

DIPLOMADOLGOZAT

FEHÉRVÁRI MÁTÉ

2022

Pannon Egyetem
Mérnöki kar
Bio-, Környezet és Vegyészmérnöki Kutató Fejlesztő
Központ
Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék
Környezetmérnöki mesterszak

DIPLOMADOLGOZAT

Mecseki túraútvonalak radiológiai felmérése

Fehérvári Máté

Témavezető: Dr. Tóth-Bodrogi Edit

2022

Feladatkiírás

A téma címe:	Mecseki túraútvonalak radiológiai felmérése
Témavezető oktató:	Dr. Tóth-Bodrogi Edit
Témakiíró egység:	Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Bio-, Környezet- és Vegyészmérnöki Kutató-Fejlesztő Központ, Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék
Képzés(ek), melyek a hallgatói témát felvehetik:	Környezetmérnök mesterképzési (M.Sc.)
Teljesítés helyszíne:	Veszprém
Külső konzulens (ha van):	-
Speciális követelmények:	Szakirodalmi ismeretek, számítógépes ismeretek
Feladat ismertetése: Környezetünkben természetes módon ér bennünket radioaktív sugárzás, amit természetes háttérsugárzásnak nevezünk. Ennek egyik fő forrása maga a Föld és a minket körülvevő természeti elemek. A jelölt feladata a Mecsek különböző túraútvonalainak radiológiai felmérése, melynek során különböző természeti eredetű forrásvízminták, talajminták elemzése történik meg izotópspecifikusan alfa-spektrometriai módszerrel, illetve radon-exhalációs méréssel. A kapott eredmények alapján feltérképezhető, hogy a területen tapasztalható-e természetes vagy ipari eredetű radiológiai sugárterhelés-növekmény.	

Nyilatkozat

Alulírott Fehérvári Máté diplomázó hallgató, kijelentem, hogy a szakdolgozatot a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszéken készítettem a Környezetmérnöki mesterszak (Environmental engineering master) diploma megszerzése érdekében.

Kijelentem, hogy a szakdolgozatban/diplomadolgozatban foglaltak saját munkám eredményei, és csak a megadott forrásokat (szakirodalom, eszközök stb.) használtam fel.

Tudomásul veszem, hogy a szakdolgozatban/diplomadolgozatban foglalt eredményeket a Pannon Egyetem, valamint a feladatot kiíró szervezeti egység saját céljaira szabadon felhasználhatja.

Veszprém, 2022. december 16.

.....

hallgató aláírása

Alulírott témavezető kijelentem, hogy a szakdolgozatot/diplomadolgozatot Fehérvári Máté a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszéken készítettem a Környezetmérnöki mesterszak (Environmental engineering master) diploma megszerzése érdekében.

Kijelentjük, hogy a szakdolgozat/diplomadolgozat védelemre bocsátását engedélyezzük.

Veszprém, 2022. december 16.

.....

témavezető aláírása

Tartalmi összefoglaló

Dolgozatom keretében két mecseki túraútvonal felmérésével, azt követően pedig a kapott eredmények összehasonlításával foglalkozom. A túraútvonalakon vett talajminták radon-exhalációs paramétereit, valamint a forrásvizek Po-210 aktivitáskoncentrációját alfa-spektrometriai módszerrel, PIPS félvezető detektor segítségével vizsgálom meg.

A dolgozatom első részében definiálom a témával kapcsolatos alapfogalmakat, mint például radioaktivitás, dózis fogalmak és kapcsolódó mennyiségek. Ezek után ismertetem a környezetben előforduló sugárzásokat, valamint bemutatom a NORM anyagokat és kapcsolódó iparágakat. A sugárzások egészségügyi hatásain túl foglalkozom a sugárzásokhoz tartozó mérés technikával.

A dolgozat második részében a két túraútvonal mentén vett, talaj- és forrásvízmintákat elemzem. A munkámban rövid kitekintést teszek a Tudományos Diákköri Konferencián indult pályaművem eredményeire, tapasztalataira, ahol ugyanezen minták főbb gamma-sugárzó radioizotóp-összetételét határoztam meg. Célom az általam választott két útvonal összevetésével annak a vizsgálata, hogy a közelben lévő mára már bezárt uránbánya okoz-e sugárterhelést növekményt a területen.

Dolgozatom konklúziójaként elmondható, hogy egyik túra esetén sem kell sugáregészségügyi kockázattal számolni, amelyet a mérési adataim is alátámasztanak. A mért és számított értékek alapján az óbányai talajmintákban Rn-222 izotópra átlagosan $362,22 \text{ Bq/m}^3$ érték adódott. A kővágószőlősi talajmintánál pedig $257,4 \text{ Bq/m}^3$. Forrásvízminták esetében Po-210 izotópra a két területen $1,17$ és $6,17 \text{ Bq/kg}$ közötti aktivitáskoncentrációkat mutattam ki. Éves effektív dózisok a forrásvizek fogyasztása esetén 10 és $54 \mu\text{Sv/év}$ között alakulnak.

Kulcsszavak: alfa-spektrometria, radon, polónium, talajminták, forrásvíz, túraútvonal

Abstract

In my thesis, I survey two hiking trails in Mecsek and then compare the results. I analyze the radon exhalation properties of the soil samples taken from the hiking trails and investigate the spring waters by alpha-spectrometry using a PIPS semiconductor detector.

In the first part of my work, I define the basic terms related to the topic, such as radioactivity, dose definitions and related quantities. Then I describe the radiations occurring in the environment and introduce the Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) and their related industries. In addition to the health effects of radiation, I cover the measurement techniques associated with radiation.

In the second part of the paper, I analyze soil and spring water samples taken along the two hiking trails. Furthermore, I briefly review the results and experiences of my Scientific Student Conference project, where I determined the main gamma-ray radioisotope composition of the same samples. My aim is to compare the two pathways I have chosen to investigate whether the now closed uranium mine nearby is causing an increase in radiation exposure in the area.

The conclusion of my research is that there is no radiation health risk to be expected for any of the tours, which is supported by my measurement data. Based on the measured and calculated values, the average value for Rn-222 in the soil samples from the Óbánya was 362,22 Bq/m³. For the soil sample from Kővágószőlős was 257,4 Bq/m³. For spring water samples, the isotope Po-210 were 1,17 and 6,17 Bq/kg in both sites. Annual effective doses for source water consumption vary between 10 and 54 μSv/year.

Keywords: alpha spectrometry, radon, polonium, soil samples, spring water, hiking trail

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	7
2. Irodalmi áttekintő	7
2.1 Alapvető fogalmak, mennyiségek	7
2.1.1 A radioaktivitás	7
2.1.2 Dózisfogalmak és mennyiségek	9
2.2 Az ionizáló sugárzások forrásai a környezetben	12
2.2.1 Természetes források	12
2.2.2 Mesterséges források	16
2.3 NORM helyzetek	17
2.3.1 Uránbányászat és ércfeldolgozás	18
2.3.2 Szénipar	20
2.3.3 Kőolaj és földgázipar	21
2.3.4 Fémbányászat	21
2.3.5 Műtrágyagyártás	21
2.3.6 Építőipar	21
2.4 Egyes szabályozási vonatkozások	22
2.5 Biomonitoring és környezeti minták	23
2.6 A sugárzás egészségügyi hatásai	23
2.7 A mért sugárzás bemutatása	25
2.7.1 Alfa-sugárzás	25
2.7.2 Alfa-sugárzás kölcsönhatása az anyaggal	26
2.8 A sugárzások detektálása	26
2.8.1 Gáztöltésű detektorok	26
2.8.2 Szcintillációs detektorok	27
2.8.3 Félvezető detektorok	27
2.9 A munkám során alkalmazott mérőberendezések	28
2.9.1 AlphaGUARD	29
2.9.2 PIPS félvezető detektor	29
3. Mecseki túraútvonalak radiológiai felmérése	31
3.1 Mérési helyszínek és mintavétel	31
3.1.1 A Keleti-Mecsek üvegtermő erdőségei	31
3.1.2 A kitárulkozó hegy belsejében, földtani séta a Jakab-hegyen	33
3.1.3 Mintavételi eszközök	35

3.2	Elvégzett mérések bemutatása.....	36
3.2.1	Radonexhalációs akkumulációs kamra készítése.....	36
3.2.2	Radonemanáció és -exhaláció meghatározása talajmintákból.....	38
3.2.3	Víz minta polónium tartalmának meghatározása.....	41
3.3	Elvégzett számítások.....	42
3.3.1	Radonemanáció és -exhaláció meghatározása talajmintákból.....	42
3.3.2	Forrásvíz minta polónium tartalmának meghatározása és sugárterhelés becslése	43
4.	Eredmények.....	45
4.1	Előzmények a gamma-spektrometria mérésből	45
4.2	Radonemanáció és -exhaláció meghatározása talajmintákból.....	47
4.3	Forrásvíz minta polónium tartalmának meghatározása és sugárterhelés becslése	50
5.	Összefoglalás.....	51
	Irodalomjegyzék.....	53
	Köszönetnyilvánítás	58

1. Bevezetés

A Tudományos Diákköri Konferenciára készített dolgozatom keretében két mecseki túraútvonal főbb gamma-sugárzó radioizotóp jelenlétét mértem fel környezeti mintákon keresztül gamma-spektrometriai módszer segítségével. Ezen munkám során a Mecsek két oldalán választottam egy-egy túraútvonalat, Óbányát és Kővágószőlőst. Amellett, hogy ezek az útvonalak rendkívül népszerűek, Kővágószőlős határában működött az egykori mecseki uránbánya is, melynek mára már a rekultivált területei maradtak meg. A korábbi dolgozatomban kapott adatok alapján további radionuklid specifikus méréseket végeztem diplomadolgozatom keretében. A vizsgálataim kiterjednek talajból történő radon-exhaláció mérésre, illetve -emanáció számítására, illetve forrásvízből történő polónium meghatározására. A mérésekhez további forrásvízmintákat gyűjtöttem a két területről, hogy összehasonlítást tudjak tenni köztük e tekintetben is. A mérésekhez AlphaGUARD radonmonitort és félvezető PIPS detektort alkalmazok a polónium meghatározásához. A dolgozat folyamán az irodalmi áttekintő fejezetben bemutatok pár a témával kapcsolatos alapfogalmakat. Ezek után kitérek a környezetben előforduló sugárzások ismertetésére, bemutatok teszek a radon, rádium és a polónium jelentőségéről. Továbbá röviden bemutatom a jogszabályi vonatkozásokat. A dolgozat második részében a mérési eredményeimet és számítási módszeremet szeretném ismertetni diagramok segítségével. Valamint kitérek az általam választott két túraútvonalra is.

