		3,18 ± 0,06	96	89	0,56 ± 0,03	96	16		
PP 1, (Poa pratensis)	08/06/2016	4,03 ± 0,06	95	87	0,60 ± 0,02	94	15	0,15	
PP 2, (Poa pratensis)		4,26 ± 0,06	92	83	0,63 ± 0,02	92	14		
MC 1, (Matricaria chamomilla)	08/06/2016	4,26 ± 0,06	92	83	0,12 ± 0,03	88	9	0,029	
MC 2, (Matricaria chamomilla)	13/07/2016	3,88 ± 0,07	95	88	0,08 ± 0,02	85	10		

8. táblázat: Talaj és növényminták eredményei, talaj-növény koncentrációfaktorral céziúra vonatkozóan.

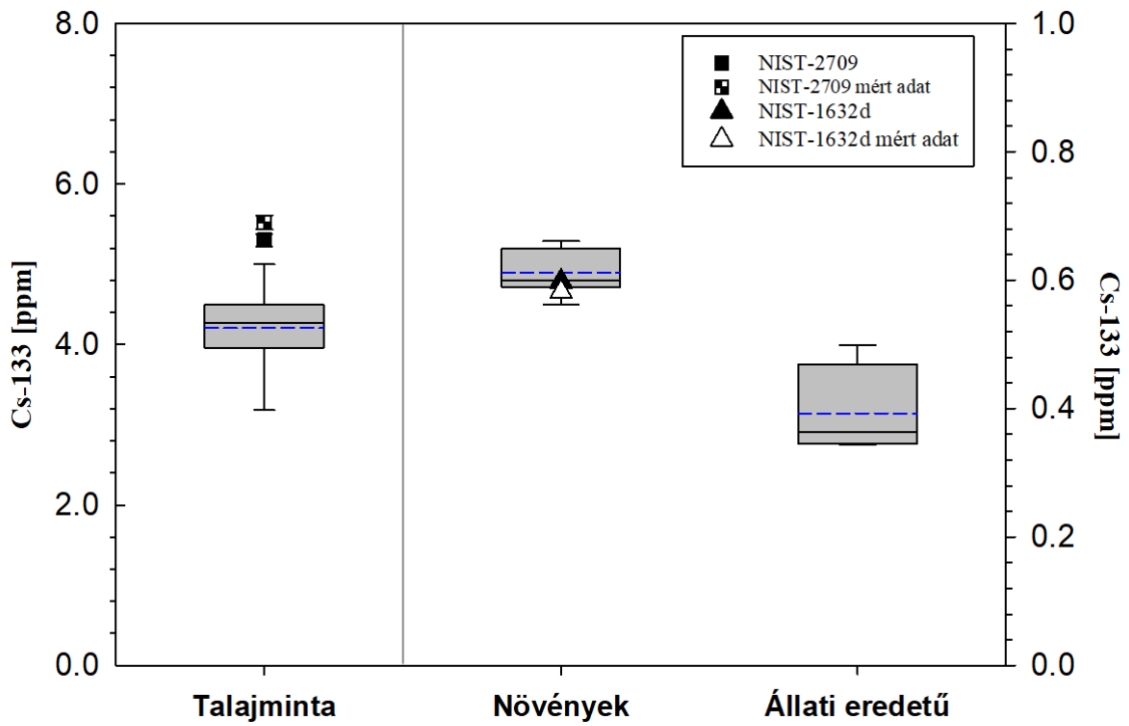
Minta típusa	Mintavétel ideje (m/hh/év)	Testsúly, BWT (kg)	Koncentráció (mg/kg száraz tömeg)	Koncentrációhányados* (CR, kg/kg)	Száraz -anyag (%)	Hamu (%)	F _n -á (nap/kg)
Juh hús 1.	21/04/2016	58	0,34 ± 0,034	0,41	41	0,95	0,48
Juh hús 2.	08/06/2016	57	0,38 ± 0,034	0,45	39	1,20	0,53
Juh hús 3.	13/07/2016	60	0,35 ± 0,034	0,42	38	1,10	0,49
Juh hús 4.	16/09/2016	59	0,36 ± 0,034	0,43	40	0,95	0,50
Juh máj	21/04/2016, 08/06/2016, 13/07/2016, 16/09/2016	58,5 (átlag)	0,50 ± 0,03	0,70	29	0,75	0,97

* DMI = 1,17 kg/nap.

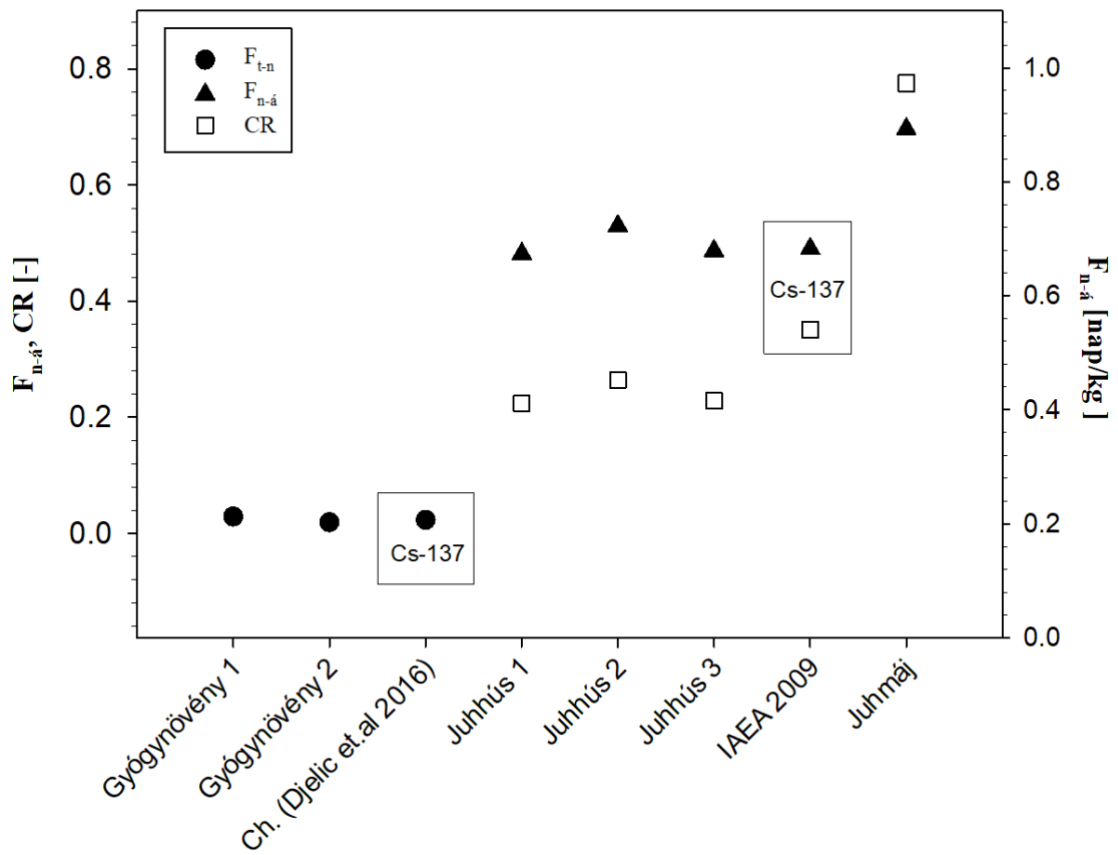
9. táblázat: Állati eredetű minták eredményei, növény-állat átviteli együttható értékei, cézium esetében.

Terület	Koncentrációsfaktor, F_{t-n}			Hivatkozás
	Tartomány	Átlag		
Jelen értekezés, Magyarország	$1,3 \times 10^{-1} - 1,8 \times 10^{-1}$	0,15		Jelen értekezés
Mérsékelt öv	$4,8 \times 10^{-3} - 0,99$	0,063		[IAEA 2010]
Bug River valley, Legyenlország	$3,0 \times 10^{-2} - 6,3 \times 10^{-1}$	0,26		[Solecki and Chibowski 2002]
Kragujevac, Szerbia	$7,0 \times 10^{-2} - 1,94$	0,71		[Krstić et al. 2007]
Aomori, Japán	$1,7 \times 10^{-2} - 9,8 \times 10^{-1}$	0,13		[H Tsukada, Hisamatsu, and Inaba 2003]
Észak Tajvan	$6,0 \times 10^{-2} - 6,3 \times 10^{-1}$	0,28		[Wang et al. 1997]
Észak Görögország	$2 \times 10^{-3} - 7,42$	0,20		[Papastefanou et al. 1999]
Jelen értekezés, Magyarország	$2,1 \times 10^{-2} - 2,8 \times 10^{-2}$	0,025		Jelen értekezés
Középső Szerbia	–	0,023		[Djelic et al. 2016]
Terület	Átviteli együttható, F_{n-a} , (nap/kg)			Hivatkozás
	Tartomány	Átlag	DMI (kg/nap)	
Jelen értekezés, Magyarország	$4,8 \times 10^{-1} - 5,3 \times 10^{-1}$	0,50	1,17	Jelen értekezés
Világszerte	–	0,49	1,10	[IAEA 2009]
Világszerte	$5,3 \times 10^{-2} - 1,3$	0,27	–	[IAEA 2009]
Csernobili csapadékból a hegyvidéki legelőkön	–	0,32	1,20	[B. J. Howard et al. 1987]
	–	0,79	0,60	[B. J. Howard et al. 1987]
Csernobili csapadékból	–	0,33	–	[B. J. Howard 1989]
Terület	Koncentrációhányados, CR (kg/kg)			Hivatkozás
	Tartomány	Átlag	DMI (kg/nap)	
Jelen értekezés, Magyarország	$4,1 \times 10^{-1} - 4,5 \times 10^{-1}$	0,43	1,17	Jelen értekezés
Világszerte	–	0,54	1,10	[IAEA 2009]
Világszerte	$5,3 \times 10^{-2} - 7,5$	0,64	–	[IAEA 2010]

10. táblázat: A stabil cézium eredményekből számolt faktorok összehasonlítása más régiókban számolt ^{137}Cs értékeivel.



