

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

Zömbikné Peka Anita

2024

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

**A VIETNÁMI LAKOSSÁG TERMÉSZETES EREDETŰ
RADIONUKLIDOKTÓL SZÁRMAZÓ SUGÁRTERHELÉSÉNEK
BECSLÉSE**

Készítette:

Zömbikné Peka Anita

Vegyésszmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskola

DOI:10.18136/PE.2024.876

Témavezetők:

Dr. Kovács Tibor és Dr. Van-Hao Duong

egyetemi docens professzor

**Pannon Egyetem
Mérnöki Kar
Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék**



**Veszprém
2024**

A vietnámi lakosság természetes eredetű radionuklidoktól származó
sugárterhelésének becslése

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

bio-, környezet- és vegyészmérnöki tudományágban

Írta: Zömbikné Peka Anita

Témavezetői: Dr. Kovács Tibor és Dr. Van-Hao Duong

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....

témavezetők

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, 20

.....

(a Bíráló Bizottság elnöke)

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

Veszprém, 20

.....

(az EDHT elnöke)

Tartalomjegyzék

Kivonat	3
Abstract.....	4
Abstrakte.....	6
1 Bevezetés, célkitűzés.....	8
2 Elméleti háttér.....	11
2.1 Alfa-sugárzás, alfa-spektrometria	11
2.2 Összes alfa/béta mérés.....	14
2.3 Gamma-sugárzás, gamma-spektrometria	16
2.4 Transzfer faktor.....	19
2.5 Minták ismertetése	20
2.5.1 Termál- és ásványvizek	20
2.5.2 Népszerű zöldségek Vietnámban	23
2.5.3 Vízi paraj bemutatása	24
2.5.4 Dohánytermesztés, dohánylevelek ismertetése.....	26
2.6 Izotópok jellemzése.....	28
2.6.1 Rádium-226	28
2.6.2 Tórium-232.....	29
2.6.3 Kálium-40.....	29
2.6.4 Cézium-137.....	29
2.6.5 Polónium-210.....	30
3 Kísérleti rész	31
3.1 Vizsgált területek, mintavétel és minta előkészítés.....	31
3.1.1 Vízminták mintavételezése és előkészítése	31
3.1.2 Népszerű zöldségminták mintavételezése és előkészítése	33
3.1.3 Vízi paraj mintavételezése és előkészítése	36
3.1.4 Dohánylevelek mintavételezése és előkészítése	39
3.2 Mérési módszerek	41
3.2.1 Alfa-spektrometria	41
3.2.2 Összes alfa/béta aktivitáskoncentráció mérés.....	43
3.2.3 Gamma-spektrometria.....	44
3.2.4 Transzfer faktor meghatározás.....	44
3.2.5 Éves dózisbecslés, belső sugárterhelés.....	45
4 Eredmények és következtetések.....	48
4.1 Vízminták összes alfa/béta mérés eredményei	48
4.2 Zöldség minták eredményei.....	55
4.3 Vízi paraj minták eredményei.....	64
4.4 Dohányminták eredményei.....	72
4.5 Összesített dózisbecslés.....	78

5	Összefoglalás	79
	Tézispontok.....	81
	Thesis statements	83
	Irodalomjegyzék.....	85
	Irodalomjegyzék.....	85
	Mellékletek	99
	Publikációs tevékenység.....	105
	Köszönetnyilvánítás	110

Kivonat

Természetes háttérsugárzással bárhol találkozhatunk, hiszen körbe vesz minket. Származhat levegőből, talajból, körülöttünk lévő épületekből vagy a kozmikus sugárzásból, ezek adják a külső sugárterhelést. Beszelnünk kell belső sugárterhelésről is, amelyet étellel, itallal és belégzés útján vihetünk a szervezetbe. Ezért elengedhetetlen az alapvető élelmiszerek, ivóvizek vizsgálata az egészség fenntartása érdekében.

A dolgozat a vietnámi lakosság természetes eredetű radionuklidoktól származó sugárterhelésének becslésével foglalkozik. A kutatómunka kiterjed a lakosság által fogyasztott ásványvizekre, népszerű zöldségfélékre, emellett a dohánylevelek vizsgálata is történt. Vietnám a 15 legnagyobb dohány fogyasztó ország egyike, így az ebből adódó sugárterhelés becslése fontos feladat.

A dolgozatban különböző mérési módszerekkel határoztam meg a vizsgált minták aktivitáskoncentrációit. A munkám során alkalmazott mérések az alfa- és gamma- spektrometria, illetve összes alfa béta aktivitás meghatározása. A vizsgálat szükségességét az igazolja, hogy kevés információ áll rendelkezésre az irodalomban a természetes háttérsugárzás értékekről Vietnámban.

A vizsgálatok során különböző termál- és ásványvizek összes alfa/béta aktivitáskoncentrációját, illetve fizikai és kémiai tulajdonságait mértem meg, amely adatok segítségével elvégeztem a vizek minősítését és fogyasztásukból származó dózisbecslést is. Gamma-spektrometriás módszert alkalmaztam talajok és népszerű zöldségek vizsgálatára. Ezen kívül a vízi paraj, a dohánylevelek és a hozzájuk tartozó talajok esetében alfa-spektrometriás eljárással vizsgáltam a Po-210 radionuklid aktivitáskoncentrációját is.

A növények esetében az aktivitás meghatározása mellett kiszámítottam a talaj-növény megoszlási hányadosokat, amelyek azt mutatják meg, hogy a talajból mennyi radionuklid jut át a növénybe.

Kiszámoltam a fogyasztásból adódó éves sugárterhelést az aktivitáskoncentráció értékekből, az így kapott eredmények adatokat szolgáltatnak a dózisbecslésre használt modelleknek a várható sugárterhelés előrejelzéséhez.

Abstract

Natural background radiation can be found everywhere, as it surrounds us. It can come from the air, from the ground, from the buildings around us or cosmic radiation, these are the sources of external exposure. We also need to talk about internal exposure, which we can get from food, drink and inhalation. It is therefore essential to test basic foods and drinking water to maintain good public health.

This study deals with the estimation of the radiation exposure from naturally occurring radionuclides to the Vietnamese population. The research work covers mineral waters and popular vegetables consumed by the population, and tobacco leaves have also been studied. As Vietnam is one of the 15 largest tobacco consuming countries, estimating the resulting radiation exposure is an important task.

In this study, I have determined the activity concentration values of the tested samples using multiple different measurement methods. The measurements used were alpha- and gamma-spectrometry and gross alpha beta activity determination. The need for this study is justified by the scarcity of information in the literature on the natural background radiation exposure to activity concentrations in thermal and mineral water sources and foodstuffs in Vietnam.

Gross alpha/beta activity concentrations, physical and chemical properties of various thermal and mineral waters were measured, which data can be used to perform water classification and dose estimation from their consumption. Gamma spectrometry has been applied to measure radionuclides in soils and popular vegetables. In addition, alpha-spectrometry was used to determine the activity concentration of the radionuclide Po-210 in water spinach and tobacco leaves and the soils they were raised in.

For plants, in addition to measuring activity concentrations, I have determined the transfer factors, which indicate the amount of radionuclides transferred from the soil to the plant.

I have calculated the estimated annual dose from ingestion using the activity concentration values, and the results provide data for dose assessment models used in predicting radiation exposure.

Abstrakte

Die natürliche Hintergrundstrahlung ist überall zu finden, denn sie umgibt uns. Sie kann aus der Luft, aus dem Boden, von den Gebäuden um uns herum oder aus der kosmischen Strahlung stammen - dies sind die Quellen der externen Exposition. Wir müssen auch über die interne Strahlenbelastung sprechen, die wir durch Essen, Trinken und Einatmen aufnehmen können. Daher ist es wichtig, Grundnahrungsmittel und Trinkwasser zu testen, um die öffentliche Gesundheit zu erhalten.

Diese Studie befasst sich mit der Abschätzung der Strahlenbelastung der vietnamesischen Bevölkerung durch natürlich vorkommende Radionuklide. Untersucht werden Mineralwässer und beliebte Gemüsesorten, die von der Bevölkerung verzehrt werden, und auch Tabakblätter wurden untersucht. Da Vietnam zu den 15 Ländern mit dem größten Tabakkonsum gehört, ist die Abschätzung der daraus resultierenden Strahlenbelastung eine wichtige Aufgabe.

In dieser Studie habe ich die Aktivitätskonzentrationswerte der untersuchten Proben mit mehreren verschiedenen Messmethoden ermittelt. Bei den Messungen handelte es sich um Alpha- und Gammaskpektrometrie und die Bestimmung der Brutto-Alpha-Beta-Aktivität. Die Notwendigkeit dieser Studie ist dadurch begründet, dass es in der Literatur kaum Informationen über die natürliche Hintergrund-Strahlenexposition in Bezug auf Aktivitätskonzentrationen in Thermal- und Mineralwasserquellen und Lebensmitteln in Vietnam gibt.

Die Brutto-Alpha-/Beta-Aktivitätskonzentrationen sowie die physikalischen und chemischen Eigenschaften verschiedener Thermal- und Mineralwässer wurden gemessen; diese Daten können zur Klassifizierung der Wässer und zur Dosisabschätzung bei deren Verzehr verwendet werden. Die Gammaskpektrometrie wurde zur Messung von Radionukliden in Böden und beliebtem Gemüse eingesetzt. Darüber hinaus wurde die Alphaspektrometrie zur Bestimmung der Aktivitätskonzentration des Radionuklids Po-210 in Wasserspinat und Tabakblättern sowie in den Böden, in denen sie gezüchtet war, eingesetzt.

Für die Pflanzen habe ich neben der Messung der Aktivitätskonzentration auch die Transferfaktoren bestimmt, die die Menge der vom Boden auf die Pflanze übertragenen Radionuklide angeben.

Anhand der Aktivitätskonzentrationen habe ich die geschätzte jährliche Dosis bei dem Verschlucken berechnet, und die Ergebnisse liefern Daten für Dosisbewertungsmodelle, die zur Vorhersage der Strahlenbelastung verwendet werden

1 Bevezetés, célkitűzés

Miért éppen Vietnám? Az első kérdés, ami felmerül az emberben a cím olvasása után. Ennek magyarázata, hogy Kína új atomerőműveket épít a vietnámi határ mellé, és ennek következtében a lakosság szeretné tudni, hogy számunkra ez mennyi többlet dózissal járhat. Azonban háttér mérési adatok nem igazán találhatóak ebben a témában, így több nemzetközi pályázat is fókuszált erre, hogy a hiányosságokat pótolják. A Hanoi-i egyetem elnyert egy ilyen pályázatot és a Pannon Egyetemmel való jó kapcsolata következtében, segítséget kért a mérések elvégzéséhez. A Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék ebben a témában sok tapasztalattal rendelkezik, így örömmel vette a felkérést.

A természetes eredetű sugárzás mindenhol jelen van. Forrásai: a kozmikus sugárzás (galaktikus, szoláris), a kozmogén radioaktív izotópok (pl.: H-3, C-14) és a teresztriális sugárzás (K-40 és a bomlási sorok), emellett mesterséges sugárterhelés is éri a lakosságot (orvosi- diagnosztika és terápia, légköri nukleáris robbantások, atomenergia). Az embereket érő sugárterhelés nagysága összesen 3 - 3,1 mSv/év, ami 2,4 mSv/év természetes eredetű és 0,6 - 0,7 mSv/év mesterséges eredetű ionizáló sugárzásból adódik [1].

Napjainkban egyre elterjedtebb a lakosság természetes eredetű radionuklidoktól származó sugárterhelésének a mérése. A természetes eredetű radionuklidok bejuthatnak az emberi szervezetbe, amely következtében a belső sugárterhelés növekszik. Ezek a radionuklidok, az emberi szervezetbe, nagy részben vízfogyasztással, étkezéssel, illetve belégzés útján kerülnek be, amit inkorporációnak nevezünk. A szervezetben bizonyos radionuklidok hasonlóan viselkednek, mint a szervezetben található elemek, így képesek a helyükre beépülni, ezzel növelve a lekötött effektív dózist.

Az emberek napi átlagos folyadékbevetele 2 liter, amely étellel és konkrét folyadékként (ivóvíz, tea, kávé, üdítő) kerül a szervezetbe [2]. A víz bevitelének nagy része a vezetékes ivóvízből származik, kisebb része ásvány- és forrásvizekből. Belső sugárterheléshez növekedéséhez nagymértékben hozzájárulhat a különböző folyadékok fogyasztása. A kiegyensúlyozott táplálkozás része a nagyobb mennyiségű zöldségfogyasztás. A zöldségek a növekedésük során a tápanyagot a

talajból szerzik, így ezzel a folyamattal a földben lévő radionuklidok bekerülhetnek a növények különböző részeibe, amely a betakarítást és felhasználást követően az emberi szervezetbe. A zöldség és a talaj aktivitáskoncentrációjának mérése ezért fontos és így az eredményeket felhasználva transzfer faktorok számítása lehetséges. A harmadik bejutási útvonal a belégzés útján, ez nem csak a normál levegővételre vonatkozik, hanem a dohányzásra is. Vietnám a 15 legnagyobb dohányfogyasztó ország egyike, ennek következtében a dohánylevelek vizsgálatával is kell számolni a sugárterhelés becslésnél.

A belső sugárterhelés elleni védekezés két legfontosabb módja a megelőzés és a dekorporáció. A dekorporáció lényege, hogy az érintett radionuklid stabil izotópját a szervezetbe juttatjuk, így az aktív izotóp felhígul, kevésbé képes a dúsulásra, hamarabb kiürül. A megelőzés pedig abban nyilvánul meg, hogy az ivóvíz és a táplálék radioaktív koncentrációját vizsgáljuk, így elkerülhető a magas aktivitás tartalmú étel, ital fogyasztása.

A munkám során nem magyarországi mintákat vizsgáltam, ahogyan az már a címből is kiderült, a fentebb említett indokok miatt. Magyarországon számos tanulmány született ezekben a témákban, így nagy tapasztalat és háttér ismeret fellelhető, de sajnos a világ számos helyén ezeket a vizsgálatokat nem végezték el és nincs semmilyen háttérismeret a különböző helyekről származó sugárterhelésről.

Munkám céljai:

- a népszerű termál- és ásványvizek radiológiai minősítése, az Egészségügyi Világszervezet (WHO) által javasolt módszerrel, összes alfa/béta aktivitáskoncentráció mérések, dózisbecslés.
- aktivitáskoncentráció meghatározása a legnépszerűbb zöldségfélékben és a talajban, amely alapján a transzfer faktoraik kiszámíthatók, a fogyasztásból származó dózis megbecsülhető.
- céloom kiemelten foglalkozni a vízi parajjal, mert ez a második legnépszerűbb táplálék Vietnámban, és így nagyban hozzájárulhat a belső sugárterhelés növeléséhez. Ebben a növényben a Po-210 képes koncentrálni, így a vizsgálatom erre az alfa-sugárzó radionuklidra

terjed ki, beleértve az aktivitáskoncentráció meghatározását, megoszlási hányados számítást és a fogyasztásból származó dózis becslését is.

- a dohánylevelek szintén nagy mértékben megkötik a Po-210 izotópot, ami a dohányzás során jelentős dózisterhelést jelenthet. Céлом vizsgálni a dohány Po-210 aktivitáskoncentrációját és elvégezni a fogyasztásából származó dózis becslését.

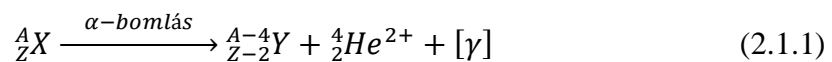
2 Elméleti háttér

A fejezetben részletesen ismertetem a szakirodalomban megtalálható a dolgozathoz szorosan fűződő ismereteket. A munkám során alkalmazott mérési módszereket. A dolgozatban vizsgált vizek, élelmiszerek és dohánylevelek bemutatását és az irodalomban fellelhető adatokat tartalmazza.

2.1 Alfa-sugárzás, alfa-spektrometria

Az alfa-részecske nem más, mint a hélium atommag (${}^4\text{He}^{2+}$), azaz két protont és két neutron tartalmaz.

Alfa-sugárzást nagy atomtömegű magok ($A > 140$) bocsátanak ki, ami exoterm folyamat. A felszabaduló bomlási energia 3-9 MeV. A magból kilépő részecske energiája meghatározott, diszkrét érték, vagyis a sugárzás energiaspektruma vonalas. A bomlás következtében a tömegszám (A) négygel, míg a rendszám (Z) kettővel csökken. A bomlás a következő módon történik:



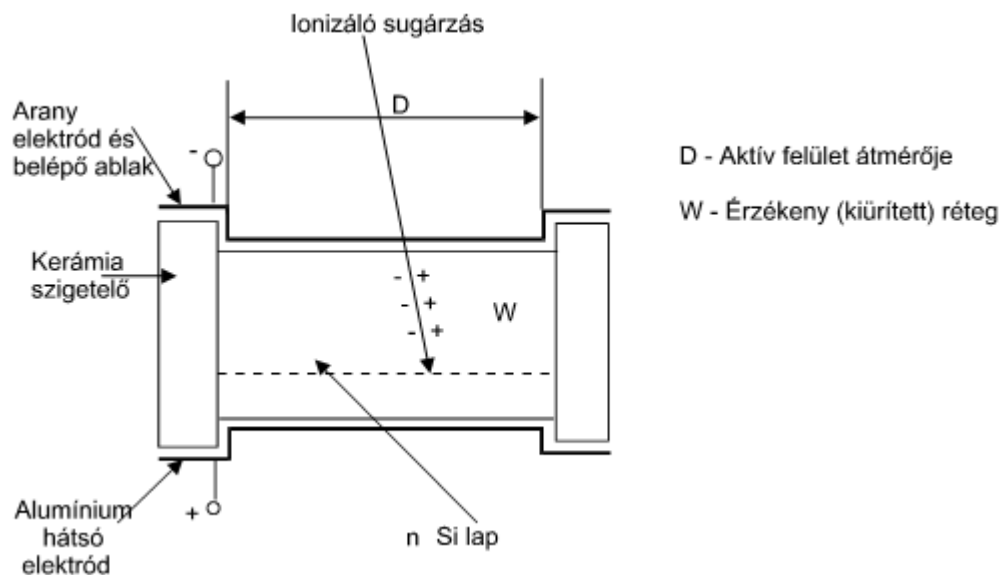
Hatótávolsága kicsi, levegőben 3-9 cm, míg szilárd anyagban mikrométer nagyságú. Az α -részecske energiája mindig a kibocsátott izotópra jellemző, ezért minőségi és mennyiségi meghatározásra is alkalmas. Kölcsönhatásai a Coulomb erő révén történik, az ionizáció, a gerjesztés, a szóródás és a magreakciók [3].

Az alfa-sugárzó izotópok meghatározásának egyik nagy hátránya a kis hatótávolság. Ezzel szemben a nagy fajlagos ionizációs képessége miatt, szinte 100 %-os valószínűséggel állítható, hogy az alfa-részecskék, amennyiben bejutnak a detektor érzékeny térfogatába detektálhatóak lesznek, hiszen kölcsönhatásba lépnek a detektor anyagával. Több készülék is alkalmas az alfa-részecske detektálásra, ezek az ionizációs kamra, proporcionális számláló, GM-cső, szcintillációs számláló és félvezető detektor.

A következőben csak az általam alkalmazott detektor jellemzőit mutatom be, ami egy félvezető detektor, pontosabban egy félvezető PIPS (Passivated Implanted Planar Silicon, azaz Passzívált Ionimplantált Planáris Szilícium) vagy felületi záróréteges detektort alkalmaztam. Félvezető detektorokat „szilárd ionizációs

kamráknak” is nevezhetjük. A detektor kialakítása speciális, ezért alkalmas alfa-részecskék detektálására. Alapanyaga nagy tisztaságú, egykristályból készült szilícium, ami „n” típusú, ezt savas maratás után oxidálják, ami következtében egy vékony oxid réteg alakul ki és ez „p” típusként működik, így jön létre a „p – n” átmenet. Erre nagyon vékony arany réteg kerül, amely biztosítja az elektromos kontaktot és fényzáróként is üzemel, ez a belépő ablak. Az arany megfelelő vastagsága (kb. $50 \mu\text{g}/\text{cm}^2$) fontos, hiszen a kis hatótávolságú alfa részecskék kis energiavesztéssel lépnek be a detektorba. A másik oldalon általában alumínium elektród kerül, a két réteg között záró irányú feszültséget kapcsolnak, ami szélesíti a kiürített réteget a „p – n” átmenetnél, ezt nevezzük érzékeny térfogatnak. Az alfa-részecskék teljesen elnyelődnek ebben a rétegben, ezzel létrehozva töltéshordozó párokat, a detektorra kapcsolt feszültség összegyűjti ezeket és elektromos impulzusokat generál. Az impulzus amplitúdója arányos az abszorbeált alfa részecske energiájával (minőségi meghatározás), a csúcs alatti impulzusok integrálja az aktivitását adja meg (mennyiségi meghatározás) [4-6].

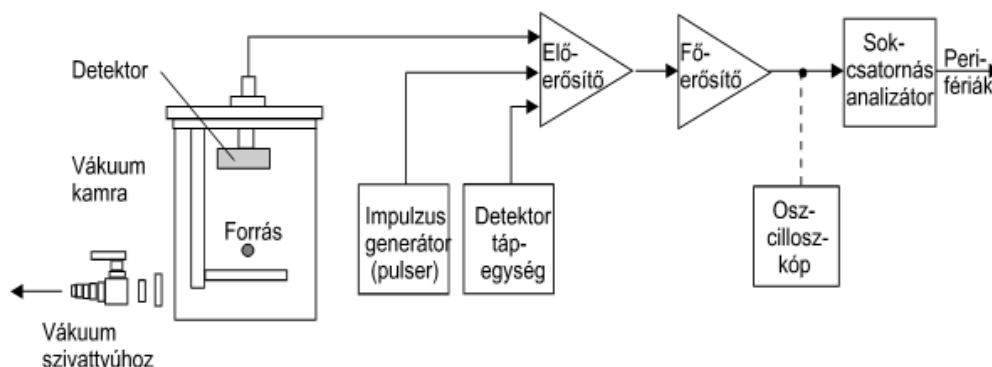
A felületi záróréteges detektor szerkezete látható a 1. ábrán:



1. ábra Felületi záróréteges detektor [7]

A méréshez egy olyan vékony felületet hozunk a létre, ami tartalmazza a vizsgálandó radionuklidot, és az elkészült mintát vákuumban mérjük, így illékony minták nem vizsgálhatók.

A 2. ábrán látható, hogy egy tipikus alfa-spektrométer blokkvázlata.



2. ábra Alfa-spektrométer blokkvázlata [7]

Az alfa spektrométer legfontosabb jellemzői a hatásfok és az energiafelbontó képesség. Hatásfok azt adja meg, hogy az emittált alfa-részecskéből 4π térszögben mennyi impulzust ad a spektrum energia csúcaiba. Befolyásoló tényezők a belépő ablak mérete és a forrás geometriája. Az energiafelbontó képesség azt adja meg, hogy mennyi az a két legközelebbi energia, amit a berendezés szét tud választani, melynek mérőszáma a félértékszélesség. Függ a forrás vastagságától és a detektor – forrás távolságától.

A forráselkészítési eljárások a különböző radionuklidoktól függenek. A minták reprodukálhatósága nagy gyakorlatot igényel, és általában elég hosszadalmas eljárás. Hátránya a bonyolultság és az időigényesség, előnye a nagy érzékenység és minőségi és mennyiségi mérésre is alkalmas

Az alfa-forrás készítése kémiai feldolgozással kezdődik, ami során különböző eljárásokkal az izotópokat elválasztjuk egymástól. A folyamatok nyomon követhetősége érdekében „nyomjelző” izotópokat (tracer) alkalmazunk, melynek segítségével a teljes folyamat hatásfoka meghatározható. A tracerek kémiai tulajdonságai hasonlóak a vizsgált izotóppal, viszont a mintában nem fordulnak elő [8].

Minta előkészítési eljárások a következők lehetnek: bepárlás, vákuumgőzölés, mikrosapadékos elválasztás, elektrolízis (elektrodepozíció), spontán depozíció. A munkám során én a spontán depozíciós eljárást alkalmaztam. A legnehezebb és legfontosabb feladat, hogy egyenletes és megfelelő vékonyságú forrás készüljön.

Mivel, ha ez nem történik meg önabszorpció léphet fel és ezzel felbontás és hatásfok romlás következik be. [3, 8, 9]. A Po-210 spontán depozíciójának alapja, hogy a Po^{4+} ionok képesek híg savas oldatból különböző fém (Cu, Ag, Ni) lemezekre leválni [10].

2.2 Összes alfa/béta mérés

Az előző alfejezetben részletesen ismertettem az alfa-sugárzást, itt ennél a résznél, ezért csak a béta-sugárzást mutatom be. Azokat a spontán magátalakulásokat nevezzük béta-bomlásnak, amelynek során nagy energiájú elektron vagy pozitron lép ki a magból, vagy elektronbefogással stabilizálódik a mag. Az alfa-bomlással ellentétben, a béta-bomlás a teljes periódusos rendszerben lehetséges. Neutronban gazdag atommagok esetében a stabilizáció során általában az egyik neutron protonná alakul. A negatív béta-bomlás esetében a tömegszám változatlan a rendszám eggyel nő (2.2.1. egyenlet), míg a pozitív béta-bomlásnál (2.2.2. egyenlet) és az elektronbefogásnál (2.2.3. egyenlet) a rendszám eggyel csökken, a tömegszám szintén nem változik.



Az egyenletekből az antineutrínó " $\bar{\nu}$ ", míg a neutrínó " ν " van jelölve. A bomlás energiaspektruma folytonos. A negatív béta-bomlás és az elektronbefogás exoterm, ezzel szemben a pozitív béta-bomlás endoterm folyamat. A béta-sugárzásnál három féle kölcsönhatást ismerünk, ezek a gerjesztés, fékezési röntgensugárzás, illetve a Cserenkov-sugárzás [6].

Az alfa/béta aktivitás mérését széles körben alkalmazzák a radioökológia, a környezeti monitoring és az ipari alkalmazások területén. Az ivásra szánt vizet először az összes alfa/béta aktivitás tartalomra kell elemezni számos különböző nemzeti és nemzetközi szabvány és ajánlás szerint. Az összes alfa/béta módszerek fő előnyei a viszonylag alacsony költségek, a gyorsaság és az egyszerűség. Bár ez az egyik legegyszerűbb, egyben az egyik legvitatottabb radioanalitikai módszer,

mivel az alfa/béta aktivitás meghatározása néhány olyan sajátos problémával szembesül, amelyek megcáfolhatják a fent említett állításokat. A környezeti minták esetében a mérés rögtön nem végezhető el, mivel az izotópok aktivitása kicsi, így a méréshez koncentrálásra van szükség. Dúsítási eljárási műveletek: bepárlás, csapadékképzés, extrakció vagy ioncsere. A bepárlás a leggyakoribb eljárás [11-13]. Előnye az egyszerűsége és az olcsósága, hátránya a nagy időigény és a dúsítási hozam. Második leggyakoribb módszer a csapadékképzés, szintén széles körben alkalmazzák. A folyamat során a mintákhoz inaktív hordozó hozzáadása történik, amelynek kémiai tulajdonságai hasonlóak a vizsgált radionuklidhoz - általában az inaktív párja – és oldhatatlan csapadékot képez. Az extrakciós eljárás során ionszelektív extrahálószerket alkalmaznak, legelterjedtebb a folyadék-folyadék extrakció. Megoszlási hányados különbségen alapszik a módszer, leggyakrabban szerves fázisban jól oldódó komplexképzőt alkalmaznak. Előnye, hogy szinte az összes ionra létezik már megfelelő hatásfokú eljárás, a módszer egyszerű és nagy a szelektivitása.

Az összes alfa/béta mérés során számos tényező létezik, amelyek ronthatják a mérési eredmények összehasonlíthatóságát [14-17]. A minta radionuklid-összetételéhez kapcsolódóan, az összes alfa/béta aktivitásmérés során egyidejűleg vegyes radionuklid-összetételt kell mérni. Az ivóvízminták különböző természetes eredetű alfa- (U-238, U-234, Th-232, Ra-226 és Po-210) és béta-sugárzókat (K-40, Ra-228 és Pb-210), valamint mesterséges radionuklidokat (Am-241, Sr-90) tartalmazhatnak különböző koncentrációban [18]. Ráadásul ezek többsége egy összetett bomlási lánc tagja, ezért a leánytermékek befolyásolják a mérési eredményt. A következő tényező a végső forrás vastagságából adódik, amely a kibocsátott részecskék önellenyelését okozza már magában a forrásban. E tekintetben kulcsfontosságú a szabványosított módszerek alkalmazása [19]. A WHO ajánlása szerint: Ahol lehetséges, szabványosított módszereket kell alkalmazni az alfa/béta aktivitáskoncentrációjának meghatározására. [2]. Emiatt a legelterjedtebb közvetlen párologtatáson, koprecipitáción és folyadékszintillációs számláláson alapuló standard módszerek alkalmazhatók a mintaelőkészítésnél és számlálási technikák tekintetében. A mérési módszerek tekintetében a következő paraméterek hatását kell figyelembe venni: a számlálási hatékonyság, az önellenyelés, a

nedvességelnyelés, a kémiai visszanyerés és a vízminta izotópösszetételéből adódó interferencia.

Az előzőket figyelembe véve a módszer alkalmazása a radiológiai minősítés első lépése, ezért az összes alfa/béta mérésére különböző eljárásokat és eltérő mérési elven működő készülékeket fejlesztettek. Legelterjedtebb detektorok: gázionizációs, szcintillációs és a félvezető. A munkám során a gázionizációs detektort alkalmaztam. Kezdetekben egy egyszerű GM csövet vagy proporcionális számlálót alkalmaztak, viszont magas kimutatási határral rendelkeztek, így a környezeti minták esetében a dúsítással is csak nehezen lehetett elérni ezt a határt, illetve az összes alfa aktivitás meghatározására nem lehetett alkalmazni, de az idő múlásával ezek is nagymértékben fejlődtek. Napjainkban alacsony háttérű gázátáramlásos proporcionális számlálót alkalmaznak. Mérés elve hasonló, mint a régi GM csöves mérésnél, viszont a katód és az anód között egy meghatározott összetételű gázkeverék áramoltatása történik, így a minta által keltett ionizáció jól mérhető.

A proporcionális számláló egy olyan ionizációs kamra, amelyben a részecskék ionizációja miatt keletkezett elektronok, ionok sokszorozódnak a nagy elektromos térerősség miatt. A primer ionpárok száma arányos a keletkezett ionpárokéval.

2.3 Gamma-sugárzás, gamma-spektrometria

A gamma-sugárzás általában nem önállóan jelenik meg, hanem az alfa vagy béta-sugárzás követően figyelhető meg, abból az okból, hogy az atom még gerjesztett állapotban marad. Beszélhetünk tiszta gamma-sugárzásról is, akkor viszont a gerjesztett atom vissza kerül az alapállapotába.



A gamma-sugárzás egy nagy energiájú elektromágneses sugárzás. Hatótávolsága vákuumban végtelen, míg levegőben 100 méter, szilárd anyagban pár méterre csökken. A bomlás során foton kibocsátás történik, aminek se töltése se nyugalmi tömege nincs, ezért nem alakul ki rugalmatlan ütközés. Amikor anyaggal érintkezik kölcsönhatásba lép az alkotóelemeivel (elektronok,

atommagok). Három különböző kölcsönhatásról beszélünk a gamma-sugárzás esetében: fotoeffektus, Compton-szórás és párkeltés [3].