2. Irodalmi áttekintő

Ebben a fejezetben bemutatásra kerül a témához kapcsolódó ismeretanyag, amely alapján a munkámat jobban el tudjuk helyezni a sugárvédelem és mérés technika berkein belül.

2.1 Alapvető fogalmak, mennyiségek

Mint minden témakör esetében, itt is lényeges tisztázni néhány fontosabb definíciót, illetve ezek jellemzésére szolgáló mennyiségeket. Az egyik ilyen a radioaktivitás.

2.1.1 A radioaktivitás

A radioaktivitás a legtöbb esetben egy természetes folyamat. Ez a fogalom végigkíséri az életünket, ezen folyamatok lejátszódnak a szervezetünkben, valamint a környezeti elemekben. [1]

A radioaktivitás az időben spontán módon lejátszódó természetes jelenség. Ezen folyamat járhat részecske vagy elektromágneses hullám kibocsátásával, amely az atommagok átalakulásának következményei, amelyeket ezáltal összefoglaló néven radioaktív magoknak nevezzük. Azt is elmondhatjuk a radioaktív bomlásról, hogy váratlanul következik be. Ha definíció szintjén vizsgáljuk a radioaktivitást, arra a megállapításra juthatunk, hogy ez a mennyiség megmutatja, hogy egységnyi idő alatt hány darab mag bomlik el, ezt fejezi ki az alábbi képlet. [1][2]

$$A = -\frac{dN}{dt} = \lambda * N \quad (2.1.1.1)$$

Ahol:

N = aktív magok száma a t időpontban

λ = bomlási állandó

A = aktivitás [2]

Az aktivitás mértékegysége 1/s, amely megegyezik a Becquerel egységgel, jelölése: Bq.

A bomlási állandó azt a valószínűséget adja meg, hogy az atommagok adott idő alatt elbomlanak, egysége: 1/sec.

A következő képlet arra szolgál, hogy segítségével kiszámolhatjuk a még el nem bomlott magok számát egy általunk választott időpillanatban. [2]

$$N = N_0 * e^{-\lambda * t} \quad (2.1.1.2)$$

Majd ebből kiindulva az aktivitásra is hasonló képletet használhatunk. [2]

$$A = A_0 * e^{-\lambda * t} \quad (2.1.1.3)$$

A bomlási állandó értelmezése gyakran nehézkes ezáltal gyakran használjuk helyette a felezési időt is. Ezen fogalom megadja, azt az időegységet, amely alatt a bomlásra képes magok száma a kezdeti érték felére csökken. A kiszámítására a következő képletet alkalmazhatjuk. [2]

$$T_{1/2} = \frac{\ln(2)}{\lambda} \quad (2.1.1.4)$$

Ahol:

$T_{1/2}$ = felezési idő [2]

2.1.2 Dózisfogalmak és mennyiségek

A sugárzások elleni védekezést nehezíti, hogy nem tudjuk érzékelni érzékszervi úton. A sugárzások okozta káros hatások becslésével a dozimetria foglalkozik. A hangsúly a sugárzások káros hatásain van, tehát a dózismennyiségek kvantitatív módon próbálják jellemezni ezen hatásokat. Ezen mennyiségek ismerete, mérése lehetővé teszi a hatékonyabb védekezést. A következőkben rátérek a különböző dózismennyiségek bemutatására. [1][3]

Az első ilyen fogalom az elnyelt dózis, amely egy alapvető fizikai mennyiségnek számít a dozimetriában. Ha képlet szerint szeretnénk megfogalmazni, azt mondhatjuk, hogy egységnyi tömegű térfogatelemben ionizáló sugárzás által elnyelt energia, valamint ennek a térfogatelem tömegének a hányadosa adja az elnyelt dózist. Értékét a következő képlettel számolhatjuk. [1][2][3]

$$D = \frac{\varepsilon}{m} \quad (2.1.2.1)$$

Ahol:

D = elnyelt dózis

ε = elnyelt energia átlag értéke

m = egységnyi térfogat tömege [3]

Az elnyelt dózis mértékegysége ez alapján J/kg, ami másnéven gray, jelölése Gy. Ezen mennyiség előnyei közé tartozik, hogy mérhető, illetve minden fajta sugárzás esetében alkalmazható egység. [1]

A következő fontos fogalom az egyenértékdózis, amelyet a sugárvédelmi szabályozásban alkalmaznak. Az ismereteink szerint az, hogy mekkora a károsodás mértéke az adott szervezetben alapvetően függ a sugárzás típusától és energiájától. Ahhoz, hogy ezt jellemezni tudjuk új dózismennyiség bevezetésére volt szükség, ez lett az egyenértékdózis. Képletszerűen a következő. [1][3]

$$H_{T,R} = w_R * D_{T,R} \quad (2.1.2.2)$$

Ahol:

$H_{T,R}$ = effektív dózis, mértékegysége Sv (Sievert)

$D_{T,R}$ = a T testszövetben R sugárzásból jövő elnyelt dózis

w_R = sugárzási súlytényező [2][3]

A sugárzási súlytényező értékeit a 2/2022. (IV. 29.) OAH rendelet tartalmazza. Ezen értékeket a következő táblázatban láthatjuk.

1. táblázat Sugárzási súlytényezők, Forrás: 2/2022. (IV. 29.) OAH rendelet [4]

A sugárzás típusa	w_R
Fotonok	1
Elektronok és müonok	1
Protonok és töltött pionok	2
Alfa-részecske, hasadványok, nehézionok	20
Neutronok $En \leq 1 \text{ MeV}$	$\frac{2,5 + 18,2e^{-[\ln(En)]*2}}{6}$
Neutronok $1 \text{ MeV} < En \leq 50 \text{ MeV}$	$\frac{5,0 + 17,0e^{-[\ln(2En)]*2}}{6}$
Neutronok $En > 50 \text{ MeV}$	$\frac{2,5 + 3.25e^{-[\ln(0,04En)]*2}}{6}$

A következő ilyen jellegű fogalom az effektív dózis, amely során az emberi testszövetek sugárzással szembeni eltérő érzékenységét próbáljuk jellemezni. Ez a mennyiség, az előző módosított változata, olyan szempontból, hogy itt is megtalálható a sugárzási súlytényező, de hozzáteszünk egy további mennyiség a testszöveti súlytényezőt. Definíció szerint az egyes szervek és szövetek egyenérték dózisának testszöveti súlytényezővel súlyozott összege, amit az egész testre fogunk vonatkoztatni. A képlete a következő. [1][2][3]

$$E = \sum_T w_T * H_T \quad (2.1.2.3)$$

Ahol:

E = effektív dózis mértékegysége Sv

H_T = egyenértékdózis

w_T = testszöveti súlytényező [3]

A testszöveti súlytényező értékeit a 2/2022. (IV. 29.) OAH rendelet tartalmazza. Ezen értékeket a következő táblázatban láthatjuk.

2. táblázat Testszöveti súlytényezők, Forrás: 2/2022. (IV. 29.) OAH rendelet [4]

Testszövet	w_T
Csontvelő	0,12
Vastagbél	0,12
Tüdő	0,12
Gyomor	0,12
Emlő	0,12
Egyéb szövetek (a)	0,12
Ivarmirigyek	0,08
Hólyag	0,04
Nyelőcső	0,04
Máj	0,04
Pajzsmirigy	0,04
Csontfelszín	0,01
Agy	0,01
Nyálmirigy	0,01
Bőr	0,01

Ezen fogalmakon túlmenően érdemes megemlíteni, hogy létezik egy úgynevezett lekötött dózis is, amely ezt veszi figyelembe, hogyha egy radionuklid több éven keresztül a szervezetben tartózkodik. A számítási formulát lentebb láthatjuk. [1]

$$H_T(\tau) = \int_0^{\tau} H_T(t) dt \quad (2.1.2.4)$$

Ahol:

$H_T(\tau)$ = T szövet egyenértékdózisa τ időtartama

$H_T(t)$ = az egyenérték dózisteljesítmény a felvételt követő t időpontban

A τ értéke gyermekek esetében 70 év, felnőttek esetében 50 év. [1]

Ezen mennyiségeken túl érdemes megemlíteni a gyakorlatban használt dózis egyenérték fogalmát is. Definíció szerint az elnyelt dózis és a sugárzás minőségi tényezőjének a szorzata, amelyet a testszövetek egy adott pontján vizsgálunk. Ahhoz, hogy az emberi szervezetekhez, szövetekhez is használható legyen ez az egység, a nemzetközi szervezet (ICRU) létrehozott egy úgynevezett fantomot, amely közelíti az emberi test összetételét. [2][3]

Továbbá lehetőségünk van élelmiszer fogyasztásból származó dózis becslésére is, amelyre az alábbi képletet használjuk. [1]

$$E = K * G * c * \tau \quad (2.1.2.4)$$

Ahol:

K = lenyelési dózisegyüttható, mértékegysége Sv/Bq

G = fogyasztás az adott élelmiszerből, mértékegysége kg/nap vagy dm³/nap

c = radioizotóp koncentrációja az élelmiszerben, mértékegysége Bq/kg, Bq/dm³

τ = fogyasztási időtartam, mértékegysége nap [1]

2.2 Az ionizáló sugárzások forrásai a környezetben

Az embert élete során folyamatosan éri sugárzás, amely származhat a környezetünkben a világútból, valamint mesterséges forrásokból is. Az UNSCEAR adatai azt mutatják, hogy a lakosság évente mindent összevetve 2,8 mSv átlagos sugárterhelést kap. Ha a megoszlást vizsgáljuk a különböző részek között, akkor azt látjuk, hogy körülbelül 2,4 mSv/év értékkel szerepel a természetes rész, míg a mesterséges rész 0,4 mSv/év. [5][14]

2.2.1 Természetes források

A természetes résznek két jól elkülöníthető forrása van. Az egyik fő forrás ezen belül maga a földkéreg, illetve a világűr. A világútból származnak a kozmikus sugárzások, amelyek legfőbbképpen a Napból érkeznek, ezáltal részecske, illetve elektromágneses összetevőkből állnak. A sugárzás túlnyomó többségben atommagokból áll, de töltött részecskéket is tartalmaz. Amikor a kozmikus sugárzás eléri a Földet keletkezhetnek kozmogén radionuklidok, amely a különböző

kölcsönhatások következménye. A sugárzás mennyiségét alapvetően befolyásolja a tengerszintfeletti magasság. A terasztrialis sugárzások esetében a primordiális radioizotópok kiemelendők, mint például a K-40, U-238, U-235, Th-232, valamint a Rn-222. Ezen anyagok akkumulálódni tudnak a különböző élő szervezetekben, amelyeket adott esetben elfogyasztunk és bennünk is megjelennek. [5]