10. ábra: A ^{133}Cs mért koncentráció értékeit és a validáláshoz használt anyagminták eredményei.



11. ábra: A ^{133}Cs -hoz tartozó bioakkumulációs faktorok és a radiocéziumra vonatkozó adat.

Stroncium eredmények

A vizsgált minták eredményeiből meghatározott stabil stronciumra (^{84}Sr) vonatkozó talaj-növény koncentrációsfaktor (F_{t-n}) értékek és mért mérési eredmények a 11. táblázatban kerültek összegzésre. A 12. ábra szemlélteti ezen adatokat.

A növényekben a stroncium koncentráció egy nagyságrenden belüli tért el, 25,9 és 484 mg/kg között változott, átlagosan $349,5 \pm 12$ mg/kg volt. A talajban a koncentrációk is hasonló eltérést adtak 60,6 és 178 mg/kg között változtak, átlagosan 128 ± 40 mg/kg volt.. A talaj-növény koncentrációs faktorok (F_{t-n}) 0,43 és 2,72 között változtak, átlagosan 2,37. A 12. táblázatban összegeztem az állati eredetű minták eredményeit és növény-állat átviteli együttható ($F_{n-á}$) értékeit stronciumra vonatkozóan. Ezen értékek kiszámításához a juh állatok táplálékául szolgáló (takarmány)-ban lévő stroncium koncentrációját a fűminták halmazának átlagos koncentrációjaként határoztam meg, feltételezve, hogy a juhok egyenlően fogyasztották az összes rendelkezésre álló fűfajtát. A húsmintákban az $F_{n-á}$ értékek 0,23-0,33 nap/kg tartományba estek, átlagosan $0,28 \pm 0,04$ nap/kg volt. A májmintában enyhén alacsonyabb, 0,21 nap/kg átmeneti együtthatót találtak, míg a csontszövet mintákba a stroncium sokkal nagyobb mértékben épült be, 0,89 nap/kg növény-állat átviteli együtthatóval ($F_{n-á}$), ami körülbelül négyszer nagyobb, mint a hús- és májminták esetében. Ez tükrözi a stroncium várható eloszlását a szervezetben, mivel jól ismert, hogy a stroncium felhalmozódik a csontokban. Hasonló kijelentések tehetők a CR értékekről is: a húsmintákban az értékek 0,27-0,39 kg/kg tartományba estek, átlagosan $0,33 \pm 0,05$ kg/kg volt, a májmintában pedig 0,24 kg/kg volt. A csontszövet minta sokkal nagyobb, 1,04 kg/kg koncentrációs arányt mutatott.

A 13. táblázatban gyűjtöttem össze a stabil stroncium (^{84}Sr) eredményekből számolt faktorok adatai összehasonlítva más területekre vonatkozó valós számolt ^{90}Sr értékekkel, mely a 13. ábrán is látható. A NAÜ által összegyűjtött jelentésben [IAEA 2009] a talaj-növény-juh tápláléklánc esetére vonatkozó F_{t-n} , $F_{n-á}$ és CR értékeket hogyha összehasonlítjuk a saját mérési adatokkal akkor a tartományok nagy szórást mutatnak az F_{t-n} értékeknél, 0,25 és 2,8 kg/kg között, átlagosan 0,91 értékkel. Ez az adat beletartozik az általam mért, számított $2,61 \pm 2,02$ kg/kg érték standard eltérésébe. Hasonló felmérést végzett az [ICRP 2009] is, 1,7 kg/kg-os publikált értékkel, ami szintén egyezik. A mért, számolt adataim egyezést mutatnak Sarap és mtsai. (2014) által a szerbiai Radmilovac kísérleti területen gyűjtött búzamintákban talált értékekkel is (0,57-1,80 kg/kg tartományban), radiokémiai elválasztást és α/β proporcionális mérési módszert alkalmazva. Az eredmények egyeztek [Y. H. , Choi et al. 2011] által vizsgált rizs

mintákban talált értékekkel is (0,016-1,1 kg/kg tartományban), aki a ^{85}Sr izotópot használta szubsztitúciós anyagként és gamma spektrometriát mérési módszernek. Wang és munkatársai [Wang et al. 1999] 0,18 és 3,56 kg/kg közötti koncentrációs faktorokat határoztak meg a tajvani helyi termelőktől gyűjtött édesburgonya mintákban radiokémiai elválasztás és folyadékszcintillációs (LSC) mérési technika segítségével, ami egyezik az általunk kapott eredményekkel. Néhány tanulmányban egy nagyságrenddel eltérő értékeket találtak [Solecki and Chibowski 2002] röntgen fluoreszcencia technikával $0,14 \pm 0,13$ kg/kg átlagos átmeneti tényezőt talált a lengyelországi Bug folyó völgyében gyűjtött fűmintákban. Ez az eltérés valószínűleg a földrajzi, meteorológiai és ökológiai tényezők különbségeivel magyarázható. A koncentrációs faktor meghatározása egyetlen paraméterbe gyűjt számos, a gyökérfelvétel mechanizmusában szerepet játszó tényezőt, és nem várható, hogy minden mintavételi területen állandó legyen. Olyan változók, mint a talajnedvesség, a kalcium szervezeten belüli hasznosulása és a talaj egyéb kémiai tulajdonságai, például a pH, valamint a növény gyökérzetének fiziológiai tulajdonságai mind hozzájárulnak az átmeneti tényezők meghatározásában tapasztalható nagy változékonysághoz. A növény-juh útvonalra vonatkozó növény-állat átviteli együttható és koncentrációhányadossal kapcsolatos legtöbb tanulmány a meghatározási módszert tekintve eltérő, mivel száraz vagy friss tömegrre vonatkoztatják az eredményeket. Baskaya és munkatársai [Başkaya, Dođru, and Küçükönder 2014] lucerna és széna táplálékon nevelt juhok szövetein végeztek elemzést, és F_{n-a} értékeket kaptak, amelyek nagyságrendben hasonlóak voltak az általam meghatározott értékekhez (0,59 és 0,77 nap/kg), valamint CR értékeket 1,29 és 1,03 között a lucerna és széna csoportokban. Meg kell jegyezni, hogy a húsminták értékeiben eltérés várható, mivel ez a csoport az emésztésben részt vevő bélrendszeri szövetekből vett mintát, nem pedig a juh húsból. Beresford és munkatársai [Beresford et al. 2015] egy másik tanulmányában LSC technikával végeztek a csernobili lezárt zónából gyűjtött kis emlős tetemeken méréseket, és 0,88-3,1 kg/kg közötti teljes testre vonatkozó CR értékeket találtak. Ez a módszer magában foglalta a csontvázban koncentrált ^{90}Sr méréseit, ezért az általuk meghatározott magasabb érték egyértelműsíthető. A NAÜ [IAEA. 2010a] által közzétett összeállított eredmények felmérése szerint a juhok esetében a takarmányból húsba történő felvételhez tartozó növény-állat felvételi együttható $5,0 \times 10^{-4}$ - $8,0 \times 10^{-3}$ nap/kg tartományban kell legyen. Eredményeim több nagyságrenddel esnek ezen tartományon kívül, bár közelebb állnak a hivatkozott egyéb tanulmányok megfigyeléseihez. Lehetséges, hogy ez a juhok által felvett stroncium eloszlásának különbségéből adódik az öregedési folyamatok okán.

A fiatalabb juhoknak a fejlődő csontváz miatt több stronciumot kell a csontokba juttatniuk, mint az idősebb juhoknak. A minták stroncium tartalmának vizsgálatáról szóló adatok és eredmények a Brennan és társai [Brennan et al. 2019] által közölt publikációban is megtekinthetők.