Gamma-sugárzás detektálásának alapja az abszorpció, a többlet energiával rendelkező töltött részecskék a detektorba kerülés után újabb ionizációs és gerjesztési folyamatokat hoznak létre, amely során ionpárok és fény fotonok keletkeznek. Impulzusokat hozhatnak létre, ami detektálható és az így keletkező jelek amplitúdója arányos a detektorba abszorbeált gamma-fotonok energiájával. Az abszorpció kiszámításához a következő egyenlet használható:

$$I = I_0 * e^{-\mu'x} \quad (2.3.2.)$$

ahol,

I_0 – kezdeti intenzitás

I – abszorpció utáni intenzitás

μ – lineáris gyengítési együttható

x – abszorbens rétegvastagság [m] [20].

Legelterjedtebben félvezető és szcintillációs detektorokat alkalmaznak, de előfordulnak még a gáztöltésű detektorok is.

A méréseket nagy tisztaságú germánium detektorral (HPGe) végeztem. A félvezető spektrométerek alapját egy félvezető kristály képezi. A kristályba belépő gamma foton szabad töltéshordozókat hoz létre, amelyet a kristályra kapcsolt nagyfeszültség az érzékelő elektródán gyűjt össze. A szabaddá vált töltéshordozók mennyisége arányos a foton kristályban leadott energiájával, ezért az elektródán a foton energiájával arányos amplitúdójú impulzus keletkezik.

Az impulzusok előerősítőn, majd erősítőn keresztül a 0 - 10 V feszültségtartományba transzformálódnak, és egy (általában) 4096 csatornás analóg-digitál konverterre (ADC) kerülnek. Az ADC a 0 - 10 V-os tartományt 4096 részre osztja, és annak a csatornának a beütésszámát emeli, amelynek az impulzus amplitúdója megfelelt.

A magátalakuláskor kibocsátott fotonok energia eloszlása diszkrét, vonalas szerkezetű. A vonalak a detektor kristályában lejátszódó fizikai folyamatok miatt

„kiszélesednek”, ún. fotocsúcsok jönnek létre. A fotocsúcsok helyzete (centruma melyik csatornába esik), meghatározza a fotocsúcs energiáját, annak területe pedig az adott energiájú gamma fotonok gyakoriságát, ami a mért aktivitással arányos. A detektor kristályának hatásfoka a foton energiájának folytonos függvénye, ezért megalkotható egy energia hatásfok kapcsolatot leíró függvény.

A mérés alapelve szerint első lépésben egy gamma spektrométert ismert aktivitású (elsődleges etalonra visszavezetett), adott geometriájú radioaktív anyaggal, megadott forrás-detektor geometriában kalibrálni kell. Ebben a fázisban több, különböző spektrum összetételű radionuklid alkalmazásával a mérőrendszer hatásfokfüggvénye kerül meghatározásra. Egy adott energián megjelenő fotocsúcs hatásfokot megadó kifejezés:

$$\varepsilon_E = \frac{B}{t * b * a} \quad (2.3.2.)$$

ahol

$\varepsilon_{(E)}$ - a rendszer hatásfoka E energiánál [keV],

B - a fotocsúcs tiszta területe [imp],

t - a mérésidő [s],

b - a radionuklid adott energiájú fotonra vonatkozó kibocsátási valószínűsége

A kapott (E; $\varepsilon_{(E)}$) pontokra illesztett $f(\varepsilon_{(E)})$ függvénygörbe megadja a lehetőséget, hogy a rendszer kalibrációjában nem alkalmazott radionuklidok által kibocsátott E' energiákra is interpolált hatásfok adatot lehessen képezni (a függvény folytonos).

Az ismeretlen aktivitású radioaktív anyagot ugyanabba a geometriába helyezve, amelyben a mérőrendszer kalibrálva volt, a radioaktív anyag által kibocsátott gamma spektrum csúcsainak helye megadja a radionuklid típusát (minden radionuklid rá jellemző spektrummal rendelkezik), a csúcsok területei pedig a radionuklid aktivitását.

Számos előnnyel rendelkezik a gamma-spektrometria, a méréshez a minta-előkészítési módszer egyszerű és több radionuklid aktivitása/aktivitáskoncentrációja meghatározható egyszerre. A munkám során a mintákban a Ra-226, a Th-232, a K-40 és a Cs-137 radionuklidok kerültek meghatározásra.

Hátrányként jelentkezik, hogy a szekuláris egyensúlyok kivárása miatt megnövekedik a várakozási idő, a mérés előtt. Erről az egyensúlyról akkor beszélhetünk, ha az anyaelem felezési ideje a leányeleméhez képest végtelen nagynak tekinthető.

2.4 Transzfer faktor

Az emberek általános egészségének védelme szempontjából a radioaktivitás környezetre gyakorolt hatásának értékelése fontos különösen akkor, ha a kibocsátott radioaktivitás bekerülhet a táplálékláncba. A növény ehető részeinek szennyezése a talajszennyezésből és a levegőben lévő szennyeződésekől származik, a földből a gyökéren keresztül történő felszívódás, majd a szárba történő szállítás, és a szárból a levelekbe, azaz a növény légi részeibe történő szállítást követően szorosan összehangolt lépések sorozatának eredménye. Az ionok átadása, az ásványi tápanyagok feltöltése és a gyökér átjárhatósága néhány olyan tényező, amely befolyásolja a radionuklidok talajból a növényekbe történő szállítását.

A transzfer faktort (TF) általában a radionuklidok talajból a zöldségnövényekbe történő átvitelének értékelésére használják [21-25] Meghatározása szerint az aktivitáskoncentráció hányadosa a száraz növényben lévő koncentráció és a száraz talajban lévő koncentráció aránya, és a következő egyenlet alapján számítják ki:

TF

$$TF = \frac{\text{Keresett nuklid akt. konc. –ja a növény száraz tömegére vetítve} \quad [Bq/kg_{sz\acute{a}raz}]}{\text{Adott nuklid akt. konc. –ja a száraz talajban} \quad [Bq/kg_{sz\acute{a}raz}]} \quad (2.4.1.)$$

Az összehasonlítási folyamat megkönnyítése és az eltérő környezeti feltételek miatt fellépő különbségek csökkentése érdekében a növények szennyezettségét a száraz tömeg alapján számítják ki [26].

A növények a talajból a nehézfémeket is felvehetnek különböző folyamatok során (pl.: ioncsere, redoxi reakció stb.). Az átadás és a nyomelemek oldhatóságát a talaj tulajdonságai befolyásolják, ezek a tényezők: hőmérséklet, pH, szerves anyag tartalom, mechanikai jellemzők stb [27].

A lakosság különböző útvonalakon keresztül külső és belső sugárzásnak lehet kitéve. Itt az élelmiszerek fogyasztásából származó belső sugárzást vesszük figyelembe. Általánosságban megállapítható, hogy egy adott növényre történő átvitel sokkal kisebb, ha a radioaktív sugárzás két növekedési időszak között történik, mint egy növekedési időszak alatt. Az évszak és a növekedési szakasz, amikor a radioaktív csapadék hullás történik, nagymértékben meghatározza a termékbe (élelmiszer) történő átjutást. A radioaktív csapadék kezdeti felfogása után a betakarításig, van egy időfüggő leesési időszak, amely csökkenti a termés nuklidtartalmát. A talajból a növénybe történő transzfert számos tényező befolyásolja, a talaj pH-ja, a növény típusa, a talajban való gyökeresedés, agyag- és szervesanyag-tartalom.

2.5 Minták ismertetése

A fejezetben részletesen bemutatom az általam vizsgált minták tulajdonságait, kiemelem, hogy miért kell nagy hangsúlyt fordítanunk az általam végzett vizsgálatokra. Áttekintettem a témával kapcsolatos megjelent publikációkat, amit előljáróban itt is bemutatok, hogy a világon milyen értékeket mértek hasonló mérések esetében. Nemzetközi szabályozásokat ismertetve bemutatom a különböző határértékeket a fogyasztásból adódóan.

2.5.1 Termál- és ásványvizek

A víznek nélkülözhetetlen szerepe van az élet és a környezet fenntartásában, fejlődésében. A víz nem más, mint egy gyűjtőfogalom, amely magában foglalja a felszíni és a felszín alatti vizeket. A felszín alatti víz, főként a termál- és ásványvizeket jelenti. Az ilyen típusú vízkészletek kulcsfontosságúak egy ország gazdasági növekedését és társadalmi kilátásait nézve [28-30]. A termál- és ásványvizek (beleértve a gyógyvizeket) értékes természeti kincsek, amelyek népszerűek a gyógyászati terápiában, mint például a reumatikus betegségek, bőrbetegségek, artériás keringés kezelése izom- és csontrendszeri károsodások, perifériás idegkárosodás és egyéb rendellenességek kezelésére [31].

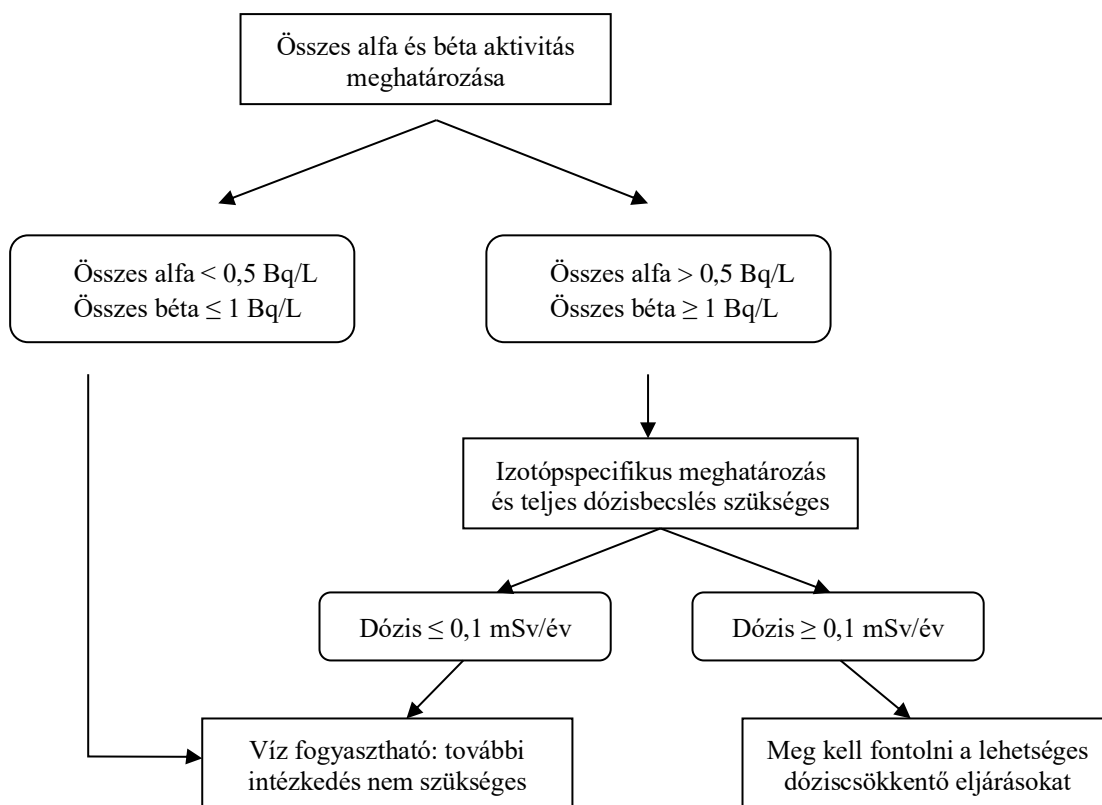
A termál- és ásványvizekkel rendelkező helyek továbbá alkalmasak turisztikai, rekreációs és rehabilitációs célokra [32]. Az ilyen típusú vizek népszerűsége és

fontossága miatt minőségüket szigorúan ellenőrizni kell, beleértve az aktivitáskoncentrációját is. A felszín alatti vizek esetében a terület fizikai-kémiai viszonyai és geológiai képződményei erősen befolyásolják a radionuklidok előfordulását, amelyek a vízellátó rendszerekben használt kutakból származó ivóvíz elfogyasztásával hatással lehetnek az emberi egészségre [29, 33, 34]. Ezért az ivóvíz radiológiai elemzése világszerte több szervezetet is foglalkoztat.

Számos szabvány és szabályozás határozza meg a vízben lévő radionuklidok koncentrációjának korlátozását. Azonban, az egyes radionuklidok aktivitásának mérése sokba kerül, időigényes és mindig költséges folyamat [30]. Emiatt olyan módszerre van szükség, amely nem csak olcsó, gyors, egyszerű, hanem alkalmazható is, a biztonságos ivóvíz határértékek meghatározására. Ezért az összes alfa/béta elemzéseket széles körben használják a radiológiai elemzés első lépéseként, így az ivóvizek vizsgálatánál is [19, 34-37]. Az összes alfa aktivitás a vízben többnyire a szárazföldi radionuklidoktól származik, természetes bomlási sorozatból, mint például U-238, U-234, Th-232, Ra-226. Összes béta aktivitáshoz főleg a bétakibocsátó radionuklidok járulnak hozzá a vízben, tórium- és uránsorozatból (például Ra-228 és Pb-210) és K-40 [38].

A WHO szerint az emberi vízfogyasztás napi 2 liter, az éves dózisteljesítmény pedig legfeljebb 0,1 mSv/év. A víz radiológiailag biztonságosnak tekinthető, ha a teljes alfa/béta aktivitáskoncentrációja nem haladja meg a 0,5 Bq/L és 1 Bq/L értéket [2].

Az Egészségügyi Világszervezet (World Health Organization - WHO) által javasolt minősítési folyamat a 3. ábrán látható:



3. ábra WHO minősítési folyamata

A világon számos tanulmány született az ásvány- és termálvízforrásokban található összes alfa/béta aktivitás értékekről az elmúlt években. Például Jobbágy Viktor és munkatársai tanulmányozták az összes alfa/béta-szinteket a termálvízben, amelyet a Balaton-felvidéken gyűjtöttek össze [35]. A kimutatott összes alfa/béta aktivitáskoncentrációk értékei 26 és 1750 mBq/L, illetve 33 és 2020 mBq/L között változott [35]. Bonotto tanulmányában beszámolt az összes alfa/béta mérések eredményeiről, illetve a termikus és nem termikus földalatti vizekből származó becsült sugárzási dózisoról [39]. Tanulmányában, az összes alfa aktivitáskoncentráció értéke a kimutatási határérték alatt mozgott (1 mBq/L - 428 mBq/L), míg az összes béta átlaga 0,4 Bq/L [39].

Vietnámban eddig nem készültek tanulmányok a termál- vagy ásványvizek radioaktivitásának méréséről (fürdővízként, ivóvízként és ásványvízként használt) egy korlátozott terjedelmű vizsgálat kivételével. Ami Van-Hao Duong és munkatársai [40] tanulmánya, amely információkat tartalmaz a víz rádium- és uránizotóp-tartalmáról, Hoa Binh tartományban található Kim Boi gyógyfürdő

vizéről. A vizek kémiai és radiológiai jellemzőinek vizsgálata, fontos feladat a közegészségügy biztosítása érdekében, valamint alapinformációkat szolgáltat a helyi és regionális önkormányzatok számára a térségben. Ezért a dolgozat tárgyalja az összes alfa/béta aktivitás meghatározását nyolc gyógyfürdőben és ásványvízforrásokban Észak-Vietnámban.

2.5.2 Népszerű zöldségek Vietnámban

Vietnám mezőgazdasági ország (a lakosság több mint 80 %-a dolgozik mezőgazdaságban), ahol a zöldségtermesztés nagyon népszerű. A vizsgálatom a lakosság által kedvelt, népszerű zöldségekre terjedt ki, amit maguk termesztenek. Tízféle zöldségnövényt vizsgáltam a munkám során, nevezetesen a choy sum (kínai virágzó káposzta, *Brassica chinensis* var. *parachinensis*), a koronás százszorszép (*Calotis caespitosa* Chang Circle), a fejes saláta (*Lactuca sativa* convar. *capitata*), a káposzta (*Brassica oleracea* convar. *capitata* var. *alba*), a malabári spenót (*Basella alba*), a bab (*Phaseolus vulgaris*), az édesburgonya (*Ipomoea batatas*), a burgonya (*Solanum tuberosum*), a karalábé (*Brassica oleracea* *Gongylodes* Group) és a sárgarépa (*Daucus carota* subsp. *sativus*) (M.1.ábra – M.10.ábra).

A természetes radionuklidok mindenhol jelen vannak, pl. a talajban, a vízben, a levegőben, az élelmiszerekben, még a testünk is tartalmaz természetes radioaktív anyagokat. A talajban és a levegőben lévő radionuklidokat a növények felszívhatják [21]. Nagy mennyiségű radionuklidot tartalmazó növények fogyasztása veszélyes lehet az emberek és állatok egészségére [41]. Ezért a talajból a növényekbe átjutó radioaktivitás mennyiségének becslése nagyon fontos a biztonság garantálása és a prediktív modellek szempontjából. A mai napig számos vizsgálatot végeztek különböző országok legfontosabb növénykultúráira vonatkozó természetes és mesterséges radionuklidok talajból növénybe történő transzfer faktor meghatározására.

A mai napig nem végeztek kutatásokat a radionuklidok talajból a növényekbe történő transzfer faktorainak becslésére különösen a zöldségfélék tanulmányozásával. Ez az első tanulmány Vietnámban, amely a radionuklidok talajból a növénybe történő transzfer faktorok kiszámításával foglalkozik. Vietnámban a mezőgazdasági földterületek főként alluviálisak (folyóvíz által

hordalékkal feltöltött). A vizsgált terület a Vörös-folyó deltájában található, monszun által befolyásolt trópusi éghajlattal (Cwa a Koppen éghajlati osztályozási rendszer szerint), és évente négy különálló évszakkal (tavasz, nyár, ősz, tél) rendelkezik. A térségben a mezőgazdasági területek fő hasznosítása a különböző zöldségfélék termesztése. Vietnám jelenleg a mezőgazdaság korszerűsítésébe és iparosításába fektet be, ami együtt jár a műtrágya használatának növelésével. Jelenleg sok fizikai munkát és kis gépeket használnak, a szokásos termesztési minták közé tartozik, hogy évente négy különböző zöldséget termesztenek ugyanazon a földterületen, szezononként egyet, és minden szezonban kétszer használnak műtrágyát. A zöldségek fontos részét képezik a vietnámi étrendnek, különösen a leveles zöldségek és a különböző gumók és gyökerek, azonban a rendelkezésre álló adatforrások eltérő módszertant és kategorizálást használnak, ami megnehezíti e fogyasztási értékek összehasonlítását és felhasználását [42].

Általánosságban elmondható, hogy a természetes radionuklidok talajból növénybe történő átvitelét a különböző növényekben széles körben vizsgálták, azonban a legtöbb esetben a minták száma meglehetősen kicsi, és az adatok gyakran nem kapcsolódnak talaj vagy éghajlati paraméterekhez, csak a földrajzi elhelyezkedésekhez [21, 43, 44]. Ezek az áttekintések azt mutatták, hogy a transzfer faktorok nagymértékben változhatnak, és erősen függenek a radionuklidoktól, a növényfajtól, valamint az éghajlati, talaj- és földrajzi viszonyoktól [21, 43, 44]. Ezért fontos az transzfer faktorok helyi értékelése, mivel a valós körülmények és a nemzetközi adat összehasonlítások között akár nagyságrendi különbségek is lehetnek.

2.5.3 Vízi paraj bemutatása

A vízi paraj fontos alapélelmiszer, tápértéke magas, A-vitaminban gazdag, és a rizs után a második leggyakrabban fogyasztott élelmiszer Vietnámban [4547]. Az általam vizsgált *Ipomoea aquatica* Forrsk. számos néven ismert, többek között vízi paraj, folyami spenót, vízi hajnalka, vízi kankalin, kínai spenót, kínai vízi torna, kínai kankalin és mocsári káposzta. A köznyelvben gyakran egyszerűen csak spenótként említik, ami félreértésre adhat okot. Ez egy másik faj, mint a *Spinacia oleracea*, amelyre általában gondolnak, ha a spenótot említik.

A vízi parajt különböző módon lehet termesztani, szabadon úszva tavakban, vagy gyökeresedve nedves talajban. Termeszthető a rizsföldekhez hasonló körülmények között, szántóföldön, magas ágyásban és cserépben egyaránt. Optimális körülmények között e növény növekedése több cm lehet naponta, éves terméshozama pedig elérheti a ~90 tonna friss súlyt hektáronként [45]. Ezt a zöldséget széles körben termesztik és fogyasztják Vietnámban, illetve több trópusi és szubtrópusi országban (Kelet-, Dél- és Délkelet-Ázsiában), különösen a vidéki területeken. Számos más országban is termesztik, többek között az USA-ban, Ausztráliában és Afrika különböző helyein. Egyes területeken azonban invazív fajnak és gyomnövénynek is tekinthető [48].

A szár felső részét a lombozatával együtt emberi fogyasztásra kötegelik és értékesítik, míg a növény többi részét a haszonállatokkal etetik meg. Vu és Dinh, a vízi parajban felhalmozódó fémekről szóló legújabb tanulmánya arról számolt be, hogy a vízi parajban az ólom magas koncentrációkat érhet el, akár 16,2 mg/kg szárazanyag-tartalomig [49]. Ennek megfelelően a Pb-210 aktivitáskoncentrációja magas lehet. Jelenleg kevés adat áll rendelkezésre a Vietnámban termesztett vízi paraj aktivitáskoncentrációjáról vagy transzfer paramétereiről. A vietnámi Hanoi-ban a helyi lakosság néhány olyan területen termeszt vízi parajt, amely háztartási hulladékkal vagy ipari hulladékkal szennyezett lehet. Figuié felmérést végzett, és arról számolt be, hogy a vietnámiak tudatában vannak és aggódnak az élelmiszerekben található kémiai szennyezőanyagok maradványaiból származó potenciális kockázat miatt, és a megkérdezettek ~89 %-a zöldségeket a legveszélyesebb élelmiszer-kategóriának tartja, ~47 %-a vízi parajt jelölte meg a legveszélyesebb árucikknek [42].

Ebben a dolgozatban a vietnámi Hanoi különböző helyszínein vett vízi paraj mintákban határoztam meg a Po-210 aktivitáskoncentrációt és annak transzfer faktorát (TF) a talajból kétféle termesztési módban (vízzel elárasztott talajban (elárasztott paraj) és normál talajban (nem elárasztott paraj) termesztett vízi paraj).

A polónium-210 elsősorban az U-238 bomlási sorozatából származik, és az egyik legmérgezőbb anyag a Földön. Viszonylag rövid, 138,3763 napos felezési ideje van. Emellett a Po-210 jelentősen hozzájárul a lakosság természetes sugárzási

dózisához az élelmiszerekkel történő táplálékbevitel révén [50-52.]. Ezért a különböző élelmiszerekben, növényekben és zöldségekben található Po-210 aktivitáskoncentráció világszerte felkeltette a kutatók figyelmét, és széles körben vizsgálták [53-56]. A különböző zöldségekben a Po-210 aktivitáskoncentráció Kalpakkamban (India) 10-653 mBq/kg-nál kisebb vagy azzal egyenlő értéket mutatott ki. Általánosságban elmondható, hogy a Po-210 aktivitáskoncentrációja a leveles zöldségekben (28-653 mBq/kg) magasabb volt, mint a gyökerekben és más zöldségfélékben (\leq 10-180 mBq/kg) [53]. Ekdal és munkatársai kutatási eredményei szerint Törökországban a különböző zöldségfélékben a Po-210 aktivitáskoncentrációja 150 és 9400 mBq/kg között változott [57]. Giri és munkatársai szintén azt találták, hogy az indiai Jharkhandban található zöldségekben a Po-210 aktivitáskoncentráció $<$ 200 mBq/kg és 35600 mBq/kg között változott [58]. Míg a leveles zöldségekről ismert, hogy a Pb-210-t és Po-210-t a légköri kihullásból szívják fel. Általánosságban a tenger gyümölcsei (19000-33000 mBq/kg friss) számítanak az emberi táplálkozásban a Po-210 egyik fő (több mint 80 %-os) hozzájárulójának, azonban más élelmiszerek, például a máj és a gabonafélék is jelentős aktivitáskoncentrációt érhetnek el [59].

2.5.4 Dohánytermesztés, dohánylevelek ismertetése

A dohányleveleket a világ számos országában általában emberi fogyasztásra szánt dohánytermékek (pl. cigaretták, szivarok) előállítására használják. A dohánytermékeket leggyakrabban dohányzással és passzív dohányzással fogyasztják [55]. A dohányfüst túlnyomórészt gáz, amely több mint 8000 mérgező vegyi anyagot tartalmaz, amelyek károsak az emberi egészségre [60]. Ezenkívül az elmúlt évszázadban a természetben előforduló radionuklidok mint az U-234, U-238, Th-232 és bomlástermékeik, pl. Ra-226, Pb-210 és Po-210, kimutatták a dohánylevelekben (friss és szárított dohánylevelekben) [61, 62]. A Po-210-et a tüdőrák egyik okozójaként tartják számon [63] és a Föld egyik legmérgezőbb anyaga. A cigaretta elégetésekor a Po-210 elpárolog, és a dohányosok belélegzik és felszívják a mérgező radionuklidot. Ezért a Po-210 aktivitáskoncentrációjának elemzése a dohánylevélben és a dohánycigarettaiban hozzájárul az éves effektív dózis (AED) becsléséhez, amelyet az aktív/passzív dohányosok elszenvednek. A

Po-210 aktivitáskoncentrációját a dohánylevelekben, a dohánycigaretákban, illetve az AED-t széleskörűen vizsgálták számos tanulmányban a világon [54-56, 64-78]. Ezek a vizsgálatok általában azt mutatták, hogy a Po-210 aktivitáskoncentrációja a dohánylevelekben és a dohány cigaretákban 12,6 és 47,6 mBq/g szárazanyag között mozgott, illetve 8,0 és 26,4 mBq/1 cigaretta között. A dohányosok AED-a ezekben a vizsgálatokban a 36-361 $\mu\text{Sv}/\text{év}$ között változott. Egy korábbi tanulmány szerint a dohánylevelek magas Po-210-koncentrációja a talajból a dohány gyökerein keresztül történő felszívódásának köszönhető, valamint a Po-210 légköri lerakódása a dohánylevelek felületén [66]. Ezenkívül a dohánytermesztéshez használt foszfortrágyák is jelentős szerepet játszanak a dohánylevelekben lévő Po-210 koncentráció növekedéséhez [79]. A Po-210 aktivitáskoncentrációja mellett a felvétele a dohánylevelekbe is döntő fontosságú a cigaretta útjában az értékelése szempontjából. A Po-210 talajból a növényekbe történő átjutását széles körben tanulmányozták. A Po-210 talajból egyes növényekbe, például burgonyába, zöldségfélékbe, gabonafélékbe, fűfélékbe és lucernába történő átjutása alapján kimutatták, hogy a Po-210 átjutása a gyökérrendszeren keresztül meglehetősen kicsi. A tanulmány azt mutatta, hogy a Po-210 fő forrása a növények föld feletti részeiben a légköri lerakódásból származik [80]. Skwarzec és munkatársai szintén megerősítették, hogy a Po-210 átvitele a talajból a dohánylevelekbe a dohánynövények gyökérrendszerén keresztül jelentéktelen (Lengyelországi mérések) [79]. A Po-210 aktivitáskoncentrációja a gyökerekben ötször kisebb volt, mint a levelekben. Más szerzők viszont azt jelezték, hogy a gyökérrendszeren keresztül történő felvétel nem elhanyagolható [81]. A polónium felvételének útja némileg vitatott, de rendkívül fontos a NORM (Naturally Occurring Radioactive Material) biomonitoring alkalmazások szempontjából, mivel a dohánynövények kedvező tulajdonságokkal rendelkeznek, mint biomonitor és bioindikátor fajok [82, 83]. Továbbá a Po-210 átadása a talajból a növényekbe régióként eltérő lehet, mivel számos tulajdonságtól függ, pl. a talaj szerves anyagától és pH-jától, a növényfajoktól és egyéb környezeti feltételektől [22, 23, 84].

Vietnámban a dohányt már évszázadok óta fogyasztják, és ma a világ 15 legnagyobb dohányfogyasztója közé tartozik. Vietnámban a dohányleveleket hagyományosan bétellel együtt rágják, és vízpipával vagy cigarettával szívják. A

dohányfogyasztás leggyakoribb formája a dohányzás, amely évente ~40 000 ember halálát okozza [85]. A jelentések szerint a dohányfüst számos mérgező összetevőt tartalmaz, beleértve a radiotoxikus vegyianyagokat is. A Po-210 aktivitáskonzentrációja fontos szerepet játszik a dohányosok AED-jének becslésében [55]. Ezért a dohányban lévő radiotoxikus anyagok, például a Po-210 radionuklid vizsgálata nagyon fontos az AED becslése miatt és a dohányfogyasztás egészségügyi hatásainak csökkentésére irányuló megoldások javaslata szempontjából. A vietnámi dohánytermékekben - beleértve a kereskedelmi cigarettákat és a pipadohányt - lévő Po-210 aktivitáskonzentrációkat és a vietnámi dohányosok AED-jét korábbi munkák során vizsgálták és becsülték meg [54, 75]. A vietnámi talajban és dohánylevelekben lévő Po-210 aktivitáskonzentrációjáról azonban mindeddig nem jelentek meg tanulmányok. E dolgozat célja a Po-210 aktivitáskonzentrációjának meghatározása a dohánylevelekben, valamint a talajban. A dohányleveleket a Quang Xuongból gyűjtöttem, Thanh Hoa tartomány egyik körzetéből, amely az egyik legjelentősebb területe a dohánytermesztésnek Vietnámban. A kutatás eredményei bővíthetik a globális adatbázist, és értékesnek bizonyulhatnak a dohányzás okozta AED becslése szempontjából.

2.6 Izotópok jellemzése

2.6.1 Rádium-226

A rádium az alkáliföldfémek csoportjának az utolsó, hatodik eleme, egy radioaktív fehér nehézfém. Megtalálható a természetben, viszont nincs stabil izotópja, a leghosszabb felezési idejű izotópja a Ra-226, 1600 év [86], legrövidebb Ra-216 0,18 μ s. A Ra-226 az U-238 bomlási sorának a tagja, az úgynevezett $4n+2$ sorozatban keletkezik. Hasonló kémiai tulajdonságokkal rendelkezik, mint a bárium és a kalcium, ezért képes felhalmozódni a természetben. Szervezetbe kerülése után a csontokba beépül, a kalciumhoz való hasonlósága miatt. Sötétben világít, higanyban oldódik. A tiszta Ra-226 alfa-sugárzó és a későbbi bomlástermékei is főként alfa sugárzók, de van közöttük béta és gamma sugárzó is. Leggyakrabban a 186 keV-es Rn-222 alapállapot szintjére bomlik.

A rádiumot gamma-spektrometriai méréssel is tudjuk detektálni közvetett módon a leányelemei segítségével.

2.6.2 Tórium-232

A tórium az aktinoidák csoportjába tartozik, elemi állapotban platinafényű, puha fém, amely az elektromosságot jól vezeti, hat természetes izotópja van, amelyből egy sem stabil. Viszont az egyik izotópja a Th-232 viszonylag stabilnak tekinthető, hiszen a felezési ideje $14,02 \cdot 10^9$ év [87], amely jóval hosszabb idő, mint a Föld életkora. Egy alfa-bomló izotóp, a bomlási sorok közül a tórium sor (4n) tagja. Nukleáris tenyész-anyagnak is nevezik, hiszen az U-233-á alakul, ami a tórium fűtőanyagciklus alapja. A Föld tórium tartaléka körülbelül 1,5-2 millió tonna között van, legnagyobb lelőhelyek Ausztrália, India, Brazília és Törökország. Oxid formában régebben a röntgendiagnosztikában kontrasztanyagként alkalmazták, mára már karcinogén anyagok közé sorolták.