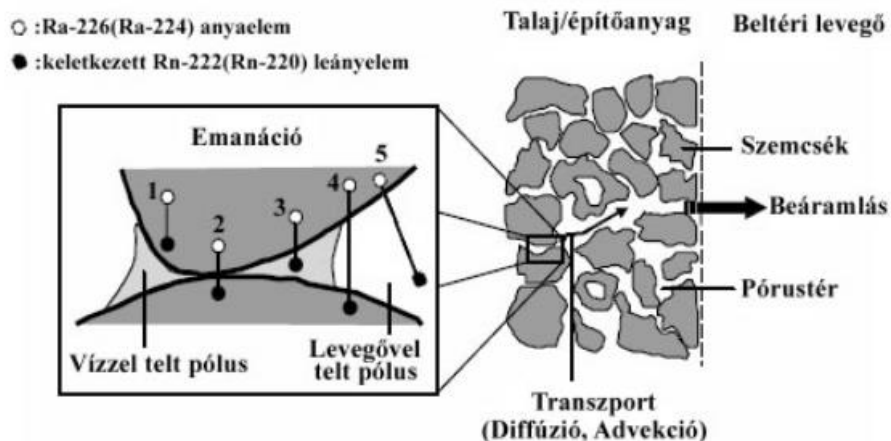
2.2.1.1 A radon és rádium

A természetes eredetű sugárterhelés fontos eleme a radon, amely egy színtelen, szagtalan nemesgáz. Magát a radont közvetlenül a rádium felfedezése után azonosították. A környezetünk megtalálható vízforrásokban, zárt terekben gyakran feldúsul. A természetben a radonnak 3 fő izotópja található meg, ezek a radon, toron és az aktínion, mindegyik a rádium alfa-bomlásával alakul ki, de ezek közül a radon a leggyakoribb forma, mivel a másik kettő termék igen rövid felezési idejű. Annak ellenére, hogy rövid felezési idővel rendelkeznek mindig megtalálhatóak a környezetben, mivel a földkéregben gyakran előforduló hosszú felezési idejű elemekből keletkeznek, mint az U-235, U-238, Th-232 izotópok. [6][7]

A radon egészségügyi hatásait vizsgálva elmondhatjuk, hogy egyértelműen a tüdőrák egyik leggyakoribb kiváltó oka. Ez abból adódik, hogyha bomlik a radon a bomlási sor végén szilárd stabil termékek vannak, amelyek a levegő aeroszoljaihoz tapadva lejuthatnak a tüdő különböző részeire, ahol alfa-sugárzó leányelemei a szöveteket roncsolják. Nagyjából országokra nézve 3-14 % közötti gyakorisággal fordul elő a tüdőrák. Első körben a bányászoknál figyelték meg a káros hatásokat, de később kiderült, hogy a lakóépületek esetében is gondot okozhat. A WHO szerint, ha 100 Bq/m^3 értékkel nő a radon koncentrációja az hozzávetőlegesen 16 %-kal növeli a tüdőrák kockázatát. [8]

A kőzetekben és a talajokban mindig találhatunk valamennyi uránt, tóriumot és rádiumot. Mivel javarészt a kőzetek mállástermékei alkotják a talajokat, így nagyobb radonkoncentrációkat tapasztalhatunk adott esetben. A rádium a közetszemcsékben, illetve a szemcsék felületén található. Amikor a rádium alfa-bomlást szenved el, akkor a felszabaduló energia egy része az alfa-részecske, másik része a radonizotóp kinetikus energiájává fog alakulni. Ez az energia kellően nagy ahhoz, hogy a keletkező radon elvándoroljon a kőzetben, ezt Szilárd-Chalmers

effektusnak nevezik. Amikor a radonatom kijut a szemcséből a pórustérbe azt a folyamatot emanációnak hívjuk, amely folyamatot befolyásolja a szemcseméret, nedvességtartalom, sűrűség és az adott közeg porozitása. [6][9]



1. ábra A radon pórustérbe jutási lehetőségei, forrás: [9]

Továbbá beszélhetünk exhalációról, amely esetében a pórustérből kilép a radon a légkörbe. Ezt a folyamatot jelentősen befolyásolja az időjárás, a hőmérséklet emelkedésével egyenesen arányosan növekszik a radon kiáramlása, míg a nyomás fordítottan arányosan hat a radon kiáramlására, továbbá lényeges a talaj nedvességtartalma is. Ha az évszakos eltérés vizsgáljuk, azt láthatjuk, hogy télen sokkal kisebb mértékű a radon kijutása a talajból. A radon mozgásának hajtóereje a koncentráció, illetve a nyomáskülönbség. [6][9]

2.2.1.2 A polónium

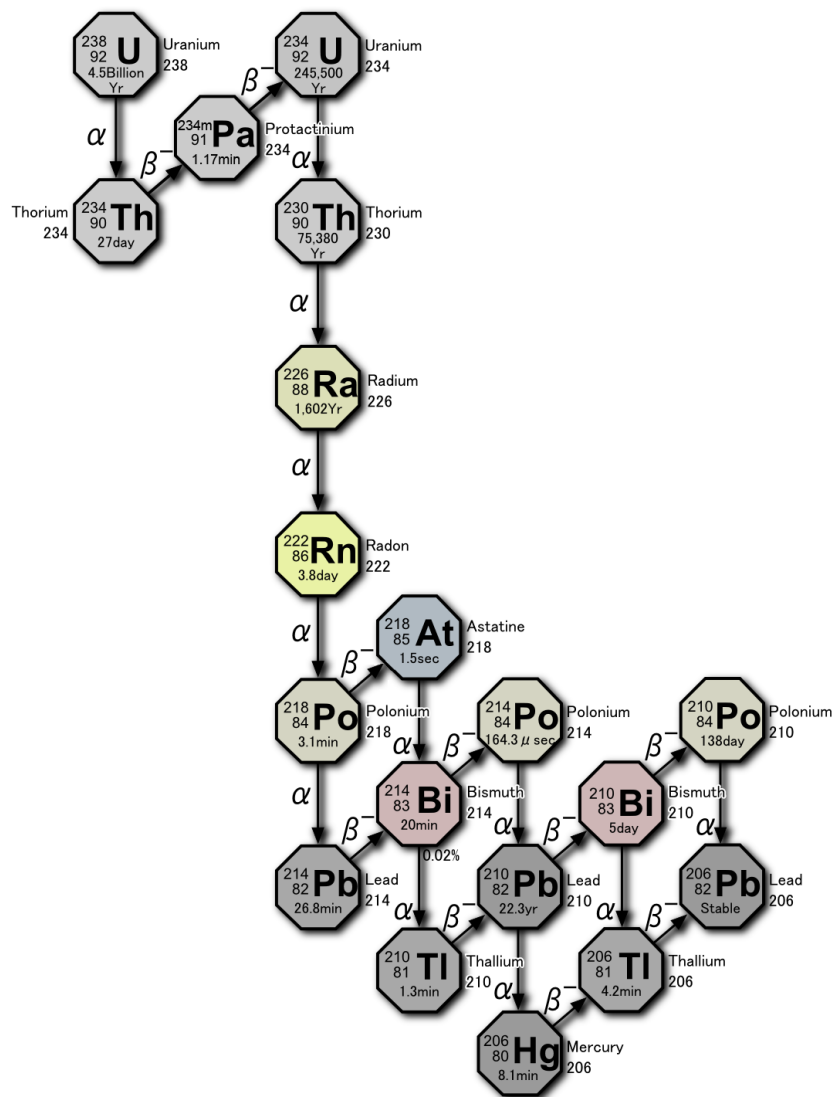
A polóniumot 1898-ban a Curie-házaspár fedezte fel, akik a nevet a felfedezett új elemnek a hazájuk, Lengyelország után adták. Ha az elem tulajdonságait vizsgáljuk elmondhatjuk, hogy egy alacsony olvadáspontú ritka fémes anyag, amely rendkívül radioaktív, leggyakrabban az uránércben fordul elő. Alapvetően két fő bomlási sorhoz köthetjük a polónium izotópokat, az egyik az U-238 bomlási sora, míg a másik az U-235 bomlási sora. A 210-es tömegszámától a 218-asig számos izotópja létezik, amely közül a Po-210-es izotópnak a leghosszabb a felezési ideje, tehát egyedül ezt lehet igazán elválasztani az urántól, a többi izotóp felezési ideje percekben, másodpercekben mérhető. A Po-210-es az U-238 bomlási sorába tartozik, amelyben anyaelem a Bi-210. A polónium ennek a bomlási sornak az

utolsó előtti eleme a stabil Pb-206 előtt. A polónium 210-es tömegszámú izotópja szinte kizárólag mindig alfa-bomlást szenved el, nagyon ritkán történik gamma-sugárzás kibocsátása. Az izotóp felezési ideje 138,376 nap, fajlagos aktivitása jelentős. [10]

A földön széles körben megtalálható a Po-210 a földkéregben, ezáltal az ember természetes sugárzási hátterének egyik fontos összetevője. A legközelebb a radon bomlása által jut, amelyről megállapították, hogy a magassággal nő az értéke, majd ez a légkör részecskéihez tapadva száraz, illetve nedves módon kihullanak a földfelszínre, több bomlási lépés folyamán Po-210 formájában a talajra és növényekre. Ennek következtében a vadon termő nagy levélfelületű növények természetes radioaktivitásának nagy része a Po-210-es izotóptól származik. Másik mód lehet a talajból történő felvétel, például a dohánynövény kifejezetten szereti akkumulálni a polónium 210-es tömegszámú izotópját. [11]

Ha ivóvizek esetében vizsgáljuk azt mondhatjuk Bertil R. R. Persson és társa finnországi kutatása alapján, hogy a Po-210 esetében, azok a vizek, amelyek magánkutakból származtak 7-48 mBq/l aktivitáskoncentráció értékkel rendelkeztek, míg a vízművekből származó ivóvizek esetében 3 mBq/l körül alakultak ugyanezen értékek. A talajvízben a Po-210 oldott és kötött formában egyaránt jelen van. Ha a talajkolloidokhoz kötődik, akkor fontos szerepe van a talaj vas, mangán, illetve humusztartalmának. Ez az izotóp legfőbbképpen a biológiai fázisokhoz szeret tapadni. Szerencsés módon a Po-210 kevésbé szeret vízben oldódni, ezáltal ásványvizekben, ivóvizekben ritkán jelentkezik problémaként. Olasz ásványvízmintákat vizsgálva 0,04 és 21 mBq/l érték között mozgott a polónium aktivitáskoncentrációja. A vízfogyasztásból származó átlagos becsült dózis felnőttek esetében 2,8 mSv. A világ felnőtt lakosságának átlagos napi Po-210 bevitelének középértéke 160 mBq, amely nagyjából 70 μ Sv éves effektív dózissal felel meg. [11]

A fentebb említett rádium, radon, illetve polónium egy bomlási sorban helyezkedik el, amely nem más, mint az U-238 bomlási sora. Ezt a bomlási sort a következő ábra szemlélteti.