Mintavételi hely (növény fajtája)	Mintavétel ideje (mm/hh/év)	Talaj	Növények	F _{t-n}
		Koncentráció (mg/kg száraz tömeg)		
DG 1, (Dactylis glomerata)		178 ± 5	484 ± 17	2,72
DG 2, (Dactylis glomerata)	21/04/2016,	133 ± 3	365 ± 12	2,74
FR 1, (Festuca rubra)	08/06/2016,	135 ± 4	366 ± 13	2,71
FR 2, (Festuca rubra)	13/07/2016,	133 ± 4	306 ± 10	2,30
LP 1, (Lolium perenne)	16/09/2016	163 ± 5	303 ± 10	1,86
LP 2, (Lolium perenne)		145 ± 4	274 ± 9	1,89
PP 1, (Poa pratensis)		60,6 ± 2	25,9 ± 1,6	0,43
PP 2, (Poa pratensis)		76,8 ± 2,5	49,5 ± 2,3	0,64
MC 1, (Matricaria chamomilla)	08/06/2016	59,3 ± 2	132 ± 5	2,23
MC 2, (Matricaria chamomilla)	13/07/2016	75,1 ± 2,5	159 ± 4	2,12

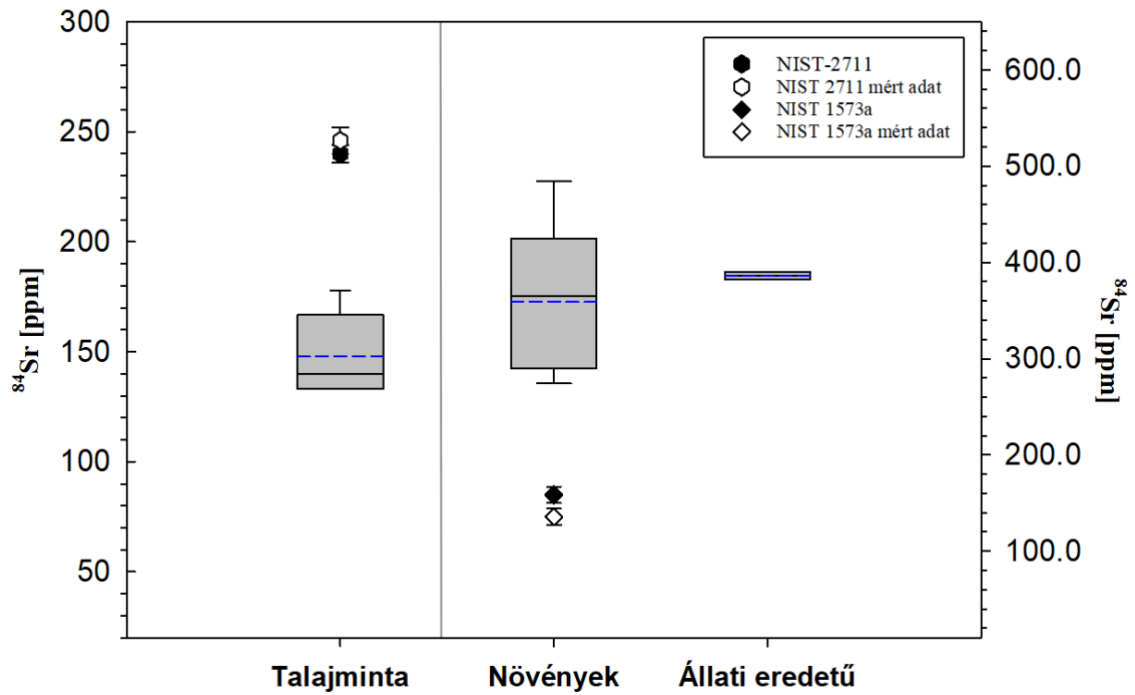
11. táblázat: Talaj és növénytípusok eredményei, talaj-növény koncentrációfaktorral stronciumra vonatkozóan.

Minta típusa	Mintavétel ideje (nn/hh/év)	Testsúly, BWT (kg)	Koncentráció (mg/kg száraz tömeg)	Koncentráció hányados* (CR, kg/kg)	F _{n-á} (nap/kg)
Juh hús 1.	21/04/2016	58	100 ± 4	0,27	0,23
Juh hús 2.	08/06/2016	57	147 ± 5	0,39	0,33
Juh hús 3.	13/07/2016	60	129 ± 4	0,34	0,29
Juh hús 4.	16/09/2016	59	118 ± 3	0,31	0,27
Juh máj	21/04/2016, 08/06/2016, 13/07/2016, 16/09/2016	58,5 (átlag)	90,8 ± 3,6	0,24	0,21
Juh csont	21/04/2016, 08/06/2016, 13/07/2016, 16/09/2016	58,5 (átlag)	390 ± 13	1,04	0,89

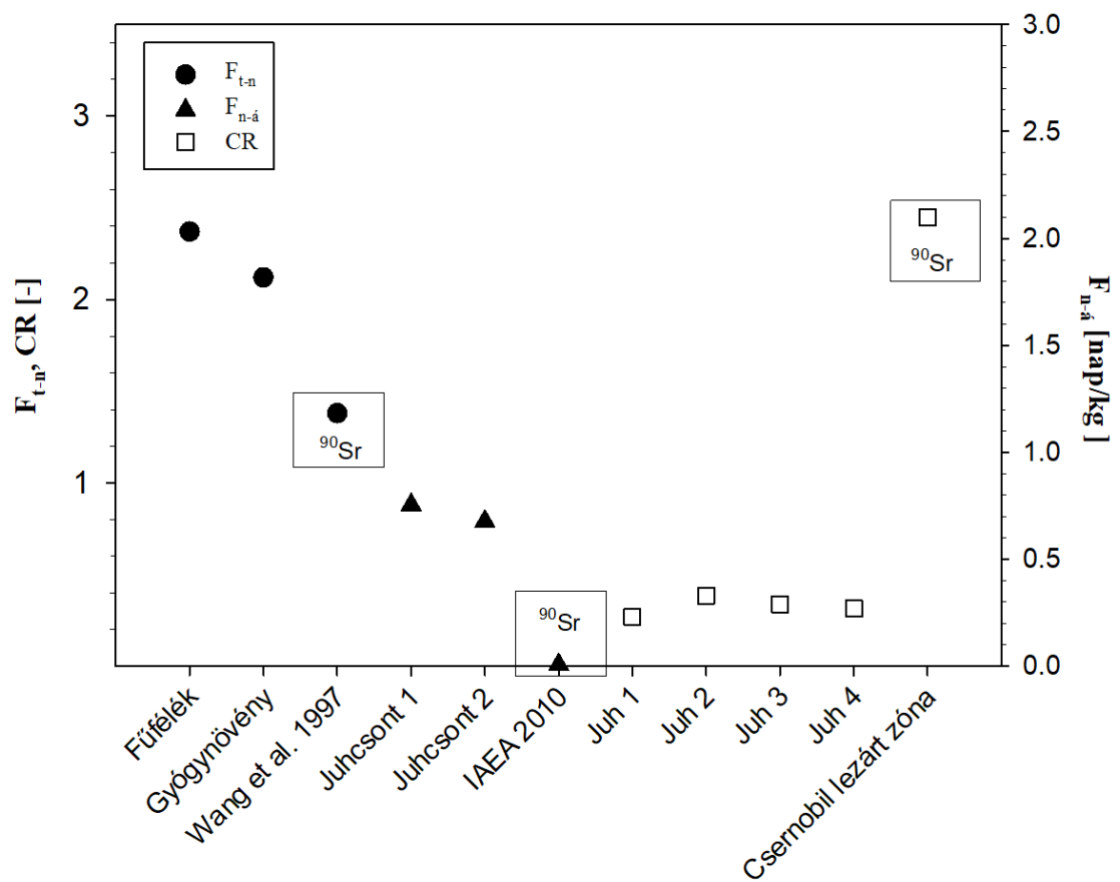
12. táblázat: Állati eredetű minták eredményei, növény-állat átviteli együttható értékei, stroncium esetében.

Terület	Koncentrációsfaktor, F_{t-n}			Hivatkozás
	Tartomány	Átlag		
Jelen értekezés, Magyarország	0,43 – 7,45	2,61		Jelen értekezés
Észak Tajvam	0,18 – 3,56	1,38		[Wang et al. 1997]
Bug River valley, Legyenlország	$1,6 \times 10^{-2} - 2,7 \times 10^{-1}$	0,14		[Solecki and Chibowski 2002]
Aomori, Japán	$2,1 \times 10^{-3} - 2,1 \times 10^{-1}$	–		[H Tsukada, Hisamatsu, and Inaba 2003]
Wolsung terület, Dél Korea	$1,6 \times 10^{-2} - 1,1$	–		[Y. H. , Choi et al. 2011]
Radmilovac kísérleti terület, Szerbia	$5,7 \times 10^{-1} - 1,8$	–		[Sarap et al. 2014]
Világszerte	0,25 – 2,8	0,91		[IAEA 2010]
Terület	Átviteli együttható, $F_{n-á}$, (nap/kg)			Hivatkozás
	Tartomány	Átlag	DMI (kg/nap)	
Jelen értekezés, Magyarország	0,23 – 0,89	0,56	1,17	Jelen értekezés
Világszerte	$5,0 \times 10^{-4} - 8,0 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-3}$	1,17	[IAEA 2010]
Világszerte	$3,0 \times 10^{-4} - 4,0 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-3}$	–	[B. J. , Howard et al. 2008]
Törökország	–	0,59 (lucerna) 0,77 (széna)	–	[Başkaya, Dođru, and Küçükönder 2014]
Terület	Koncentrációhányados, CR (kg/kg)			Hivatkozás
	Tartomány	Átlag	DMI (kg/nap)	
Jelen értekezés, Magyarország	0,27 – 0,39	0,33	1,17	Jelen értekezés
Világszerte	–	2,1	–	[ICRP 2009]
Chernobil lezárt zóna	0,88 – 3,1			[Beresford et al. 2015]

13. táblázat: A stabil stroncium eredményekből számolt faktorok összehasonlítása más régiókban számolt ^{90}Sr értékeivel.