2.6.3 Kálium-40

A kálium az alkálifémek csoportjának a tagja, huszonnégy ismert izotópja van. A vizsgált izotópja a K-40 felezési ideje $1,2504 \cdot 10^9$ év [87]. Alkalmazzák kormeghatározáshoz, nyomjelzőként mállási folyamatoknál, illetve biokémiai körforgások vizsgálata során, az élethez szükséges makroelem.

2.6.4 Cézium-137

Egyetlen stabil izotóppal rendelkezik, ami a 133-as tömegszámú, ezen kívül 39 radioaktív izotópja ismert. 1945 óta a nukleáris robbantások megkezdésével jelent meg a Föld légkörében. A légkörből oldatba kerülnek és a földfelszínre a radioaktív csapadék részeként jutnak vissza. Ha a cézium bekerül a talajvízbe, akkor a talajszemcsék felületén rakódik le, és elsősorban részecske transzport révén távozik.

A cézium-137 egy ember által előállított radioaktív izotóp, amelynek felezési ideje 30,05 év. A 661,6 keV-os monoenergetikus γ vonal miatt ez az izotóp jól alkalmas a Compton-effektus tanulmányozására és energiakalibrálásra [88].

2.6.5 Polónium-210

A polónium a félfémek csoportjának a tagja, egy nagyon erősen radioaktív anyag. Kémiai tulajdonságai alapján hasonlít a tellúrra és a bizmutra egyaránt. Stabil izotópja nincs, uránércekben fordul elő. A vizsgált izotóp a polónium-210 elsősorban az U-238 bomlási sorozatából származik, és az egyik legmérgezőbb anyag a Földön. Viszonylag rövid, 138,3763 napos felezési ideje van. Emellett a Po-210 jelentősen hozzájárul a lakosság természetes sugárzási dóziséhoz az élelmiszerekkel történő táplálékbevitel révén [86].

3 Kísérleti rész

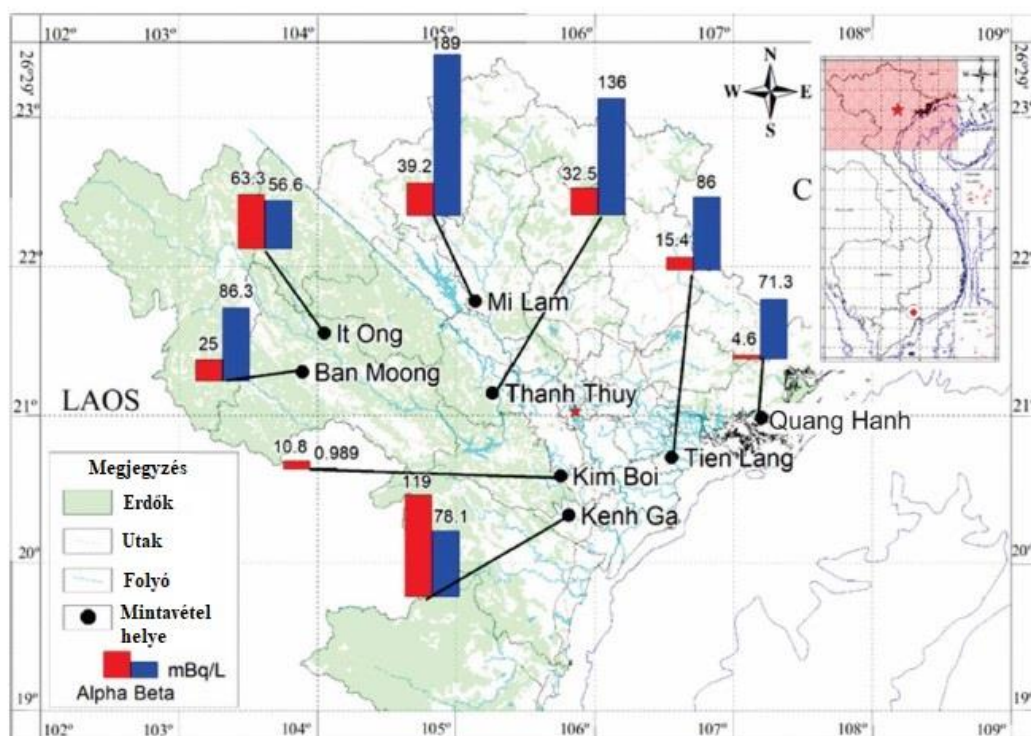
A munkám során különböző helyszínekről vettem az általam vizsgált mintákat, amely mind Vietnám területéről származik. A fejezet két fő részből tevődik össze. Az első részben bemutatásra kerülnek a mintavételezési helyszínek és annak kiválasztási módjai, illetve a mintavétel leírása és előkészítési módjai. A második részben pedig a mérési módszerek részletes leírása található, a különböző technikák szerint tagolva.

3.1 Vizsgált területek, mintavétel és minta előkészítés

A vizsgált területek geológiai elhelyezkedése, jellemzői és kiválasztásának okai bemutatásra kerülnek. Emellett a mintavételezési eljárások és a minta előkészítési módszerek ismertetését tartalmazza a fejezet.

3.1.1 Vízminták mintavételezése és előkészítése

A vízmintákat nyolc észak-vietnámi termál- és ásványvízforrásból gyűjtöttem. A mintavételek pontos helyszínei: Quang Hanh, Quang Ninh tartomány (QH-QN); Tien Lang, Hai Phong tartomány (TL-HP); Kim Boi, Hoa Binh tartomány (KB-HB); Thanh Thuy, Phu Tho tartomány (TT-PT); Mi Lam, Tuyen Quang tartomány (ML-TQ); Kenh Ga, Ninh Binh tartomány (KG-NB); Ban Moong, Son La tartomány (BM-SL); és It Ong, Son La tartomány (IO-SL). A térképen (4. ábra) a mintavételi helyek láthatók. A vízmintavétel helyek az alapján lettek meghatározva, hogy melyik ásványvíz és termálvíz források a legnépszerűbbek. A helyszíneken a víztartó rétegek többsége triász és devon korú mészkőformációkban található. A legrégebbi geológiai képződmény Mi Lam - Tuyen Quang tartományban, a legfiatalabb pedig Kenh Ga - Ninh Binh tartományban helyezkedik el.



4. ábra Vízminta vétel helyszínei

Ezeket a vizeket a helyi lakosság gyakran fogyasztja ivóvízként (a becsült napi vízfogyasztás 2 liter), valamint gyógyászati célokra egyaránt. Kivételt képez a KG-NB, amelyet csak alkalmanként fogyasztanak gyomorpanaszok esetén. A QH-QN, KB-HB, TL-HP, TT-PT helyeken található vizeket ásványvízként is palackozzák és árusítják.

A mintavételezés közvetlenül a forrásból történt, a mintavevő egyenként egy 10 literes polietilén kis hordó típusú edény. Használat előtt a hordót alaposan megtisztítottam. Először mosófolyadékkal mostam át, majd csapvízzel öblítettem ki. Ezt követően a tartályt 10 órán keresztül 10 %-os sósavval áztattam, majd ismét csapvízzel mostam, amíg el nem értem a semleges pH-t (pH 7). Végül háromszor öblítettem ki desztillált vízzel. A vízmintákat tömény sósavval kb. pH 2-re savanyítottam, hogy csökkentsem a radionuklid veszteséget és a mikroorganizmusok szaporodását.

A helyszíni méréseket közvetlenül a mintavételezés után végeztem. Meghatároztam az összes oldott szilárd anyag tartalmát (TDS), a hőmérséklet, valamint az elektromos vezetőképességet (EC). A vezetőképesség

meghatározáshoz egy Hanna HI98194/40 típusú multiparaméteres műszert alkalmaztam, míg a pH-t egy HI98190 típusú pH-mérővel mértem.

A laboratóriumban minden mintából három 1-1 literes részmintát vettem, külön főzőpoharakba, és fűtőlemezre helyeztem, melynek hőmérséklete kb. 90 °C, a mintát 50 ml alá pároltam, majd visszahígítottam 50 ml-re miután szobahőmérsékletűre hűlt. A koncentrált vízmintát egy porcelán párolóedénybe helyeztem át, majd 80 °C-on tömegállandóságig szárítottam. A forrásokat a maradék szárazanyag adta, amit a mérőtálca felületén egyenletesen oszlattam szét minden minta esetében, melynek egy négyzetmilliméterre eső tömegét úgy választottam ki, hogy elkerüljem a minta önabszorpciójának a mérési eredményekre gyakorolt hatását, összes alfa/béta méréshez 0,05 mg/mm² és 0,1 mg/mm²-et vettem. Illetve az értékek kiválasztásánál fontos szerepet játszott, hogy jó számlálási eredményt érjek el, a hatékonyság és a mérési stabilitás elérése érdekében. A tálca sugara a mért minták esetében 25 mm-es, a minta tömege 196 mg ± 10 %-ban határoztam meg.

3.1.2 Népszerű zöldségminták mintavételezése és előkészítése

A vizsgálati terület Tien Le, amely a 21 001'11" északi szélességen és 105 040'51" keleti hosszúságon fekszik a Hoai Duc körzet Tien Yen községében, a vietnámi főváros, Hanoi nyugati sarkában egy olyan falu, ahol a zöldségtermesztés nagy múltra tekint vissza és az emberek nagy része zöldségtermesztéssel foglalkozik. Ez Hanoi egyik legnagyobb zöldségellátó területe. A falu naponta mintegy 15 tonna zöldséget szállít a főként hanoi-i vásárlóknak, ezért ezt a területet vizsgáltam és viszonylag közel helyezkedik el ahhoz a határrészhez, ahol a Kínaiak az atomerőművet szeretnék építeni. A vizsgált terület talaja a Vörös-folyó deltájának térségéből származó allúvium, a talaj fizikai tulajdonságait a 2. táblázat mutatja be. A felsorolás a zöldségek termesztésének helyei szerint vannak besorolva a táblázatban.

1. táblázat A talaj fizikai tulajdonságai Tien Le-ben

Zöldségek	pH	Szerves anyag (%)	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	Szemcsetartalom (%)		
						Agyag (<0,002 mm)	Iszap (0,02 - 0,002 mm)	Homok (2 - 0,02 mm)
Choy sum (kínai virágzó káposzta)	6,8±0,5	3,65±0,33	0,08±0,01	0,22±0,02	1,31±0,11	8,1±0,6	45,8±3,5	46,1±3,2
Koronás százsorszép	6,5±0,4	3,12±0,29	0,11±0,01	0,24±0,02	1,00 ±0,1	8,9 ±0,7	49,2±3,8	41,9±3,2
Fejes saláta	6,3±0,4	2,85±0,28	0,09±0,01	0,21±0,02	1,33±0,12	9,1±0,7	55,2±4,1	35,7±3,8
Káposzta	6,2±0,4	3,19±0,29	0,09±0,01	0,22±0,02	1,38±0,13	9,5±0,7	50,7±4,0	39,8±3,6
Malabori spenót	6,4±0,4	3,52±0,33	0,09±0,01	0,22±0,02	1,23±0,12	10,8±0,8	51,5±4,1	37,7±3,9
Bab	6,9±0,6	3,24±0,31	0,11±0,01	0,24±0,02	1,41±0,12	8,1±0,6	48,7±4,0	43,2±4,1
Édesburgonya	6,7±0,5	2,58±0,27	0,10±0,01	0,27±0,02	1,14±0,11	9,1±0,7	51,5±4,5	39,4±3,3
Burgonya	6,4±0,4	2,57±0,24	0,08±0,01	0,30±0,03	1,35±0,12	8,5±0,6	48,7±4,4	42,8±3,9
Sárgarépa	6,8±0,5	2,52±0,28	0,12±0,01	0,24±0,02	0,98±0,1	7,9±0,6	49,2±4,5	42,9±3,2
Karalábé	6,9±0,6	2,59±0,25	0,08±0,01	0,13±0,02	1,21±0,11	8,5±0,6	49,8±4,3	46,1±3,6
Min	6,2	2,52	0,08	0,13	0,98	7,9	45,8	35,7
Max	6,9	3,65	0,12	0,3	1,41	10,8	55,2	46,1
Átlag	6,6	2,98	0,09	0,23	1,23	8,9	50	41,6

Tien Le faluban tízféle zöldségnövényt gyűjtöttem össze a tanulmányhoz, nevezetesen a choy sum, a koronás százsorszép, a fejes saláta, a káposzta, a malabári spenót, a bab, az édesburgonya, a burgonya, a karalábé és a sárgarépa. Ezek a tíz legnépszerűbb zöldségek Vietnamban. A vizsgálatomhoz minden egyes friss terményből 5 kg-os mintákat gyűjtöttem. Minden zöldségmintát megmostam, hogy eltávolítsam a talaj, a por és a felületi szennyeződések nyomait. A növények ehető részeit leválasztottam (a gumókat meghámoztam, a bab héját eltávolítottam stb.) Ezután a mintákat apró darabokra vágtam, és szárítószekrényben 65 °C-on kb. 72 órán keresztül állandó tömegűre szárítottam. A szárított mintákat ezután porrá

őröltem, majd 2 mm-es szitán átszitáltam. Az így keletkezett port lemértem, és 30 napig műanyag Marinelli edényekbe (5. ábra) helyeztem és hermetikusan lezártam, amíg a rádium és leányelemei között mindkét mintatípus esetében beállt a szekuláris egyensúly.



5. ábra Marinelli mintatartó

A zöldségminták mintavételezésekor, azaz ugyanabban az időben és ugyanarról a helyről tíz darab 1 kg-os talajmintát is gyűjtöttem. A talaj mintavételi pontok 1*1 m-es négyzetből származnak, melynek középpontjában a zöldség mintavételi pontok találhatóak. A mintákat egy erre a célra épített mintavevő eszközzel vettem. A henger alakú csőszerszám átmérője és magassága 5 × 50 cm, fogantyúval és a mintavételi mélység jelöléssel van ellátva. A mintavétel területét és mélységét az adott növény mintavételi mélységéhez igazítottam (a felszíntől a gyökérzet alapján 20-30 cm-re). Minden vizsgálati mintát tavasszal gyűjtöttem, a zöldségeket éréskor takarítottam be. A gyűjtés után az idegen tárgyakat, mint például a köveket vagy gyökereket eltávolítottam, a mintát műanyag dobozokba helyeztem, majd addig kevertem, amíg homogén állapotot nem értem el. Ezután a talajmintákat 110 °C-on állandó tömegűre szárítottam.

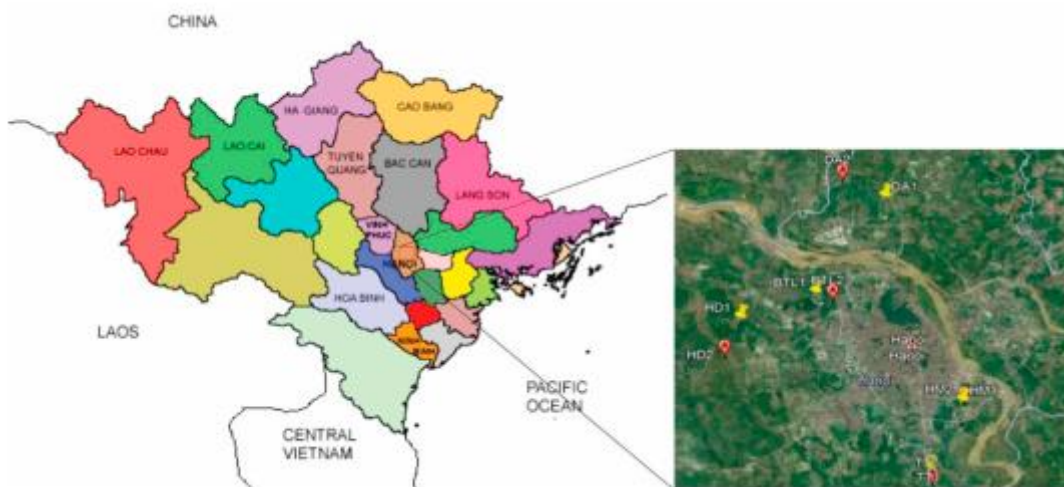


6. ábra Talajminták szárítása, szitálása és porrá őrlése

A szárított mintákat ezután porrá őröltem, majd 2 mm-es szitán átszitáltam. A port megmértem, és szintén Marinelli edénybe helyeztem, amit hermetikusan lezártam és 30 napra félretettem, hogy a szekuláris egyensúly beállásáig.

3.1.3 Vízi paraj mintavételezése és előkészítése

A vízi paraj termesztésének különböző helyszíneit szintén Hanoi térségéből választottam, pontosan: Hoai Duc (HD), Hoang Mai (HM), Thanh Tri (TT), Dong Anh (DA) és Bac Tu Liem (BTL) kerültek kiválasztásra. Ezek a helyek is hasonló módon lettek kiválasztva, mint a többi zöldségnövény termesztési területei, ahonnan a legtöbb vízi paraj érkezik a piacra. A feladatom a Po-210 jelenlétének vizsgálatára terjedt ki a vízi parajban. Minden helyszínen két különböző módon termesztett vízi parajt vizsgáltam és gyűjtöttem össze, a vízzel elárasztott (jelzései: HD1, HM1, TT1, DA1, BLT1) és a normál - elárasztás nélküli – területen termesztett paraj (jelzései: HD2, HM2, TT2, DA2, BLT2). A vizsgálati helyszíneket a térképen az 7. ábra mutatja.



7. ábra Spenót minták helyszínei

Az elárasztott mezőkön három ponton vettem 5 literes vízmintákat. Egy 1 m-es egyenlő oldalú háromszög három sarkából (néhány ml 5 M HCl-t adtam a mintákhoz a kicsapódás elkerülése érdekében). Vízi parajt (később gyökerre, szárra és levélre szétválasztva) és talajt is gyűjtöttem, ugyanazokon a pontokon, mint a vízmintákat. A mintavételi pontokon a parajt 15 cm²-es négyzetekben szedtem le,

és a talajt 0-10 cm mélységben szedtem fel, ami megfelel a paraj gyökerei által elérhető térrésznek.

A vízi paraj növényeket gyökérre, szárra és levélre szedtem szét. A gyökér-, szár- és levél paraj mintákat megmostam, hogy eltávolítsam az összes aeroszol, talaj és felületi szennyeződés nyomait. Ezután a mintákat késsel apró darabokra vágtam, szárítószekrényben szárítottam 80 °C hőmérsékleten, tömegállandóságig. A kapott mintákat ezután mozsár segítségével porrá őröltem 0,02 mm-es szitán szitáltam át, minden egyes porított mintaformából 0,5 g-ot használtam fel az elemzésekhez.

A talajmintákat szintén 80 °C-on, szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottam. Ezután a mintákat porrá őröltem, 0,02 mm-es szitán átszitáltam.

A vízi paraj porított mintákat, amiből 0,5 g-ot kimértem desztillált vízzel nedvesítettem, majd 50 mBq Po-209 nyomjelző oldatot (polónium-nitrát 1 M HNO₃-ban, alfa emisszió 4,88 MeV) adtam hozzá (8. ábra).



8. ábra Po-209 nyomjelző

A mintákat nedvesen roncsoltam HNO₃:HCl 1:3 arányú vegyes savas oldattal, majd H₂O₂-t adtam a mintákhoz a roncsolás befejezéséhez (9. ábra). A víz- és paraj minták esetében a polóniumos oldatot koprecipitációs módszerrel MnO₂-d segítségével választottam szét, amelyet a következőkkel végeztem MnCl₂ és KMnO₄ oldatának hozzáadásával NH₄OH oldatban, pH > 9 [89]. A kapott csapadékot desztillált vízzel mostam, hogy elérjem a pH ~7-t. Ezután 9 M HCl-val feloldottam, és az oldatot Dowex 1*8-as (100-200 mesh) oszlopon vezettem át (9. ábra), ami egy anion cserélő gyanta az uránszennyeződés elválasztásához, amire azért volt szükség, mert a későbbi mérések folyamán zavaró izotópként lehetett volna jelen [90].



9. ábra Roncsolás és ioncserés elválasztás

A vízi paraj talajminták előkészítése során a Le és munkatársai tanulmányában szereplő módszert követtem [91]. A minták 0,5 grammjához 50 mBq Po-209 jelzőanyagot adtam, majd 10 ml cc. HF-savval (39 %) mikrohullámú készülékben feltártam. A feltárás két lépésben történt: (i) a hőmérsékletet 200 °C-ra emeltem körülbelül 20 percig; (ii) majd ezen a hőmérsékleten stabilizáltam 120 percig. A kapott mintát szobahőmérsékleten hagytam hűlni, majd a maradék savas oldatot 50 °C-on szárítottam. A következő lépésben 10 ml cc. HNO₃ oldatot (65 %) adtam minden egyes mintához, majd ismét hevítettem őket ugyanabban a mikrohullámú ciklusban, majd 50 °C-on szárazra pároltam. A mintákat ezután HCl-val oldottam fel, majd ugyanazt az eljárást alkalmaztam, mint a víz- és paraj minták esetében (az előzőekben leírtak szerint). A minőségellenőrzést az IAEA-384 referenciaanyag (Fangataufa üledék) 0,5 g-os mintáinak felhasználásával végeztem, a Po-209 nyomjelző visszanyerési aránya elérte a 85%-ot. A különböző mintákból készült oldatokból alfa-forrást készítettem spontán depozíció segítségével.



10. ábra Spontán depozíció

Az elkészült alfa-forrásokot (víz-, spenót- és talajminta) szobahőmérsékleten száradni hagytam, majd nagy felbontású mérőműszerrel PIPS-detektoros ORTEC Alpha-Ensemble-4 spektrométerrel és AlphaVision szoftverrel mértem, 0,5 mBq minimális kimutatási határértékkel. A számlálási periódust úgy állítottam be, hogy a relatív standard hiba értéke megközelítőleg 5 %-os (mérési idő kb. 36-72 óra) legyen. A Po-210 aktivitás számítások esetében a háttér (vakminta) korrekció és a minták begyűjtési időpontját is figyelembe vettem.

3.1.4 Dohánylevelek mintavételezése és előkészítése

A vizsgálati terület Quang Linh, tartományi főváros, Quang Xuong körzet, Thanh Hóa tartomány. A Quang Linh község területe körülbelül 50 000 m² és a dohánytermesztés egyik legnagyobb területe, ebben a körzetben. A dohányleveleket főleg cigarettadohány és pipák előállítására használják.

Hat különböző mintát szedtem az öreg levelekből (6~10 hónapos, a dohánynövény alsó része) és fiatal levelekből (1~6 hónapos, a dohánynövény felső része) Quang Linh településen. Az öreg levelek mintái 1, 2 és 3 jelzéssel jelöltem, míg a fiatal levelek mintáit 4, 5 és 6 jelzéssel. Elégséges mennyiségű dohánylevelet szedtem, annak érdekében, hogy biztosítsam az egyes minták száraz tömege elérje a körülbelüli 5 g-ot. A talajminták kb. 800 g-ból álltak, amelyet a dohánynövények gyökerei körüli 25-40 cm-es mélységből vettem, ahonnan a leveleket is leszedtem.

A dohánylevelek mintáit megmostam, hogy eltávolítsam az esetleges talaj, por és felületi szennyeződés nyomait. A levelekből vett mintákat ezután apró darabokra vágtam, és 60 °C-os hőmérsékletű szárítószekrényben szárítottam, tömegállandóságig. A szárított mintákat ezután porrá őröltem, majd 0,02 mm-es szitán átszitáltam. A dohánylevelek száraz mintáiból egy-egy grammot vettem az elemzésekhez. A porított mintákat megnedvesítettem desztillált vízzel, mielőtt 100 mBq Po-209 nyomjelzőanyagot adtam hozzá oldat formájában (polónium-nitrát 1 M HNO₃-ban). Ezt követően a mintákon nedves feltárást végeztem HNO₃:HCl (1:3) keverékkel, majd hidrogén-peroxidot (H₂O₂) adtam hozzá a teljes feltáráshoz (a H₂O₂ oxidálószerként működött). A feltárást hasonlóan történt, mint a vízi paraj talaj mintáinál. A polónium oldat szétválasztásához MnO₂-vel történő koprecipitációt

végeztem szintén a MnCl_2 és KMnO_4 oldatának NH_4OH oldatban történő hozzáadásával, $\text{pH} > 9$ [89] mellett, Dowex 1*8 (100-200 mesh) anion cserélő gyanta [85] használatával kombinálva, ahogyan azt korábban más szerves mintáknál használtam (9. ábra) [24]. A kapott oldatot majdnem szárazra pároltam, majd 0,5 M sósav oldatban oldottam fel, mielőtt katalitikus vegyszereket adtam hozzá. A Po-210 spontán depozíció útján az oldatból, körülbelül négy óra alatt egy polírozott ezüstkorong egyik oldalára lerakódott 80 °C-os hőmérsékleten. A kapott mintát szobahőmérsékleten száradni hagytam, majd szintén a nagy felbontású PIPS detektoros ORTEC Alpha-Ensemble-4 spektrométerrel, AlphaVision szoftverrel és 0,5 mBq minimális kimutatási határral mértem. A minőségellenőrzést IAEA-446 (balti-tengeri hínár) referenciaanyag mintájának 1 g-jával végeztem, és a Po-209 nyomjelző visszanyerése 90 %-os volt.

A dohánylevelek talajmintáit szárítószekrényben szárítottam, 105 °C-on, tömegállandóságig. A száraz talajmintákat ezután porrá őröltem és szitáltam, 0,2 mm-es szitán keresztül. A talajminták előkészítése Chandrashekara és munkatársai [92] által ismertetett eljárás szerint. Ennek megfelelően, minden egyes porított száraz mintából 5 g-ot mértem ki főzőpohárba, amit forró rezsóra helyeztem, majd feltártam HNO_3 és H_2O_2 keverékével, hogy a szerves anyagok eltávolítása megtörténjen. Az feltárást addig folytattam, amíg fehér maradékot nem kaptam. A maradékot oldat formájában szárazra pároltam, HCl oldat (1:1) hozzáadásával, így kloridsóvá alakítottam át és ismét bepárlással szárítottam. A szárított oldatot 0,5 M HCl-ban feloldottam, és átszűrtem szűrőpapíron (Whatman: 42-es fokozat), hogy eltávolítsam az oldatban lévő maradékot. A kapott oldatot ugyanúgy kezeltem, ahogyan a dohányleveleknél fentebb már említettem, spontán depozíciós eljárással alfa-forrást készítettem. A kapott mintát szobahőmérsékleten száradni hagytam, és a méréseket a fent említett detektorral (PIPS) és szoftverrel (AlphaVision) mértem, 0,5 mBq minimális kimutatási határértékkel. A minőségellenőrzést a vízi parajnál említett referenciaanyaggal és bemutatott módon végeztem a Po-209 nyomjelző visszanyerési aránya ebben az esetben is elérte a 85%-ot.

3.2 Mérési módszerek

Az összes alfa/béta aktivitáskoncentráció mérését a vízminták esetében alkalmaztam, a módszert elsősorban a radioökológiai, a környezeti monitoring és az ipari alkalmazások területén használnak.

Az összes alfa/béta aktivitáskoncentráció meghatározás mellett spektrometriai méréseket is alkalmaztam. Ezek a mérések alkalmasak minőségi és mennyiségi meghatározásra a radioaktív minták esetében. Minden atommag esetében egyedi kibocsátott gamma foton energia és radioaktív részecskéről beszélhetünk, ami a minőségi meghatározást, míg időegység alatt detektált részecske pedig a mennyiségi meghatározást teszi lehetővé.

A fejezetben az általam alkalmazott mérési módszerek kerülnek bemutatásra.

3.2.1 Alfa-spektrometria

Az alfa-források a mintaelőkészítésnél leírt módon készültek és nagy felbontású PIPS detektoros ORTEC Alpha-Ensemble-4 spektrométerrel, AlphaVision szoftverrel mértem.

Az alfa-spektrométer kimutatási határának meghatározása a következő egyenletek segítségével végeztem.

A minimális detektálható beütésszám a következő módon számítható:

$$L_D = 2,71 + 4,65 * N_h^{1/2} \quad (3.2.1.1.)$$

ahol,

L_D - a minimálisan detektálható beütésszám [beütés]

N_h - a háttér beütésszáma [beütés]

A minimális detektálható aktivitás a következő egyenlet alapján számítható:

$$MDA = \frac{2,71 + 4,65 * \sqrt{I_h}}{\eta_d * t} \quad (3.2.1.2.)$$

ahol,

MDA - a minimálisan detektálható aktivitás [Bq]

Kísérleti rész

I_h - háttér a vizsgálandó energiatartományban [impulzus]

η_d - a detektor hatásfoka [%]

t - mérési idő [s]

MDA segítségével kiszámolható a kimutatási határ, az alábbi képlettel szerint:

$$KH = \frac{2,71 + 4,65 * \sqrt{I_h}}{\eta_d * t * M} \quad (3.2.1.3.)$$

ahol,

KH - a kimutatási határ [Bq/g]

I_h - háttér a vizsgálandó energiatartományban [impulzus]

η_d - a detektor hatásfoka [%]

t - mérési idő [s]

M - a felhasznált minta mennyisége [g] [93]

A Po-210 aktivitáskoncentrációját következő egyenlet alapján számoltam ki:

$$c_{Po-210} = A_{Po-209} \frac{n_{Po-210}}{n_{Po-209} * M} \quad (3.2.1.4.)$$

ahol,

c_{Po-210} - Po-210 aktivitáskoncentrációja [Bq/g];

A_{Po-209} - Po-209 aktivitása [Bq];

n_{Po-209} - a Po-209 beütésszáma [beütés];

n_{Po-210} - a Po-210 beütésszáma [beütés];

M - a minta tömege [g].

A rendszer kalibrálása referencia anyag felhasználásával történt, és az eredményeket korrigáltam a különböző energiák számlálási hatásfokának megfelelően.

3.2.2 Összes alfa/béta aktivitáskoncentráció mérés

A minták mérését Canberra LB4100 típusú alacsony háttérrel rendelkező alfa/béta számlálóval végeztem (Canberra Industries, USA). A készülék háttere alfa-sugárzásnál $< 0,10$ cpm, és béta-sugárzásnál $< 0,93$ cpm. A detektor egy gázátáramlásos proporcionális számláló, amelynek gázösszetétele 10 % metán és 90 % argon. A rendszert Am-241 és K-40 standarddal kalibráltam, felszíni források segítségével (14,7 Bq/g és 16,1 Bq/g aktivitáskoncentráció). Az α -számlálás 23 %, a β -számlálás hatékonysága pedig 41 %. A legkisebb kimutatható aktivitáskoncentráció (MDC) a rendszerben az 3.2.2.1. egyenlet alapján határozható meg [94, 95].

$$MDC \left[\frac{Bq}{L} \right] = \frac{L_d}{V * T * \varepsilon * 60} \quad (3.2.2.1.)$$

ahol,

$$L_d - 2,71 + 4,65\sqrt{(B_c * T)}$$

V - a mért minta térfogata [liter],

T - a mérés idő [perc],

ε - a kimutatási határfok,

B_c - a háttér beütés [cpm, beütés].

A minimális kimutatható aktivitáskoncentráció a mérés során a számítások szerint 1,8 mBq/L és 1,6 mBq/L az alfa és a béta esetében. A mérési idő a minta, a standardminta és a háttér mérési ideje egyenlően 1000 perc.

A kémiai összetétel méréséhez a mintákat 100 ml-es műanyag palackokba öntöttem, amelyek tele voltak töltve (hézagmentesen és jól záródó fedéllel). A kémiai összetétel mérését a minták beérkezést követően a laboratóriumban ICP-OES PerkinElmer Optima 7300 DV spektrométerrel végeztem, amelyet kalibráltam a Merck® több elemet tartalmazó standard oldatával (HCO_3^- értékét klasszikus sav-bázis titrimetriával mértem, míg az Cl^- és SO_4^{2-} értékeket Gallery Plus diszkrét analizátorral (Thermo Fisher Scientific) mértem (spektrofotometria)).