2. ábra U-238 bomlási sora, forrás: [12]

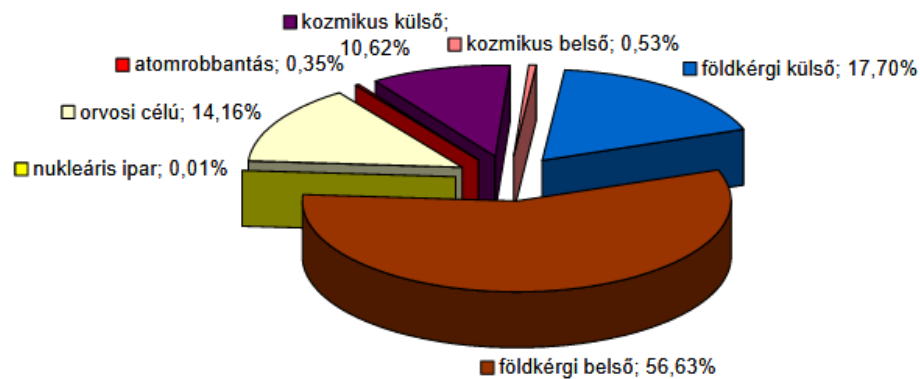
Az alábbi táblázatban láthatjuk a talajmintáknál az átlagos radionuklid tartalmát Magyarországon és a világon.

3. táblázat Talajok átlagos radionuklid tartalma, forrás: [13]

Izotóp	Magyarország	Világ
	Aktivitáskoncentráció [Bq/kg]	
K-40	370	420
Th-232	28	45
U-238	29	33

2.2.2 Mesterséges források

Az ipari és az orvosi alkalmazásokból származik mesterséges eredetű sugárterhelés nagyrésze. Továbbá meg kell említeni a radioaktív hulladékokat is. [5]



3. ábra Lakosságot érő sugárterhelés megoszlása, Forrás: [5]

2.3 NORM helyzetek

A sugárzások csoportosítására számos szempont létezik, az egyik fajta az eredet szerinti kategorizálás. Ezen túl szokás egy másik fajta csoportosítást is alkalmazni. Ezek a technológiák során feldúsult NORM anyagok, helyzetek. [2][15]

A természetben alapvetően minden ásványnak, kőzetnek mindig lesz radionuklid tartalma a korábban bemutatottakból kiindulva. A legtöbb esetben ez nem jár semmilyen egészségügyi hatással, de előfordulhatnak olyan, jellemzően ipari tevékenységek, amelyek esetében feldúsulnak ezen radionuklidok, ebből egyértelműen következik, hogy ezekre a tevékenységekre valamilyen szabályozási rendszer megléte szükséges. Tulajdonképpen ezeket az anyagokat hívjuk NORM anyagoknak. Ezek közül a radon kell kiemelnünk, hiszen ez a leggyakoribb anyag, amely egészségügyi problémákat okozhat, így különös figyelmet kell fordítani a lakásokra, barlangokra, illetve a bányákra. [2][15]

A következő ipari tevékenységek esetében számolhatunk megnövekedett természetes radionuklid koncentrációval:

- Uránbányászat és ércfeldolgozás
- Szénipar
- Kőolaj és földgázipar
- Fémbányászat
- Ásványi homok felhasználás
- Műtrágyagyártás
- Építőipar [2][15]

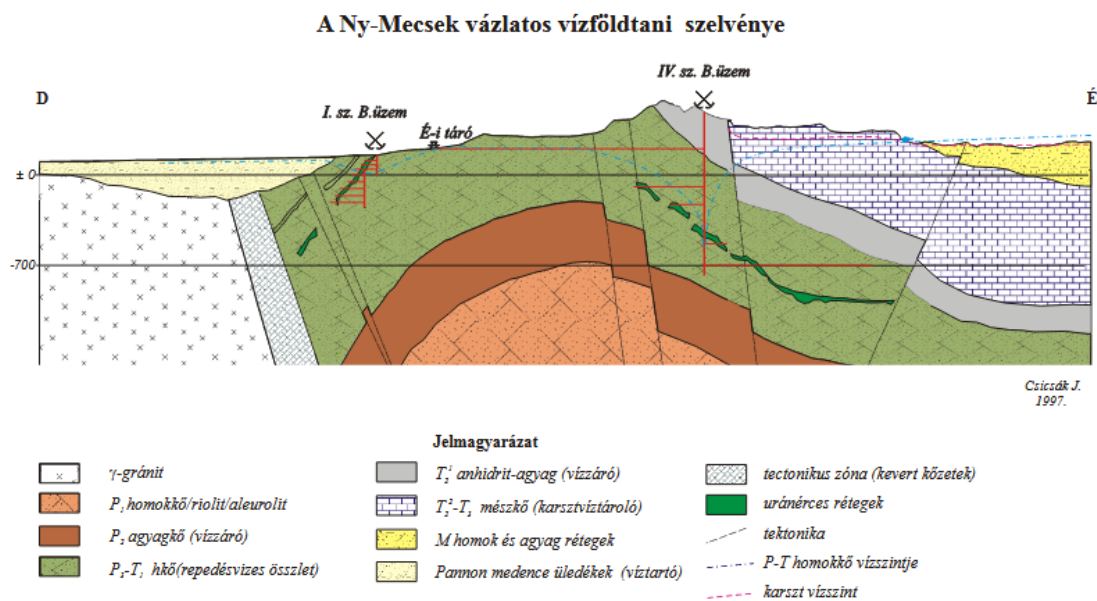
2.3.1 Uránbányászat és ércfeldolgozás

Ha a nukleáris üzemanyagciklust nézzük elmondhatjuk, hogy ritkán szokás NORM helyzetnek tekinteni, azonban a folyamatok során keletkező hulladékokat tekinthetjük annak. Ide sorolhatjuk ez alapján a bányászatot, az ércfeldolgozást és az üzemanyaggyártást. A legnagyobb gondot az urán-dioxidok, illetve a bányászat során a radon okozza. [15] Továbbá keletkeznek salakanyagok, ezeket jellemzően felszínközeli tárolókban helyezik el, ezen anyagok jelentős környezeti hatással bírnak, többek között nehézfémek juthatnak a talajvízbe, valamint a kiporzás is jelentős lehet. [16] Ezért kiemelt jelentősége van az ilyen területek rekultiválásnak. Továbbá előírják, monitoring rendszerek felállítását, amelyek segítségével fel lehet térképezni szennyezéseket, valamint azt is, hogy milyen hatással vannak ezek a folyamatok a környező lakosságra. A monitoring rendszerek leggyakrabban hidrológiai, geodinamikai, fizikai monitoringból, radonmonitorozásból áll. [17]

Magyarországon Kővágószőlős határában 1957-től működött uránbánya. Majd 1964-ban elkészült a dúsítómű. A legnagyobb termelékenysége a 70-es évekre tehető. Végül 1997-ben bezárták a bányát véglegesen és megkezdődtek a rekultivációs munkák. Az évek során körülbelül 20 millió tonna urán került kitermelésre. A bányászat természetes velejárója ebben az esetben a radiológiai hatás, melyek közé tartozhat például a gamma-sugárzás, radonproblémák, valamint a talaj és talajvíz szennyezése. A keletkező hulladékokat meddőkre szállítva halmozták fel. Ezen meddők esetében takarás történt, amelynek fő szerepe, hogy megakadályozza a kiporzást, védelmet nyújtson az erózió ellen, valamint ki és beszivárgásálló is legyen. A csurgalékvíz képes kioldani radioaktív szennyezőket, amely bejuthat a talajba, illetve a talajvízbe. A rekultiváció folyamata az előírt követelményeknek megfelelően történt. [17][18]

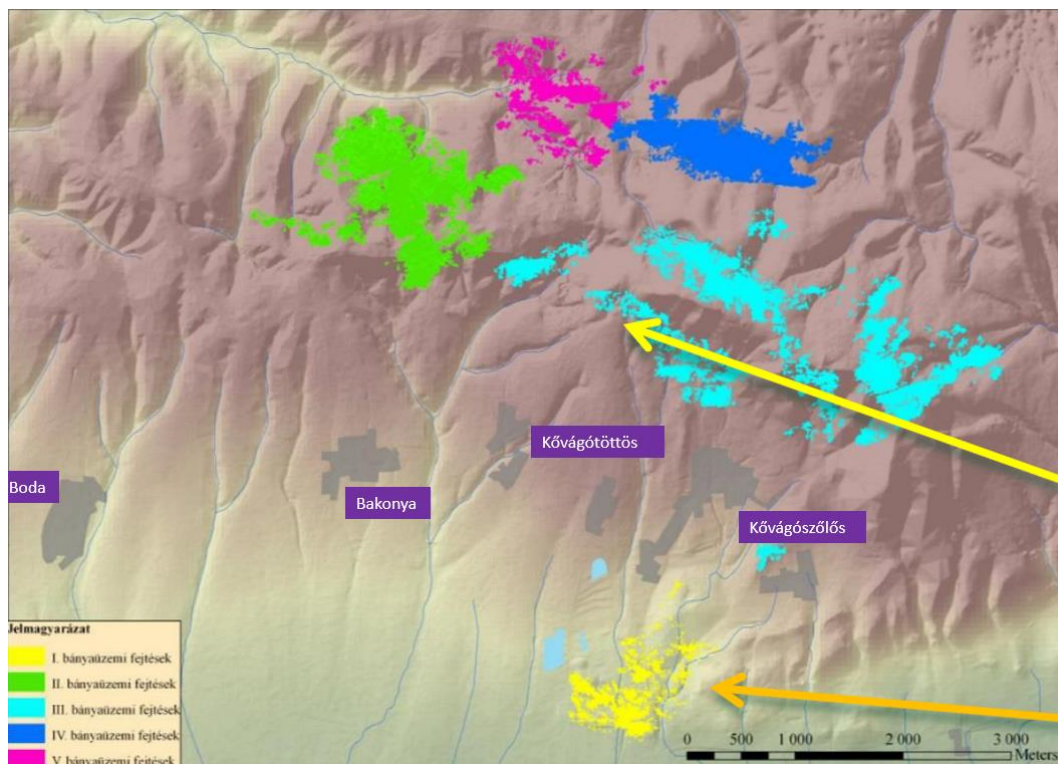
Ha a vízmonitoring rendszert szeretnénk megismerni érdemes tisztában lenni a terület vízföldtani környezetével, illetve a bányabezárás koncepciójával. Az elgondolás szerint az északi bányaüzemek megtelnek, amely csökkenti az úgynevezett öregségi víz szintjét, így ezáltal megakadályozható, hogy a karsztvíz szennyeződjön. Az I. számú bányaüzemből, ha folyamatosan szivattyúzzuk ki a vizet megelőzhető, hogy radiológiailag elszennyezzük az agyagos pannon vízadót,

vízzáró réteget. Ezen képződmény 50-100 méter vastagságú fedőösszlet, amely képes megvédeni a külső szennyeződésektől a vízbázist, mivel nagyjából 100 év szükséges ahhoz, hogy egy vízrészecske átjuthasson rajta. Azonban ezen terület depressziós zónáiban szükség van kármentesítő rendszerek használatára adott esetben. Továbbá a koncepció része az is, hogy a tisztított vizeket folyamatosan ellenőrzés mellett a Pécsi-vízbe vezesse. A terület vízföldtani szelvényét láthatjuk a következő ábrán (4. ábra). [19][20]