12. ábra: A ^{84}Sr mért koncentráció értékeit és a validáláshoz használt anyagminták eredményei.



13. ábra: A ^{84}Sr -hoz tartozó bioakkumulációs faktorok és a radiostronciumra vonatkozó adatok.

V. Összefoglalás

Munkám során rávilágítottam az emberi szervezetet érő táplálékláncból eredő sugárterhelés jelentőségére, becslésének nehézségeire, a szükséges paraméterek befolyásoló hatásaira és a helyspecifikus adatok fontosságára.

Táplálékláncból eredő sugárterhelés meghatározásához szükséges bemenő paraméterek közül összesen 15 db különbözőt azonosítottam, melyekből eltérő értékek lelhetőek fel a hozzáférhető adatbázisokban. Statisztikai (parciális korrelációs vizsgálat és regresszióanalízis) és elemző érzékenységvizsgálati módszerek eredményei alapján megállapítottam, hogy a végeredmény szempontjából nagy befolyással bíró paraméterek a depozíció mértéke (D_c) és a bioakkumulációs faktorok (F_{t-n} , F_{n-a}). Előbbi értékei nedves és száraz kihullás esetén térnek el egy nagyságrenden belül, viszont ennek jó illesztésével megoldható az eltérés kiküszöbölése. A bioakkumulációs faktorok esetén ez már nehezebben megoldható, mert a különféle talaj és növény fajták, valamint állati sokszínűség esetében a helyspecifikus adatok megléte elengedhetetlen, hiszen leginkább ebből fakad a több nagyságrendi eltérés eredete.

Részletesen bemutattam a neutronaktivációs analízis és gamma-spetkrometriai mérés technika alkalmazhatóságát stabil cézium és stroncium meghatározására környezeti mintákban (talaj, növény, állati eredetű). A módszert megbízható módon alkalmazhatjuk alacsony kimutatási határral, kis mintamennyiséggel (<1g), minimális mintaelőkészítéssel, roncsolásmentes módon. Igazoltam, hogy a stabil cézium (^{133}Cs) és stroncium (^{84}Sr) bioakkumulációs faktorai a radiocézium (^{137}Cs) és radiostroncium (^{90}Sr)-ra vonatkozó faktorokkal korrelációt mutatnak, ennek okán a modellszámítások bemenő paramétereként jól alkalmazhatóak.

Az eredményeim alapján létrehoztam egy könnyen kezelhető grafikus felülettel ellátott platformfüggetlen szoftvert és a hozzá tartozó kódba implementált formulákat a táplálékláncból eredő dózisos szimulációjára, melynek segítségével helyspecifikusan modellezhető egy adott baleseti szituációt követően kialakuló táplálékláncból eredő sugárterhelés mértéke.

Az általam kidolgozott stabil elem visszamérésén alapuló eljárásnak az egyik hiányossága, hogy csak a stabil elem egyensúlyi állapotára vonatkozó adatokat szolgáltat,

és nem ad információt nagy koncentrációban a környezetbe kikerülő radionuklidok esetére, mivel ezek mozgása a bioszférában eltérő lehet. A hosszú távú és realisztikusabb dózisbecslésekhez azonban hasznos és elengedhetetlen, ugyanis a modellek bemenő paramétereinek adatbázisai a helyspecifikus adatokkal frissíthetőek hiszen a radionuklidok felvétele kiegyenlítődik a tápláléklánc trofikus szintjein.

Az atomenergia alkalmazása során kialakult egy olyan emberi hozzáállás, a sugárzásokkal szembeni ellenérzés, amely a megfoghatatlan és hatásait tekintve igen nehezen értékelhető radioaktív sugárzásokkal kapcsolatos számolási, modellezési bizonytalanságot a konzervatív, igen gyakran ultra konzervatív megközelítés módszerével kezeli. A tudományos életben jelenleg elfogadott irányok és műszaki megfontolások alapján azonban kijelenthető, hogy a valóságot sokkal inkább megközelítő, realisztikus modellezési módszerek alkalmazása jelentősen képes csökkenteni a konzervatív faktorokból eredő bizonytalanságot. Ebben nem csupán a nagyfelbontású, tetszőlegesen paraméterezhető, korszerű számítógépes modellek segítenek, de a közelmúlt nukleáris ipari eseményeinek sugárvédelmi tapasztalatai is beépíthetők az új, realisztikusabb módszerekbe. A helyspecifikus paraméterek meghatározása a különböző útvonalakon történő radionuklidok esetében elengedhetetlen a lakosság, különösen a nukleáris létesítmények környezetében lévő mezőgazdasági régiók lakosságának hosszú távú radiológiai kockázatának pontosabb értékeléséhez.

Tézispontok

1. Tézis

Megvizsgáltam a különböző hazai és nemzetközi ajánlásokban szereplő és szoftverek által alkalmazott dózisszámítási modelleket, összehasonlítottam és felülvizsgáltam a különböző modellszámításokhoz szükséges paramétereket. Érzékenységvizsgálati módszerek segítségével elemeztem a végeredmény szempontjából jelentős befolyással bíró bemeneti paramétereket és igazoltam a helyspecifikus bioakkumulációs faktorok jelentőségét.

2. Tézis

A legjelentősebb bemeneti paraméterek (transzfer faktorok) esetében, alacsony kimutatási határral rendelkező vizsgálati eljárást dolgoztam ki (kis mennyiségű minta vizsgálatára Neutron Aktivációs Analízist és gamma-spektrometriai mérés technikát alkalmazva) a stabil elemekre vonatkozóan a helyspecifikus adatok meghatározásához. Egy esetleges baleseti szituációt követően a nukleáris létesítményből kikerülő céziumra és stronciumra vonatkozóan. Igazoltam, hogy a módszer segítségével nem szennyezett, (radioaktív elemet nem kimutatható mennyiségben tartalmazó terület) területek felmérését is ellehet végezni.

3. Tézis

A nemzetközi ajánlásokban szereplő modelleket felhasználva, valamint különböző baleseti és környezeti tényezőket figyelembe véve, létrehoztam egy grafikus felülettel ellátott platformfüggetlen szoftvert és a hozzá tartozó kódba implementált modellt, melynek segítségével helyspecifikusan modellezhető egy adott baleseti szituációt követően kialakuló táplálékláncból eredő sugárterhelés mértéke. A szoftvert javaslom különböző sugárterheléssel járó események lakossági belső sugárterhelésre gyakorolt hatásának becslésére.

Thesis statements

Thesis 1

I have examined, compared, and reviewed various dose calculation models used in domestic and international guidelines and software. Through sensitivity analysis methods, I have analysed the input parameters that have a significant impact on the result and verified the importance of site-specific bioaccumulation factors.

Thesis 2

For the most significant input parameters (transfer factors), I have developed a low-detection-limit analytical method (using Neutron Activation Analysis and gamma spectrometry for small sample analysis) to determine stable elements. This allows for the determination of site-specific data for caesium and strontium in a potential accident scenario. I have also verified that this method can be used to survey areas that are not contaminated (areas with undetectable levels of radioactive elements).

Thesis 3

Using the models included in international recommendations and considering various accident and environmental factors, I have created a platform-independent software with a graphical interface and a model implemented in the corresponding code. With its help, the extent of radiation exposure resulting from the food chain following a given accident situation can be modelled on a site-specific basis. I recommend the software for estimating the impact of various radiation exposure events on the internal radiation exposure of the population.

Felhasznált irodalom

- Abbott, M. L., and A. S. Rood. 1994. 'COMIDA: A Radionuclide Food Chain Model for Acute Fallout Deposition.' *Health Physics* 66 (1): 17–29. <https://doi.org/10.1097/00004032-199401000-00003>.
- Akhter, P., S. D. Orfi, and N. Ahmad. 2003. 'Caesium Concentration in the Pakistani Diet'. *Journal of Environmental Radioactivity* 67 (2): 109–18. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(02\)00163-7](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(02)00163-7).
- Andrea Saltelli, Stefano Tarantola, Francesca Campolongo, and Marco Ratto. 2004. *SENSITIVITY ANALYSIS IN PRACTICE, A GUIDE TO ASSESSING SCIENTIFIC MODELS*. John Wiley & Sons Ltd.
- Baker, D A, G R Hoenes, and J K Soldat. 1976. 'FOOD: An Interactive Code to Calculate Internal Radiation Doses from Contaminated Products'. United States. http://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:07275507.
- Başkaya, Halime, Mahmut Dođru, and Adnan Küçükönder. 2014. 'Determination of the ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr Radioisotope Activity Concentrations Found in Digestive Organs of Sheep Fed with Different Feeds'. *Journal of Environmental Radioactivity* 134: 61–65. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.02.023>.
- Bátor, G., A. Bednár, T. J. Glover, T. Kovács, and S. Landsberger. 2018. 'Determination of Cesium Transfer Factors by Instrumental Neutron Activation Analysis'. *Journal of Environmental Radioactivity* 187: 16–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.02.010>.
- Beresford, N. A., S., Gaschak, A., Maksimenko, and M. D., Wood. 2015. 'The Transfer of ¹³⁷Cs, Pu Isotopes, and ⁹⁰Sr to Bird, Bat and Ground-Dwelling Small Mammal Species within the Chernobyl Exclusion Zone.' *J. Environ. Radioact.* 153: 231–36.
- Brennan, C., D. Haas, S. Landsberger, E. Artnak, G. Bátor, A. Bednár, and T. Kovács. 2019. 'A Feasibility Study on the Determination of ⁹⁰Sr Food-Chain Transfer Using Stable Strontium as a Surrogate and Neutron Activation Analysis'. *Journal of*