3.2.3 Gamma-spektrometria

A tíz népszerű zöldségminta és talajuk esetében, miután a rádium és leányelemei között beállt a szekuláris egyensúly, az aktivitáskoncentráció mérését nagy tisztaságú germánium (HPGe) detektorral végeztem. Az elemzést a GammaVision szoftver segítségével végeztem. A detektor energiafelbontása 1,9 keV volt az 1,33 MeV-os Co-60 gamma-sugárzás csúcánál. A laboratóriumban a természetes háttér csökkentése érdekében a detektor egy 10 cm vastagságú, 1 mm vastag kadmium- és 1 mm vastag rézbéléssel ellátott ólomhengerrel árnyékolva van. A statisztikai számlálási hiba minimalizálása érdekében a talaj- és zöldségmintákat 259 200 s, illetve 518 400 s mérési idővel mértem, továbbá az aktivitászámítást két szabványos referenciaanyag, az IAEA-375 és az IAEA-446 alapján végeztem. A detektort rendszeresen kalibráljuk, a fent említett két referenciaanyagot mérjük az eredmények validálása és a detektor ellenőrzése céljából.

A mintákban lévő radionuklidok aktivitáskoncentrációját a megfelelő gammavonalak alapján határoztam meg. A Ra-226 aktivitáskoncentrációjának meghatározásához a Bi-214 gammavonalát (609,3 keV, 1120,3 keV és 1764,5 keV), a Th-232 esetében az Ac-228 (911,2 keV, 969,0 keV) és a Tl-208 (583,0 keV) gammavonalát használtam, szekuláris egyensúlyt feltételezve, a K-40 esetében 1460,0 keV-ot, a Cs-137 esetében pedig 661,6 keV-ot.

A legkisebb kimutatható aktivitás a Bi-214 esetében 0,27 Bq/kg, az Ac-228 esetében 0,64 Bq/kg, a K-40 esetében 2,2 Bq/kg és a Cs-137 esetében 0,15 Bq/kg 350 g minta és 259 200 másodperc számlálási idő esetén.

3.2.4 Transzfer faktor meghatározás

A talajból a növényi kultúrákba történő transzfer faktorok meghatározása a következő egyenlet alapján történik:

TF

$$TF = \frac{\text{Keresett nuklid akt. konc. – ja a növény száraz tömegére veti} \quad (3.2.4.1. \quad)}{\text{Adott nuklid akt. konc. – ja a száraz talajban} \quad)} = \frac{[Bq/kg_{száraz}]}{[Bq/kg_{száraz}]}$$

A TF kiszámításához a talaj felső 20-30 cm-es rétegét használtam a zöldségféléktől függően. Annak érdekében, hogy az adatokról világosabb képet kapjak, a következő értékek kiszámítottam: geometriai átlag (GM); geometriai szórás (standard deviáció) (GSD); számtani középérték (AM), szórás (SD), minimum (min) és maximális (max) értékek. A GM és a GSD előnyösebb, mint az AM és az SD helyett a TF-értékek általános log-normális eloszlása miatt. Az adatok normalitását a Shapiro Wilk-féle és a Kolgomorov-Smirnov-tesztek alapján vizsgáltam. Csak a logaritmusra transzformált adatok mutattak normális eloszlást (6. ábra).

A radionuklidok teljes transzfer faktor (TF_{teljes}) a talajból a vízspenótba a következőképpen számítható ki [96, 97].

$$TF_{teljes} = \frac{\frac{\text{Aktivitáskoncentráció a növényben (gyökérben + szárban + levélben)}}{\text{teljes tömeg}}}{\text{Aktivitáskoncentráció a talajban}} \quad (3.2.4.2.)$$

[Bq/kg_{szár}az]

A növényben lévő aktivitáskoncentrációt úgy számoljuk ki, hogy elosztjuk a Bq-ban kifejezett összes aktivitás ($A_{gyökér} + A_{szár} + A_{levél}$) és a kg-ban kifejezett össztömeg hányadosa ($M_{gyökér} + M_{szár} + M_{levél}$).

3.2.5 Éves dózisbecslés, belső sugárterhelés

Ahogy a bevezetésben említettem a belső sugárterhelés a szervezetbe kerülő különböző radionuklidokból származik, amely különböző útvonalakon juthat be (lenyelés, belégzés).

A zöldségminták fogyasztásából származó radionuklidoknak az egyénekre jutó éves effektív dózisát E [$\mu\text{Sv}/\text{év}$] a UNSCEAR 2000 [1] alapján számítottam ki, a következő egyenlet segítségével:

$$E = K * G * C * \tau \quad (3.2.5.1.)$$

ahol,

E - effektív dózis [Sv]

K - lenyelési dóziskonverziós tényező [Sv/Bq]

Kísérleti rész

G – fogyasztott élelmiszer mennyisége [kg/év]

C – adott izotóp aktivitáskoncentrációja [Bq/kg]

τ - fogyasztás időtartama [év]

A különböző radionuklidok lenyelésből származó dóziskonverziós tényezői pedig az ICRP 119 [98] kiadványból származnak.

Figuié tanulmánya, alapján az átlagos zöldségfogyasztás a leveles zöldségek esetében összesen kb. 40 kg/év, gumós és gyökér zöldségeknél kb. 20 kg/év bab esetében kb 3 kg/év [42].

Anh és munkatársai (2004) háztartási fogyasztási felmérést végeztek Hanoi városi és városkörnyéki területein, és kimutatták, hogy a vízi paraj fogyasztása viszonylag magas a különböző zöldségfajták között, és a vízi paraj átlagos fogyasztása Hanoiban 77,3 g/fő/nap (~27 kg/fő/év) [99].

A dohányminták esetében az éves effektív dózist (AED) általában dohányzásból származó füst belélegzésének az emberi egészségre gyakorolt hatásának értékelésére használják. A dolgozatban a dohányosok AED-jét a következő képlet alapján számítottam ki:

$$AED = A * F_1 * F_2 * D_c * N * T \quad (3.2.5.2.)$$

ahol,

AED - az éves effektív dózis [μ Sv/év]

A - a Po-210 aktivitáskoncentrációja a dohánylevelekben [Bq/g]

F_1 - a Po-210 transzfer faktora a cigarettából a dohány füstbe

F_2 - a belélegzett hányad a keletkezett füst teljes mennyiségéből

D_c - az effektív dózis átváltási tényezője a Po-210 estében [Sv/Bq]

N - napi dohányfogyasztás [g] (N = 20 cigaretta, 14 g száraz dohánylevél)

T - a napok száma egy évben [T = 365].

Korábbi vizsgálatokban az effektív dózis átváltási tényezője (D_c), a transzfer faktor (F_1) és az inhalációs frakció (F_2), amelyeket a Po-210 dózisének becslésére

használtak, nem voltak következetesek. Általában két megközelítést használnak. Az „A”-csoport a 3.2.5.2. képletben 100 %-ot használ az F_1 -re, míg a „B”-csoport valamilyen F_1 transzfer faktort használ a cigarettából a füstbe. Általában a „B”-csoport következő módszere a legelterjedtebb, 70 % az F_1 -re; 50 % az F_2 -re és 3,3 $\mu\text{Sv/Bq}$ az effektív dózis átváltási tényezőre. A „B”-csoportnak más módszere is népszerű, ami gyakran testre szabott, az F_2 értéke jelentősen változik, 13 és 25 % között. A belélegzett frakciók (F_2) eltérése a dohányzási protokollnak, az elemzési módszernek és az alkalmazott szűrőnek tulajdonítható. E paraméterek korábbi tanulmányokból származó eltéréseit a 2. táblázat mutatja. Egyes vizsgálatokban az általános 20 cigaretta naponta helyett, a nemzeti statisztikákból származó adatokat használták fel a számításokhoz [56]. Az AED-számításokat a 3.2.5.2. képlet szerint végezték, a következő táblázatban bemutatott tényezők felhasználásával. A az általam meghatározott AED értékeknél az UNSCEAR 2000 jelentésben szereplő F_1 70 %, F_2 50 %, D_c 3,3 $\mu\text{Sv/Bq}$ adatokat alkalmaztam [1].

2. táblázat A dózis becsléséhez szükséges paraméterek korábbi tanulmányokból

F_1	F_2	$F_1 * F_2$	D_c [$\mu\text{Sv/Bq}$]	Hivatkozás
70 %	50 %	35 %	4,3 ⁽³⁷⁾	[68]
75 %	50 %	37,5 %	4,3 ⁽³⁷⁾	[70]
70 %	50 %	35 %	3,3 ⁽³⁸⁾	[71]
70 %	50 %	35 %	3,3 ⁽³⁸⁾	[73]
70 %	50 %	35 %	3,3 ⁽³⁸⁾	[74]
70 %	50 %	35 %	3,3 ⁽³⁸⁾	[75]
70 %	50 %	35 %	3,3 ⁽³⁸⁾	[72]
70 %	50 %	35 %	3,3 ⁽³⁸⁾	[100]
75 %	50 %	37,5 %	3,3 ⁽³⁸⁾	[76]

4 Eredmények és következtetések

A fejezet a különböző mérési eredményeim és következtetéseimet tartalmazza. Összehasonlítva a saját eredményeim más tanulmányban közölt értékekkel egyaránt. A fejezet struktúráját a különböző vizsgált minták adják.

4.1 *Vízminták összes alfa/béta mérés eredményei*

A nyolc forrás és termálvíz radiológiai vizsgálata során kapott mérési eredményeket a 3. táblázat tartalmazza (a pH-érték, az összes oldott szilárd anyag (TDS), az összes alfa/béta aktivitás, az összes kation és anion a vízben). A pH-érték a termálvízforrásokban 6,9 és 7,9 között mozgott, az átlagérték 7,3 volt. A legtöbb vízforrás semleges, a KB-HB és az IO-SL minták kivételével, amelyek enyhén lúgosak. A hőmérséklet 39-60 °C között változott, az átlagérték 47 °C volt. A megfigyelt termikus vízforrások a meleg és a közepesen meleg források közé sorolhatók. A TDS átlagos értéke 2650 mg/L volt, ami 319 és 9270 mg/L között változott. Bár nincsenek megbízható adatok a vízzel kapcsolatos lehetséges egészségügyi hatásokról, de az ivóvízben lévő TDS fogyasztásával kapcsolatban, a szilárd anyagok jelenléte a vízben befolyásolhatja annak ízét [101]. Az ivóvíz íze kiváló, ha a TDS-szint 300 mg/L alatt van, akkor jó, ha 300 és 600 mg/L között, közepes, ha 600 és 900 mg/L között, rossz, ha 900 és 1200 mg/L között, és elfogadhatatlan, ha 1200 mg/L felett van. Ezért a TL-HP, KB-HB és BM-SL víz jó ízűnek minősül, a QH-QN víz közepes ízű, a többi pedig az elfogadhatatlan kategóriába tartozik. Az ionok, köztük a HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} és Mg^{2+} átlagos értékei 242, 725, 751, 460, 16, 332 és 116 mg/L, ami 151 - 350, 4,21 - 4980, 5,6 - 1900, 9,3 - 2550, 0,1 - 46, 48,2 - 810, és 3,19 - 341 mg/L között változott. A termálvízben az összes anion értéke 226 és 5670 mg/L között változik, az összes kation 65 és 3580 mg/L között, az átlagérték 1720 mg/L és 920 mg/L volt. A legmagasabb összes anion és kationértékek a KG-NB-nél találhatók (2670 és 3580 mg/L), a legalacsonyabb a TL-HP (226 mg/L) és a BM-SL (65 mg/L) esetében figyelhetők meg.

Eredmények és következtetések

3. táblázat Az összes alfa-, összes béta- és kémiai komponensek koncentrációja a termálvízbányákban

Minta (n=3)	pH	T° [°C]	TDS [mg/L]	Összes alfa [mBq/L]	Összes béta [mBq/L]	HCO ₃ ⁻ [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	Na ⁺ [mg/L]	K ⁺ [mg/L]	Ca ²⁺ [mg/L]	Mg ²⁺ [mg/L]	Össz anion [mg/L]	Össz kation [mg/L]
TL-HP	6,9	54	326	15,4	86,0	188	29,2	8,53	9,31	6,2	80	3,19	226	99
QH-QN	7,4	43	735	4,60	71,3	214	181	139	65,1	21,5	102	12,1	534	201
TT-PT	7,2	40	3150	32,5	136	151	312	1790	215	28,1	459	201	2250	903
ML-TQ	7,3	60	4060	39,2	189	262	259	1900	612	24,6	602	341	2420	1580
KG-NB	7,1	53	9270	119	8,1	350	4980	337	2550	46	810	174	2670	3580
KB-HB	7,9	44	354	10,8	0,99	239	11,3	9,25	9,4	1,29	73	10,5	260	94
BM-SL	7,1	39	319	25,0	86,3	239	4,21	5,6	11,5	0,1	48	5,6	249	65
IO-SL	7,6	41	3010	63,3	56,6	292	18	1820	206	1,01	485	182	2130	874
Átlag	7,3	47	2650	38,7	88,0	242	725	751	460	16	332	116	1720	920
Min	6,9	39	319	4,6	0,99	151	4,21	5,6	9,3	0,1	48	3,19	226	65
Max	7,9	60	9270	119,0	189	350	4980	1900	2550	46	810	341	2670	3580
Standard eltérés	0,3	8	3070	37,3	55,4	62	1720	906	868	17	294	127	1870	1200

Eredmények és következtetések

A kémiai összetevők határozzák meg a termálfvízforrások minőségét, amit a dolgozatban a Kurlov-képlet szerint adtam meg:

$$\frac{Cl_x * HCO_{3x} * SO_{4x}}{Ca_x * Mg_x * Na + K_x} * pH_x \quad (4.1.1.)$$

A QH-QN vízforrás nátrium-kalcium-szulfát-bikarbonát-klorid típusú és KB-NB nátrium-klorid típusú víz, ezeken a területeken a tenger felől történő sóbevitel miatt, magas a só tartalma. A fennmaradó vízforrások különböző típusúak: TT-PT és IO-SL kalcium-magnézium-szulfát, TL-HP, KB-HB és BM-SL kalcium-bikarbonátos, és az ML-TQ-nál lévő víz kalcium-szulfát típusú.

Az összes alfa/béta átlagos aktivitáskoncentrációja a nyolc termálfvízforrásban $38,7 \pm 3$ mBq/L és $88,0 \pm 9$ mBq/L. Az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációjának minimum- és maximumértéke $4,6 \pm 1,5$ és $119,0 \pm 17$ mBq/L, illetve $0,99 \pm 1,2$ és 189 ± 20 mBq/L. Az összes béta aktivitás a legtöbb helyen körülbelül háromszorosa volt az összes alfa aktivitás mennyiségének. Azonban három vízforrás esetében, nevezetesen a KG-NB, KB-HB és IO-SL vizében az összes alfa aktivitás szintje magasabb, mint az összes béta aktivitás szintje. Az összes alfa aktivitás sokkal alacsonyabb a QH-QN-nél ($4,6 \pm 1,5$ mBq/L), amelynek nátrium-klorid típusú a vize. A legalacsonyabb összes béta aktivitáskoncentráció a KB-HB-nél volt, $0,99 \pm 1,2$ mBq/L. A KB-HB minták szulfát-bikarbonát-kalcium típusú vízzel rendelkeznek, közepes ásványianyag-tartalommal. A legmagasabb összes alfa-aktivitás értéket a KG-NB-nél találtam, 119 ± 17 mBq/L, amely forrás nátrium-klorid típusú vízzel és magas ásványi anyag tartalommal rendelkezik. A legmagasabb összes béta aktivitás, 189 ± 20 mBq/L, az ML-TQ vízben, amely nátrium-bikarbonát típusú víz, és alacsony ásványianyag-tartalommal rendelkezik. Az aktivitáskoncentráció és az összes béta koncentrációja kisebb, mint 0,5 Bq/L és 1 Bq/L, ami az Egészségügyi Világszervezet által ajánlott [102]. Mint a bevezetőben említettem, a geológiai viszonyok a radionuklidok szintjének egyik fontos befolyásoló tényezője a termálfvízforrásokban. A jelenlegi esetben a geológiai jellemzői a termálfvízforrásoknál hasonlóak, és az alatta lévő mészkő víztartó réteg viszonylag alacsony aktivitáskoncentrációjú [37, 103, 104].

Eredmények és következtetések

Az összes alfa/béta koncentráció a vizsgálatban megfelel a WHO ajánlásainak (kevesebb, mint 0,5 Bq/L és 1 Bq/L összes alfa/béta koncentráció) [102]. Az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációkat összehasonlítottam a világ más helyein mért hasonló mérésekkel (4. táblázat), ivóvíz [105], forrásvíz [106], palackozott víz [107] és földalatti víz [108] esetében.

4. táblázat A dolgozat és a világ egyes területei közötti összehasonlítás eredményei

Országok	Víz minta	Összes alfa [mBq/L]	Összes béta [mBq/L]	Hivatkozás
Vietnám (észak)	<i>Felszín alatti víz</i>	4,6 – 119 (37,3) ^a	0,99 – 189 (55,4)	dolgozat
Irán (Guilan)	<i>Kút és forrás</i>	12 -115 (52) ^a	23 – 332 (110)	[105]
Kína (Haihe folyó síkság)	<i>Földalatti víz</i>	17 – 362 (112) ^a	18 – 779 (171)	[108]
Jordánia	<i>Felszín alatti víz</i>	180 – 9460 (1570) ^a	360 – 7480 (1620)	[109]
Törökország	<i>Palackozott víz</i>	8 – 101 (21) ^a	17 – 177 (59)	[107]
Nigéria (Kaseno állam)	<i>Felszíni és felszín alatti víz</i>	24 – 665 (142) ^a	7 – 1330 (285)	[110]
Törökország (Nevşehir tartomány)	<i>Felszín alatti víz</i>	13 – 182 (88) ^a	81 – 779 (305)	[111]
Törökország (Trabzon)	<i>Forrásvíz</i>	(8) ^b	(25)	[104]

^a tartomány: min – max (átlag); ^b átlag

Amint a 4 táblázat mutatja, az összes alfa/béta átlagos értékei a dolgozatban gyakran alacsonyabbak voltak, mint a világ más helyein, kivéve Törökországot [104, 105]. Az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációja a vizsgált vízmintákban valamivel alacsonyabb, mint a törökországi palackozott vízben és a Trabzonban (Törökország) található forrásvízben. Meg kell jegyezni, hogy a palackozott vizet felhasználás előtt feldolgozták, ami az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációjának

csökkenéséhez vezet. A trabzoni (Törökország) forrásvíz esetében a viszonylag alacsony összes alfa/béta aktivitás a forrásban lévő víz mozgásának tulajdonítható. Más helyeken, például Jordániában és Törökországban (Nevşehir tartományban) sokkal magasabb összes alfa/béta szintekkel rendelkeznek. Ez részben a különböző geológiai képződményeknek köszönhető.

Jordániában a geológiai szerkezet heterogén, az összes alfa/béta szintek különbözőek a területeken, különösen Akaba tartományban. A jordániai felszín alatti vizek magas radionuklid szintje a homokkő kőzetnek tulajdonítható, amely bőséges tóriummal dúsított nehézásvány-összetevőket tartalmaz [109]. Törökországban (Nevşehir tartomány) a talajvíz magas radionuklid szintje szintén a geológiai szerkezetnek tulajdonítható. Ez a terület egy nagyon nagy kiterjedésű fennsíkon helyezkedik el, amelyet a közép-anatóliai ősi vulkánok hamujának és lávájának felhalmozódása alakított ki [107]. Ezzel szemben a vizsgált területen a geológiai szerkezet mészkő, amely egy alacsonyabb radionuklid-koncentrációval rendelkezik. Ezenkívül a megfigyelt radionuklid szinteket a csapadék mennyisége is befolyásolhatja. A nagyobb mennyiségű csapadék felhígítja a talajvizet és csökkenti az összes alfa/béta koncentrációját, valamint a radioaktivitás szintjét [108].

Az 5. táblázat a Pearson-féle korrelációs együtthatókat mutatja be az összes alfa/béta, TDS-, valamint az összes anion- és kation koncentráció között. Az 5. táblázat alapján az összes alfa szint a TDS, HCO^{3-} , Cl^- , Na^+ és Ca^{2+} értékekkel, míg az összes béta szint az Mg^{2+} értékekkel mutat összefüggést. Az összes alfa és a TDS közötti korrelációs együttható 0,94, ami azt jelenti, hogy a TDS erősen korrelál az összes alfa aktivitáskoncentrációjával. Más szóval, az összes alfa a TDS-t befolyásoló geológiai körülményekkel függ össze. Az összes alfa továbbá számos anionnal és kationnal korrelál, mint például a HCO^{3-} , Cl^- , Na^+ és Ca^{2+} , ami azt jelenti, hogy az összes alfa aktivitás valószínűleg magasabb azokban a vízforrásokban, amelyekben az említett anionok és kationok koncentrációja magasabb.

Az összes béta aktivitáskoncentráció csak a Mg^{2+} kationokkal korrelál. Amint az az 5. táblázatban látható, az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációi közötti

Eredmények és következtetések

korreláció ebben a vizsgálatban gyenge, az együttható értéke 0,09. Észak-Vietnámban a csapadékmennyiség nagyon magas, az éves mennyiség átlagosan több mint 1600 mm, és különösen egyes hegyvidéki területeken elérheti a 2400-3200 mm-t [112]. Ahogy Yi és munkatársai [108] megállapították, a nagy csapadékmennyiség gyengítheti az összes alfa/béta közötti korrelációt, mivel az urán és a tórium bomlási láncolataira gyakorolt hatása a K-40-hez képest eltérő.

5. táblázat Pearson-féle korrelációs együttható az összes alfa/béta és a kémiai összetétel között

	pH	TDS	Össz alfa	Össz béta	HCO₃⁻	Cl⁻	SO₄²⁻	Na⁺	K⁺	Ca²⁺	Mg²⁺
pH	1	-0,21	-0,19	-0,53	0,15	-0,28	0,12	-0,26	-0,35	-0,13	-0,02
TDS		1	0,94**	0,28	0,69	0,89**	0,32	0,95**	0,82*	0,94**	0,64
Össz alfa			1	0,09	0,79*	0,87**	0,24	0,91**	0,61	0,86**	0,5
Össz béta				1	-0,17	-0,02	0,61	0,11	0,44	0,45	0,72*
HCO₃⁻					1	0,69	-0,01	0,74*	0,28	0,59	0,29
Cl⁻						1	-0,14	0,98**	0,77*	0,69	0,23
SO₄²⁻							1	0,01	0,2	0,61	0,87**
Na⁺								1	0,80*	0,79*	0,4
K⁺									1	0,74*	0,51
Ca²⁺										1	0,85**
Mg²⁺											1
**A korreláció 0,01 szinten szignifikáns											
*A korreláció 0,05 szinten szignifikáns											

A vizsgálat során megfigyelt korrelációs együtthatók némi eltérést mutatnak a szakirodalomhoz képest. Több korábbi tanulmány is szoros kapcsolatot figyelt meg az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációi között [107, 110, 111]. A kutatások szerint az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációk a felszín alatti vizek pH-értékeivel és EC-értékeivel is jelentéktelen kapcsolatot mutatnak [109]. Az összes alfa/béta aktivitáskoncentrációja között Kínában megfigyelt korreláció gyenge volt ($R = 0,43$) [108]. Yi és munkatársai gyenge korrelációt figyeltek meg a TDS és a talajvíz

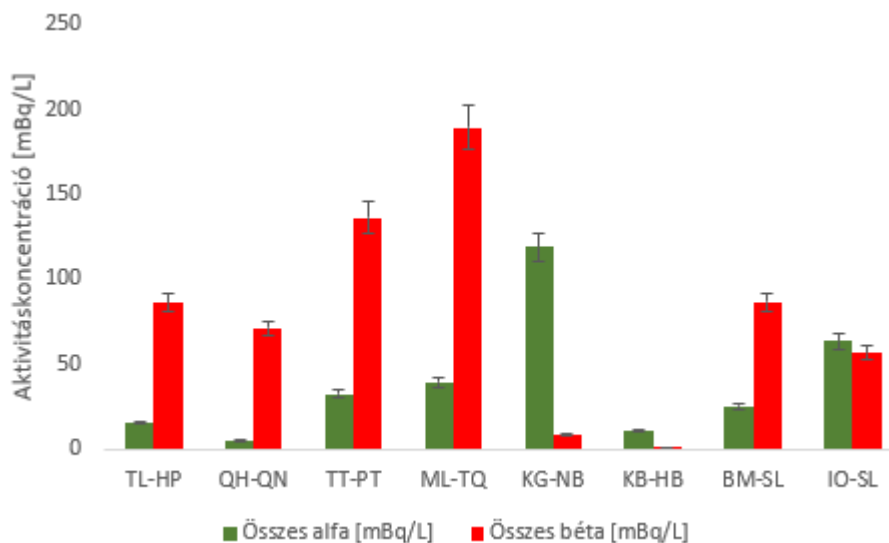
Eredmények és következtetések

összes alfa/béta értékei között, $R^2 = 0,48$, illetve $R^2 = 0,22$ [108]. A talajvíz pH-értéke nem volt különösebb hatással a kínai felszín alatti vizek összes alfa/béta aktivitására [108].

A különböző ásványvizek aktivitáskonzentrációját Észak-Vietnámban széles körben vizsgáltam, ami a WHO ivóvízre vonatkozó szabályozásának megfelel. Az összes alfa erős korrelációban áll a TDS-sel és néhány anionnal és kationnal (HCO_3^- , Cl^- , Na^+ és Ca^{2+}), míg az összes béta csak az Mg^{2+} kationnal korrelál. Az összes alfa/béta koncentráció gyenge korrelációt mutat.

A kapott adatok a vizsgálatból alap adatbázist biztosíthatnak a következőkben a jövőbeni kutatásokhoz.

A vízminták alfa/béta aktivitáskonzentráció értékei a 11 ábrán láthatók, amelyből kiderül, hogy az összes alfa aktivitáskonzentráció egyik esetben sem haladja meg a 500 mBq/L (legmagasabb érték 120 ± 9 mBq/L), illetve az összes béta aktivitáskonzentráció szintén nem haladja meg az 1000 mBq/L értéket (legmagasabb érték 189 ± 13 Bq/L).



11. ábra Összes alfa/béta aktivitáskonzentráció a vizsgált vízmintákban

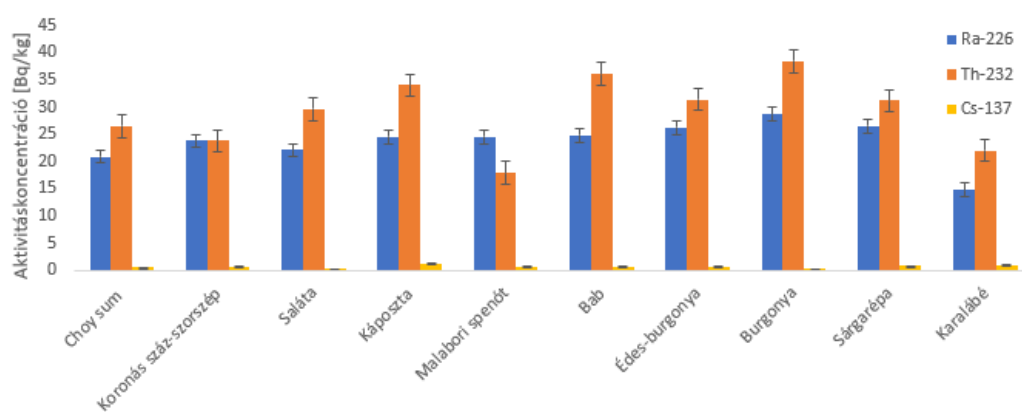
A WHO adatai alapján, amiben az szerepel, hogy az átlagos vízfogyasztás napi 2 liter, ezt éves viszonylatra kiterjesztve elmondható, hogy bármelyik víz fogyasztása esetén nem haladja meg a 0,1 mSv/év-es határértéket. A számítások

Eredmények és következtetések

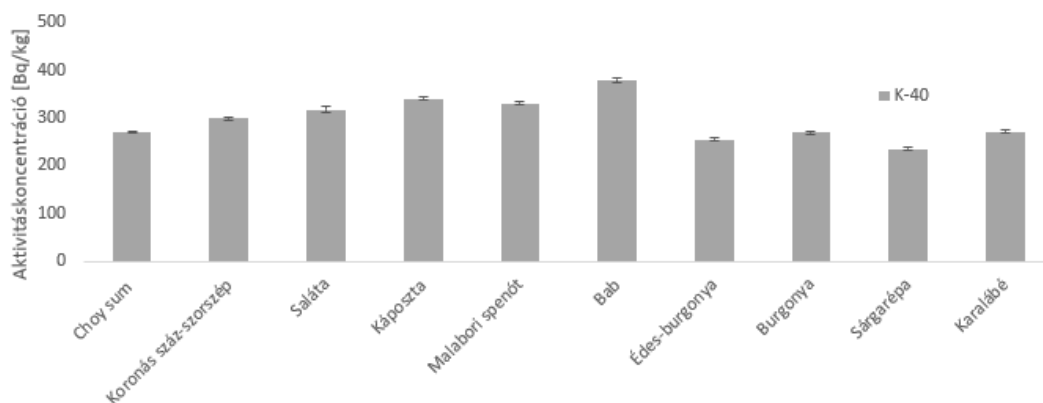
alapján a vízfogyasztásra alkalmas és nem szükséges teljes izotópspecifikus elemzés.

4.2 Zöldség minták eredményei

A tíz népszerű zöldségfajtából és a talajból vett minták Ra-226, Th-232, K-40 és Cs-137 aktivitáskonzentrációi a Tien Le zöldségtermesztési területen termesztett zöldségfajtákban és talajban M.1. táblázat mutatja be. A talajban mért értékek grafikusán a 12. és 13. ábrán látható, míg a zöldségek eredményei a 14. és 15. ábrán.



12. ábra Talaj aktivitáskonzentráció értékei (Ra-226, Th-232, Cs-137)



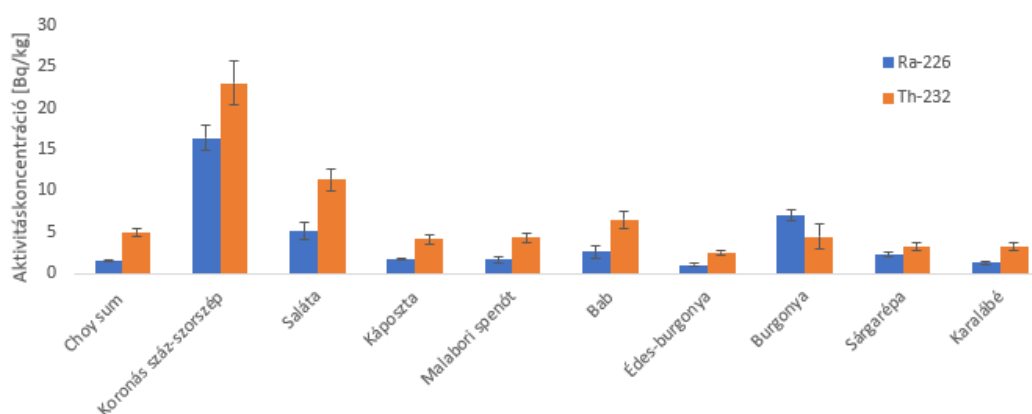
13. ábra Talaj aktivitáskonzentráció értékei (K-40)

Általánosságban elmondható, hogy a radionuklidok aktivitáskonzentrációja a talajmintákban a Ra-226, a Th-232 és a K-40 esetében hasonló a világ átlagértékéhez, amely 35, 30 és 400 Bq/kg [113].