4. ábra A Ny-Mecsek vízföldtani szelvénye, forrás: [20]

A térségben 83 darab vízmonitoring kút találhatóak meg, amelyek folyamatosan vizsgálják a terület vizeit. Az alábbi ábrán (5. ábra) láthatjuk, hogy mely területeken folyt mélyművelésű bányászat. Ezáltal érthető a monitoring kutak nagy száma. [20]



5. ábra Mélyszerinti bányászattal érintett területek, forrás: [20]

Ezen kívül történik mélységi vízmintavétel 780 és 660 méter mélységben. Továbbá folyamatos műszeres vízszint regisztrálás is jelen van. A mért adatokat, amelyek lehetnek radiometria, hidrogeológiai, üzemi monitoring és meteorológiai adatok egy adatbázisban tárolnak, amelynek neve a Mecseki Uránipari Környezetvédelmi Adatbázis (MURA). [20]

2.3.2 Szénipar

A szénbányászat során gyakran előfordul NORM helyzet. A fő problémát az jelenti, hogy jelentős mennyiségű meddő kőzet, szennyvíz keletkezik, amelyek gyakran rendelkeznek radionuklid tartalommal. Ha radionuklidok szintjén vizsgáljuk a dolgot, azt mondhatjuk, hogy problémás lehet a rádium, radon és K-40 tartalom a technológia során keletkező melléktermékek esetében. Valamint megtalálhatóak gyakran egyéb izotópok is, mint például a Po-210 és a Pb-210. Kínában a radioaktív anyagok kibocsátás nagy hányadban a szénénergiának köszönhető. A szén radioaktivitása általában alacsony, mennyiségét a környező kőzetek határozzák meg. Ha elégetjük a szenet a pernyében és a hamuban fognak feldúsulni a radionuklidok. [15]

2.3.3 Kőolaj és földgázipar

Az évek során kimutatták, hogy ebben az iparágban a Ra-226, Ra-224, Ra-228 és a Pb-210 izotópok főleg a szennyvízben okoznak feldúsulást, míg a kitermelési folyamat nem jár ilyen hatással. A szennyvíz radioaktivitási szintje függ a víz sótartalmától, illetve a környező kőzetektől. NORM anyagok feldúsulása legfőképpen a karbantartási, hulladékszállítási és feldolgozási folyamatok során okozhat problémát. [15]

2.3.4 Fémbányászat

Ezen tevékenység során is a meddő kőzet okozza a legnagyobb problémát. A technológiai folyamatok alatt a melléktermékekben gyakran magasabb koncentrációban van jelen urán, tórium és rádium. Az urán és a tórium viszonylag közel állnak szerkezetileg a ritka földfémekhez, ezért gyakran kísérik egymást bányászat közben. [15]

Az ásványi homok főleg cirkóniumot és titánt tartalmaz, amelyekhez gyakran társul tórium is jelentősebb koncentrációban, mivel a homok esetében a gravitáció hatására jelentősen koncentrálódhatnak a radioizotópok. [15]

2.3.5 Műtrágyagyártás

A műtrágyagyártás előszeretettel alkalmaz foszfortartalmú kőzeteket, ezekben természetes módon magasabb lehet az urán és tóriumtartalma. Mint ahogy korábban már láttuk a kőzetnek itt is kiemelt szerepe van az összetételben. Ha konkrétan kőzet szintjén vizsgáljuk a dolgot, elmondhatjuk, hogy a magmás kőzetek alacsonyabb urántartalommal, de magasabb tóriumtartalommal rendelkeznek, addig az üledékes kőzetekre ennek az ellentéte igaz. A gyártás mellékterméke a gipsz, amely radionuklidokban dúsul. [15]

2.3.6 Építőipar

Az építőanyagok a földkéreg anyagaiból épülnek fel ezért számolnunk kell radionuklid tartalommal, mint például a Ra-226, Th-232, illetve a K-40. A gránit átlagosan 40 Bq/kg uránt és 70 Bq/kg tóriumot tartalmaz. [15]

A cirkónium-oxidban alapvetően két fő radionuklid fordul elő leggyakrabban, ezek a Th-232 és az U-238 izotópok, aktivitásukat tekintve, ez utóbbi rendelkezik nagyobb mértékűvel. Ebből az anyagból készített téglák esetében, általában az

aktivitáskoncentráció értékek nem csökkennek a technológia során. A legnagyobb problémát sugárvédelmi szempontból a radioaktív porok okozzák, amely a helyi expozíción túl, az üzemhez közeli területekre is kijuthat. De szerencsére a kapott dózisok elenyészőek. Az terhelés fő forrása a gamma-sugárzás és a kerámiából felszabaduló radon gáz. [21]

2.4 Egyes szabályozási vonatkozások

Mivel a környezetünk számos épület és építőanyag is megtalálható, érdemes megvizsgálni ezekre milyen előírások vonatkoznak. A 2/2022 (IV. 29.) OAH rendeletet vizsgálva két vonatkozást is találhatunk. A jogszabály lakó és középületekre, valamint munkahelyekre egységesen radon tekintetében 300 Bq/m^3 -es értéket állapít meg, mint vonatkoztatási szint. Építőanyagok esetében pedig az építőanyag által kibocsájtott gamma-dózis nem haladhatja meg a 1 mSv/év értéket. [4]

Alapvetően a víz fontos része az étrendünknek, ezáltal fontos, hogy legyenek bizonyos határértékek a belőlük származó sugárterhelésre is. A WHO egyik 1993-ban kiadott kiadványában az láthatjuk, hogy az éves lekötött effektív dózis maximum $0,1 \text{ mSv}$ lehet. Később az EU az egyik direktívájában is megjelent ez a határérték, továbbá előírták a vizek minősítését is. Ebből a dokumentumból az is kiderül, hogy a radiológiai minősítés első lépcsője az összes alfa- és béta aktivitás mérése. Itt a megfelelőségi határérték alfa esetében $0,1 \text{ Bq/l}$, míg béta esetében 1 Bq/l . Amennyiben az adott vízmintában ezen értékek feletti értéket tapasztalunk további nuklidspecifikus mérések szükségesek. Magyarországon a vizek Ra-226 tartalmára 500 mBq/l -es határérték van megállapítva. [6][22]

Radon esetében a levegőben az átlagos aktivitáskoncentráció határértéke 300 Bq/m^3 évente, ami az IBSS kiadványaiban is szerepel. [6][22]

A 98/83/EK irányelv előírja az EU-ban, hogy a tagállamoknak ellenőrizniük kell az ivóvizek természetes radionuklid tartalmát, azonban a Po-210-es izotópra nem volt eredetileg megállapítva határérték, azonban az új EK ajánlással ez is bekerült, amely 100 mBq/l értékben korlátozza ezen izotóp tartalmát az ivóvízben. [11]

2.5 Biomonitoring és környezeti minták

A biomonitoring eljárások nagy múltra tekintenek vissza. Az első tanulmányok Svédországból és Dániából származnak, ahol mohák segítségével nehézfémzennyezést mértek fel. A mohák előszeretettel alkalmazzák ilyen célokra, mivel gyakoriak a környezetben, örökzöldek, valamint morfológiai felépítésük miatt könnyen tudnak akkumulálni különböző anyagokat. [23][24] A fukushimai atomerőmű baleset esetében is alkalmazták ezt a módszert. Készült is ezügyben egy tanulmány, amely mohában, illetve talajmintákban Cs-134, illetve Cs-137 izotópokat mutatott ki. [25] Ezen növények széleskörű alkalmazhatóságát mutatják egyéb tanulmányok is. Horvátországban országos felmérés indult mohanövények segítségével, ahol természetes radionuklidokat vizsgáltak. Romániában is készültek hasonló felmérések. Itt hosszabb távú akkumulációs képességet vizsgáltak. A mohákkal végzett biomonitoring egy egyszerű, olcsó, azonban pontos mérési módszer. [26][27]

Vízmintákat is előszeretettel alkalmaznak monitoring céljára. Az amerikai Oak Ridge National Lab. készített egy tanulmányt, amelyben patakok vizét hasonlították össze gamma-sugárzás viszonylatában. Megállapították, hogy szignifikáns összefüggés van a mederanyag és a mért értékek között, azaz ahol több agyagpala volt a mederanyagban, ott nagyobb értékeket tudtak kimutatni. Az agyagpala természetes módon általában magasabb radionuklid tartalommal bír. [28]

2.6 A sugárzás egészségügyi hatásai

Az emberi szervezetet természetes forrásból érő sugárzások esetében általában nem kell jelentős egészségügyi hatással számolni. Azonban az ionizáló sugárzásoknak jelentős hatása lehet a szervezetünkre. A hatásmechanizmusra több lehetséges elképzelés is van. [29]

A klasszikus sugárbiológia 4 szakaszra bontja a sugárhatást.