- Environmental Radioactivity* 208–209 (September 2018): 105988.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.105988>.
- Choi, Y H, K M Lim, G S Choi, H J Choi, H S Lee, and C W Lee. 2003. ‘Korean Experimental Studies on the Radionuclide Transfer in Crop Plants’. In *Proceedings of the International Symposium on Transfer of Radionuclides in Biosphere: Prediction and Assessment, Tokai, Japan*, 239–46.
- Choi, Y. H., K. M., Lim, I., Jun, D. K., Keum, M. H., Han, and I. G. Kim. 2011. ‘Transport Behavior and Rice Uptake of Radiostrontium and Radiocesium in Flooded Paddy Soils Contaminated in Two Contrasting Ways. ’. *Science of the Total Environment* , 248–56.
- Collett, Richard S., and Kehinde Oduyemi. 1997. ‘Air Quality Modelling: A Technical Review of Mathematical Approaches’. *Meteorological Applications* 4 (3): 235–46.
<https://doi.org/10.1017/S1350482797000455>.
- Cottle, D. J. 2010. *International Sheep and Wool Handbook*. Edited by D. J. Cottle. Nottingham: Nottingham University Press.
- Currie, Lloyd A. 1968. ‘Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination. Application to Radiochemistry’. *Analytical Chemistry* 40 (3): 586–93.
<https://doi.org/10.1021/ac60259a007>.
- D. B. Lowman, R. S. Clement, D. D. DeMore, J. S. Bland, and V. Malafeew. 2024. ‘Offsite Doses of Liquid and Gaseous Radioactive Releases from Normal Nuclear Power Operations’. Chesapeake Nuclear Services, Inc.
- Davis, P A, M R Avadhanula, D Cancio, P Carboneras, P Coughtrey, G Johansson, R H Little, G M Smith, and B M Watkins. 1999. ‘BIOMOVs II: An International Test of the Performance of Environmental Transfer Models’. *Journal of Environmental Radioactivity* 42 (2): 117–30. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(98\)00049-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0265-931X(98)00049-6).
- Djelic, Gorica, Dragana Krstic, Jelena M. Stajic, Biljana Milenkovic, Marina Topuzovic, Dragoslav Nikezic, Dusica Vucic, Tijana Zeremski, Milan Stankovic, and Dragana

- Kostic. 2016. 'Transfer Factors of Natural Radionuclides and ^{137}Cs from Soil to Plants Used in Traditional Medicine in Central Serbia'. *Journal of Environmental Radioactivity* 158–159: 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.03.028>.
- Dombovári, P., T., Ranga, Á., Nényei, T., Bujtás, KovácsT., V., Jobbágy, C., Vincze, and F., Molnár. 2008. 'Új Terjedésszámító Szoftver Fejlesztése És Bevezetése a Paksi.', 2008. <http://rem.jrc.cec.eu.int/etex/>.
- Downing, D. J., R. H. Gardner, and F. O. Hoffman. 1985. 'An Examination of Response-Surface Methodologies for Uncertainty Analysis in Assessment Models'. *Technometrics* 27 (2): 151. <https://doi.org/10.2307/1268763>.
- Draxler, Roland R. 1998. 'An Overview of the HYSPLIT_4 Modelling System for Trajectories, Dispersion, and Deposition'. In. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:42834712>.
- Ehlken Sabine, and Kirchner Gerald. 2002. 'Environmental Processes Affecting Plant Root Uptake of Radioactive Trace Elements and Variability of Transfer Factor Data: A Review'. *Journal of Environmental Radioactivity* 58 (2–3): 97–112. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00060-1](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00060-1).
- EPA. 2008. 'Bioaccumulation and Aquatic System Simulator (BASS)'. CEAM.
- FAO–UNESCO. 1981. *Soil Map of the World 1:5 000 000. Volume V. Europe*.
- Filep György, Füleky György, and Stefanovits Pál. 2010. *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó.
- Frissel, M. J., D. L. Deb, M. Fathony, Y. M. Lin, A. S. Mollah, N. T. Ngo, I. Othman, et al. 2002. 'Generic Values for Soil-to-Plant Transfer Factors of Radiocesium'. *Journal of Environmental Radioactivity* 58 (2–3): 113–28. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00061-3](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00061-3).
- George F. Athey, Stephen A. McGuire, and Jr. J. Van Ramsdell. 2007. 'RASCAL 3.0.5 WORKBOOK'. <http://www.nrc.gov/reading-rm.html>.
- Guido van Rossum. 2016. *Python 3.6 Language Reference*. Samurai Media Limited.

- Haegg C. and Johansson, G. 1988. 'BIOMOVS: An International Model Validation Study'. In *Reliability of Radioactive Transfer Models*, edited by G Desmet, 22–29. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1369-1_3.
- Helton, J, J Garner, R McCurley, and D Rudeen. 1991. 'Sensitivity Analysis Techniques and Results for Performance Assessment at the Waste Isolation Pilot Plant'. Albuquerque, NM, and Livermore, CA (United States). <https://doi.org/10.2172/5692496>.
- Howard, B. J. 1989. 'A Comparison of Radiocaesium Transfer Coefficients for Sheep Milk and Muscle Derived from Both Field and Laboratory Studies'. *Science of the Total Environment*, The 85 (C): 189–98. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90317-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90317-3).
- Howard, B. J., N. A., Beresford, C. L., Barnett, and S., Fesenko. 2008. 'Radionuclide Transfer to Animal Products: Revised Recommended Transfer Coefficient Values.' *J. Environ. Radioact.* 100: 263–73.
- Howard, B.J., N.A. Beresford, L. Burrow, P.V. Shaw, and E.J.C. Curtis. 1987. 'A Comparison of Caesium 137 and 134 Activity in Sheep Remaining on Upland Areas Contaminated by Chernohyl Fallout with Those Removed to Less Active Lowland Pasture'. *J. Soc Rad. Prot.*, no. 7: 71–73.
- HWANG, Won Tae, Gyuseong CHO, and Moon Hee HAN. 1998. 'Development of a Dynamic Food Chain Model DYNACON and Its Application to Korean Agricultural Conditions'. *Journal of Nuclear Science and Technology* 35 (6): 454–61. <https://doi.org/10.1080/18811248.1998.9733888>.
- IAEA. 1989. 'Measurement of Radionuclides in Food and the Environment. A Guidebook. Technical Reports Series' No. 295.
- IAEA. 1993. 'VALIDATION OF ENVIRONMENTAL MODEL PREDICTIONS (VAMP)'.
- IAEA. 2001. 'Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment.' Vol. No. 19.

- IAEA. 2003. 'Reference Biospheres for Solid Radioactive Waste Disposal. Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS) Programme'. International Atomic Energy Agency.
- IAEA. 2008. 'Safe Long Term Operation of Nuclear Power Plants'. *Safety Reports Series No.57*.
- IAEA. 2009. 'Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, Technical Documents' No. 1616.
- IAEA. 2010a. 'Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, No. 472.' Vienna.
- IAEA. 2010b. 'Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater, Technical Reports Series' No. 472.
- IAEA. 2010. 'Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater, Technical Reports Series' No. 472.
- Ibolya Demeter M. 1999. *Visual Basic 6.0 - Lépésről Lépésre*. Panem Kft.
- ICRP. 2009. *Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants*. . Vol. 39. ICRP Publication 114.
- IAEA. 2022. 'ICRP Dose Viewer'. International Commission on Radiological Protection.
- International Organization for Standardization. 2019. 'ISO 11929-2:2019: Determination of the Characteristic Limits (Decision Threshold, Detection Limit and Limits of the Coverage Interval) for Measurements of Ionizing Radiation — Fundamentals and Application — Part 2: Advanced Applications'.
- IUR. 1992. 'An Update of the Recommended Soil-to-Plant Transfer Factors of Sr-90, Cs-137 and Transuranics.' *VIIIth Report of the Working Group Soil-to-Plant Transfer Factors.*, IUR Pub R-9212-02., 16–25.