Eredmények és következtetések

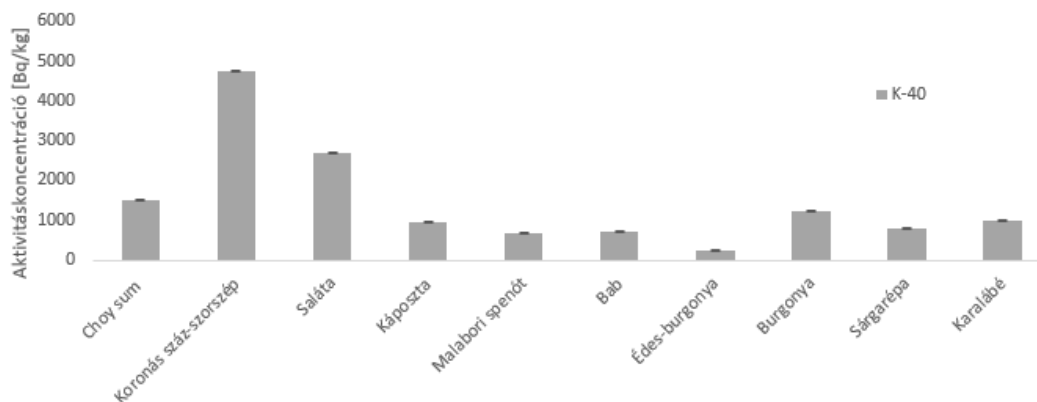
Egy korábbi nagyszabású vietnámi felmérés szerint a Ra-226 esetében $42,8 \pm 18,2$ Bq/kg, a Th-232 esetében $59,8 \pm 19,8$ Bq/kg és a K-40 esetében 412 ± 231 Bq/kg volt az ország átlagértéke [114]. Az én eredményeim Tien Le faluban a koncentrációkat némileg az alsó határon mutatják. A Cs-137 aktivitáskoncentrációja alacsonyabb volt ($\max 1,24 \pm 0,14$ Bq/kg_{száraz}), mint a többi radionuklidé ($\min 14,8 \pm 0,8$ Bq/kg_{száraz}) ebben a vizsgálatban (12., 13. ábrán jól látható). Ezen kívül kevés eltérés figyelhető meg a radionuklidok aktivitáskoncentrációi között a különböző zöldségfélék körüli talajban. Ezek az eltérések a helyi körülmények, valamint a különböző zöldségfélékhez kijuttatott műtrágya mennyiségének különbségei miatt alakulhatnak ki.

A radionuklidok legmagasabb aktivitáskoncentrációját a leveles zöldségekben találtam (K-40 a choy sumban (kínai virágzó káposzta), 1523 ± 18 Bq/kg_{száraz}; Ra-226 és Th-232 a koronás százszorszépből, $16,4 \pm 1,6$ és $23,0 \pm 2,6$ Bq/kg_{száraz}), amely a következő két ábrán látható (14., 15. ábra). Ezzel szemben a négy radionuklid legalacsonyabb aktivitáskoncentrációját a gumós zöldségekben mértem. Az édesburgonya tartalmazta a legalacsonyabb Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentrációját ($1,03 \pm 0,22$; $2,51 \pm 0,31$; 262 ± 3 Bq/kg_{száraz}). A radionuklidok aktivitáskoncentrációjának eltérései a zöldségekben a radionuklidok anyagcsere-jellemzőinek és az egyes zöldségekben való hozzáférhetőségének tudhatók be.



14. ábra Zöldségfélék aktivitáskoncentrációja (Ra-226, Th-232)

Eredmények és következtetések

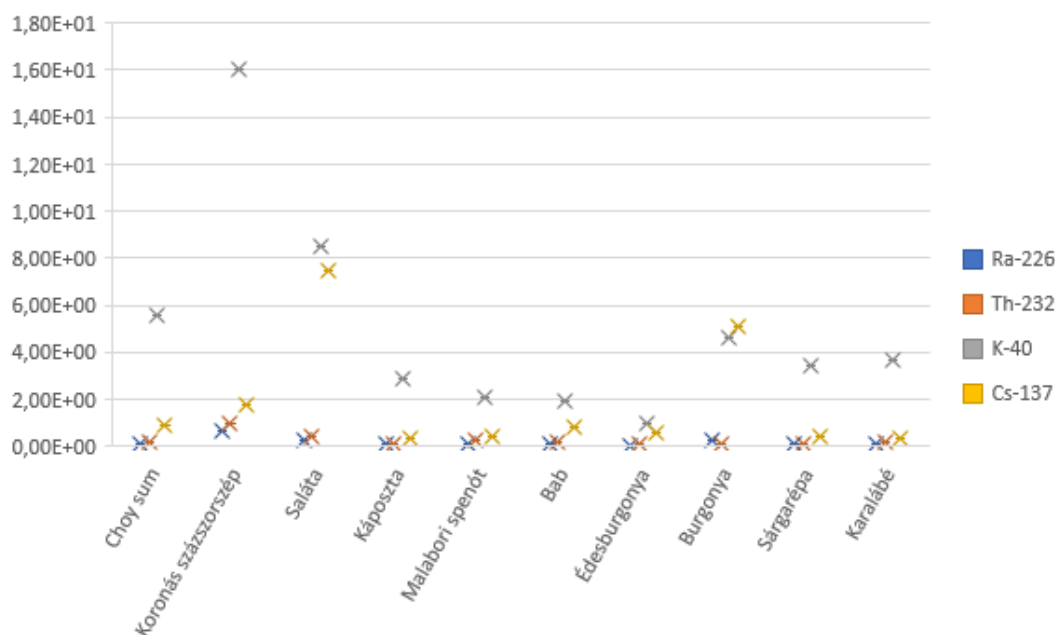


15. ábra Zöldségnövények aktivitáskonzentrációja (K-40)

A K-40 aktivitáskonzentrációja minden zöldségben jelentősen nagyobb volt, mint a Ra-226 és a Th-232 koncentrációja, az jól látható a 14., 15. ábrán. Ennek oka valószínűleg az, hogy a kálium a zöldségek növekedéséhez szükséges elsődleges tápanyag [115], illetve a műtrágyázással is sok kálium kerülhet a talajba, ezáltal a zöldségekbe. A káliumot a növények az anyagcsere folyamatokban használják fel, ezért nélkülözhetetlen. Továbbá a K-40 aktivitáskonzentrációja a talajmintákban nagyobb volt (átlag 297 ± 6 Bq/kg_{száraz}), mint a Ra-226 és a Th-232 koncentrációja ($23,7 \pm 2$ és $28,9 \pm 3$ Bq/kg_{száraz}). Ráadásul a vizsgált radionuklidok közül a K-40 a legjobban oldódik a természetes vízben. Ez a K-40 nagyobb fokú mobilitásához vezet a Ra-226 és a Th-232-hoz képest [116, 117]. A K-40-val ellentétben a Cs-137 aktivitáskonzentrációja a vizsgált négy radionuklid közül messze a legalacsonyabb volt az összes zöldségnövényben, legmagasabb értéke is csak $0,89 \pm 0,12$ Bq/kg_{száraz}.

A Ra-226, Th-232, K-40 és Cs-137 talajban és a zöldségnövényekben mért aktivitáskonzentrációi alapján kiszámítottam a talajból a zöldségnövényekbe történő transzfer faktorokat (TF), amelyeket a 16. ábra mutat be A pontos értékeket a M.2. táblázat tartalmazza. Az ábrán az látható, hogy a Ra-226, Th-232 és K-40 TF-jei $4 \cdot 10^{-2}$ - $6,9 \cdot 10^{-1}$, $8 \cdot 10^{-2}$ - $9,7 \cdot 10^{-1}$ és $1,0$ - $1,6 \cdot 10^1$ között mozogtak. Általánosságban elmondható, hogy a talaj és a növény közötti TF-értékek nagymértékben eltérnek egymástól, ez a különböző zöldségkultúráknak tulajdonítható.

Eredmények és következtetések



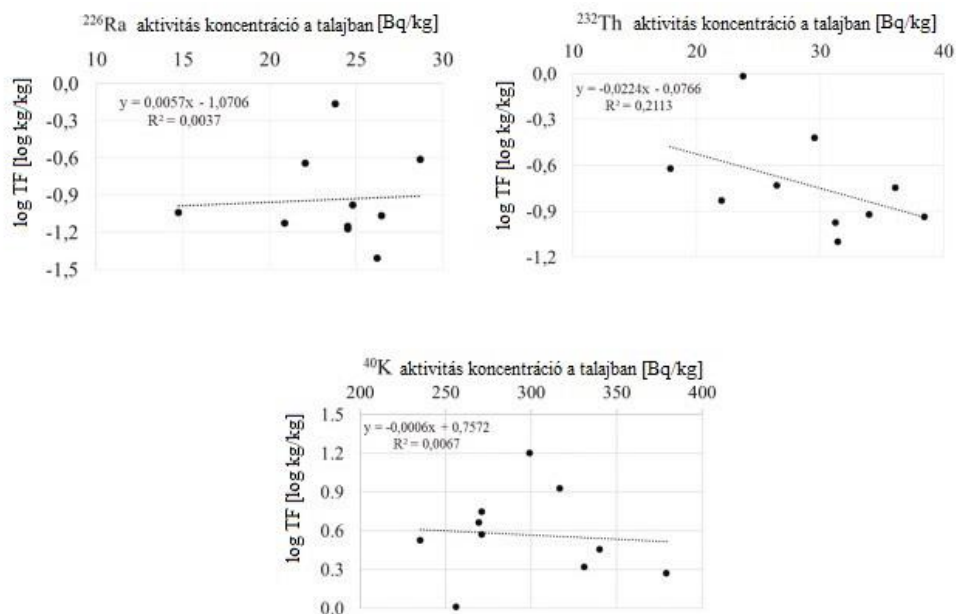
16. ábra A Ra-226, Th-232, K-40 és Cs-137 talajból a zöldségnövényekbe történő transzfer faktorai

Összességében a K-40 transzfer faktorai talajból a növényi kultúrába lényegesen nagyobbak (min 1) voltak, mint a Ra-226 és a Th-232 esetében (max $6,9 \cdot 10^{-1}$ és $9,7 \cdot 10^{-1}$). Ennek fő oka valószínűleg az, hogy a zöldségféléknek nagy szükségük van káliumra, ahogyan már fentebb is említettem, mivel a zöldségnövények egyik fő tápelemének számít [115]. Emellett a kálium rendkívül mobil és vízben jól oldódik [117-119], így könnyen eljut a talajból a zöldségekbe. A jelen dolgozat kutatási eredményei azt mutatják, hogy a K-40 transzfer faktorai minden zöldségnövényben nagyobbak, mint 1, míg a Ra-226 és a Th-232 esetében kisebbek, mint 1. Ez azt jelzi, hogy a K-40 aktivitáskoncentrációja a zöldségnövényekben magasabb, mint a talajban. A vizsgálati eredmények azt is mutatják, hogy a K-40 TF-értékei a leveles zöldségfélékben, pl. a kínai virágzó káposztában, a koronás százszorszépben és a salátában magasabbak, mint a gumósokban és a hüvelyesekben. Ez a magasabb biokémiai kálium szükségletnek tulajdonítható, hogy az ehető leveles zöldségek számára inkább elérhető, mint más növények számára. Amint a M.2. táblázat mutatja, a Ra-226 és a Th-232 TF-értékei néhány leveles zöldségben, pl. a koronás százszorszépben és a salátában kissé magasabbak, mint más növényekben, ez a 16. ábrán is jól látható. Ez a különböző zöldségek anyagcsere-jellemzőinek eltéréseire vezethető vissza. A 16. ábrából

(M.2. táblázat) az is kiderül, hogy a Th-232 TF-je a burgonya kivételével szinte minden növénynél valamivel nagyobb, mint a Ra-226-é. Ez a megállapítás ellentétes az Azeez és munkatársai [22] által megállapítottakkal, és a Th-232 állítólag kevésbé mobilis, mint a Ra-226 a természetes vizekben [119]. A jelen vizsgálat eredményei azonban hasonlóak Cengiz [23] eredményeihez, aki arról számolt be, hogy a Th-232 TF értéke háromszor magasabb volt, mint a Ra-226 értéke a Törökországból származó legelői füvek mintáiban. A radionuklidok TF-je tehát nemcsak az egyes elemek jellemzőitől függ, hanem a növény számára való elérhetőségüktől és az egyes növények anyagcseréjének jellegétől is.

A Ra-226, Th-232, K-40 talajban mért aktivitáskoncentrációja és a log-transzformált TF közötti kapcsolatot a 17. ábra mutatja. Látható, hogy a Ra-226 és a K-40 esetében a környező talajban lévő izotópok aktivitáskoncentrációja és a log TF közötti lineáris korreláció nagyon gyenge ($R^2 \leq 0,05$), és a Pearson korrelációs együttható szerint nem szignifikáns (p 0,64 és 0,88 a Ra-226 és K-40 esetében). A Th-232 esetében az R^2 értéke magasabb, a korreláció még mindig gyenge, és a Pearson korrelációs együttható szerint nem szignifikáns (p 0,54). Ez azt jelzi, hogy a zöldségekben lévő radionuklidok aktivitáskoncentrációinak a talajban lévő koncentrációk felhasználásával történő levezetését óvatosan kell mérlegelni. Azeez és munkatársainak [22] kutatási eredményei is azt mutatják, hogy a Ra-226, Th-232 és K-40 talajban lévő aktivitáskoncentrációi nem kizárólagosan befolyásolják a növényi kultúrákban lévő aktivitáskoncentrációikat.

Eredmények és következtetések



17. ábra A talajban lévő radionuklidok aktivitáskoncentrációja és a log TF közötti korreláció. A természetes radioaktív elemek, nevezetesen a Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentrációja szempontjából a zöldség növényekben a talaj fiziológiai mutatói, mint például a kálium, a kation cserélő kapacitás, a kalcium, a szervesanyag-tartalom, a növény számára való elérhetősége és a zöldségfélék metabolikus jellemzői fontosabbak, mint a talajban lévő pusztán aktivitáskoncentrációk [120, 121]. Ellentmondás van abban, hogy a talajból a növénybe terjedő TF elemzése során a hosszú élettartamú természetes radionuklidok, az U, Ra és Th esetében figyelembe kell-e venni a TF függését a talajkoncentrációtól vagy sem. Sheppard és Sheppard [122], valamint Sheppard és Evenden [123] az urán TF-jének talajkoncentrációtól való log-normális függéséről számoltak be, azonban vannak ezzel ellentétes jelentések is, Blanco és munkatársai [124] kísérletükben nem találtak ugyanezt az összefüggést. Vandenhove és munkatársai [44] áttekintése a talajkoncentrációk széles skálájára terjedt ki (7-250 000 Bq/kg U, 4-60 000 Bq/kg Ra és 4-89 000 Bq/kg Th esetében), beleértve a különböző talaj- és növénycsoportokat és kísérleti körülményeket, de arról számoltak be, hogy nem találtak összefüggést a TF vagy a log TF és a talajkoncentráció között ($R^2 < 0,01$). Ismert, hogy a nemlinearitás hozzájárulhat a TF bizonytalanságához.

Eredmények és következtetések

Meg kell jegyezni, hogy a jelenlegi vizsgálat korlátozott számú mintát tartalmaz, ezt egy kiterjedtebb, a talajparamétereket is tartalmazó vizsgálatnak kell követnie, hogy az értékek kontextusba kerüljenek.

A jelen dolgozatban kapott Ra-226, Th-232 és K-40 talaj-növény TF értékeit az M.2. táblázat mutatja be, összehasonlítva a világ más országaiban végzett korábbi tanulmányok eredményeivel a 6. táblázat mutat be.

6. táblázat Példák a talaj és a növény közötti transzfer faktorra más országokban végzett korábbi tanulmányokból

Növény-csoport	Ország	A talaj és a növény közötti transzfer faktorok						Hivatkozás
		N		Ra-226	Th-232	K-40	Cs-137	
Nem leveles zöldség	Irak	7	Indiv	$1,1 \cdot 10^{-2} - 5,3 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-2} - 3,5 \cdot 10^{-2}$	1,1– 3,7	N.a.	[22]
	Jordánia	10	Indiv	$1 \cdot 10^{-2} - 9 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-2} - 4,2 \cdot 10^{-1}$	5– 8	N.a.	[125]
	Malajzia	10	Indiv	$6 \cdot 10^{-3} - 3,1 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-3} - 1,3 \cdot 10^{-2}$	-	N.a.	[120]
	Ghána	13	Indiv	$1,2 \cdot 10^{-1} - 1,2$	$3 \cdot 10^{-2} - 1,7 \cdot 10^{-1}$	8,1– 21	N.a.	[126]
	Szíria	48	GM	N.a.	N.a.	1,5– 5	N.a.	[127]
Hüvelyesek			GM	$1,39 \cdot 10^{-2}$	$5,26 \cdot 10^{-4}$	N.a.	N.a.	[44]
	Pakisztán	1	Indiv	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^{-1}$	$3,9 \cdot 10^{-1}$	[128]
Gumók	Irak	1	Indiv	$3 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$	1,7	N.a.	[22]
	Lengyelország	N.a.	Indiv	$6 \cdot 10^{-3} - 9 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-3} - 7 \cdot 10^{-2}$	1,7– 4,3	N.a.	[129]
	Pakisztán	1	Indiv	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^{-1}$	N.a.	[128]

N.a. - nem áll rendelkezésre adat, GM – geometriai átlag, Indiv - egyéni

Ezek az összehasonlítások rámutatnak a hazai transzfertényező-mérések érdemeire és esetleges szükségességére, hogy pontosabb alapinformációkat szolgáltatassanak a jobb prediktív dózisbecslési modellekhez.

Eredmények és következtetések

Ez az első vizsgálati tanulmány a radionuklidok transzfer faktoráról különböző vietnami zöldségfélék esetében. Ezek az adatok lehetőséget adnak az információhiány pótlására, a helyspecifikusabb dózisértékelésre és a környezeti transzportmodellekre. A tanulmány a helyi étrendben nagy jelentőségű zöldségfélékre terjedt ki. A Ra-226, Th-232 és K-40 TF-értékek megfigyelt tartománya $4 * 10^{-2}$ - $6,9 * 10^{-1}$, $8 * 10^{-2}$ - $9,7 * 10^{-1}$; illetve $1,0$ - $1,6 * 10^1$ volt. A Cs-137 esetében nem lehet megfelelő következtetést levonni, mivel a terményekben mért aktivitáskoncentrációja a kimutatási határon volt. A koronás százszorszép, a fejes saláta és a malabári spenót a tórium tekintetében, míg a kínai virágzó káposzta, a koronás százszorszép, a fejes saláta, a káposzta és a malabári spenót a kálium tekintetében, míg a gumósok esetében az édesburgonya, a burgonya, a sárgarépa és a karalábé értékei a tórium és kálium tekintetében meghaladják a 2010-es IAEA-jelentésben szereplő tartományokat [21] (lásd M.2. táblázat). El kell ismerni, hogy a bemutatott adatok korlátozottak, csak egy, bár helyi jelentőségű területről vettem mintát, és a kiválasztott 10 növény mindegyikére egy-egy értéket vezettem le.

A 7. táblázat tartalmazza az éves effektív dózisbecslés értékeit. Figuié tanulmánya alapján az átlagos zöldségfogyasztás a leveles zöldségek esetében összesen kb. 40 kg/év, gumós és gyökér zöldségeknél kb. 20 kg/év bab esetében kb. 3 kg/év [42]. A számolás során az átlagos fogyasztással és felnőttekre vonatkoztatva számoltam ki az értékeket, amely a teljes növénycsoportra vonatkozik, de a számolásnál azt feltételezem, hogy csak adott fajtából fogyasztja el az átlagos mennyiséget, így az értékek felül vannak becsülve.

7. táblázat A zöldségek fogyasztásából éves effektív dózisbecslés

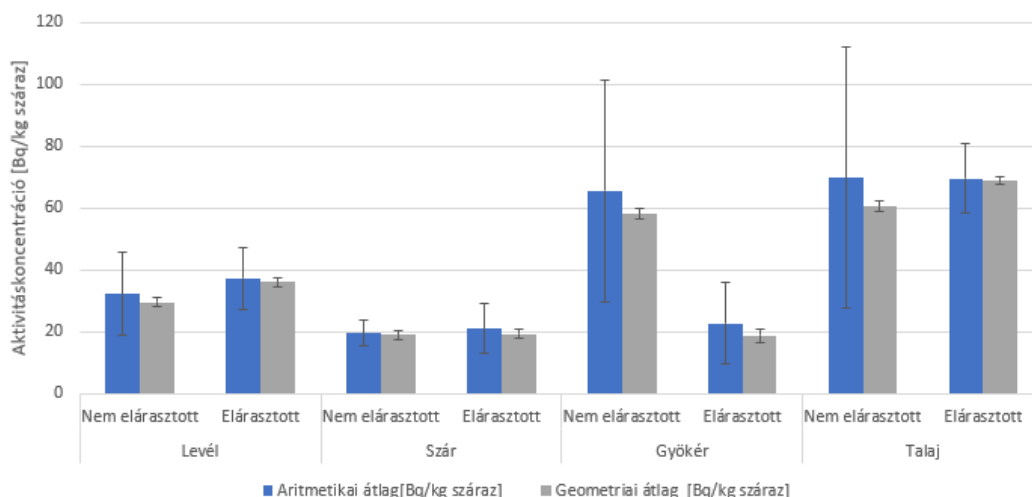
	Éves effektív dózisbecslés [μ Sv/év]			
	Ra-226	Th-232	K-40	Összesen
Choy sum (kínai virágzó káposzta)	18	46	378	442
Koronás százszorszép	184	212	1178	1574
Fejes saláta	57	104	667	828
Káposzta	20	38	241	299
Malabori spenót	19	40	171	230
Bab	2	5	13	20
Édes-burgonya	6	12	33	51
Burgonya	39	21	154	214
Sárgarépa	13	15	98	126
Karalábé	8	15	125	148

Ezek az eredmények (7. táblázat) száraz mintákra vonatkoznak, viszont a valóságban az élelmiszereket nem szárított formában fogyasztjuk, így nincs egészségügyi kockázat. A WHO általános kritériuma a különböző radionuklidokra 0,1 mSv/év a lenyelésre vonatkozóan, amelyet a minták közül néhány esetben túllépnek, valamint a NAÜ 1 mSv/év referenciaszintje a lakossági sugárterhelésre vonatkozóan meghatározott meglévő expozíciós helyzetekben, beleértve az élelmiszereket is, amelyet csak a K-40 értékeknél lépi túl [130].

A radiológiai veszélyek tekintetében eredményeim azt mutatják, hogy a levezethető radiológiai veszélyességi mutatók, pl. az elnyelt gammadózis-teljesítmény, az éves effektív dózisegyenérték, a külső és belső sugárzási indexek az emberi egészségre gyakorolt hatást jelentéktelennek jelzik előre. A vizsgált területen a természetes radionuklidoknak való kitettség miatt a rákos megbetegedések élethosszig tartó kockázata alacsony.

4.3 Vízi paraj minták eredményei

A Po-210 aktivitáskonzentrációját elárasztott és nem elárasztott területen termesztett vízi parajban a 18. ábra mutatja.

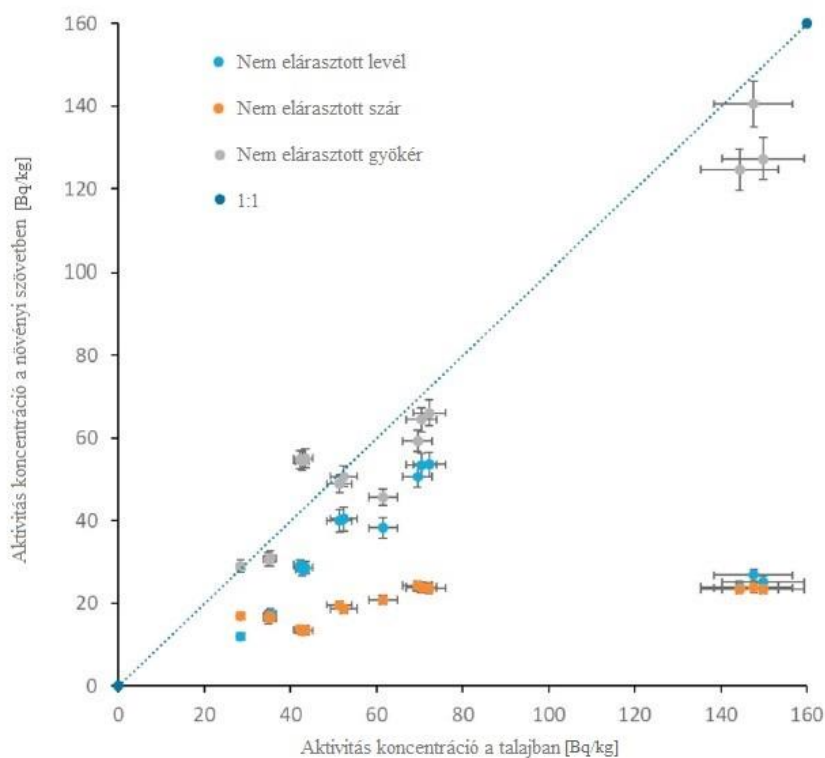


18. ábra Po-210 aktivitáskonzentráció a vízi parajban és a kapcsolódó környezeti közegben

Úgy tűnik, hogy a különböző koncentrációk eloszlása a Kolmogorov-Smirnov-féle normalitásvizsgálat szerint nem tér el szignifikánsan a normális eloszlástól. A változók közötti különbségeket ANOVA-val vizsgáltam, és a nem-parametrikus Kruskal-Wallis teszttel is megerősítettem. Ami az ember számára ehető részeket illeti, a Po-210 aktivitáskonzentrációja a paraj levélben magasabb, mint a paraj szárában, mind az elárasztott ($F 12,02$, $p < 0,05$), mind a nem elárasztott esetben ($F 12,69$, $p < 0,05$). Ez a tendencia jól egyezik a korábbi tanulmányokkal, amelyek szerint a Po-210 aktivitáskonzentrációja magas a leveles zöldségekben, és a levelek aktivitáskonzentrációja nagyobb, mint a zöldség más részeiben [59, 131-133]. Más vizsgálatokkal összehasonlítva, a Po-210 aktivitáskonzentrációja a vízi paraj leveleiben mindkét típusban magasabb, mint az indiai Kalpakkamban termesztett spenóté, amely 0,10 és 0,65 Bq/kg között változott [53]. Ezenkívül a vízi parajban mért Po-210 aktivitáskonzentráció a vizsgálatban magasabb, mint a Törökországban és az indiai Jharkhandban termesztett különböző zöldségfélékben mért Po-210 aktivitáskonzentráció, amely 0,15 Bq/kg és 9,5 Bq/kg között és $< 0,2$ Bq/kg és 35,6 Bq/kg között változik [57, 58].

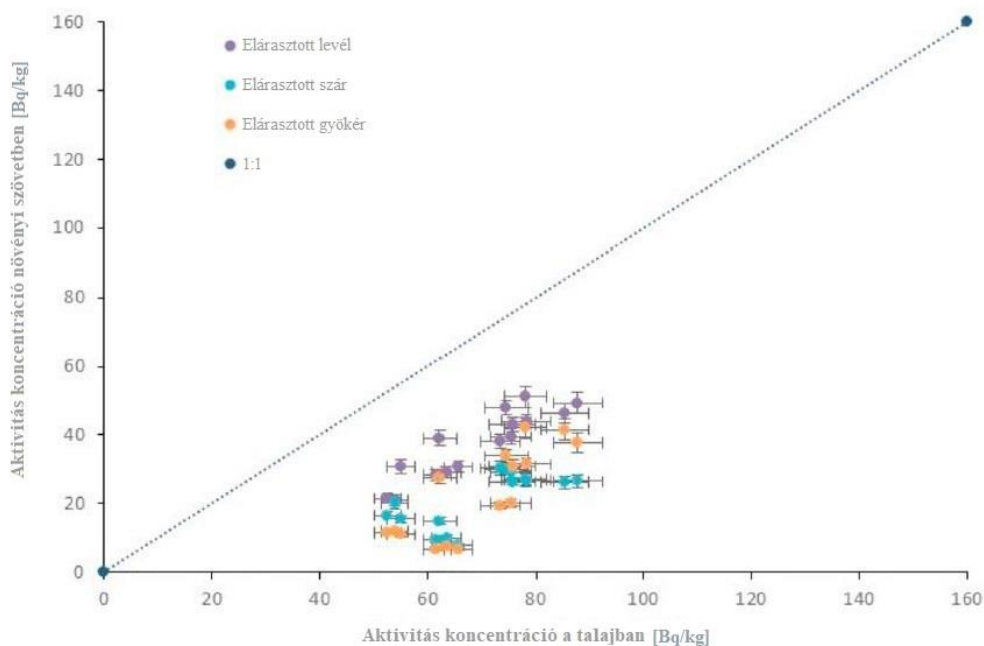
Eredmények és következtetések

A 19., 20. és 21. ábra a Po-210 aktivitáskonzentrációjának változását mutatja a különböző környezeti körülmények között termesztett vízi parajban. A radionuklidoknak a talajból a növényi szövetekbe történő transzfer a környezeti ökológiai körülményektől függ [134]. A Kolmogorov-Smirnov-féle normalitásvizsgálat szerint az aktivitáskonzentráció értékek eloszlása nem tér el jelentősen a normális eloszlástól, ami lehetővé teszi az ANOVA alkalmazását a csoportátlagok közötti különbségek statisztikai szignifikanciájának értékelésére. A nem parametrikus tesztek, mint például a Kruskal-Wallis-teszt, szintén ugyanezeket az eredményeket mutatják. A Po-210 aktivitáskonzentráció a nem elárasztott paraj gyökerében alacsonyabb, mint az elárasztott parajében (a különbség statisztikailag szignifikáns, $F 18,92$, $p < 0,05$). A levelek és a szár esetében az elárasztott körülmények között termesztett vízi parajnál megfigyelt értékek inkább magasabbak, de a különbség statisztikailag nem szignifikáns (a levelek esetében az $F 1,38$, $p 0,25$, míg a szár esetében az $F 0,48$ és $p 0,50$). Az elárasztott területek talajának aktivitáskonzentrációja szintén magasabb volt, egy hely kivételével, de a különbség nem volt statisztikailag szignifikáns ($F < 0,01$, $p 0,98$).