- fizikai
- kémiai
- biokémiai
- biológiai

Az ionizáló sugárzások hatását leginkább befolyásolja a sugárzás fajtája és az úgynevezett LET-érték (egységnyi úton leadott energia). [29]

Amikor az emberi szervezet találkozik az ionizáló sugárzással kölcsönhatásba fog vele lépni, amely elsősorban sejtszinten történik meg. Ezen folyamatok során a molekulák elektronszerkezete megváltozik, majd szabad gyökök fognak keletkezni, amelyek igen reakcióképesek, így sejtkárosodáshoz vezethetnek. [30] Ezek a hatások megjelenhetnek direkt, illetve indirekt formában is. Az első esetében abban sejtben történik a károsodás, ahol sugárterhelés történt. Míg az indirekt esetben ez nincs így, itt egy bizonyos távolságra a sejttől fog hatás bekövetkezni, amely egy közvetítő közegen a véren keresztül jut el a megfelelő helyre. [29]

Szervezetünk legveszélyeztetettebb része a DNS, amely sugárzások hatására károsodhat, így hosszútávú elváltozásokat okozhat. Meg kell említenünk, hogy az emberi szervezet rendelkezik egyfajta javító mechanizmussal. Előfordul azonban olyan eset, amikor nem tudja helyreállítani a sejtet, így elpusztul. [30][31] Ezeken túl egyéb más tünetek is előfordulhatnak, ilyenek a kromoszóma-rendellenesség, sejtmutáció és a daganatos megbetegedések. [31] A DNS esetében tudunk egy olyan elváltozásról, amely csak ionizáló sugárzás hatására jöhet létre, ez nem más, mint a kettős láncszakadás. Kevésbé súlyos esetekben DNS elváltozások alakulnak ki, amelyek a sejtekre is hatnak, ennek következtében anyagcserezavarokhoz vezetnek. A DNS károsodása legsúlyosabb következménye az, hogy nem csak az adott egyeden, hanem több generációra is hatással lehet, mint örökletes károsodások. A korábban említett javító mechanizmus bizonyos DNS károsodásokat is képes helyreállítani. [1]

A hatásmechanizmus egy másik csoportosítása a küszöbdózison alapszik, ezen szempont szerint két kategória létezik. [32]

Az egyik nagy csoportba az úgynevezett determinisztikus hatások tartoznak. Ebben az esetben egy jól meghatározott küszöbdózist tudunk rendelni a hatás bekövetkezéséhez. Megállapították, hogy a kapott dózis növekedésével, növekszik a hatás súlyossága is. A leggyakoribb hatások közé a bőrsérülések tartoznak. [32] Továbbá léteznek késői determinisztikus hatások, ide soroljuk a tüdőfibrózist és a szemlencsehomályt. [1][30]

A másik csoportba soroljuk a sztochasztikus hatásokat. Ezen esetben nem találunk összefüggést a dózis és a hatás biztos bekövetkezése között. Viszont itt egy olyan összefüggés látszik, hogy a kapott dózis növelésével a hatás bekövetkezésének valószínűsége nő, illetve kis dózis esetében nincs összefüggés a kapott dózis és a létrejövő hatás között. Ezen tünetek a sugárterhelés után hosszabb idővel jelentkeznek. Ide tartoznak a daganatos megbetegedések és a leukémia. [30][32]

2.7 A mért sugárzás bemutatása

Ebben a fejezetben be szeretném mutatni az alfa-sugárzással kapcsolatos ismerteket, kitérve magára a sugárzásra, illetve a sugárzás különböző kölcsönhatásaira az anyaggal.

2.7.1 Alfa-sugárzás

Az alfa-sugárzás az ionizáló sugárzások csoportjába tartozik. Alapvetően a nagy tömegszámmal rendelkező atommagok jellemző bomlása. A folyamat során 2-es rendszámú, 4-es tömegszámú, kétszeresen pozitív töltésű hélium atommag (alfa-részecske) fog kilépni a bomló magból, ezáltal annak rendszáma 2-vel, míg tömegszáma 4-gyel csökken, ezt a következő egyenlet segítségével szemléltethetjük. [2][33][34]



Az alfa-részecske nagy méretű, nagy energiájú, azonban kicsi a hatótávja. Levegőben nagyjából 1-7 cm-t tud megtenni, az energiája összefügg a hatótávolsággal, körülbelül 1 cm utat megtenni képes részecske energiája 1 MeV. Az alfa-sugárzás keletkezését a kvantummechanikában az alagút-effektussal szokás magyarázni. Ahhoz, hogy a magból az alfa-részecske ki tudjon jutni át kell lépnie egy úgynevezett potenciálgáton. Ezt az elméletet Gamow alkotta meg 1928-ban. Azt feltételezték, hogy az atommagban a kilépés előtt is már jelen van az alfa-részecske, csak úgynevezett kvázistacioner állapotban van. A folyamat elején a Coulomb-gát akadályozza meg, hogy a mag bomlani kezdjen. A magban az alfa-részecske egy potenciálgödörben helyezkedik el, ahonnan elvben nem tud kiszökni, azonban azt figyelték meg, hogy adott esetben nagyon kicsi valószínűséggel létrejöhét egy úgynevezett alagút, ahol az alfa-részecske ki tud jutni a magból ezzel bomlást előidézve. A folyamat alapja egy fél-empirikus egyenlet a Geiger-Nuttall

törvény, amely az alfa-részecske élettartamát fejezi ki a felszabaduló energia függvényében. Alapvetően a 200-as tömegszám alatti atommagok Coulomb-gátja 20-25 MeV között alakul, a bomlás során keletkező alfa-részecskéé nagyjából 5 MeV, ezzel is magyarázható, hogy csak a nagy tömegszámú atommagokra jellemző ez a folyamat. [35]

2.7.2 Alfa-sugárzás kölcsönhatása az anyaggal

Az alfa-részecske nagy ionizációs képességgel rendelkezik, általában a levegő részecskéivel képes kölcsönhatásba lépni, amely során néhány 10 000 ionpár jön létre, ezáltal ez a legjelentősebb kölcsönhatása az anyagokkal. [33]

2.8 A sugárzások detektálása

A sugárzások detektálása az anyag és a sugárzás kölcsönhatásán alapszik, amelyeket az előző fejezetekben mutattam be. Sugárzások mérésére alapvetően három fő technikát alkalmaznak, az egyik a gáztöltésű, vannak szcintillációs, illetve félvezető detektorok.

2.8.1 Gáztöltésű detektorok

Ezen esetben az érkező sugárzás ionizálja a detektorban lévő gázmolekulákat, amely hatására szabad elektronok fognak keletkezni, amelyek az anódon kerülnek összegyűjtésre. Ez természetesen függ a feszültségtől. Az alkalmazott feszültség alapján megkülönböztethetünk különböző detektortípusokat, tartományokat. Az első tartomány a rekombináció tartománya, amely során nagyon kevés elektron-ion pár jut el az anódra, így ebben a tartományban nem alkalmazunk detektorokat. Ezután következik az ionizációs kamra tartománya, amely esetében már nagyobb feszültséget alkalmazva az elsődleges ionizációban keletkező ionpárokat fogjuk összegyűjteni és mérni. Ha tovább növeljük a feszültséget juthatunk a proporcionális tartományba, ahol már a másodlagos, harmadlagos ionizációban keletkező töltéshordozókat is összegyűjtjük. Ezután, ha növeljük a feszültséget félproporcionális tartományba jutunk, ahol nem alkalmaznak detektorokat. A Geiger-Müller tartományban az alkalmazott feszültség már relatív igen magas, ezáltal gyakran előfordul az ion és fotonlavina, ezáltal ez a műszer nem energiaszelektív. Ha továbbra is növeljük a feszültséget, akkor a teljes kisülés tartományába jutunk, ahol elromlik a készülék. [1]

2.8.2 Szcintillációs detektorok

Ezen detektorok esetében a fő jelenség maga a szcintilláció, amely fényfelvillanást jelent. A szcintillátor anyagoknak két főbb típusa a szilárd, illetve a folyadék. Az első csoportba tartozók lehetnek szervetlen és szerves anyagok. A szervetlen szcintillátoroknál az elektronszerkezet sávméletében kell keresnünk a fényfelvillanás okát. Továbbá jellemzőjük, hogy szigetelők, valamint ionizáló sugárzás hatására bennük az elektronok a vezetési sávba jutnak, majd elektront, fotont bocsájt ki, miközben visszajut a vezetési sávba. Szerveseknél a működés alapja az összetett molekulák konfigurációi közötti átmenet. [36] A szcintillációs detektorok úgy működnek, hogy az ionizáló sugárzás kölcsönhat a szcintillátor anyagával. Ezen folyamat eredményeképpen fényfoton fog keletkezni. A kilépő fotont a fotokatódra vezetjük, amiből elektronok lépnek ki. Ezután ezeket egy dinódasorra vezetjük, ahol számuk megsokszorozódik, ezután egy fotoanódon leválasztva egy elektromos jelet kapunk. [37][38]

2.8.3 Félvezető detektorok

A félvezető detektorban az ionizáció a félvezető anyagban történik. A félvezető anyagokat, azért alkalmazzák előszeretettel, mert kevesebb energia szükséges ahhoz, hogy töltéshordozókat keltsünk benne. Ennek köszönhetően jobb az energiafelbontásuk a többi detektortípushoz képest. Természetesen, mint minden technikának ennek is vannak hátrányai. Az egyik az, hogy nagyobb áramerősség kell a működésükhöz, mivel a fajlagos vezetőképességük nagy. Ezeken túl nagyobb a hűtésigénye, valamint az esetleges rácshibák bezavarhatnak. [39][40]

2.8.3.1 Atomok sáv szerkezete

A félvezető detektorok működésének az alapja az atomok sáv szerkezete. Ez az elmélet a kvantummechanikán törvényei szerint történik, amely azt mondja ki, hogy az atomok körül keringő elektronok, csak adott energiaszintűek lehetnek. A kristályrácsban az egymáshoz közel eső energiaszinteket sávokként foghatjuk fel. Az anyagokat általában három fő típusra oszthatjuk fel, ezek a vezetők, szigetelők és a félvezetők. [39][40]

Alapvetően mindegyik anyagban található egy vezetési és egy vegyértéksáv. A szigetelő anyagoknál ezen két sáv között található a „tiltott sáv”, amely meglehetősen nagy. A vezető anyagokban viszont ez a két sáv átfedésben van

egymással. Ezáltal az elektronok szabadon vándorolhatnak, vagyis elektromosan vezetnek. [2][39][40]

A félvezető anyagok a legérdekesebbek, mivel képesek bizonyos körülmények között szigetelőkként viselkedni. Ebben az esetben a vezetési sáv üres. Amennyiben valamilyen külső hatás éri őket, akkor a vezetési sávba egy vagy több elektron ugrik, vagyis vezetőként viselkedik. [2][39][40]

Detektorokban a két leggyakrabban alkalmazott félvezető anyagok a szilícium és a germánium. Azonban a kristályrácsaikba beépülhetnek szennyező anyagok. A szennyezők között vannak olyanok, amelyek véletlenül a gyártás során kerülnek a rácsba, míg mások tervezett módon kerülnek bele. A szennyezők szerint két csoportra oszthatjuk a félvezető anyagokat. Léteznek donorok, illetve akceptorok e tekintetben, az előbbi n-típusúnak, míg az utóbbit p-típusúnak nevezzük. [39][40]