- Iyengar, V., and J. Woittiez. 1988. 'Trace Elements in Human Clinical Specimens: Evaluation of Literature Data to Identify Reference Values'. *Clinical Chemistry* 34 (3): 474–81.
- J Brown, and J. R. Simmonds. 1995. 'FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides Through Terrestrial Foodchains'. National Radiological Protection Board.
- Jerry Faust, Olivier Leprêtre, Sergei Leschinsky, and Roberto Angeletti. 2013. 'Https://Www.Mapwindow.Org/#contact'. MapWindow GIS. August 2013.
- Jones, J A, P A Mansfield, and Irmgard . Hasemann. 1996. 'PC COSYMA Version 2: An Accident Consequence Assessment Package for Use on a PC'. *Radiological Protection Bulletin*, no. 173: 18–21. http://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:27031303.
- Koch, J, and J Tadmor. 1986. 'Radfood - A Dynamic Model for Radioactivity Transfer Through the Human Food Chain'. *Health Physics* 50 (6). https://journals.lww.com/health-physics/fulltext/1986/06000/radfood___a_dynamic_model_for_radioactivity.3.aspx.
- Központi Statisztikai Hivatal. 2022. 'Az Egy Főre Jutó Éves Élelmiszer-Fogyasztás Mennyisége Régió És a Települések Típusa Szerint [Kilogramm]'. https://www.ksh.hu/stadat_files/Jov/Hu/Jov0051.html. 2022.
- Krstić, D., N. Stevanović, J. Milivojević, and D. Nikezić. 2007. 'Determination of the Soil-to-Grass Transfer of ¹³⁷Cs and Its Relation to Several Soil Properties at Various Locations'. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43 (1): 65–73. <https://doi.org/10.1080/10256010601154171>.
- Landsberger, S., W. D. Cizek, and R. H. Campbell. 1994. 'NADA92: An Automated, User-Friendly Program for Neutron Activation Data Analysis'. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Articles* 180 (1): 55–63. <https://doi.org/10.1007/BF02039903>.

- Maderich, V, R Bezhenar, Y Tateda, M Aoyama, D Tsumune, K T Jung, and G de With. 2018. 'The POSEIDON-R Compartment Model for the Prediction of Transport and Fate of Radionuclides in the Marine Environment'. *MethodsX* 5: 1251–66. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.10.002>.
- Mordecai Ezekiel, and Karl A. Fox. 1970. *Korreláció És Regresszió Analízis, Lineáris És Nem-Lineáris Módszerek*. Edited by Wellisch Péter. Közgazdasági és Jogi Könyvkiadó.
- Nisbet, A F, and R F Woodman. 2000. 'Soil-to-Plant Transfer Factors for Radiocesium and Radiostrontium in Agricultural Systems.' *Health Physics* 78: 279–88. <https://doi.org/10.1097/00004032-200003000-00005>.
- NRPB. 1994. 'Guidance on Restrictions on Food and Water Following a Radiological Accident' 5 (1).
- Papastefanou, C., M. Manolopoulou, S. Stoulos, A. Ioannidou, and E. Gerasopoulos. 1999. 'Soil-to-Plant Transfer of ¹³⁷Cs, ⁴⁰K and ⁷Be'. *Journal of Environmental Radioactivity* 45 (1): 59–65. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(98\)00077-0](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(98)00077-0).
- Péter Szántó, Sándor Deme, Edit Láng, István Németh, and Tamás Pázmándi. 2009. 'SINAC – Simulator Software for Interactive Modelling of Environmental Consequences of Nuclear Accidents (Second Generation)'.
- Peter Zagyvai. 2018. *Radioaktív Anyagok Terjedése a Környezetben*.
- Pochin, E. E. 1988. 'Links in the Transmission of Radionuclides Through Food Chains'. *Radionuclides in the Food Chain, Springer London*, 22–31.
- Quintessa. 2016. 'PRISM Food Chain Modelling Software'.
- S. Kamboj, E. Gnanapragasam, and C. Yu. 2018. 'RESRAD Code'. Environmental Science Division, Argonne National Laboratory.
- Sándor Deme, and István Fehér. 2010. *Sugárvédelem*. Budapest: ELTE Eötvös Kiadó.

- Sarap, N. B., M. M., Jankovic', Z. K., Dolijanovic', D. D., Kovacevic', M. M., Rajacic', J. D., Nikolic', and D. J., Todorovic'. 2014. 'Soil-to-Plant Transfer Factor for 90Sr and 137Cs. '. *J. Radioanal. Nucl. Chem*, no. 303: 2523–27.
- Schüle, O, and M Rafat. 1997. 'The Software Framework of RODOS'. *Radiation Protection Dosimetry* 73 (1–4): 41–44. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a032161>.
- Severo, Maria I G, Arno H De Oliveira, Marie F G Loustalot, Clemente G Carneiro, and Mario R S Silva. 2004. 'INAA and ICP-MS Methods for Biological Tissues Studies' 17 (3): 110–15.
- Solecki, J., and S. Chibowski. 2002. 'Determination of Transfer Factors for 137 Cs and 90 Sr Isotopes in Soil–Plant System'. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 252 (1): 89–93. <https://doi.org/10.1023/A:1015239805209>.
- (Steve) Sheppard, S C. 2005. 'Transfer Parameters—Are On-Site Data Really Better?' *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 11 (5): 939–49. <https://doi.org/10.1080/10807030500257747>.
- Steven G. Hormann. 2009. 'HotSpot – Heath Physics Codes Version 2.07 User's Guide'.
- Stohl, A. 2006. 'Characteristics of Atmospheric Transport into the Arctic Troposphere'. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 111 (D11). <https://doi.org/10.1029/2005JD006888>.
- Takeyasu, Masanori, and Shuichi Sumiya. 2014. 'Estimation of Dry Deposition Velocities of Radionuclides Released by the Accident at the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant'. *Progress in Nuclear Science and Technology*, 64–67. http://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:49052130.
- Thykie-Nielsen, Søren, Sándor Deme, and Torben Mikkelsen. 1999. 'Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF'. In. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:123913010>.

- Tsukada, H, S Hisamatsu, and J Inaba. 2003. 'Transfer of ^{137}Cs and Stable Cs in Soil – Grass – Milk Pathway in Aomori , Japan'. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 255 (3): 455–58.
- Tsukada, Hirofumi, and Yuji Nakamura. 1999. 'Transfer of ^{137}Cs and Stable Cs from Soil to Potato in Agricultural Fields'. *Science of the Total Environment* 228 (2–3): 111–20. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00009-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00009-1).
- Uchida, S., and K. Tagami. 2007. 'Soil-to-Plant Transfer Factors of Fallout ^{137}Cs and Native ^{133}Cs in Various Crops Collected in Japan'. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273 (1): 205–10. <https://doi.org/10.1007/s10967-007-0737-5>.
- Uchida, S., K. Tagami, Z. R. Shang, and Y. H. Choi. 2009. 'Uptake of Radionuclides and Stable Elements from Paddy Soil to Rice: A Review'. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (9): 739–45. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.10.008>.
- UNSCEAR. 2008a. *Effects of Ionizing Radiation on Non-Human Biota. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Vol. II.*
- UNSCEAR. 2008b. *Sources and Effects of Ionizing Radiation: Sources Annex B. Exposures of the Public and Workers from Various Sources of Radiation. United Nations Publications. Vol. 1.*
- Vajda, Nóra, and Chang-Kyu Kim. 2010. 'Determination of Radiostrontium Isotopes: A Review of Analytical Methodology'. *Applied Radiation and Isotopes* 68 (12): 2306–26. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2010.05.013>.
- Wang, Chih Jung, Shu Ying Lai, Jeng Jong Wang, and Yu Ming Lin. 1997. 'Transfer of Radionuclides from Soil to Grass in Northern Taiwan'. *Applied Radiation and Isotopes* 48 (2): 301–3. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(96\)00178-9](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(96)00178-9).
- Wang, Chih Jung, Jeng Jong Wang, Chih Yu Chiu, Shu Ying Lai, and Yu Ming Lin. 1999. 'Transfer Factors of ^{90}Sr and ^{137}Cs from Soil to the Sweet Potato Collected in Taiwan'. *Journal of Environmental Radioactivity* 47 (1): 15–27. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(99\)00013-2](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(99)00013-2).

Whicker, F W, T B Kirchner, D D Breshears, and M D Otis. 1990. 'Estimation of Radionuclide Ingestion: The "PATHWAY" Food-Chain Model.' *Health Physics* 59 (5): 645–57. <https://doi.org/10.1097/00004032-199011000-00015>.

Publikációs tevékenység

Az értekezés témájával kapcsolatos publikációk

Nemzetközi referált folyóiratban megjelent idegen nyelvű cikkek (4)

1. Bátor, G., Bednár, A., Glover, T.J., Kovács, T., Landsberger, S., 2018. **Determination of cesium transfer factors by instrumental neutron activation analysis.** J Environ Radioact 187, 16–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.02.010>
2. Brennan, C., Haas, D., Landsberger, S., Artnak, E., Bátor, G., Bednár, A., Kovács, T., 2019. **A feasibility study on the determination of ⁹⁰Sr food-chain transfer using stable strontium as a surrogate and neutron activation analysis.** J Environ Radioact 208–209, 105988. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.105988>
3. Naofumi, A., Chie, I., Akemi, K., Masahiro, T., Hirofumi, T., Nagayoshi, S., Kimpei, I., Hegedűs, M., Bátor, G., Kovács, T., Hideki, K., 2020. **Low-volume Electrolytic Enrichment for Tritium Measurement Using Improved Solid Polymer Electrolyte System at NIFS and Its Application.** RADIATION ENVIRONMENT AND MEDICINE 9, 93–97.
4. Stojković, I., Todorović, N., Nikolov, J., Krajcar Bronić, I., Bátor, G., Kovács, T., 2019. **Investigation of fast screening LSC method for monitoring ¹⁴C activity in wastewater samples.** Radiat Meas 121, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2018.12.004>

Konferencia kiadványok (11)

1. Kovács, Tibor, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, Róbert Mészáros, and István Lagzi. 2023. **“Improvements of the Radionuclide Atmospheric Dispersion and Food Chain Model.”** In *ABSTRACTS & SOUVENIR First International Conference on Radiation Awareness and Detection in Natural Environment (RADNET-IV)*.