19. ábra Aktivitáskonzentrációk elárasztás nélküli termesztési körülmények között a talajban lévő aktivitáskonzentrációval szemben

Eredmények és következtetések



20. ábra Aktivitáskoncentrációk elárasztott termesztési körülmények között a talajban lévő aktivitáskoncentrációval szemben

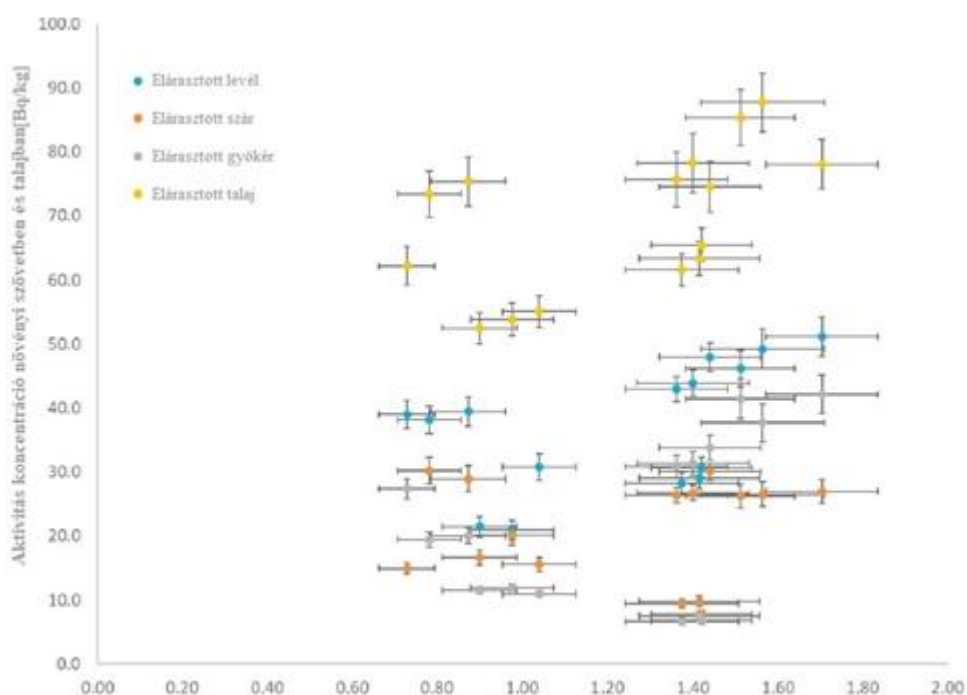
A nem elárasztott talajban termesztett vízi paraj esetében az aktivitáskoncentrációk sorrendje a következő: $C_{\text{szár}} < C_{\text{levél}} < C_{\text{gyökér}}$. A talaj aktivitáskoncentrációja nem különbözik szignifikánsan a gyökerekben megfigyelt aktivitáskoncentrációtól (F 0,09, p 0,077), de a szár jelentősen különbözik a gyökerektől (F 24,37, $p < 0,05$), és a levelek lényegesen különböznek a száráktól (F 12,69, $p < 0,05$). A Spearman Rho teszt szerint korreláció van a talajban lévő aktivitáskoncentráció és a gyökérben (r_s 0,89, $p < 0,05$), valamint a szárban (r_s 0,76, $p < 0,05$) lévő aktivitáskoncentráció között, amelyek viszont korrelálnak egymással (r_s 0,57, $p < 0,05$). Másrészt úgy tűnik, hogy a levelek aktivitáskoncentrációja nem korrelál szignifikánsan a talaj (r_s 0,40, p 0,14), a gyökér (r_s 0,32, p 0,4) és a szár (r_s 0,44, p 0,10) között, a HD2-nél megfigyelt viszonylag alacsony értékek miatt. E mintavételi hely nélkül a korreláció sokkal jobb, a levél és a szár közötti korreláció (r_s 0,73, $p < 0,05$), a levél és a gyökér között (r_s 0,80, $p < 0,05$), a levél és a talaj között (r_s 0,96, $p < 0,05$) volt.

A nem elárasztott talajban termesztett vízi paraj esetében az aktivitáskoncentrációk sorrendje eltérő, $C_{\text{szár}} \approx C_{\text{gyökér}} < C_{\text{levél}}$. Itt nincs szignifikáns különbség a szár és a gyökér aktivitáskoncentrációi között (F 0,15, p 0,70), de

Eredmények és következtetések

jelentős különbség van a levél és a szár ($F_{24,23}$, $p < 0,05$), a levél és a gyökér ($F_{12,02}$, $p < 0,05$), valamint a talaj és a levél ($F_{70,18}$, $p < 0,05$), a szár ($F_{186,03}$, $p < 0,05$) és a gyökér ($F_{111,81}$, $p < 0,05$) között. A Spearman Rho-teszt szerint a levelek és a szárok ($r_s 0,63$, $p < 0,05$), a levelek és a gyökerek ($r_s 0,89$, $p < 0,05$), a levelek és a talaj ($r_s 0,88$, $p < 0,05$), a szárok és a gyökerek ($r_s 0,68$, $p < 0,05$), a szárok és a talaj ($r_s 0,54$, $p < 0,05$) valamint a gyökér és a talaj ($r_s 0,78$, $p < 0,05$) aktivitáskonzentrációja között is van összefüggés.

A vízben lévő aktivitáskonzentrációval kapcsolatos összefüggések esetében a Spearman Rho teszt azt mutatta, hogy a vízben lévő aktivitáskonzentráció és a talajban lévő aktivitáskonzentráció ($r_s 0,59$, $p < 0,05$), valamint a víz és a levél ($r_s 0,57$, $p < 0,05$) között van összefüggés, de a víz és a gyökér között kevés összefüggés van ($r_s 0,44$, $p 0,10$), és nincs összefüggés a víz és a szár között ($r_s 0,05$, $p 0,87$).



21. ábra Aktivitáskonzentrációk elárasztott termesztési körülmények között a vízben lévő aktivitáskonzentrációval szemben

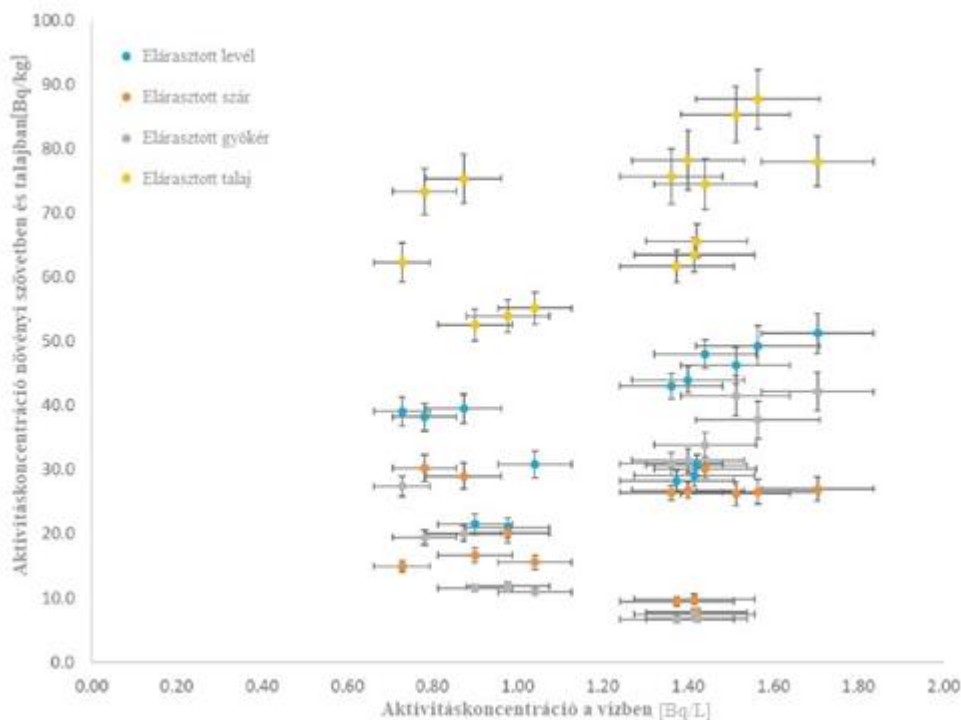
Meg kell jegyezni, hogy a polónium növényekbe történő felvételének útjai közé tartozik a gyökérrendszeren keresztül történő felvétel és a légköri hullás, amely a levél felületén és egyes esetekben más föld feletti részekben is felszívódhat, például

petrezselyem és menta esetében arról számoltak be, hogy a polónium felvételének több mint 75 %-a légkörön keresztül, és kevesebb, mint 25 %-a gyökereken keresztül történt [58, 135]. A dohány esetében is a légköri útvonalat tekintették a fő útvonalnak [131]. Vannak azonban ezzel ellentétes megállapítások is [81]. A vízi paraj esetében az elárasztott földekről gyűjtött minták gyökerében magasabb volt az aktivitáskoncentráció és a transzfer faktor, mint az el nem árasztott földeken termesztett társaikéban, ami arra utal, hogy az elárasztott állapot kedvező lehet a gyökérfelvétel szempontjából.

A vízi parajban és a talajban mért Po-210 aktivitáskoncentráció alapján kiszámítottam a Po-210 transzfer faktorait (TF) a talajból a vízi paraj levelébe, szárába és gyökerébe, a különböző vizsgálati helyszíneken bekövetkező változásukat a 22. ábrán ábrázoltam. Általánosságban elmondható, hogy az ábrán bemutatott számított transzfer faktorok magasabbak, mint az IAEA TRS472-ben [21] a mérsékelt égövi környezetben termesztett leveles zöldségfélékre megadott értékek ($N = 12$, átlag $7,4 \cdot 10^{-3}$, tartomány $2,5 \cdot 10^{-4} - 5,0 \cdot 10^{-2}$; trópusi vagy szubtrópusi környezetre vonatkozóan nem szerepel érték a Po-210 esetében), de a Vandenhove és munkatársai [44] által a leveles zöldségfélékre vonatkozóan közölt tartományon belül vannak ($N = 31$, mértani átlag 2,11, tartomány $3,21 \cdot 10^{-3} - 2,46 \cdot 10^1$), amely a mérsékelttől eltérő területekre vonatkozó néhány adatot is tartalmaz.

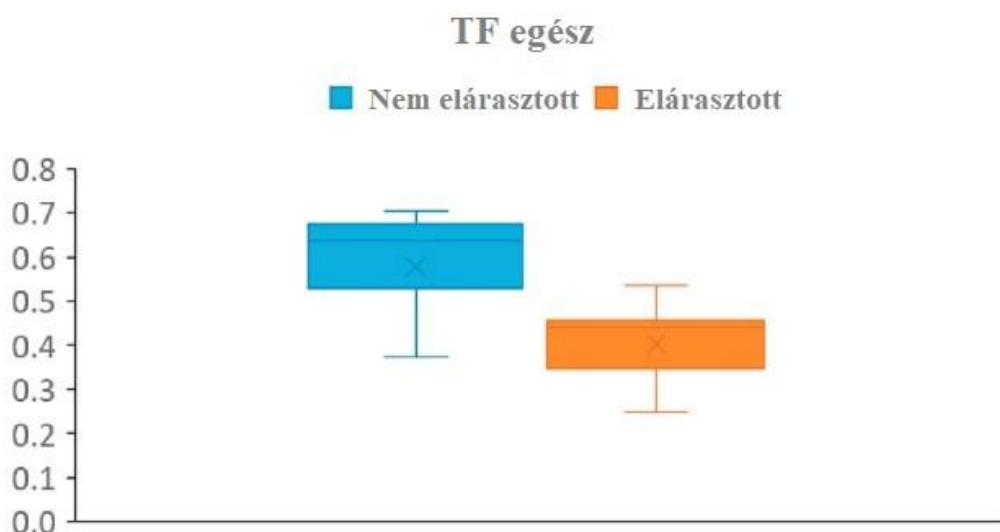
A transzfer faktorok a koncentrációktól némileg eltérő mintázatot mutatnak. A Kruskal-Wallis-teszt szerint nincs szignifikáns különbség a levelek ($H 1,55$, $p 0,21$) és a szárak ($H 0,72$, $p 0,40$) transzfer faktorai között elárasztott és nem elárasztott termesztési körülmények esetében, de a nem elárasztott gyökerek transzfer faktorai magasabb, mint az elárasztott körülmények között termesztetteké ($H 21,77$, $p < 0,05$). Az elárasztás nélküli körülmények között a $TF_{szár}$ alacsonyabb volt, mint a $TF_{levél}$ ($H 8,43$, $p < 0,05$), ami viszont alacsonyabb volt, mint a $TF_{gyökér}$ ($H 21,77$, $p < 0,05$). Elárasztott körülmények között a mintázat némileg más volt, a $TF_{szár}$ és a $TF_{gyökér}$ nem különbözik szignifikánsan egymástól ($H 0,11$, $p 0,74$), és mindkettő alacsonyabb, mint a $TF_{levél}$ ($H 20,82$, $p < 0,05$) a szár esetében és ($H 14,40$, $p < 0,05$) a gyökér esetében.

Eredmények és következtetések



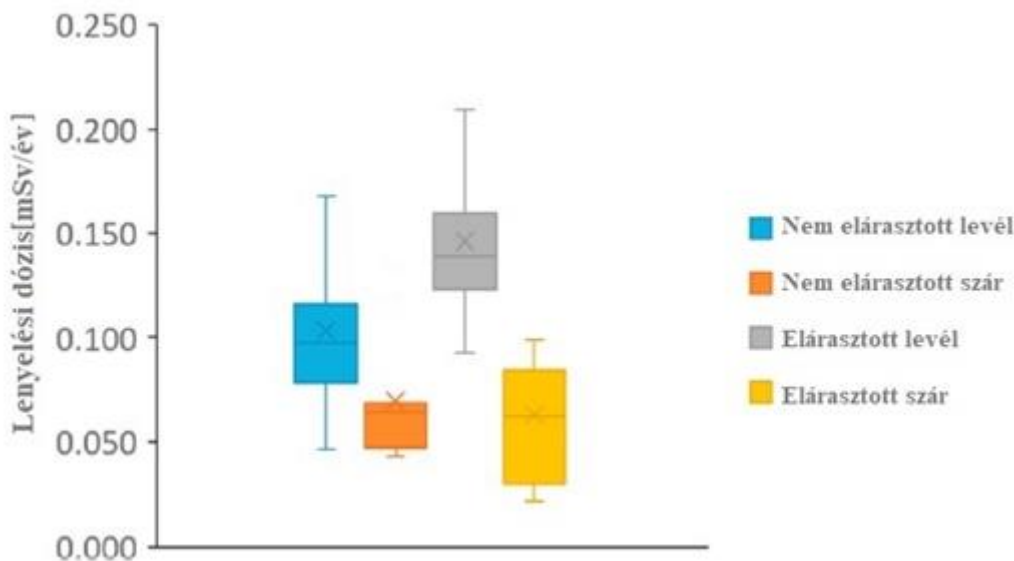
22. ábra A Po-210 transzfer faktora a talajból a spenót szöveiteibe

A teljes transzfer faktor ($TF_{\text{egész}}$) használható a radionuklidoknak a talajból a növényi biomasszába történő átvitelének értékelésére. A dolgozatban a $TF_{\text{egész}}$ -t a talajban, gyökérben, szárban és levélben lévő Po-210 aktivitása és ezek tömege alapján számítottam ki. Ez a teljes vízi parajban (gyökér + szár + levél) és a talajban lévő Po-210 aktivitáskonzentráció hányadosa. A 23. ábrán a vízi paraj átlagos $TF_{\text{egész}}$ eredményeit ábrázolom. Mivel a számított $TF_{\text{egész}}$ faktorok kisebbek, mint egység, annak ellenére, hogy egyes megfigyelt TF értékek egynél nagyobbak, az egész növény aktivitáskonzentrációja alacsonyabb, mint a talajé, nincs biomagnifikációs hatás. A Kruskal-Wallis teszt azt mutatja, hogy a két átlag között statisztikailag szignifikáns különbség van ($H_{11,15}, p < 0,05$), nevezetesen a nem elárasztott talajban termesztett növényeknek általában magasabbak az transzfer faktor értékei.



238. ábra TF_{egész} elárasztott és nem elárasztott spenótban

A 24. ábra az éves effektív dózis változását mutatja az elárasztott és a nem elárasztott vízi paraj lenyelése miatt. Ezek a szintek viszonylag magasak egyetlen élelmiszerforrás esetében a WHO [2] és az UNSCEAR [1] által közölt, az élelmiszerek természetes radionuklidtartalmából adódó, körülbelül 300 μSv évenkénti éves lenyelt teljes dózishoz képest, de ezek az expozíciós szintek még mindig vitathatóan viszonylag biztonságosak, tekintettel az alacsony dózisu ionizáló sugárzás egészségügyi hatásairól szóló néhány közelmúltbeli publikációra [136]. Két másik összehasonlítási érték is érdekes lehet: a WHO egyes radionuklidokra vonatkozó irányadó szintjei, amelyeknek általános kritériuma 0,1 mSv/év a lenyelésre vonatkozóan, amelyet a levélminták közül sok esetben és a szárminták közül néhányban túllépnek, valamint a NAÜ 1 mSv/év referenciaszintje a lakossági sugárterhelésre vonatkozóan meghatározott meglévő expozíciós helyzetekben, beleértve az élelmiszereket is, amelyet egyetlen mintában sem lépnek túl [130]. Úgy tűnik, hogy a szár fogyasztása alacsonyabb dózist eredményez, mint a levelek fogyasztása, a dózisok hasonlóak a két csoport között (H 0,00, p 0,96). Érdekes módon a víztartalomban mutatkozó különbségek azt eredményezték, hogy az elárasztás nélküli körülmények között termesztett vízi paraj leveleiből származó bevitt dózis alacsonyabb, mint az elárasztott körülmények között termesztett vízi parajból származó dózis (H 7,49, p < 0,05) [137, 138].



24. ábra A Po-210 lenyeléséből származó éves effektív dózis elárasztott és nem elárasztott vízi parajban

Továbbá látható, hogy a vizsgált területen a vízi paraj fogyasztásából származó Po-210-ból származó éves effektív dózis magasabb (24. ábra), mint a Törökországban a leveles zöldségek teljes fogyasztásából származó Po-210-ból származó éves effektív dózis, amely $30,5 \mu\text{Sv}/\text{év}$ [57].

Le és munkatársai [139] jelentése szerint Ho Si Minh-városban a vízi paraj fogyasztásából származó természetes radionuklidok összes alfa aktivitáskoncentrációból adódó teljes éves effektív dózis a vízi paraj feltételezett $10 \text{ kg}/\text{fő}/\text{év}$ átlagos fogyasztása mellett $0,12$ és $1,365 \text{ mSv}/\text{év}$ között mozgott. E fogyasztási szint mellett eredményeink alacsonyabb, legfeljebb $77 \pm 5 \mu\text{Sv}/\text{év}$ -es expozíciót eredményeznének. A vízi paraj gyökereinek és szárának állatokkal való etetésének és ennek következtében a hatásainak becslése a rendelkezésre álló adatok hiánya miatt további vizsgálatokat igényel.

A Po-210 aktivitáskoncentráció a gyökérben volt a legmagasabb ($65,5 \pm 35,8 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{száraz}}$) a nem elárasztott vízi paraj esetében, míg az elárasztott vízi paraj esetében a levelekben volt a legmagasabb ($32,3 \pm 13,3 \text{ Bq}/\text{kg}_{\text{száraz}}$). Mivel a gyökérrészt nem fogyasztják, úgy tűnik, hogy ennek nincs közvetlen hatása a becsült radiológiai kockázatra, de közvetett hatása lehet, mivel takarmányként használják.

A megfigyelt aktivitáskoncentrációk sorrendje a következő volt: $C_{\text{szár}} < C_{\text{levél}} < C_{\text{gyökér}}$ a nem elárasztott fajta esetében, míg az elárasztott fajta esetében $C_{\text{szár}} \approx C_{\text{gyökér}} < C_{\text{levél}}$ a száraz tömeg alapján. A levelek és a száraz aktivitáskoncentrációja némileg hasonló volt a két természetett csoport között, míg az elárasztás nélküli spenót gyökereinek Po-210 aktivitáskoncentrációja magasabb ($65,5 \pm 35,8$ Bq/kg_{szár}), mint az elárasztott spenóté ($22,7 \pm 13,1$ Bq/kg_{szár}).

A természetési környezet különbsége a Po-210 transzfer faktorában is különbséget eredményez. Az elárasztott vízi paraj esetében a legmagasabb transzfer faktor a $TF_{\text{gyökér}}$, míg a nem elárasztott vízi paraj esetében a $TF_{\text{levél}}$ figyelhető meg. A megfigyelt transzfer faktorok sorrendje az elárasztás nélküli fajta esetében $TF_{\text{szár}} < TF_{\text{levél}} < TF_{\text{gyökér}}$, míg az elárasztott fajta esetében $TF_{\text{szár}} \approx TF_{\text{gyökér}} < TF_{\text{levél}}$. Általánosságban elmondható, hogy az el nem árasztott talajon természetett vízi parajok általában magasabb összesített transzfer faktor értékekkel rendelkeznek.

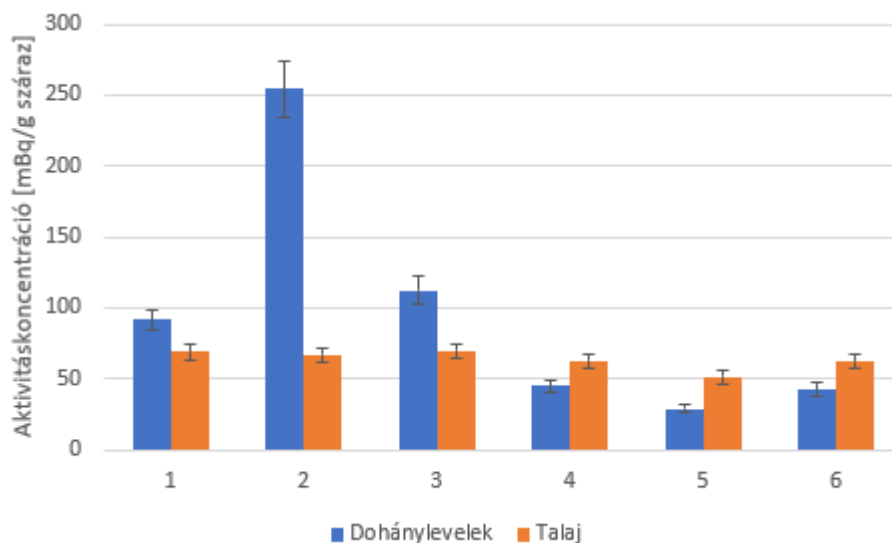
A Hanoiban természetett vízi paraj fogyasztása a vizsgált területről melynek a Po-210 által okozott éves effektív dózisa viszonylag magas, gyakran meghaladja a WHO irányadó szintjeinek általános kritériumát, ami a 0,1 mSv/év érték a meghatározott radionuklidok lenyelése esetén, de semmiképpen sem haladja meg a NAÜ 1 mSv/év referenciaszintjét a lakossági expozícióra vonatkozóan.

4.4 Dohányminták eredményei

A Po-210 aktivitáskoncentrációját hat különböző dohány mintából és a hozzájuk tartozó talajból mértem, aminek az eredményeit a 25. ábra tartalmazza. Részletes eredményeket az M.4. táblázat tartalmazza.

A minták korlátozott száma és a friss dohánylevelekből származó, eredményeink nem reprezentatívak az összes a vietnámi dohányra, de felhasználhatók arra, hogy a gyorsan pácolt pipák és a helyben használt pipadohány relatív kockázatának becslésére. Ahogyan a 25. ábrán látható, a Po-210 aktivitáskoncentrációja a dohánylevelekben jelentősen változik $28,7 \pm 2,6$ és $254,4 \pm 19,5$ mBq/g között, $95,7 \pm 6,2$ mBq/g átlagértékkel, míg a talajmintákban mért értékek csak kis mértékben változtak $51,3 \pm 5,3$ és $69,6 \pm 5,2$ mBq/g, átlagos értékük $62,6 \pm 6,8$ mBq/g.

Eredmények és következtetések



25. ábra A Po-210 aktivitáskonzentrációja dohánylevelekben és talajban

Általánosságban elmondható, hogy a különbség a Po-210 aktivitáskonzentrációi között a talajmintákban nem jelentősek, valószínűleg azért, mert a talajminták ugyanarról a területről származnak. Ezzel szemben a Po-210 aktivitáskonzentrációja a dohánylevelekben nagymértékben változik. A Po-210 maximális aktivitáskonzentrációja $254,4 \pm 19,5$ mBq/g volt a 2. mintában (öreg levelek, (6~10 hónapos, a növény aljáról szedett)), míg a minimális $28,7 \pm 2,6$ mBq/g értéket az 5. mintában (fiatal levelek, 1~6 hónapos, a növény tetejéről) találtam. A Po-210 átlagos aktivitáskonzentrációja az öreg és a fiatal levelekben $152,8 \pm 6,5$, illetve $38,6 \pm 1,3$ mBq/g volt. A Po-210 aktivitáskonzentrációja az öreg levelekben körülbelül négyszer nagyobb volt, mint a fiatal levelekben. Ez a megállapítás jó összhangban van Skwarzec és munkatársai [66] eredményével, akik szerint a legidősebb és a legfiatalabb dohánylevelekben lévő Po-210 66 %-át, illetve csak 1,8 %-át tartalmazzák. Korábbi tanulmányok arról számoltak be, hogy a Po-210 gyökereken keresztüli felvétele jelentéktelen [80]. Így a Po-210 magas aktivitáskonzentrációja az öreg dohánylevelekben a Po-210 légkörből a felületükre történő lerakódásának tulajdonítható [66]. Ennek megfelelően az idősebb levelek a légkörnek való kitettség hosszabb idejéből adódóan, a Po-210 lerakódásának magasabb szintjét eredményezi, mint a fiatalabb leveleken. Ezért feltételezhető, hogy a fiatal levelek felhasználása kevésbé káros, mint az időseké. Továbbá az idős és fiatal levelek aktivitáskonzentrációjának különbsége hatással van a vizsgálandó

Eredmények és következtetések

növényrész kiválasztására, amikor biomonitring célokra szeretnénk alkalmazni. A Po-210 aktivitáskoncentrációkat a dohánylevélben mért koncentrációkat összehasonlítottam a korábbi tanulmányokból származó értékekkel. A korábbi eredmények a Po-210 aktivitáskoncentrációkkal kapcsolatos eredményeket gyűjtöttem össze és mutattam be a 8. táblázatban.

8. táblázat A Po-210 koncentrációja a dohányban ebből a vizsgálatból és korábbi tanulmányokból származó adatok alapján

Dohány típus	Országok	Po-210 aktivitáskoncentráció		Hivatkozás
		[mBq/cigaretta]	[mBq/g]	
Dohány levelek	<i>Vietnám</i>	-	95,7	méréseim
	<i>Lengyelország</i>	-	24,0	[66]
	<i>Görögország</i>	-	13,1	[70]
	<i>Brazília</i>	-	22,0	[65]
Dohány cigaretták	<i>Portugália</i>	-	18,3	[67]
	<i>Brazília</i>	-	21,2	[64]
	<i>Magyarország</i>	22,0	31,4	[71]
	<i>Malajzia</i>	-	12,6	[73]
	<i>Szlovénia</i>	14,0	20,0	[55]
	<i>India (Tiruchirappalli)</i>	-	13,2	[74]
	<i>Fülöp-szigetek</i>	12,0	17,1	[56]
	<i>Szaudarábia és Egyiptom</i>	-	13,0	[69]
	<i>Argentína</i>	-	47,6	[78]
	<i>Egyiptom</i>	21,0	30,0	[68]
	<i>Olaszország</i>	15,7	22,4	[77]
	<i>Kína</i>	-	21,6	[472]
	<i>Japán</i>	-	13,0	[100]
<i>Románia</i>		11,9	[76]	

Dohány típus	Országok	Po-210 aktivitáskoncentráció		Hivatkozás
		[mBq/cigaretta]	[mBq/g]	
	<i>Vietnám</i>	22,0	-	[54]
	<i>Vietnám</i>	26,4	37,7	[75]

Az egy cigarettában lévő dohány tömegét 0,7 g-ra becsültem. Látható, hogy a Po-210 aktivitáskoncentrációja a vietnami dohánylevelekben, becsült $95,7 \pm 6,2$ mBq/g értéke a legmagasabb a vizsgált országok közül, valójában mintegy 12-szerese a magasabb, mint a legalacsonyabb esetében, ami 11 mBq/g-os érték, a romániai cigarettáknál. A legmagasabb Po-210 aktivitáskoncentrációt Vietnámban találták a dohánylevelekben, amelyet az argentin dohánylevelek követtek (47,6 mBq/g).

A korábbi tanulmányokban szereplő más országok alacsony < 40 mBq/g Po-210 aktivitáskoncentrációról számoltak be. A vietnami dohánylevelek magas Po-210 aktivitáskoncentrációja a dohánynövények termesztése során alkalmazott foszfátrágyák használatának vagy túlzott használatának tulajdonítható. A foszfátrágyák használata bizonyítottan növeli a dohánynövények Po-210 aktivitáskoncentrációját [140]. Meg kell azonban jegyezni, hogy a dohány Po-210 aktivitáskoncentrációja erősen függ a tárolás időtartamától és körülményeitől. A Po-210 legmagasabb aktivitáskoncentrációja a Thanh Hoa-i pipadohányban találták [54], ~ 180 mBq/g, míg a cigarettákban a legmagasabb bejelentett érték 120 mBq/g volt [75].

A dohánylevelek talajból növénybe történő transzfer faktor értékeit is kiszámoltam az aktivitáskoncentrációk segítségével, melyet a 9. táblázat tartalmaz. Az öregebb levelek esetében a transzfer faktor nagyobb, mint 1, ami azt jelenti, hogy a Po-210 aktivitáskoncentráció magasabb a levelekben, mint a talajban.

9. táblázat Dohánylevelek transzfer faktor értékei

Mintaszám	Levelek kora	Transzfer faktor
1	<i>öreg</i> (6-10 hónapos)	1,33
2		3,80
3		1,61
4	<i>fiatal</i> (1-6 hónapos)	$7,14 \cdot 10^{-1}$
5		$5,59 \cdot 10^{-1}$
6		$6,78 \cdot 10^{-1}$
Minimum		$7,14 \cdot 10^{-1}$
Maximum		3,80
Átlag		1,45

A friss dohányt használó vietnami dohányosok AED-jét a 3.2.5.2. képlet alapján számítottam ki. A becsült AED értéke széles tartományban változik a következő értékek között $169 \mu\text{Sv}/\text{év}$ (5. minta) és $1501 \mu\text{Sv}/\text{év}$ (2. minta), $565 \mu\text{Sv}/\text{év}$ átlagértékkel. A friss dohányt használó dohányosok Po-210 AED-je Vietnámban átlagosan alacsonyabb volt, mint a referenciaszint 1000 és $20\,000 \mu\text{Sv}/\text{év}$ a meglévő helyzetekre vonatkozóan, az ICRP 103 [141] kiadványában; azonban a 2. minta meghaladta az $1000 \mu\text{Sv}/\text{év}$ értéket. Ez azt jelzi, hogy az AED a potenciálisan elérheti azokat a szinteket, ahol általában bizonyos enyhítő intézkedéseket mérlegelni kell a tervezett lakossági expozíciók esetében. Ezt a referenciaszint korábban összehasonlításként használták a radiológiai dohányzásból eredő sugárterheléshez [56]. Összegyűjtöttem a korábbi tanulmányokban világszerte kiszámított AED-értékeket, amelyeket a 10. táblázat tartalmaz. A dolgozatból látható, hogy a legmagasabb AED (átlagosan $565 \mu\text{Sv}/\text{év}$) a vietnámi dohánylevelekben volt megfigyelhető. Meg kell jegyezni, hogy ez nem a vietnámi cigaretták átlagos dóziséját jelenti, csak a Quang Linh-ből származó hat mintát. A második legmagasabb értéket az argentin cigaretták esetében számították ki ($361 \mu\text{Sv}/\text{év}$), és a legalacsonyabb értéket, a $36 \mu\text{Sv}/\text{év}$ értéket a portugál cigaretták esetében számították ki. Más országokban az AED-értékek tartománya szűk,

átlagosan $< 300 \mu\text{Sv}/\text{év}$. Azonban, ahogyan már korábban említettem, a dohányosok AED-értékének becsléséhez használt paraméterek a különböző országokban eltérőek, illetve a cigarettatípusok és a dohányzási szokások is különböznek.