Az n-típusú félvezetők esetében öt vegyértékű anyagokat használunk, ilyen lehet a foszfor vagy az arzén. Itt a donor többlet elektronnal rendelkezik, amely a vezetési sávba fog jutni, amellyel növeli az anyag vezetőképességet. [2][39][40]

A p-típusú félvezető anyagoknál három vegyértékű anyagokat alkalmazunk, mint például a bór vagy a gallium. Mivel három vegyértékelektronnal rendelkeznek, így elektronhiány fog fellépni, amely hatásra úgynevezett „lyukak” fognak keletkezni. Ez a tulajdonság a vezetőképesség növekedést fog okozni. [2][39][40]

2.8.3.2 A félvezető detektor működése

Magában a detektorokban van egy p- és egy n-típusú félvezető anyag. Amennyiben érintkeztetjük őket, töltés kiegyenlítődés indul meg és kialakul egy kiürített réteg, ez lesz a detektor érzékeny térfogata. A két oldal között térerő jön létre, amely a kiürített tartomány szélességével egyenesen arányos. Ezek mikroszkopikus folyamatok, kifelé a rendszer semleges elektromosan. Hogyha feszültséget kapcsolunk a rendszerre a kiürített tartomány kiszélesedik. Ezáltal a keletkező töltéshordozókat össze tudjuk gyűjteni. A folyamat során potenciálkülönbség alakul ki a rácsban. [2][39][40]

2.9 A munkám során alkalmazott mérőberendezések

Ebben az alfejezetben szeretném bemutatni az általam a mérésekhez használt műszereket.

2.9.1 AlphaGUARD

Az AlphaGUARD egy professzionális radonmérő készülék, amely egy hordozható eszköz alapvetően, de hálózatról is működtethető. A műszer képes mérni a hőmérsékletet, relatív páratartalmat és a légköri nyomást is. Ha technikai adatokat nézzük a radonmérő egy 0,62 literes ionizációs kamrával rendelkezik, amely alkalmas $2-2\,000\,000\text{ Bq/m}^3$ -es értékig adatot kimutatni. A műszer két üzemmódban képes mérni az egyik a diffúz üzemmód, ahol 10 és 60 percenként, illetve a flow üzemmód, ahol 1 vagy 10 percenként történik mérés. A készülék kiválóan alkalmas talaj, víz és levegőminták vizsgálatára. [41]



6. ábra AlphaGUARD készülék

2.9.2 PIPS félvezető detektor

Az alfa-sugárzás mérésére leggyakrabban felületi záróréteges félvezető detektorokat alkalmaznak. Ezen detektor tulajdonképpen egy nagytisztaságú szilíciumból készült lap, amelyre egy vékony oxidréteget visznek fel. Ez a két réteg fogja biztosítani az n és a p típusú félvezető anyag találkozását, vagyis a p-n átmenetet. A detektor belépő ablaka egy vékony aranyréteg, itt fontos, hogy minél vékonyabb legyen ez a réteg, hiszen az a célunk, hogy az alfa-részecske minél kisebb energiavesztéssel jusson a detektorba. A lap másik oldalára szükséges egy alumínium elektródot csatlakoztatni, majd az arany réteg és az elektród közé záróirányú feszültséget kapcsolva kialakul egy kiürített réteg, amely a detektor

érzékeny térfogata lesz. A PIPS (Passivated Implanted Planar Silicon) detektorok esetében a belépő ablak egy úgynevezett implantált réteg, amely sokkal ellenállóbbá teszi a detektort. [42]



7. ábra PIPS félvezető detektor

3. Mecseki túraútvonalak radiológiai felmérése

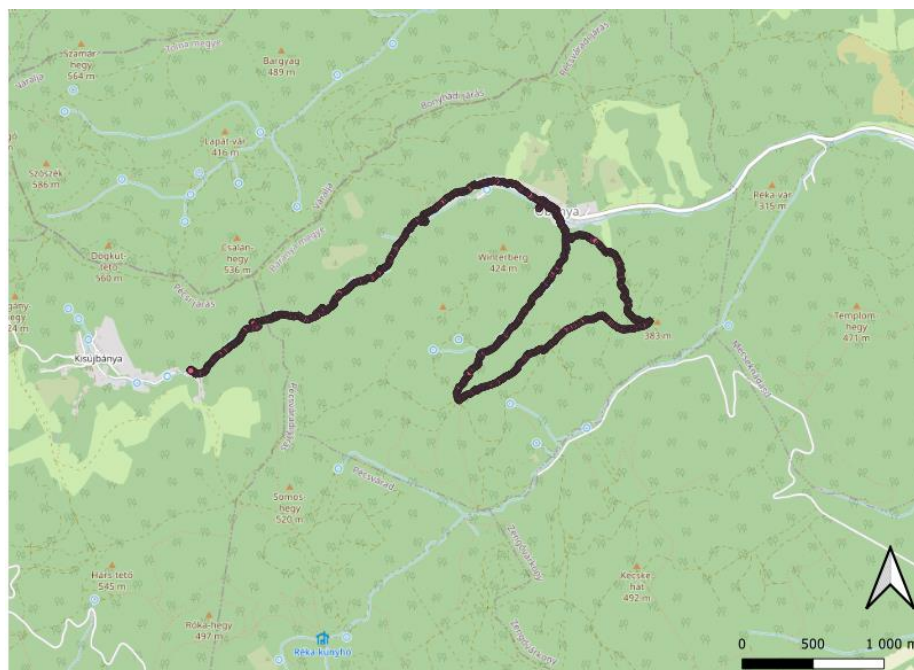
Ebben a fejezetben be szeretném mutatni a mérési feladat megvalósítását, kitérve a kapcsolódó vizsgálatokra, gyakorlatokra, továbbá a mintavétel helyszíneire. Valamint ebben a részben kerül szemléltetésre a radon, valamint a polónium meghatározás eredményei és a kiértékelési lépéseik. [43]

3.1 Mérési helyszínek és mintavétel

A TDK dolgozatomra támaszkodva, az ott vizsgált két mecseki túraútvonal elemzését folytattam. A két útvonal a Mecsek keleti és a nyugati oldalán találhatóak meg. Óbánya a Kelet-Mecsek tájegységhez tartozik, itt semmilyen jelentős ipari tevékenység nem folyt az utóbbi években. A másik túra Kővágószőlős határában húzódik. A választás alapját az adta, hogy a településtől közelében az egykori mecseki uránbánya egyik bányaüzeme működött. Az útvonalakat végigjárva gyűjtöttem talajmintákat, valamint forrásvízmintákat. A Nyugati-Mecsek esetében Cserkút és Kővágószőlős településekről származtak a forrásvizek. [43]

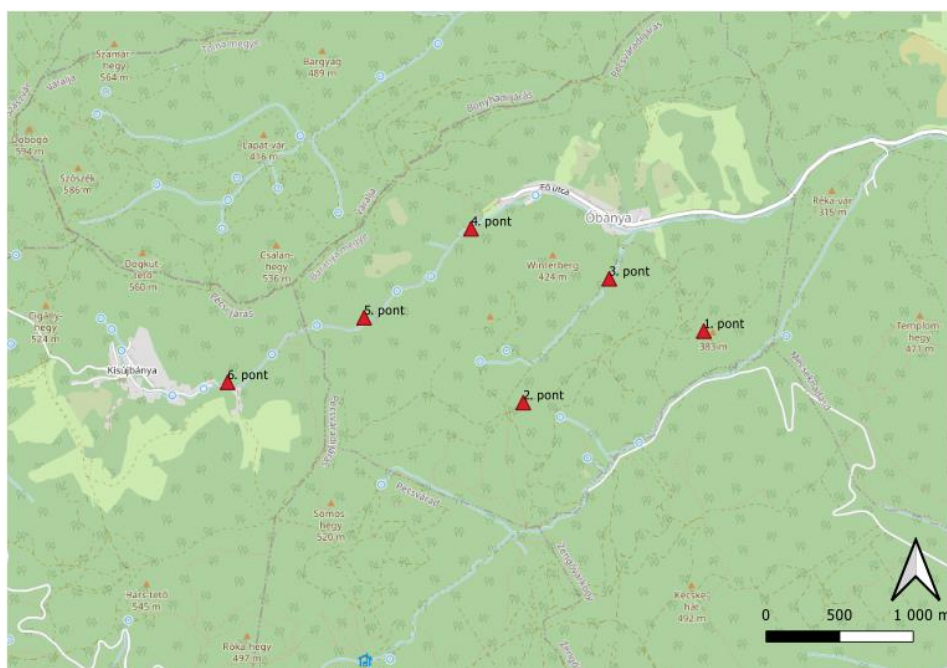
3.1.1 A Keleti-Mecsek üvegtermő erdőségei

A túraútvonalon a talajmintákat március 14-én kora tavasszal vettem. A forrásvizeket ősszel. Óbánya település régebben az üveggészítő meseterekről volt híres, ezáltal sokféle üvegedény készült itt. Ezeket a helyi borászat használta fel előszeretettel. A túra nyugatról keleti irányba halad a célállomás Kisújbánya, maga a séta során főbb látványosságokat érintünk, mint például a Ferde-vízesés vagy a Csepegő-szikla. Azért ezt választottam, mivel a MOL Természetjáró applikációja szerint ez egy kedvelt célpont. Kőzetet alapvetően a mészkő határozza meg. A térségben jelentős volt korábban a kerámiaipar, mivel sok helyen agyagos a talaj. A túra hossza 10,4 km volt. Az útvonalat módosítottan jártam be, mivel egy helyen eltévedtem. A következő térképen (**8. ábra**) láthatjuk a bejárt túraútvonalat. [43]



8. ábra Óbányai módosított túraútvonal, forrás: [43]

A túra során összesen 6 pontban vettem talajmintákat. Forrásvizek két, az útvonal menetén megtalálható forrásból származnak. A talajminták esetében 1,5 km-ként történt mintavétel. A mintagyűjtési pontokat a következő térképen (9. ábra) láthatjuk. [43]