2. Kovács, Tibor, Gergő Bátor, Zhanat Baigazinov', Miklós Hegedűs, Anita Csordás, and Edit Tóth-Bodrogi. 2023. **“Selection of the Biomonitors for the Contaminated Sites.”** In The 10th Educational Symposium on RADIATION AND HEALTH by Young Scientists ESRAH2023 Program&Abstracts, 7–8.
3. Kovács, Tibor, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, Róbert Mészáros, and István Lagzi. 2022. **“New Possibilities for the Development of the Radionuclide Atmospheric Dispersion Model.”** In Book of Abstracts The 9th Educational Symposium on RADIATION AND HEALTH by Young Scientists (ESRAH2022).
4. A., Bednár, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, and Tibor Kovács. 2016. **“Radiostrontium Monitoring in the Region of Bakony Mountains.”** In V. Terrestrial Radioisotopes in Environment, Veszprem.
5. A., Bednár, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, and Tibor Kovács. 2017. **“Determination of Sr-90 Activity Concentration and Strontium/Calcium Ratio in Different Matrices.”** In 4th International Conference on Environmental Radioactivity: Radionuclides as Tracers of Environmental Processes (ENVIRA 2017), 47.
6. Bátor, Gergő, Bednár A., and Tibor Kovács. 2019. **“Variance and Sensitivity Analysis of Food-Chain Models.”** In 5th European IRPA Congress, Book of Abstracts, edited by Smetsers Ronald, 131. Hága: International Radiation Protection Association (IRPA).
7. Bátor, Gergő, Bednár A, Glover T J, Tibor Kovács, and Landsberger S. 2017. **“Determination of Cesium Transfer Factors by Instrumental Neutron Activation Analysis.”** In 7th International Symposium on IN Situ Nuclear Metrology as a Tool for Radioecology - INSINUME 2017, 85.
8. C., Brennan, Haas D., Landsberger S., Gergő Bátor, Bednár A., and Tibor Kovács. 2018. **“The Determination of ⁹⁰Sr Transfer Factors in the Environment Using Stable Strontium as a Surrogate and Neutron Activation Analysis.”** In VI. Terrestrial Radioisotopes in Environment, Veszprem.
9. Katona, Richárd, Krojer A., Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2019. **“Neutron Activation Analysis for Determining the Chlorine Content of Crude Oil.”**
10. Landsberger, Sheldon, N Kaitschuck, Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2023. **“Overview of Neutron Activation Analysis for Environmental Radioactivity Measurements.”** In Book of Abstracts: 7th International Conference on Environmental Radioactivity (ENVIRA 2023).

11. S., Landsberger, Gergő Bátor, and Asper N. 2020. **“On Using Neutron Activation Analysis to Determine 235,238U, 40K and 232Th and Monitoring 137Cs and 90Sr Employing Stable Element Surrogates in Various Matrices with Sub-Gram Quantities of Material: A Review.”** In VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment, Veszprem.

Egyéb publikációk

Nemzetközi referált folyóiratban megjelent idegen nyelvű cikkek (11)

1. Rivonkar, Aditya, Richárd Katona, Mathurin Robin, Tomo Suzuki-Muresan, Abdessalam Abdelouas, Marcel Mokili, Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2022. **“Optimisation of the Chemical Oxidation Reduction Process (CORD) on Surrogate Stainless Steel in Regards to Its Efficiency and Secondary Wastes.”** Frontiers in Nuclear Engineering 2022. <https://doi.org/10.3389/fnuen.2022.1080954>.
2. Csordás, Anita, Ferenc Fábián, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, and Tibor Kovács. 2018. **“Selection of Reference Method for Thoron Measurements Performed for Calibration of CR-39 Based SSNTDs.”** RADIATION ENVIRONMENT AND MEDICINE 7 (1): 53–57.
3. Katona, Richárd, A Krójer, R Locskai, Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2021. **“Comparison of Analytical Methods for Measuring Chloride Content in Crude Oil.”** APPLIED RADIATION AND ISOTOPES 170. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2021.109594>.
4. Katona, Richárd, Roland Locskai, Gergő Bátor, Krójer Antal, and Tibor Kovács. 2019. **“Analysis of Crude Oil in Terms of Fouling and Corrosion.”** HUNGARIAN JOURNAL OF INDUSTRY AND CHEMISTRY 47 (2): 11–15. <https://doi.org/10.33927/hjic-2019-15>.
5. Katona, Richárd, A Rivonkar, R Locskai, Gergő Bátor, A Abdelouas, János Somlai, and Tibor Kovács. 2022. **“Tafel-Analysis of the AP-CITROX Decontamination Technology of Inconel Alloy 690.”** APPLIED RADIATION AND ISOTOPES 181. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2021.110073>.
6. Kovács, Tibor, Mária Horváth, Anita Csordás, Gergő Bátor, and Edit Tóth-Bodrogi. 2020. **“Tobacco Plant as Possible Biomonitoring Tool of Red Mud Dust Fallout**

- and Increased Natural Radioactivity.”** HELIYON 6 (3).
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03455>.
7. Phuoc, Cuong Le, Hoang Giang Pham, Dang Hanh Bui, and Gergő Bátor. 2015. “**A STUDY OF THE ADSORPTION CHARACTERISTICS OF COBALT AND CAESIUM FROM A SOLUTION BY USING VIETNAMESE BENTONITE.**” HUNGARIAN JOURNAL OF INDUSTRY AND CHEMISTRY 43 (2): 79–83.
<https://doi.org/10.1515/hjic-2015-0013>.
 8. Bátor, G., A. Csordás, D. Horváth, J. Somlai, and T. Kovács. 2015. “**A Comparison of a Track Shape Analysis-Based Automated Slide Scanner System with Traditional Methods.**” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 306 (1): 333–39. <https://doi.org/10.1007/s10967-015-4013-9>.
 9. Csordás, Anita, Gergo Bátor, Dávid Horváth, János Somlai, and Tibor Kovács. 2016. “**Validation of the Scanner Based Radon Track Detector Evaluation System.**” *Radiation Measurements* 87: 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2016.02.011>.
 10. Horváth, D., G. Bátor, and T. Kovács. 2016. “**Preliminary Study of the Applicability of the Thin Gap Method on Alpha Emitters.**” *Applied Radiation and Isotopes* 107: 247–51. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2015.10.034>.
 11. Schroeyers, Wouter, Zoltan Sas, Gergo Bator, Rosabianca Trevisi, Cristina Nuccetelli, Federica Leonardi, Sonja Schreurs, and Tibor Kovacs. 2017. “**The NORM4Building Database, a Tool for Radiological Assessment When Using by-Products in Building Materials.**” *Construction and Building Materials* 159: 755–67. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.11.037>.

Konferencia kiadványok (26)

1. Bátor, Gergő, Bednár A, and Tibor Kovács. 2015. “**Radiocarbon Monitoring in the Vicinity of the Hungarian NPP.**” In International Conference Environmental Radioactivity ENVIRA2015, 80.
2. Bátor, Gergő, Bednár A, Edit Tóth-Bodrogi, and Tibor Kovács. 2017. “**The Validation of the Radiocarbon Sample Preparation Method and LSC Measurements on the Environmental Samples.**” In The Fifth International Conference on Radiation and Applications in Various Fields of Research (RAD2017), edited by Dr. Goran Ristic Prof, 238. RAD Centre.
3. Bátor, Gergő, András Bednár, and Tibor Kovács. 2023. “**Presenting an Industrial Radiography Training Device.**” In Agenda and Abstracts: Vietnam Conference on Nuclear Science and Technology (VINANST-15).
4. Bátor, Gergő, Anita Csordás, Dávid Horváth, János Somlai, and Tibor Kovács. 2014. “**Comparing Track Shape Analysis-Based Automated Slide Scanner System with Traditional Methods.**” In The Second International Conference on Radiation and Dosimetry in Various Fields of Research (RAD 2014) and the Second East European Radon Symposium (SEERAS), edited by G Ristic, 92. Nis: University of Nis, Faculty of Electronic Engineering.
5. Bátor, Gergő, Ferenc Fábián, Edit Tóth-Bodrogi, Anita Csordás, János Somlai, and Tibor Kovács. 2014. “**Intercomparison of Calibrated CR-39 Track Thoron Progeny Detectors by Active Thoron Devices under on-Site Circumstances.**” The 9th International Symposium on the Natural Radiation Environment (NREIX), Hirosaki, Japán, 2014. szeptember 22-26.
6. Bátor, Gergő, Schroeyers W, Schreurs S, Nuccetelli C, Leonardi F, Trevisi R, Todorovic N, and Tibor Kovács. 2016. “**DATA MINING TO SELECT AND VALIDATE RADIOLOGICAL DATA OF NORMS AND NORM CONTAINING CONSTRUCTION MATERIALS.**” In V. Terrestrial Radioisotopes in Environment, Veszprém.
7. Bátor, Péter, Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2015. “**Comparison of Cylindrical NaI(Tl) Scintillation Crystal and Rectangular NaI(Tl) Scintillation Crystal Mounted Detectors in Radiographical Examination Point of View.**” In 2nd Education Symposium on Radiation and Health by Young Scientists (ESRAH2015),