10. táblázat AED a dohányosoknak Vietnamban és más országokban

Országok	Éves effektív dózis [$\mu\text{Sv}/\text{év}$]	Hivatkozás
Portugália	36	[67]
Brazília	160	[64]
Görögország	124	[70]
Magyarország	244	[71]
Malajzia	106	[72]
Szlovénia	61	[55]
India (Tiruchirap palli)	112	[74]
Fülöp-szigetek	42	[56]
Argentína	361	[78]
Egyiptom	193	[68]
Olaszország	55,2	[77]
Kína	123	[73]
Japán	68	[100]
Románia	75,5	[76]
Vietnám (cigarettek)	74	[54]
Vietnám (cigarettek)	223	[75]
Vietnám (dohánylevél)	565	jelen tanulmány

Ebben a vizsgálatban a Po-210 aktivitáskoncentrációi a dohánylevelekben és a talajban egy dohánygyár közelében lévő dohánynövények környezetében vizsgáltam. Ezenkívül az AED értéket a friss dohányleveleket használó vietnámi dohányosoknál a Po-210 aktivitáskoncentrációja alapján becsültem meg. A kutatás

elemzése alapján az eredményekből a következő következtetéseket vonhatók le: A dohányban lévő Po-210 aktivitáskoncentrációi levelekben jelentősen változott, $28,7 \pm 2,6$ és $254,4 \pm 19,5$ mBq/g között. Az idős levelekben magasabb volt, mint a fiatal levelekben Po-210 aktivitáskoncentrációi, ezzel szemben a talajban nem volt jelentős a változása ($51,3 \pm 5,3$ és $69,6 \pm 5,2$ mBq/g között) (25. ábra). A vietnámi dohányosok AED-je a friss dohánylevelek fogyasztása esetén sokkal magasabb volt, mint a globális átlag. Ez azt jelzi, hogy a frissen betakarított dohánylevelek szedése nagyon káros az egészségre, ami magyarázatot adhat arra, hogy a dohányzás miatt tüdőrákban szenvedő betegek száma meglehetősen magas. A friss (begyűjtött) dohánytermékek fogyasztását a térségben nem csak azért veszélyes, mert a dohányfogyasztás a lakosság számára nem előnyös, hanem azért is, mert a dohányzás 1 mSv-t meghaladó sugárterheléshez vezethet, amelyet az egyéb tevékenységek esetében jelentősek az ICRP 103-as referenciaszintje szerint.

4.5 Összesített dózisbecslés

A különböző minták esetében minden esetben becsültem az éves dózist. Azonban ez csak külön ad képet arról, hogy ha az ember a vizsgált termékek egyikét fogyasztja az milyen dózissal jár. Ezért meghatároztam egy összevont dózist, amelyben azt feltételezem, hogy az átlagos folyadékfogyasztás 2 liter a zöldségek esetében zöldség csoportokra osztva számoltam, azt feltételeztem, hogy a hüvelyesek esetében az átlagos 3 kg/év fogyasztás babból történik, a gumós növényeknél az átlagos 20 kg/év fogyasztást az édes burgonya, burgonya, karalábé és sárgarépa adja, minden esetben 5-5 kg/év-i átlaggal. Leveles zöldségek esetében kicsit nehezebb a helyzet, de mivel a vízi parajnál tudok pontos fogyasztási értéket, így azt teljes mértékben figyelembe vettem, plusz ehhez vettem az általam vizsgált leveles zöldségekből az évi 40 kg fogyasztást, ami 8 kg/év fogyasztás ad növényenként (choy sum – kínai virágzó káposzta, koronás százszorszép, fejes saláta, káposzta, malabori spenót). A dohányzásnál pedig a napi 20 szál cigaretta fogyasztással számolok. Ezeket az értékeket figyelembe véve elmondható, hogy az éves dózisbecslés $\sim 1,6$ mSv/év.

5 Összefoglalás

A munkám során radioökológiai vizsgálatokat végeztem különböző vietnámi minták esetében. Foglalkoztam vízforrásokkal, zöldségnövényekkel és dohánylevéllel, a víz és az alapvető élelmiszerek vizsgálata fontos az egészség megőrzése érdekében. Több mérési módszert is alkalmaztam a vizsgálatok során.

A vizek esetében a számításokból kiderült, hogy az aktivitáskoncentráció értékek alacsonyabbak, mint a WHO által ajánlott felső korlátok. A nyolc vízforrás összes alfa aktivitáskoncentrációjának átlaga $38,7 \pm 3$ mBq/L, míg béta esetében az átlag 88 ± 9 mBq/L. A források minimális és maximális aktivitáskoncentráció értéke 1 és 189 mBq/L között mozog. A víz, fogyasztásra alkalmasnak tekinthető.

A Hanoi területén tíz különböző zöldségfélélt vizsgáltam és azok talajait. A kutatási eredményeim azt mutatják, hogy a zöldségekben meghatározott aktivitáskoncentrációk nem mutattak erős korrelációt a talajban mért koncentrációkkal. Az aktivitáskoncentrációk segítségével a már elavult transzfer faktor értékek helyett új értékeket határoztam meg, a talaj és növény aktivitáskoncentrációk alapján. A Ra-226, Th-232 és K-40 transzfer faktor értékek tartománya $4 \cdot 10^{-2}$ - $6,9 \cdot 10^{-1}$, $8 \cdot 10^{-2}$ - $9,7 \cdot 10^{-1}$; illetve $1,0$ – $1,6 \cdot 10^1$ volt. A levélzöldségekre és a gumókra vonatkozó értékek meghaladják a tórium és a kálium korábbi világ átlag értékeit. A radiológiai veszélyességi mutatók szinte semmilyen kockázatot nem jeleznek előre az emberi egészségre a vizsgált területen.

A vízi paraj a második leggyakoribb élelmiszer és az alapvető táplálék része Vietnámban. A vizsgálata során a Po-210 aktivitáskoncentrációját alfa-spektrometriás módszerrel határoztam meg a talajban, a vízben, a gyökerekben, a szárazokban és a levelekben egyaránt. Az aktivitáskoncentrációk sorrendje az elárasztás nélküli vízben természetesen $C_{\text{szár}} < C_{\text{levél}} < C_{\text{gyökér}}$, míg az elárasztott $C_{\text{szár}} \approx C_{\text{gyökér}} < C_{\text{levél}}$. Az transzfer faktorok hasonló mintát követtek.

Az egészség megőrzése érdekében fontos tudnunk, hogy amit elfogyasztunk mennyire egészséges. Vietnámban kevés hasonló tanulmány található, ezért fontosnak tartottam a kísérleteket, melyek segítségével a belső sugárterhelés becslését elvégeztem. A számításokból látható, hogy a legtöbb esetben a

Összefoglalás

meghatározott határértékek alatt vannak az aktivitások, viszont pár esetben átlépi azt.

A Po-210 vizsgálata során felmerült egy gyakran bioakkumulátorként vizsgált növény a dohány, így arra is kiterjedt a saját munkám. A dohányzás alapvetően káros az egészségre, a dohányfüstben található fő radiotoxikus vegyi anyag a Po-210, és a tüdőrák egyik fő oka. A számításokból kiderült, hogy Vietnámban az öregebb (6-10 hónapos) dohánylevelek fogyasztása egy plusz rizikófaktor. A Po-210 aktivitáskoncentrációja a dohányban jelentős, $28,7 \pm 2,6$ és $254,0 \pm 19,5$ mBq/g között változott, míg a talajban nem volt jelentős ($51,3 \pm 5,3$ és $69,6 \pm 5,2$ mBq/g között). Az AED dohánylevelek elszívása miatt Vietnámban (átlagosan 565 μ Sv/év) magasabb, mint a más országok esetében jelentett értékekhez hasonlítva (36 - 361 μ Sv/év).

Összeségében elmondható, hogy az általam vizsgált vizek esetében nincs radiológiai egészségügyi kockázat azok fogyasztásakor. A zöldségek esetében néhány növényfajtánál van egy kis emelkedés a radionuklidok aktivitáskoncentrációjánál. Azonban radiológiai veszélyek tekintetében eredményeim azt mutatják, hogy a levezethető radiológiai veszélyességi mutatók, az emberi egészségre gyakorolt hatást jelentéktelennek jelzik előre. A vizsgált területen a természetes radionuklidoknak való kitettség miatt a rákos megbetegedések élethosszig tartó kockázata alacsony. A dohánylevelek esetében jelentős emelkedés figyelhető meg.

Tézispontok

1. Az indokínai félsziget összlakossága kb 250 millió, illetve az élelmiszer exportja is jelentős ennek ellenére az innét származó élelmiszerek radionuklid koncentrációját kevés tanulmány mutatja be. Ezért radionuklidok aktivitáskoncentrációját határoztam meg különböző vietnami mintákban:
 - Az általam vizsgált nyolc termál- és forrásvizek összes alfa/béta aktivitáskoncentrációjának átlagos értéke 37 ± 3 mBq/L és 88 ± 9 mBq/L
 - A zöldségfélék vizsgálatánál a Ra-226, Th-232 és K-40 esetében az aktivitáskoncentráció értékek átlagai $4 \pm 0,5$; $6 \pm 0,7$ és $1464 \pm 8,4$ Bq/kg_{száraz}
 - A vízi paraj aktivitáskoncentráció átlaga $31,5 \pm 7$ Bq/kg_{száraz}
 - A dohánylevelek aktivitáskoncentráció átlaga $95,7 \pm 8,2$ mBq/g_{száraz}.
2. A sugárterhelés becsléséhez a nemzetközi irodalomban elérhető transzfer faktor adatok nem reprezentatívak erre az éghajlatra, illetve talajtípusra, ezért növények aktivitáskoncentrációja mellett a hozzájuk tartozó talajok aktivitását is meghatároztam. Új transzfer faktor értékeket határoztam meg a talaj-növény felvételi útvonal esetében.
3. Az általam meghatározott transzfer faktor értékeket alkalmazva megbecsültem az élelmiszerektől származó sugárterhelés mértékét:
 - az átlagos vízfogyasztás napi 2 liter, ezt éves viszonylatra kiterjesztve elmondható, hogy bármelyik víz fogyasztása esetén a várható sugárterhelés nem haladja meg a 0,1 mSv/év-es határértéket.
 - az átlagos fogyasztás a leveles zöldségek esetében összesen kb. 40 kg/év, gumós és gyökér zöldségeknél kb. 20 kg/év bab esetében kb 3 kg/év: ezt figyelembe véve a várható terhelés 20 – 1600 μ Sv/év (Ra-226, Th-232 és K-40)

Tézispontok

- az átlagos fogyasztás 27 kg/év vízi paraj esetén, ami 150 $\mu\text{Sv}/\text{év}$ -nek felel meg,
 - dohánylevelek esetében a várható terhelés átlagosan 565 $\mu\text{Sv}/\text{év}$, ami 20 cigaretta (kb. 14 g száraz dohánylevél) napi fogyasztásának felel meg.
4. A mért értékek alapján meghatároztam egy átlagos ember átlag fogyasztása alapján az öt erő sugárterhelés becslését, amely $\sim 1,6$ mSv/év. Átlag fogyasztásnak naponta 2 liter víz, gumós zöldségek esetén 5 kg/év (édes burgonya, burgonya, karalábé, sárgarépa), leveles zöldségek esetében 8 kg/év (kínai virágzó káposzta, koronás százszorszép, malabári spenót, káposzta, fejes saláta), bab esetében 3 kg/év fogyasztással számoltam. Vízi parajnál, mivel a második legnépszerűbb táplálék Vietnámban, a 27 kg/év-es fogyasztást vettem figyelembe, a dohányleveleknél pedig a napi 20 szál cigaretta elszívását.

Thesis statements

1. The total population of the Indochina peninsula is about 250 million, but food exports are also significant, yet few studies have reported radionuclide concentrations in food from the peninsula. Therefore, I determined the activity concentrations of radionuclides in different Vietnamese samples:
 - The gross alpha/beta activity concentrations of the eight thermal and mineral waters I investigated averaged 37 ± 3 mBq/L and 88 ± 9 mBq/L, respectively.
 - For vegetables, the average activity concentration values for Ra-226, Th-232 and K-40 were 4 ± 0.5 ; 6 ± 0.7 and 1464 ± 8.4 Bq/kg_{dry}
 - Water spinach activity concentration average 31.5 ± 7 Bq/kg_{dry}
 - Tobacco leaf activity concentration average 95.7 ± 8.2 mBq/g_{dry}.

2. The transfer factor data in the literature available for estimating radiation exposure are not representative for this climate and soil type, so in addition to the activity concentration of plants, I also determined the activity concentration of the soil they have been raised in. New transfer factor values were determined for the soil-plant uptake route.

3. Using my transfer factor values, I have estimated the radiation exposure from food:
 - the average water consumption is 2 liters per day, and if this is extended to an annual basis, it can be said that the limit of 0.1 mSv/year is not exceeded for ingesting any of the water sources.
 - the average consumption of leafy vegetables is totaling about 40 kg/year, tuberous and root vegetables about 20 kg/year, beans about 3 kg/year: taking this into account, the expected exposure is 20 - 1600 μ Sv/year (Ra-226, Th-232 and K-40).
 - the average consumption is 27 kg/year for water spinach, which corresponds to 150 μ Sv/year.

Thesis statements

- for tobacco leaves, the average exposure is 565 $\mu\text{Sv}/\text{year}$, which corresponds to a daily consumption of 20 cigarettes (about 14 g dry tobacco leaves).
4. Based on the measured values, I have determined the average person's exposure based on the average consumption data, which is $\sim 1.6 \text{ mSv}/\text{year}$. I have used an average consumption of 2 liters of water per day, 5 kg/year for tuber vegetables (sweet potatoes, potatoes, kohlrabi, carrots), 8 kg/year for leafy vegetables (choy sum, crown daisies, Malabar spinach, cabbage, lettuce) and 3 kg/year for beans. For water spinach, as it is the second most popular food in Vietnam, I used a consumption rate of 27 kg/year, and for tobacco leaves, the consumption of 20 cigarettes per day.

Irodalomjegyzék

Irodalomjegyzék

- [1] UNSCEAR (2010) - *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and Effects of Ionizing Radiation*. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.
- [2] WHO (2011) *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization, Gutenberg, Malta
- [3] Bódizs D. (2006) *Atommag sugárzások mérés technikái*, Typotex, Budapest, 2006
- [4] Sükösd Cs. (2013) *Kísérleti atommagfizika*, 2013.
- [5] Szentiday K. (1977) *Félvezető fotodetektorok*, Műszaki Könyvkiadó, 1977, 52.-75.
- [6] Nagy Lajos György (1977) *Radiokémia és izotóptechnika*, Tankönyvkiadó, Budapest 1977.
- [7] *Alfa spektroszkópia* -
https://fizipedia.bme.hu/index.php/Alfa_spektroszk%C3%B3pia
- [8] P. Dombóvári (2008) *Uránizotópok és izotóparány alfa-spektrometriás mérésének fejlesztése környezeti és nukleáris ipari minták vizsgálatán keresztül*, Pannon Egyetem, 2008
- [9] Martin, P., Hancock, G.J. (2004) Peak resolution and tailing in alpha-particle spectrometry for environmental samples. *Appl Radiat Isot.* 61, 161–165.
- [10] Crespo, M.T. (2012) A review of electrodeposition methods for the preparation of alpha-radiation sources. *Appl Radiat Isot.* 70, 210–215.
- [11] EPA *Radiochemistry Procedures Manual* (1984) 5220/5-84-006
- [12] Kiefer, H., Maushart, R. (1972) *Radiation Protection Measurement*, Pergamon Press,
- [13] Dogru, M., Canbazoglu, C. (2002) *Natural gross radioactivity in various surface and tap waters in Elazig, Turkey* *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 254, 379-382

- [14] Arndt, M.F., West, L.E. (2004) *A study of the factors affecting the gross alpha measurement, and a radiochemical analysis of some groundwater samples from the state of Wisconsin exhibiting an elevated gross alpha activity*. In: Proceedings of the 51st Annual Radiobioassay and Radiochemical Measurements Conference, Cincinnati, October 30–November 4.
- [15] Rusconi, R., Forte, M., Caresana, M., Bellinzona, S., Cazzaniga, M.T., Sgorbati, G. (2006) *The evaluation of uncertainty in low-level LSC measurements of water samples*. Appl. Radiat. Isot 64, 1124–1129.
- [16] Semkow, T.M., Bari, A., Parekh, P.P., Haines, D.K., Gao, H., Bolden, A.N., Dahms, K.S., Scarpitta, S.C., Thern, R.E., Velazquez, S. (2004) *Experimental investigation of mass efficiency curve for alpha radioactivity counting using a gas-proportional detector*. Appl. Radiat. Isot 60, 879–886.
- [17] Montaña, M., Camacho, A., Vallés, I., Serrano, I. (2012) *Experimental analysis of the mass efficiency curve for gross alpha activity and morphological study of the residue obtained by the co-precipitation method*. Appl. Radiat. Isot 70, 1541–1548.
- [18] UNSCEAR (2000) *Sources and Effects of Ionizing radiation*. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. New York.
- [19] Jobbágy V, Wätjen U, Meresova J (2010) *Current status of gross alpha/beta activity analysis in water samples: a short overview of methods*. J Radioanal Nucl Chem 286:393–399.
- [20] *Radioökológia és mérés technika laborgyakorlat laborjegyzet* (2016) Pannon Egyetem
- [21] IAEA (2010). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater*, Technical Reports Series 472. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- [22] Azeez, H. H., Mansour, H. H. and Ahmad, S. T. (2019) *Transfer of natural radioactive nuclides from soil to plant crops*. Appl. Radiat. Isot. 147, 152–158.
- [23] Cengiz, G. B. (2019) *Transfer factors of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K from soil to pasture-grass in the northeastern of Turkey*. J. Radioanal. Nucl. Chem. 319, 83–89.

- [24] Hao, D. V. (2020) *Assessment of the annual committed effective dose due to the ^{210}Po ingestion from selected sea-food species in Vietnam*. *Chemosphere* 252, 126519.
- [25] Ibikunle, S. B., Arogunjo, A. M. and Ajayi, O. S. (2019) *Characterization of radiation dose and soil-to-plant transfer factor of natural radionuclides in some cities from South-Western Nigeria and its effect on man*. *Sci. Afr.* 3, e00062.
- [26] Eila Kostianen, Riitta Hanninen, Klas Rosen, Enok Haak, Åke Eriksson, Sven Poul Nielsen, Miranda Keith-Roach, Brit Salbu (2003) *Transfer Factors for Nuclear Emergency Preparedness*. Report from the NKS/BOK-1.4 project group Countermeasures in Agriculture and Forestry, Dánia
- [27] Tarradellas, J., Bitton, G., Russel, D. (1996) *Soil Ecotoxicology*. (ed) CRC Lewis Publisher. New York.
- [28] Sarvajayakesavalu S, Lakshminarayanan D, George J, Magesh SB, Anilkumar KM, Brammanandhan GM, Chandrasekara A, Ravikumar M (2018) *Geographic Information System mapping of gross alpha/beta activity concentrations in ground water samples from Karnataka, India: a preliminary study*. *Groundw Sustain Dev* 6:164–168.
- [29] Görür FK, Keser R, Dizman S, Okumuşoğlu NT (2011) *Annual effective dose and concentration levels of gross α and β in various waters from Samsun*. *Turkey Desalination* 279:135–139.
- [30] Turhan S, Özçtak E, Taşkn H, Varinlioğlu A (2013) *Determination of natural radioactivity by gross alpha and beta measurements in ground water samples*. *Water Res* 47:3103–3108.
- [31] Bituh T, Marovic G, Petrinc B, Sencar J, Franulovic I (2009) *Natural radioactivity of Ra-226 and Ra-228 in thermal and mineral waters*. *Radiat Prot Dosim* 133:119–123.
- [32] Patricia Erfurt-cooper (2010) *The Importance of natural geothermal resources in tourism*. In: *Proceedings world geothermal congress 2010 Bali, Indonesia 25–29 April 2010*.
- [33] Kenneth Cantor (1997) *Drinking water and cancer*. *Cancer Causes Control* 8:292–308.

- [34] Rusconi R, Forte M, Abbate G, Gallini R, Sgorbat G (2004) *Natural radioactivity in bottled mineral waters: a survey in Northern Italy*. J Radioanal Nucl Chem 260:421.
- [35] Jobbágy V, Merešová J, Wätjen U (2014) *Critical remarks on gross alpha/beta activity analysis in drinking waters: conclusions from a European interlaboratory comparison*. Appl Radiat Isot 87:429–434.
- [36] Todorović N, Nikolov J, Tenjović B, Bikit I, Veskovic M (2012) *Establishment of a method for measurement of gross alpha/beta activities in water from Vojvodina region*. Radiat Meas 47:1053–1059.
- [37] Cfarku F, Xhixha G, Bylyku E, Zdruli P, Mantovani F, Përpunja F, Callegari I, Guastaldi E, Xhixha M, Kaçeli, Thoma H (2014) *A preliminary study of gross alpha/beta activity concentrations in drinking waters from Albania*. J Radioanal Nucl Chem 301:435–442.
- [38] Gorur FK, Camgoz H (2014) *Natural radioactivity in various water samples and radiation dose estimations in Bolu province*. Turkey Chemosphere 112:134–140.
- [39] Bonotto DM (2019) *Gross alpha/beta radioactivity and radiation dose in thermal and non-thermal spas groundwaters*. Heliyon 5:e01563.
- [40] Van Hao D, Nguyen CD, Nowak J, Kovacs T, Hoang QA (2019) *Uranium and radium isotopes in some selected thermal, surface and bottled waters in Vietnam*. J Radioanal Nucl Chem 319:1345–1349.
- [41] Chakraborty, S.R., Azim, R., Rahman, A.R., Sarker, R. (2013) *Radioactivity concentrations in soil and transfer factors of radionuclides from soil to grass and plants in the Chittagong city of Bangladesh*. J. Phys. Sci. 24, 95–113.
- [42] Figuié, Muriel (2003) *Vegetable consumption behaviour in Vietnam*. Sustainable Development of Peri-Urban Agriculture in South-East Asia (Susper). French Agricultural Research Centre for International Development, CIRAD, Hanoi.
- [43] IAEA (2009) *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-TECDOC-1616.

- [44] Vandenhove, H., Olyslaegers, G., Sanzharova, N., Shubina, O., Reed, E., Shang, Z., Velasco, H. (2009) *Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po*. J. Environ. Radioact. 100, 721–732.
- [45] V.E. Rubatzky, M. Yamaguchi (1997) *World Vegetables: Principles, Production, and Nutritive Values*. Chapman & Hall, New York, pp. 711-713.
- [46] B.M. Duc, D. Humphries, L.T.B. Mai, H.A. Dao, T.M. Co, H. Nga, P.T. Kim (1999) *Iron and vitamin content of commonly consumed foods in Vietnam*. Asia Pac J. Clin. Nutr., 8 (1), pp. 36-38
- [47] H. Marcussen, K. Joergensen, P.E. Holm, D. Brocca, R.W. Simmons, A. Dalsgaard (2008) *Element contents and food safety of water spinach (Ipomoea aquatica Forssk.) cultivated with wastewater in Hanoi, Vietnam*. Environ. Monit. Assess., 139, pp. 77-91.
- [48] Daniel F. Austin (2007) *Water spinach (Ipomoea aquatica, convolvulaceae): a food gone wild Ethnobot. Res. Appl.*, 5
- [49] T.P.T. Vu, T.H. Dinh (2015) *Metal accumulation in water spinach and fluctuan species collected in Nhue River*. J. Sci. Nat. Res. Env., 7, pp. 3-2015
- [50] M.S. Al-Masri, S. Mamish, M. Abdel-Haleem, H.H. (2019) *Durgham ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb concentration in zooplankton of the Syrian coastal waters (eastern Mediterranean Sea) Mediterr. Mar. Sci.*, 20, pp. 320-325
- [51] M.S. Musthafa, K.D. Arunachalam, G.D. Raiyaan (2019) *Baseline measurements of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb in the seafood of Kasimedu fishing harbour, Chennai, South East Coast of India and related dose to population*. J. Environ. Chem. Ecotoxicol., 1, pp. 43-48.
- [52] S. Guy, S. Gaw, A.J. Pearson, O. Golovko, M. Lechermann (2020) *Spatial variability in Polonium-210 and Lead-210 activity concentration in New Zealand shellfish and dose assessment*. J. Environ. Radioact., 211, Article 106043
- [53] V. Kannan, M.A.R. Iyengar, R. Ramesh (2001) *Dose estimates to the public from ²¹⁰Po ingestion via dietary sources at Kalpakkam (India)*. Appl. Radiat. Isot., 54, pp. 663-674

- [54] T. Kovács, M. Horváth, Z. Sas, B.D. Dung, T.K. Minh (2014) *Determination of ^{210}Po content of Vietnamese tobacco samples*. Cent. Eur. J. Chem., 12, pp. 1127-1132.
- [55] D. Kubalek, G. Serša, M. Štok, L. Benedik, Z. Jeran (2016) *Radioactivity of cigarettes and the importance of ^{210}Po and thorium isotopes for radiation dose assessment due to smoking*. J. Environ. Radioact., 155, pp. 97-104.
- [56] K. Iwaoka, E.B. Enriquez, K. Yajima, M. Hosoda, S. Tokonami, H. Yonehara, T.Y. Garcia, R. Kanda (2019) *^{210}Po as a source of natural radioactivity in cigarettes distributed in the Philippines*. Perspect. Sci., 12, p. 100400
- [57] E. Ekdal, T. Karali, M.M. Sac (2006) *^{210}Po and ^{210}Pb in soils and vegetables in Kucuk Menderes basin of Turkey*. Radiat. Meas., 41, pp. 72-77.
- [58] S. Giri, G. Singh, V.N. Jha, R.M. Tripathi (2010) *Ingestion of $U(\text{nat})$, ^{226}Ra , ^{230}Th and ^{210}Po in vegetables by adult inhabitants of Bagjata uranium mining area, Jharkhand, India*. Radioprotection, 45, pp. 183-199.
- [59] B.R. Persson, E. Holm (2011) *Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review*. J. Environ. Radioact., 102 (5), pp. 420-429.
- [60] Stewart, B., Wild, C.P. (2014) *World Cancer Report 2014*. (Lyon: IARC Publications Website).
- [61] Tso, T. C., Hallden, N. A. and Alexander, L. T. (1964) *Radium-226 and polonium-210 in leaf tobacco and tobacco soil*. Science 146, 1043–1045.
- [62] Athalye, V. V. and Mistry, K. B. (1972) *Uptake and distribution of polonium-210 and lead-210 in tobacco plants*. Radiat. Bot. 12, 421–425.
- [63] Zagà, V., Lygidakis, C., Chaouachi, K. and Gattavechia, E. (2011) *Polonium and lung cancer*. J. Oncol. 2011, 860103.
- [64] Peres, A. C. and Hiromoto, G. (2002) *Evaluation of ^{210}Pb and ^{210}Po in cigarette tobacco produced in Brazil*. J. Environ. Radioactiv. 62, 115–119.
- [65] Godoy, J. M., Gouvea, V. A., Melo, D. R. and Azerado, A. M. G. (1992) *$^{226}\text{Ra}/^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ equilibrium in tobacco leaves*. Radiat. Prot. Dosimetry. 45, 299–300.

- [66] Skwarzec, B., Strumińska, D., Ulatowski, J. and Golebiowski, M. (2001) *Determination and distribution of ^{210}Po in tobacco plants from Poland*. J. Radioanal. Nucl. Chem. 250, 319–322.
- [67] Carvalho, F. P. and Oliveira, J. M. (2006) *Polonium in cigarette smoke and radiation exposure of lungs*. Eur. Phys. J. D. At. Mol. Opt. Phys. 56, D697–D703.
- [68] Khater, A. E. (2004) *Polonium-210 budget in cigarettes*. J. Environ. Radioact. 71, 33–41.
- [69] Khater, A. E., El-Aziz, N. S. A., Al-Sewaidan, H. A. and Chaouachi, K. (2008) *Radiological hazards of Narghile (hookah, shisha, goza) smoking: activity concentrations and dose assessment*. J. Environ. Radioact. 99, 1808–1814.
- [70] Savidou, A., Kehagia, K. and Eleftheriadis, K. (2006) *Concentration levels of ^{210}Pb and ^{210}Po in dry tobacco leaves in Greece*. J. Environ. Radioact. 85, 94–102.
- [71] Kovács, T., Somlai, J., Nagy, K. and Szeiler, G. (2007) *^{210}Po and ^{210}Pb concentration of cigarettes traded in Hungary and their estimated dose contribution due to smoking*. Radiat. Meas. 42, 1737–1741.
- [72] Tokonami, S., Kovacs, T., Yoshinaga, S., Kobayashi, Y. and Ishikawa, T. (2008) *^{210}Po and ^{210}Pb inhalation dose by cigarette smoking in Gansu and Yunnan provinces, China*. Igaku Butsuri 43, 131–134.
- [73] Azman, M. A., Rahman, I. A. and Yasir, M. S. (2013) *^{210}Po concentration analysis on tobacco and cigarettes in Malaysia*. AIP Conf. Proc. 1528, 417–422.
- [74] Christobher, S., Periyasamy, M., Athif, P., Mohamed, H. S., Bukhari, A. S. and Hameed, P. S. (2019) *Activity concentration of polonium-210 and lead-210 in tobacco products and annual committed effective dose to tobacco users in Tiruchirappalli District (Tamil Nadu, India)*. J. Radioanal. Nucl. Chem. 323, 1425–1429.
- [75] Tran, T.-N.N., Le, C.-H., Chau, V.-T. (2014) *^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations in cigarettes produced in Vietnam and their estimated dose*

- contribution due to smoking*. In: Proceedings of the 12th Asia Pacific Physics Conference (APPC12). p. 0190
- [76] Begy, R. C., Somlai, J., Kovacs, T., Dumitru, Rusu, O. A. and Cosma, C. (2013) *The activity concentration of ^{210}Po in Romanian commercial cigarettes and the radiation exposure estimation derived from their regular consumption*. Radiat. Prot. Dosimetry 157, 120–124.
- [77] Taroni, M., Zagà, V., Bartolomei, P., Gattavecchia, E., Pacifici, R., Zuccaro, P. and Esposito, M. (2014) *^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in Italian cigarettes and effective dose evaluation*. Health Phys. 107, 195–199.
- [78] Colangelo, C. H., Huguet, M. R., Palacios, M. A. and Oliveira, A. A. (1992) *Levels of ^{210}Po in some beverages and in tobacco*. J. Radioanal. Nucl. Chem. 166, 195–202.
- [79] Winters, T.H., Di Franza, J.R., (1982) *Radioactivity in cigarette smoke*. N. Engl. J. Med. Overseas Ed. 306, 364–5.
- [80] Pietrzak-Flis, Z. and Skowrońska-Smolak, M. (1995) *Transfer of ^{210}Pb and ^{210}Po to plants via root system and aboveground interception*. Sci. Total Environ. 162, 139–147.
- [81] Tso, T. C. and Fisenne, I. (1968) *Translocation and distribution of Lead-210 and Polonium-210 supplied to tobacco plants*. Radiat. Bot. 8, 457–462.
- [82] Kovács, T., Horváth, M., Csordás, A., Bátor, G. and Tóth-Bodrogi, E. (2020) *Tobacco plant as possible biomonitoring tool of red mud dust fallout and increased natural radioactivity*. Heliyon. 6(3), e03455.
- [83] Borbála, M., Horváth, M., Somlai, J. and Kovács, T. (2013) *Using tobacco plants as biomonitors of contaminated norm areas*. J. Radiol. Prot. 33, 81–89.
- [84] Asaduzzaman, K., Khandaker, M. U., Amin, Y. M., Bradley, D. A., Mahat, R. H. and Nor, R. M. (2014) *Soil to-root vegetable transfer factors for ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , and ^{88}Y in Malaysia*. J. Environ. Radioact. 135, 120–127.
- [85] *Vietnam's Tobacco Problem*, 2014. <https://thediplomat.com/2014/07/vietnams-tobacco-problem/>
- [86] Monographie BIPM-5 Volume 4 (2008) *Table of radionuclides*, Franciaország

- [87] Monographie BIPM-5 Volume 5 (2010) *Table of radionuclides*, Franciaország
- [88] Monographie BIPM-5 Volume 3 (2006) *Table of radionuclides*, Franciaország
- [89] B. Skwarzec (1997) *Radiochemical methods for the determination of polonium, radiolead, uranium and plutonium in environmental samples*. Chem. Anal., 42, pp. 107-115
- [90] R.A. Pacer (1983) *Role of Cherenkov and liquid scintillation counting in evaluating the anion exchange separation of ^{210}Pb - ^{210}Bi - ^{210}Po* . J. Radioanal. Nucl. Chem., 77, pp. 19-28.
- [91] T.H.H. Le, H. Michel, J. Champion (2019) *^{210}Po sequential extraction applied to wetland soils at uranium mining sites* J. Environ. Radioact., 199–200, pp. 1-6.
- [92] Chandrashekara, K., Somashekarappa, H. M. and Radhakrishna, A. P. (2019) *Disequilibrium of uranium series radionuclides in soil and plants of South India*. J. Radioanal. Nucl. Chem. 320, 491–501.
- [93] Dr. Kovács Tibor (2014) Sugárvédelmi mérések, Pannon Egyetem
- [94] Janković MM, Todorović DJ, Todorović NA, Nikolov J (2012) *Natural radionuclides in drinking waters in Serbia*. Appl Radiat Isot 70:2703–2710.
- [95] Turgay ME, Yazici AN, Taskin H, Kam E, Karahan G (2016) *Assessment of gross α and β radioactivity for drinking water in Hatay province, Turkey*. Desalin Water Treat 57:4960–4965.
- [96] Maiti and Jaiswal, S.K. Maiti, S. Jaiswal (2008) *Bioaccumulation and translocation of metals in the natural vegetation growing on fly ash lagoons: a field study from Santaldih thermal power plant, West Bengal, India*. Environ. Monit. Assess., 136, pp. 355-370.
- [97] Alloway, B.J. (2012) *Alloway Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Springer Netherlands
- [98] ICRP Publication 119: *Compendium of Dose Coefficients Based on ICRP Publication 60*, (2012) Volume 41 Supplement 1.
- [99] Anh et al., M.T.P. Anh, M. Ali, H.L. Anh, T.T.T. Ha (2004) *Urban and peri-urban agriculture in Hanoi: opportunities and constraints for safe and*

sustainable food production, technical bulletin, no.32 AVRDC – the World Vegetable Center, ARDC Publication, Shanhua, Taiwan 04-601

- [100] Sakoda, A., Fukao, K., Kawabe, A., Kataoka, T., Hanamoto, K. and Yamaoka, K. (2012) *Radioactivity of ^{210}Pb in Japanese cigarettes and radiation dose from smoking inhalation*. Radiat. Prot. Dosimetry. 150, 109–113.
- [101] WHO (1996) *Total dissolved solids in Drinking-water*. Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Geneva
- [102] WHO (2017) *Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization, Geneva ISBN 978-92-4-154995-0
- [103] Huang T, Hao Y, Pang Z, Li Z, Yang S (2017) *Radioactivity of soil, rock and water in a shale gas exploitation area*. SW China Water 9:1–17.
- [104] Chiper D, Cimpeanu C, Barna C, Ilie S (2018) *Determination of the radioactivity levels and heavy metals content of the local natural rocks widely used as raw materials in industry*. Rom J Phys 63:1–17
- [105] Abbasi A, Mirekhtari F (2017) *Gross alpha and beta exposure assessment due to intake of drinking water in Guilan, Iran*. J Radioanal Nucl Chem 314:1075–1081.
- [106] Kobya Y, Taşkın H, Yeşilkanat CM, Çevik U, Karahan G, Çakır B (2015) *Radioactivity survey and risk assessment study for drinking water in the Artvin province, Turkey*. Water Air Soil Pollut 226:49.
- [107] Ş. Turhan NAEM, Zriba H, Taşkın Z, Yılmaz S, Bayülken A, Hançerlioğulları A, Kurnaz (2019) *Radiochemical analysis of bottled drinking waters consumed in Turkey and a risk assessment study*. Microchem J 149:104047.
- [108] Yi P, Gong M, Zhang W, Hou XL, Aldahan A, Yang J, Chen P (2018) *Evaluation of gross- α and gross- β activities in groundwater of the Haihe River Plain, China*. J Radioanal Nucl Chem 317:193–201.
- [109] Alomari AH, Saleh MA, Hashim S, Alsayaheen A, Abdeldin I, Bani Khalaf R (2019) *Measurement of gross alpha and beta activity concentration in*

groundwater of Jordan: groundwater quality, annual effective dose and lifetime risk assessment. J Water Health 17:957–970.