8. Csordás, Anita, Richárd Katona, Edit Tóth-Bodrogi, Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2018. “**Radon Measurements in the Water and Air of a Planned Thermal Bath Complex in China.**” In 9th International Conference on High Level Environmental Radiation Areas (ICHLERA 2018), 133.
9. Horváth, Mária, Castillo C, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, Radó K, and Tibor Kovács. 2016. “**Biomonitoring of Nuclear Waste Depository in Hungary.**” In V. Terrestrial Radioisotopes in Environment, edited by Tibor Kovács, Edit Tóth-Bodrogi, and Gergő Bátor, 47. Veszprém: Social Organization for Radioecological Cleanliness.
10. Horváth, Mária, Edit Tóth-Bodrogi, Gergő Bátor, Ujhidy A, and Tibor Kovács. 2014. “**Study of Polonium Content in Cigarette Smoke.**”
11. I., Krajcar Bronić, Borkovic D., Sironic A., Bednár A., Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2018. “**Interlaboratory Comparison of H-3 and C-14 Activity Determination in Water.**” In VI. Terrestrial Radioisotopes in Environment : International Conference on Environmental Protection, edited by Tibor Kovács, Edit Tóth-Bodrogi, and Gergő Bátor, 40. Veszprém: Social Organization for Radioecological Cleanliness.
12. Jónás, Jácint, Mária Horváth, Gergő Bátor, Tibor Kovács, and János Somlai. 2016. “**Radiological Survey and Monitoring of Special Remediated Area in Hungary.**” In V. Terrestrial Radioisotopes in Environment, edited by Tibor Kovács, Edit Tóth-Bodrogi, and Gergő Bátor, 48. Veszprém: Social Organization for Radioecological Cleanliness.
13. Jónás, Jácint, Richárd Kardos, Zoltán Sas, Gergő Bátor, Vaupotic J, János Somlai, and Tibor Kovács. 2015. “**Radon/Thoron Emanation and Exhalation of Slovenian Soil Samples Determined by Simultaneous Measurement Method Using Radon Monitors.**” In 2nd International Conference on Radon in the Environment: Book of Abstracts, edited by Mazur J and Kozak K, 97. Krakko: Institute of Nuclear Physics, Polish Academy of Sciences.
14. Jónás, Jácint, János Somlai, Horváth M., Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2016. “**Effects of Cover Layer on the Radon Exhalation of Remediated Coal Ash Depository with High Ra-226 Content.**” In V. Terrestrial Radioisotopes in Environment, Veszprém.
15. Katona, Richárd, Rivonkar Aditya, Suzuki-Muresan Tomo, Abdelouas Abdesselam, Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2022. “**Optimisation of Decontamination of Ni-**

- Alloys.**” In VIII. Terrestrial Radioisotopes in Environment International Conference on Environmental Protection, Veszprém.
16. Katona, Richárd, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, and Tibor Kovács. 2023. **“Electrochemical Examination of Chemical Decontamination Technologies in the Aspects of Radioactive Wastes Management.”** In Book of Abstracts: Eleventh International Conference on Radiation. RAD Centre.
 17. Katona, Richárd, Máté Novák, Gergő Bátor, András Bednár, and Tibor Kovács. 2023. **“Electrochemical Study of Decontamination Technology in the View of Radionuclide Waste Management.”** In Agenda and Abstracts: Vietnam Conference on Nuclear Science and Technology (VINANST-15).
 18. Katona, Richárd, Aditya Rivonkar, Mathurin Robin, Tomo Suzuki-Muresan, Abdesselam Abdelouas, Gergő Bátor, and Tibor Kovács. 2022. **“Study of Chemical Decontamination Technology in the View of Radioactive Waste Management.”** In Book of Abstracts The 9th Educational Symposium on RADIATION AND HEALTH by Young Scientists (ESRAH2022).
 19. Kovács, Tibor, Gergő Bátor, Miklós Hegedűs, Anita Csordás, and Edit Tóth-Bodrogi. 2023. **“The Role of Complex Environmental Impact Assessment in Managing Radioactive Contamination.”** In Book of Abstracts: International Symposium on Natural and Artificial Radiation Exposures and Radiological Protection Studies (NARE 2023).
 20. Kovács, Tibor, Miklós Hegedűs, Zoltán Sas, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, and János Somlai. 2015. **“STUDY OF THE REUSABILITY OF BAUXITE RESIDUE IN CLAY-BASED BUILDING MATERIALS (FROM A RADIOLOGICAL POINT OF VIEW (GAMMA DOSE, EXHALATION, LEACHABILITY).”** In Bauxite Residue Valorization and Best Practices Conference, edited by Pontikes Yiannis, 281–86. Leuven.
 21. Kovács, Tibor, Mária Horváth, Anita Csordás, Gergő Bátor, Edit Tóth-Bodrogi, and János Somlai. 2015. **“Po-210 and Pb-210 Concentrations of Tobacco Plant Grown on Contaminated Areas.”** In Proceedings of the 3rd International Conference on Po and Radioactive Pb Isotopes 2015, 62.
 22. SCHROEYERS, Wouter, Tom CROYMANS-PLAGHKI, Zoltán Sas, Gergő Bátor, Rosabianca Trevisi, Cristina Nuccetelli, Federica Leonardi, Sonja SCHREURS, and Tibor Kovács. 2018. **Assessing the Public Exposure Related to the Use of NORM in New Types of Building Materials.**

23. Shahrokhi, Amin, Gergő Bátor, Rahimi H, and Tibor Kovács. 2015. **“DISTRUBIOTION OF ENVIRONMENTAL RADIONUCLIDES IN THE BUILDING MATERIALS AND RELEATED HEALTH RISK ASSESSMENT.”** In International Conference Environmental Radioactivity ENVIRA2015, 298.
24. Shahrokhi, Amin, Gergő Bátor, Jácint Jónás, and Tibor Kovács. 2015. **“Distribution of Radioactive Materials in the Sand Samples of Coastal Areas along the Aegean Sea (Greece) and Dose Assessment of Natural Radiation.”** In International Conference Environmental Radioactivity ENVIRA2015, 86.
25. Tóth-Bodrogi, Edit, Anita Csordás, Gergő Bátor, Miklós Hegedűs, and Tibor Kovács. 2017. **“Evaluation Protocol of NORM Containing Industrial By-Products.”** In Proceedings of International Joint Conference on Environmental and Light Industry Technologies, edited by Ákos Borbély. Budapest: Óbudai Egyetem.
26. Kardos, Richárd, Gergő Bátor, T Kovács, L P Kádár, and T Pálfi. 2013. **“Immobilizált Cézium Tartalmú Zárt Sugárforrások Gyártása Használt Források Újrahasznosításával.”** In XIX. Őszi Radiokémiai Napok, edited by László Szentmiklósi, 121. Budapest: Magyar Kémikusok Egyesülete (MKE).

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném köszönetemet kifejezni **Dr. Kovács Tibor (KT)** egyetemi docensnek, aki témavezetőként az értekezés tárgyául szolgáló kutatásokba bevezetett, valamint szakmai tanácsaival, tapasztalataival segítséget nyújtott annak elkészítésében és támogatott a célok elérésében. Köszönöm **Dr. Sheldon Landsberger** és kutatócsapatának (**Joe, Colin** és a többiek), hogy az austini kutatómunkám során segítségemre voltak. Köszönettel tartozom továbbá a Pannon Egyetem, Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék minden dolgozójának, külön köszönöm **Dr. Somlai János** iránymutatásainak, „sorstársaim (**Mási, Vica, Ricsi, Bori, Ditke, Miki, Jácint, Feri, Dávid, Amin, Anita, Jani, Szega, Zoli**)” segítségének. Későbbi kollégáimat (**Era, András, Ádám, Réka**) is fontos kiemelni hiszen segítségükre bármikor számíthattam, és szakmai tapasztalataikkal rendelkezésemre álltak.

Köszönet illet a korábbi tanulmányaim helyszínein (Dunakömlödi Általános Iskola, ESZI (Energetikai Technikum és Kollégium) és a Pannon Egyetem) dolgozó minden tanárt és oktatót, akik biztosították a szakmai előrehaladás lehetőségét.

Barátaimnak (**Dávid, Kró, Feri, Tibi, Ottó** és **Tamás**) köszönöm, hogy a cinikus megjegyzéseimet vég nélkül túrték és elismerték erőfeszítéseimet.

A legnagyobb köszönettel **Családomnak** (édesanyám: **Erikának**, akinek szeretetéből erőt kovácsolhattam, édesapám: **Attilának**, aki mindig lelkesen biztatott és érdeklődött feladataim iránt, valamint testvérem: **Péternek**, akire jóban és rosszban számíthattam és akivel együtt tanulhattam) tartozom, hiszen rájuk mindig mindenben számíthattam és kitartóan támogattak céljaim elérése érdekében, valamint akik nélkül munkámnak neki sem kezdhettem volna. Különösen hálás vagyok legnagyobb támogatóm, feleségem: **Viktória** szeretetéért és türelméért, aki képes volt elviselni a legfeszítettebb pillanatokban is és tartotta bennem a lelkesedést, mindig végighallgatott és bátorított, mindamelllett, hogy a legnagyobb áldozatot vállalva gyermekeink (**Bence, Luca** és **Bogi**) -tól és tőle vettem el az értékes időt.

Köszönöm!