- [110] Bello S, Nasiru R, Garba NN, Adeyemo DJ (2020) *Annual effective dose associated with radon, gross alpha and gross beta radioactivity in drinking water from gold mining areas of Shanono and Bagwai, Kano state, Nigeria. Microchem J 154:104551.*
- [111] Şeref T (2019) *The natural radioactivity in drinking water by gross alpha and beta measurements and radiological quality assessment. Radiochim Acta.*
- [112] *Vietnam National Transport Strategy Study - VITRANSS (2000).*
- [113] UNSCEAR, 2010. *Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.*
- [114] Huy, N.Q., Hien, P.D., Luyen, T.V., Hoang, D.V., Hiep, H.T., Quang, N.H., Long, N.Q., Nhan, D.D., Binh, N.T., Hai, P.S., Ngo, N.T. (2012) *Natural radioactivity and external dose assessment of surface soils in Vietnam Radiat. Prot. Dosim. 151, 522–531.*
- [115] Prajapati, K., Modi, H.A. (2012) *The importance of potassium in plant growth-A review. Indian J. Plant Sci. 1, 1177–1186.*
- [116] Hafsi, C., Debez, A., Abdelly, C. (2014) *Potassium deficiency in plants: effects and signaling cascades. Acta Physiol. Plant. 36, 1055–1070.*
- [117] Kumar, A., Singhal, R.K., Preetha, J., Rupali, K., Narayanan, U., Suresh, S., Mishra, M.K., Ranade, A.K. (2008) *Impact of tropical ecosystem on the migrational behavior of K-40, Cs-137, Th-232, U-238 in Perennial plants. Water. Air. Soil Pollut 192, 293–302.*
- [118] FAO (2016) *Medium-term Prospects for Raw Materials, Horticulture and Tropical Products. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.*
- [119] IAEA (2014) *The Environment Behaviour of Radium: Revised Edition. International Atomic Energy Agency, Vienna (Technical Reports series no. 476).*

- [120] Aswood, M.S., Jaafar, M.S., Bauk, S. (2013) *Assessment of radionuclide transfer from soil to vegetables in farms from Cameron Highlands and Penang, (Malaysia) using neutron activation analysis*. Appl. Phys. Res. 5, 85.
- [121] Guillen, J., Baeza, A., Salas, A., Munoz-Munoz, J.G., Munoz-Serrano, A. (2017) *Factors influencing the soil to plant transfer of radiocaesium*. In: *Impact of Cesium on Plants and the Environment*. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 19–33.
- [122] Sheppard, M.I., Sheppard, S.C. (1985) *The plant concentration ratio concept as applied to natural uranium*. Health Phys. 48, 494–500.
- [123] Sheppard, S.C., Evenden, W.G., (1988a) *The assumption of linearity in soil and plant concentration ratios: an experimental evaluation*. J. Environ. Radioact. 7, 221–247.
- [124] Blanco, R.P., Vero Tom'e, F., Lozano, J.C. (2002) *About the assumption of linearity in soil to-plant transfer factors for uranium and thorium isotopes and ^{226}Ra* . Sci. Tot. Environ. 284, 167–175.
- [125] Ababneh, A.M., Masa'deh, M.S., Ababneh, Z.Q., Awawdeh, M.A., Alyassin, A.M. (2009) *Radioactivity concentrations in soil and vegetables from the northern Jordan Rift Valley and the corresponding dose estimates*. Radiat. Prot. Dosimetry 134, 30–37.
- [126] Adjirackor, T., Darko, E.O., Sam, F. (2017) *Naturally occurring radionuclide transfer from soil to vegetables in some farmlands in Ghana and statistical analysis*. Radiat. Environ. 40, 34–43.
- [127] Al-Masri, M.S., Al-Akel, B., Nashawani, A., Amin, Y., Khalifa, K.H., Al-Ain, F. (2008) *Transfer of ^{40}K , ^{238}U , ^{210}Pb , and ^{210}Po from soil to plant in various locations in south of Syria*. J. Environ. Radioact. 99, 322–331.
- [128] Khan, H.M., Chaudhry, Z.S., Ismail, M., Khan, K. (2010) *Assessment of radionuclides, trace metals and radionuclide transfer from soil to food of Jhangar Valley (Pakistan) using gamma-ray spectrometry*. Water. Air. Soil Pollut. 213, 353–362.
- [129] Komosa, A., Chibowski, S., Reszka, M., IAEA, (2005) *Natural radioisotope level differentiation in arable and noncultivated soils at leczna-wlodawa lake*

- District*. In: IAEATECDOC-1472: Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM IV). IAEA, Vienna, pp. 117–126.
- [130] IAEA (2018) *Radiation protection of the public and the environment general safety guide*. IAEA safety standards series No. GSG-8, International Atomic Energy Agency, Vienna
- [131] N. Karunakara, D.N. Avadhani, H.M. Mahesh, H.M. Somashekarappa, Y. Narayana, K. Siddappa (2000) *Distribution and enrichment of ^{210}Po in the environment of Kaiga in south India*. J. Environ. Radioact., 51 (3), pp. 349-362.
- [132] D.N. Avadhani, H.M. Mahes, N. Karunakara, Y. Narayana, H.M. Somashekarappa, K. Siddappa (2001) *Dietary intake of Po-210 and Pb-210 in the environment of Goa of south-west coast of India* Health Phys., 81 (4) pp. 438-445
- [133] M.A. Meli, D. Desideri, C. Roselli, L. Feduzi (2014) *Assessment of ^{210}Po in Italian diet*. Food Chem., 155, pp. 87-90.
- [134] D. Marciulioniene, B. Lukšiene, O. Jefanova (2015) *Accumulation and translocation peculiarities of ^{137}Cs and ^{40}K in the soil e plant system*. J. Environ. Radioact., 150, pp. 86-92.
- [135] M.S. Al-Masri, A. Al-Hamwi, Z. Eadan, Y. Amin (2010) *Transfer factors of Polonium from soil to parsley and mint* J. Environ. Radioact., 101, pp. 1038-1042
- [136] A. Vaiserman, A. Koliada, O. Zabuga, Y. Socol (2018) *Health impacts of low-dose ionizing radiation: current scientific debates and regulatory issues*. Dose-Response, 16.
- [137] UNSCEAR (1993) *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*. Reports to the General Assembly. New York
- [138] Lee et al., C.W. Lee, M.J. Kang, W. Lee, G.S. Choi, Y.H. Cho, H.R. Kim, K.H. Chung (2009) *Assessment of ^{210}Po in foodstuffs consumed in Korea*. J. Radioanal. Nucl. Chem., 279 (2), pp. 519-522.
- [139] Le et al., H.C. Le, T.V. Nguyen, T.N.P. Huynh, P.T. Huynh (2017) *Gross alpha and beta activity and annual committed effective dose due to natural*

radionuclides in some water spinach (Ipomoea Aquatica Forssk) samples in Ho Chi Minh city. Vietnam. J. Environ, Radioact., 173, pp. 44-50.

- [140] Chauhan, P. and Chauhan, R. P. (2014) *Measurement of fertilizers induced radioactivity in tobacco plants and elemental analysis using ICAP–AES. Radiat. Meas. 63, 6–11.*
- [141] ICRP (2007) *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Vol. 37. ICRP Publication 103. Ann. ICRP. p. 2.*

Mellékletek



M.1.ábra Choy sum
(kínai virágzó káposzta)



M.2.ábra Koronás százszorszép



M.3.ábra Malabári spenót



M.4.ábra Fejes saláta



M.5.ábra Káposzta



M.6.ábra Bab



M.7.ábra Édesburgonya



M.8.ábra Burgonya



M.9.ábra Karalábé



M.10.ábra Sárgarépa

Mellékletek

M.1. táblázat A zöldségnövényekből és a talajból vett minták aktivitáskonzentrációi

Növény- csoport	Zöldségek	Aktivitáskonzentráció a talajban [Bq/kg szárazanyagban]				Aktivitáskonzentráció a zöldségekben [Bq/kg szárazanyagban]		
		Ra-226	Th-232	K-40	Cs-137	Ra-226	Th-232	K-40
Leveles zöldségek	Choy sum (kínai virágzó káposzta)	20,9±0,8	26,5±1,5	271±2	0,47±0,09	1,56±0,16	4,94±0,49	1523±18
	Koronás száz- szorszép	23,8±1,0	23,8±2,4	299±3	0,55±0,10	16,4±1,6	23,0±2,6	4751±28
	Fejes saláta	22,1±1,4	29,6±1,2	317±6	0,19±0,02	5,05±1,04	11,3±1,4	2688±22
	Káposzta	24,5±1,0	34,0±0,6	340±3	1,24±0,14	1,74±0,17	4,10±0,61	971±9
	Malabori spenót	24,5±0,9	17,9±0,4	331±3	0,65±0,09	1,65±0,40	4,30±0,52	690±6
	AM	23,2	26,4	312	0,62	5,28	9,5	2125
	SD	1,6	6,1	27	0,39	6,39	8,1	1656
	GM	23,1	25,8	311	0,52	3,26	7,4	1671
	GSD	1,1	1,3	1,1	2,0	2,8	2,1	2,2
Max		24,5±0,9	34,0±0,6	340±3	1,24±0,14	16,4±1,6	23,0±2,6	4751±28
Min		20,9±0,8	17,9±0,4	271±2	0,19±0,02	1,56±0,16	4,10±0,61	690±6
Hüvelyes	Bab	24,8±0,9	36,1±0,7	379±4	0,61±0,10	2,59±0,69	6,47±0,97	710±9
Gumós	Édes- burgonya	26,2±0,1	31,4±0,1	255±3	0,75±0,05	1,03±0,22	2,51±0,31	262±3
	Burgonya	28,7±1,4	38,4±1,0	269±4	0,14±0,07	7,01±0,59	4,46±1,45	1244±10
	Sárgarépa	26,5±0,9	31,2±0,7	235±3	0,80±0,09	2,27±0,25	3,31±0,49	792±5
	Karalábé	14,8±0,8	22,0±0,6	271±3	0,89±0,12	1,34±0,20	3,26±0,49	1010±20
	AM	24,1	30,8	258	0,65	2,91	3,39	827
	SD	5,4	5,8	14	0,30	2,41	0,70	363
	GM	23,3	30,2	257,1	0,52	2,16	3,32	715
	GSD	1,4	1,3	1,1	2,4	2,3	1,3	2,0
Max		28,7±1,4	38,4±1,0	271±3	0,89±0,12	7,01±0,59	4,46±1,45	1244±10
Min		14,8±0,8	22,0±0,6	235±3	0,14±0,07	1,03±0,22	2,51±0,31	262±3
AM		23,7	28,9	297	0,63	4,1	6,77	1464
SD		3,8	6,5	44	0,30	4,7	6,2	1328

Mellékletek

Növény- csoport	Zöldségek	Aktivitáskonzentráció a talajban [Bq/kg szárazanyagban]				Aktivitáskonzentráció a zöldségekben [Bq/kg szárazanyagban]		
		Ra-226	Th-232	K-40	Cs-137	Ra-226	Th-232	K-40
GM		23,3	28,3	293,7	0,53	2,70	5,31	1092
GSD		1,	1,3	1,2	2,0	2,4	1,9	2,2
Max		28,7±1,4	38,4±1,0	379±4	1,24±0,14	16,4±1,6	23,0±2,6	4751±28
Min		14,8±0,8	17,9±0,4	235±3	0,14±0,07	1,03±0,22	2,51±0,31	262±3

N.a.: nem áll rendelkezésre adat; geometriai átlag (GM), geometriai szórás (GSD), számtani átlag (AM), szórás (SD), minimum (Min) és maximum (Max)

M.2. táblázat A Ra-226, Th-232, K-40 és Cs-137 talajból a zöldségnövényekbe történő transzfer faktorai

Növénycsoport	Zöldségek	Ra-226	Th-232	K-40	Cs-137
Leveles zöldségek	Choy sum (kínai virágzó káposzta)	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$1,9 \cdot 10^{-1}$	5,6	kevesebb, mint $9,0 \cdot 10^{-1}$
	Koronás százzsorszép	$6,9 \cdot 10^{-1}$	$9,7 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^1$	kevesebb, mint 1,8
	Fejes saláta	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$3,8 \cdot 10^{-1}$	8,5	kevesebb, mint 7,5
	Káposzta	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	2,9	kevesebb, mint $3,0 \cdot 10^{-1}$
	Malabori spenót	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-1}$	2,1	kevesebb, mint $4,0 \cdot 10^{-1}$
	AM	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$3,8 \cdot 10^{-1}$	7,0	
	SD	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$3,4 \cdot 10^{-1}$	5,6	
	GM	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-1}$	5,4	
	GSD	1,56	1,41	1,43	
	Min	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	2,1	
	Max	$6,9 \cdot 10^{-1}$	$9,7 \cdot 10^{-1}$	16	
Mérsékelt égövi	GM	$9,1 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	1,3	$6,0 \cdot 10^{-2}$
	Min	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$9,4 \cdot 10^{-5}$	1,3	$3,0 \cdot 10^{-4}$
	Max	$1,3 \cdot 10^2$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	1,3	$9,8 \cdot 10^{-1}$
Szubtrópusi	GM	N.a.	N.a.	N.a.	$3,8 \cdot 10^{-2}$
	Min	N.a.	N.a.	N.a.	$1,1 \cdot 10^{-3}$

Mellékletek

Növénycsoport	Zöldségek	Ra-226	Th-232	K-40	Cs-137
	Max	N.a.	N.a.	N.a.	1,4
Trópusi	GM	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$3,4 \cdot 10^{-5}$	N.a.	$9,8 \cdot 10^{-1}$
	Min	$3 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	N.a.	$1,1 \cdot 10^{-1}$
	Max	$4,3 \cdot 10^{-1}$	$7,6 \cdot 10^{-5}$	N.a.	2,9
Hüvelyes	Bab	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,8 \cdot 10^{-1}$	1,9	kevesebb, mint $8,0 \cdot 10^{-1}$
Mérsékelt égövi	GM	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$5,3 \cdot 10^{-4}$	N.a.	$4,0 \cdot 10^{-2}$
	Min	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	N.a.	$1,0 \cdot 10^{-3}$
	Max	6,2	$4,8 \cdot 10^{-1}$	N.a.	$7,1 \cdot 10^{-1}$
Szubtrópusi	GM	N.a.	N.a.	N.a.	$1,6 \cdot 10^{-2}$
	Min	N.a.	N.a.	N.a.	$2,0 \cdot 10^{-2}$
	Max	N.a.	N.a.	N.a.	$3,1 \cdot 10^{-1}$
Trópusi	GM	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$6,3 \cdot 10^{-5}$	N.a.	N.a.
	Min	$7,6 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	N.a.	N.a.
	Max	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	N.a.	N.a.
Gumós	Édesburgonya	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$8,0 \cdot 10^{-2}$	1,0	kevesebb, mint $6,0 \cdot 10^{-1}$
	Burgonya	$2,4 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	4,6	5,1
	Sárgarépa	$9,0 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	3,4	kevesebb, mint $4,0 \cdot 10^{-1}$
	Karalábé	$9,0 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-1}$	3,7	kevesebb, mint $3,0 \cdot 10^{-1}$
	AM	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	3,2	
	SD	$9,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	1,5	
	GM	$9,0 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	2,8	
	GSD	1,38	1,12	1,34	
	Min	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$8,0 \cdot 10^{-2}$	1,0	
	Max	$2,4 \cdot 10^{-1}$	$1,5 \cdot 10^{-1}$	4,6	
Mérsékelt égövi	GM	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	N.a.	$5,6 \cdot 10^{-2}$
	Min	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	N.a.	$4,0 \cdot 10^{-3}$
	Max	3,9	$1,8 \cdot 10^{-2}$	N.a.	$6,0 \cdot 10^{-1}$

Mellékletek

Növénycsoport	Zöldségek	Ra-226	Th-232	K-40	Cs-137
Szubtrópusi	GM	N.a.	N.a.	$2,4 \cdot 10^{-1}$	$6,5 \cdot 10^{-2}$
	Min	N.a.	N.a.	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$9,0 \cdot 10^{-3}$
	Max	N.a.	N.a.	$4,1 \cdot 10^{-1}$	$4,1 \cdot 10^{-1}$
Trópusi	GM	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$8,9 \cdot 10^{-6}$	2,7	$4,3 \cdot 10^{-1}$
	Min	$5,2 \cdot 10^{-4}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$	N.a.	$6,0 \cdot 10^{-2}$
	Max	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	N.a.	$10,0 \cdot 10^{-1}$

N.a.: nem áll rendelkezésre adat



M.11.ábra Víziparaj



M.12.ábra Dohány

M.3. táblázat Po-210 aktivitáskonzentráció a vízi parajban és a kapcsolódó környezeti közegben

	Levél		Szár		Gyökér		Talaj		Víz
	UnFl	Fl	UnFl	Fl	UnFl	Fl	UnFl	Fl	Fl
Átlagos víztartalom [%]	90	88	89	91	65	58	-	-	-
AM \pm SD [Bq/kg _{szárász}]	32,3 \pm 13,3	37,3 \pm 9,9	19,5 \pm 4,2	21,1 \pm 8,1	65,5 \pm 35,8	22,7 \pm 13,1	69,8 \pm 42,3	69,5 \pm 11,2	1,23 \pm 0,31
GM (GSD) [Bq/kg _{szárász}]	29,6 (1,56)	36,0 (1,34)	19,0 (1,59)	19,3 (1,59)	58,1 (1,64)	18,7 (1,98)	60,4 (1,71)	68,7 (1,18)	1,19 (1,32)
Medián [Bq/kg _{szárász}]	28,7	39,1	19,6	26,3	54,8	20	52,4	73,4	1,37

AM - aritmetikai átlag; SD - szórás; GM - geometriai átlag; GSD - geometriai szórás; UnFl - nem elárasztott; Fl - elárasztott

M.4. táblázat A Po-210 aktivitáskonzentrációja dohánylevelekben és talajban

Mintaszám	Levelek kora	Po-210 aktivitáskonzentráció [mBq/g _{száraz}]	
		dohánylevelek	talaj
1	öreg	91,7 ± 6,9	69,2 ± 5,8
2		254,4 ± 19,5	66,9 ± 4,9
3		112,4 ± 10,2	69,6 ± 5,2
4	fiatal	44,9 ± 4,3	62,9 ± 4,8
5		28,7 ± 2,6	51,3 ± 5,3
6		42,2 ± 5,1	62,2 ± 4,5
Minimum		28,7 ± 2,6	51,3 ± 5,3
Maximum		254,4 ± 19,5	69,6 ± 5,2
Átlag (±SD)		95,7 ± 6,2	63,7 ± 6,8

Publikációs tevékenység

Az értekezés témájával kapcsolatos publikációk

Folyóiratban megjelent publikációk

1. Duong, Van-Hao; Nguyen, Thanh-Duong; Peka, Anita; Bodrogi-Edit, Toth; Hegedűs, Miklós; Kovacs, Tibor: *Transfer and bioaccumulation of ^{210}Po from soil to water spinach (*Ipomoea aquatica* Forrsk.) in Vietnam*. J Environ Radioact. 231 p. 106554 Paper: 106554 (2021)
2. Duong Van, Hao; Nguyen, Thanh Duong; Peka, Anita; Hegedus, Miklos; Csordas, Anita; Kovacs, Tibor: *Study of soil to plant transfer factors of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in Vietnamese crops*. J Environ Radioact. 223-224 p. 106416 Paper: 106416 (2020)
3. Van Duong, Hao; Thanh Nguyen, Duong; Peka, Anita; Tóth-Bodrogi, Edit; Kovács, Tibor: *^{210}Po in soil and tobacco leaves in Quang Xuong, Vietnam and estimation of annual effective dose to smokers*. Radiat Prot Dosimetry 192: 1 pp. 106-112, 7 p. (2020)
4. Duong, Hao Van; Le, Huy Luong; Nguyen, Duong Thanh; Vu, Ngoc Minh; Duong, Trung H.; Hegedűs, Miklós; Peka, Anita; Kovács, Tibor: *Gross alpha/beta activity concentrations in spa and mineral waters in North Vietnam*. Radioanal. Nucl. Chem. Volume 326, p. 1511-1517. (2020) (2020)

Konferencia kiadványok

1. Anita, Peka; Miklós, Hegedűs; Hao, Duong Van; Doung, Nguyen Thanh; Tibor, Kovács: *Chemical and radiological characterization of thermal waters in Northern Vietnam*. Pannon Egyetem, Mérnöki Kari Tudományos Konferencia pp. 6-6. 1 p. (2020)
2. Hao, Van Duong; Anita, Peka; Miklós, Hegedűs; Tibor, Kovács: *Gross alpha and gross beta activity concentration in Northern Vietnamese thermal and mineral waters_3rd Workshop on Radiation Research and Its Related Issue 2020 & 7th Educational Symposium on Radiation and Health by young scientists (ESRAH2020)* p. 40 1 p. (2020)

Publikációs tevékenység

3. E., Kocsis; H., Duong Van; D., Nguyen Thanh; A., Peka; M., Hegedűs; A., Csordás; T., Kovacs: *Investigation of soil to plant transfer factors of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in Vietnamese crops*. VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p. 52. (2020)
4. M., Hegedűs; H., Duong Van; D., Nguyen Thanh, A., Peka; A., Csordas; T., Kovacs: *Transfer of ^{210}Po from soil to water spinach in Vietnam*. VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p. 49. (2020)

Egyéb, az értekezéshez nem szorosan kapcsolódó publikációk

Folyóiratban megjelent publikációk

1. Kocsis, E.; Tóth-Bodrogi, E.; Peka, A.; Adelikhah, M.; Kovács, T.: *Radiological impact assessment of different building material additives*. J. Radioanal. Nucl. Chem. Volume 330, 1517-1526. p (2021)
2. Kocsis, Erika; Tóth-Bodrogi, Edit; Peka, Anita; Mohammedamad, Adelikhah; Kovács, Tibor: *NORM anyagokat tartalmazó építőanyagok radiológiai vizsgálata*. SUGÁRVÉDELEM XIV. 2. pp. 16-36. 21 p. (2021)

Konferencia kiadványok

1. Zömbikné Peka Anita, Dr. Finta Viktória, Szűcs László, Nagyné Szilágyi Zsófia: *Metrológia a Föld bioszférájához: Kozmikus sugarak, ultraibolya sugárzás és az ózonpajzs törékenysége*. XLVIII. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam - 2023.04.18-20., Gyula (2023)
2. E., Kocsis; E., Tóth-Bodrogi; A., Peka; M., Adelikhah; T., Kovács: *Radiological Impact Assessment of Different Building Material Additives*. National, Radon Network Society Book of Abstracts, Third National Conference On Radiation Awareness and Detection in Natural Environment (RADNET-III) p. 37. (2021)
3. A., Shahrokhi; M., Adelikhah; E., Kocsis; A., Peka; T., Kovács: *Radiological risk assessment of indoor radon concentration in a high natural background radiation area: a case study of Mahallat*. VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p.11. (2020)
4. D., Máthé; N., Kovács; D., Szöllősi; I., Horváth; A., Peka; E., Tóth-Bodrogi; T., Kovács: *Earthworm Species as in vivo sentinel organisms of NORM transfer in soil ecosystems*. VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p. 12. (2020)
5. E., Kocsis; E., Tóth-Bodrogi; A., Peka; M., Adelikhah; T., Kovács: *Radiological impact assessment of industrial by-products*. VII. Terrestrial

- Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p. 85, (2020)
6. H., Duong Van; D., Nguyen Thahn; A., Peka; M., Hegedűs; T., Kovacs: *²¹⁰Po in Northern Vietnamese thermal water sources*. VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p. 40. (2020)
 7. M., Adelikhah; M., Imani; A., Shahrokhi; A., Peka; T., Kovács: *CFD based simulation of thoron concentration in a calibration chamber and radon distribution in a naturally ventilated room of a semi-detached house*. VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p. 26. (2020)
 8. M., Adelikhah; A., Shahrokhi; M., Imani; A., Peka; E., Kocsis; T., Kovács: *Seasonal indoor ²²²Rn and ²²⁰Rn measurements and inhalation dose assessment for inhabitants in Mashhad, Iran*. VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, p. 19. (2020)
 9. Anita, Csordas; Anita, Peka; Edit, Toth-Bodrogi; Tibor, Kovacs: *In situ NORM biomonitoring systems in industrial deposits*. 8th International Symposium on IN SITU NUCLEAR METROLOGY as a tool for radioecology, INSINUME 2019 Kusadasi, Törökország pp. 49-49. 1 p. (2019)
 10. Anita, Peka; Anita, Csordás; Edit, Tóth-Bodrogi; Tibor, Kovács: *Application in situ biomonitoring methods in case of NORM depositories*. Bódog, Ferenc; Csiszár, Beáta; Pónusz, Róbert (szerk.) VIII. Interdiszciplináris Doktorandusz Konferencia 2019: absztraktkötet Pécs, Magyarország: Pécsi Tudományegyetem Doktorandusz Önkormányzat, pp. 20-20. 1 p. (2019)
 11. A., Peka; E., Tóth-Bodrogi; E., Kocsis; T., Kovács: *Cesium immobilization studies in different kind of geopolymer matrixes*. 6th Educational Symposium on Radiation And Health by Young Scientists (ESRAH2019), Aomori, Japán, pp. 40-40. 1 p. (2019)
 12. Domokos, Mathe; Ferenc, Budan; Anita, Peka; Edit, Toth-Bodrogi; Tibor, Kovacs: *Earthworm species as in vivo sentinel organisms of NORM transfer in soil ecosystems*. 8th International Symposium on IN SITU NUCLEAR METROLOGY

- as a tool for radioecology, INSINUME 2019 Kusadasi, Törökország pp. 50-50. 1 p. (2019)
13. Edit, Tóth-Bodrogi; Erika, Kocsis; Anita, Peka; Anita, Csordás; Tibor, Kovács: *Radiological survey the surrounding of a closed ore mine in Hungary*. 8th International Symposium on IN SITU NUClear METrology as a tool for radioecology, INSINUME 2019 Kusadasi, Törökország pp. 28-28. 1 p. (2019)
14. E., Kocsis; A., Peka; T., Kovács; E., Tóth-Bodrogi: *Radiological monitoring of NORM deposits*. Bódog, Ferenc; Csiszár, Beáta; Pónusz, Róbert (szerk.) VIII. Interdiszciplináris Doktorandusz Konferencia 2019: absztraktkötet Pécs, Magyarország: Pécsi Tudományegyetem Doktorandusz Önkormányzat, pp. 17-17. 1 p. (2019)
15. M.E., Adelikhah; A., Shahrokhi; A., Peka; T., Kovács: *Comprehensive radiological study on water and soil of high natural background area of Dehloran, Iran*. 5th International Conference on Environmental Radioactivity (ENVIRA2019): Variations of Environmental Radionuclides pp. 164-164. 1 p. (2019)
16. Erika, Kocsis; Anita, Peka; Edit, Tóth-Bodrogi; Emilija, Fidanchevski; Tibor, Kovács: *Environmental radiation background mitigation by application of geopolymers matrices*. 9th International Conference on High Level Environmental Radiation Areas (ICHLERA 2018): For Understanding Chronic Low-Dose-Rate Radiation Exposure Health Effects and Social Impacts pp. 118-118. 1 p. (2018)

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni témavezetőimnek Dr. Kovács Tibornak és Dr. Van-Hao Duongnak szakmai támogatásukat, türelmüket és segítségüket. Köszönöm, hogy szakmai irányítással elősegítették a munkámat, amely lehetővé tette a disszertáció elkészülését.

Továbbá köszönöm, a Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék minden munkatársának, PhD hallgatóinak, akik segítettek a munkámat, szakmai tudásukkal és tanácsaikkal mindig rendelkezésemre álltak. Illetve köszönöm a vietnámi kollégáknak, akik szintén segítettek munkámat.

Hálával tartozom családomnak, aki mindvégig bízottak és támogattak a célom elérése érdekében. Köszönöm szeretetüket, türelmüket és fáradtságos munkájukat, amivel lehetővé tették, hogy idáig eljussak.