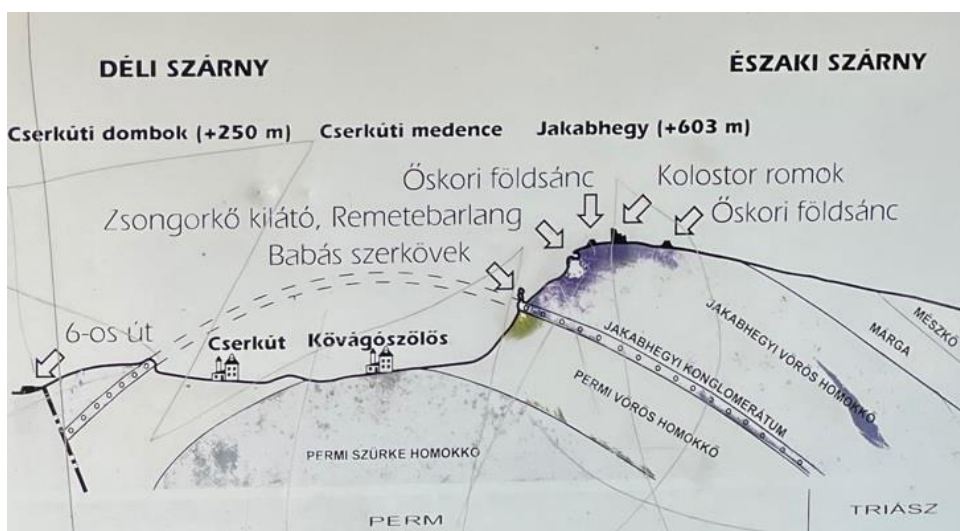
9. ábra A túra alatti mintavételi helyek, forrás: [43]

3.1.2 A kitárulkozó hegy belsejében, földtani séta a Jakab-hegyen

A második túrára nyár elején került sor. A terület alapkőzete alsó-triász korú vörös homokkőre, ezáltal kiválóan alkalmas volt az uránbányászatra, ugyanis gyakran az urántelegek ilyen kőzetekben jelennek meg. A homokkő felső réteg triász kori üledéket rejt. Tovább vizsgálva a rétegeket azt mondhatjuk, hogy perm kori szürke és vörös homokkőből állnak. A kréta időszakban a perm kori és a triász rétegek között gyűrődés játszódott le. A rétegrendet a következő térképen (10. ábra, 11. ábra) láthatjuk. [43]

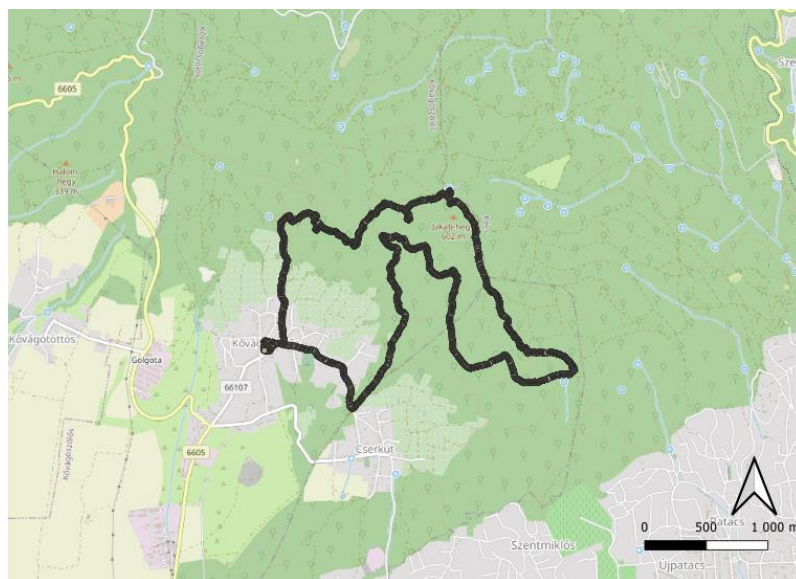


10. ábra Nyugat-Mecsek vázlatos földtani térképe, forrás: [43]



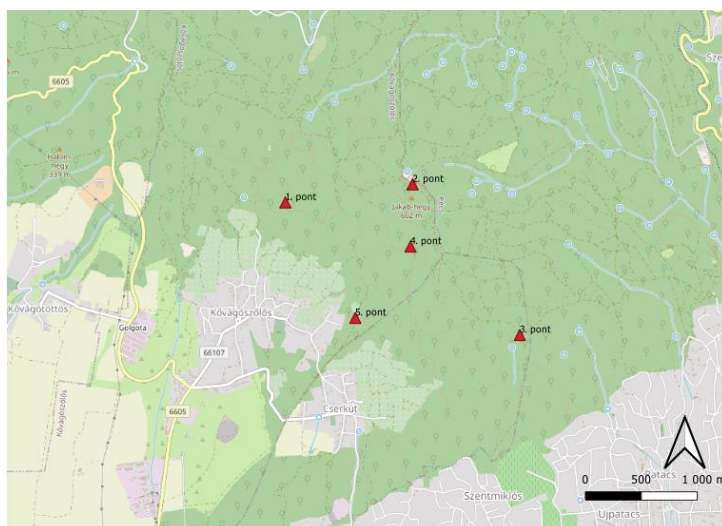
11. ábra Földtani szelvény a Jakab-hegytől a cserkúti dombokig, forrás: [43]

Az bejárt útvonal 11 km hosszú volt. Ezúttal nem tévedtem el, így a MOL Természetjáró applikációjában jelzett túrát (**12. ábra**) jártam be. [43]



12. ábra Kővágószőlős túraútvonal, forrás: [43]

A bejárása során összesen 5 pontban vettem talajmintákat, illetve a forrásvízminták Cserkútról és Kővágószőlős településekről származtak, mivel a túra mentén nincs vízfolyás. Így 2 km-ként vettem mintát. A mérőpontok a következő térképen (**13. ábra**) láthatóak.



13. ábra Kővágószőlős mintavételi helyek, forrás: [43]

3.1.3 Mintavételi eszközök

A talajt házi eszközökkel gyűjtöttem, a mintavétel szabályait betartottam. Ezen eszközöket a következő képen (14. ábra) láthatjuk. [43]



14. ábra Mintavételi eszközök, forrás: [43]

Az ásást spatula segítségével kezdtem meg, a talaj további lazítását csavarhúzóval hajtottam végre, majd a kanál a talajminták vettem. A talajok körülbelül 10 cm-es mélységből származtak. A következő kép (15. ábra) egy mintavételi gödröt szemléltet. [43]



15. ábra Talajmintavételi gödör, forrás: [43]

A forrásvízmintákat PET palackokba gyűjtöttem a mintavétel szabályait követve. Az edényzetet háromszor átmostam a vízzel, majd begyűjtöttem azokat. [43]

3.2 Elvégzett mérések bemutatása

Ebben az alfejezetben bemutatom az elvégzett mérések lépéseit, képekkel illusztrálom a mozzanatokot. [43]

3.2.1 Radonexhalációs akkumulációs kamra készítése

A gyakorlat megkezdése előtt elkészítettem egy új akkumulációs kamrát. Ehhez első körben egy fémfedőt kellett átfúrni (**16. ábra**) a csapok méretének megfelelően.

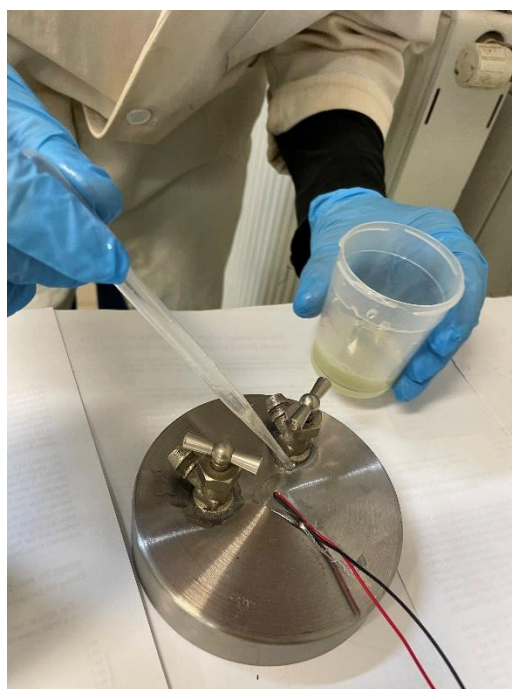


16. ábra A fém fedő átfúrása

Miután ezt elvégeztem következett a ragasztás fázisa (**17. ábra**, **18. ábra**), amihez epoxi gyantát használtam, amely itt szigetelési feladatokat is ellát.



17. ábra A csapok ragasztása 1.



18. ábra A csapok ragasztása 2.

A csapok beragasztása után a ventilátort is rögzítettem (**19. ábra**) a fedőhöz, ehhez normál ragasztót használtam, amely fémeknél is alkalmazható.



19. ábra A ventilátor ragasztása

Miután megszáradt a ragasztás következett a ventilátor vezetékének forrasztása (20. ábra), hogy azt áramforrásra lehessen kapcsolni a mérés folyamán.



20. ábra A vezeték forrasztása

3.2.2 Radonemanáció és -exhaláció meghatározása talajmintákból

3.2.2.1 Mintaelőkészítés

A mérés elején a talajmintákat tömegállandóságig szárítottam 60 °C-on. (21. ábra).

A forrásvizek esetében az algásodás, illetve egyéb kiválások elkerülése végett tömény sósavat adtam. [43]



21. ábra Minta a szárítószekrény után, forrás: [43]

3.2.2.2 *Mintafeldolgozás*

A kiszáradt talajmintát porcelán mozsárban törő segítségével porítottam. A nagyobb köveket és egyéb idegen elemeket eltávolítottam. A finomra őrült talajt átszitáltam (22. ábra). [43]



22. ábra Talajminta szitálása, forrás: [43]

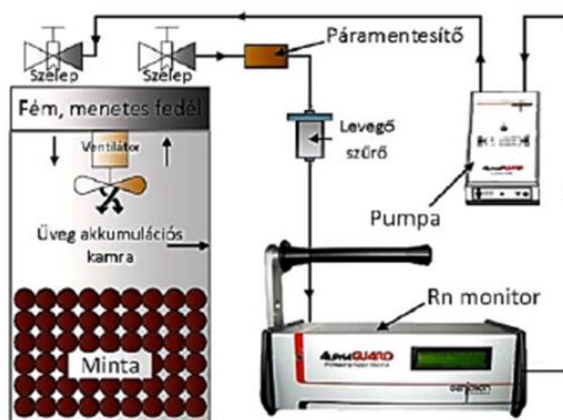
3.2.2.3 *A mérés leírása*

A mintafeldolgozást követően akkumulációs kamrákba töltöttem a talajokat, majd a pontos tömegeket feljegyeztem. Ezután légmentesen lezártam azt, a biztonság kedvéért plusz szigetelőszalag réteget is alkalmaztam az összeillesztéseknél. Ezután kinyitottam mindkét csapot a fedőn. Az egyik ágra N_2 gázpalackot kapcsoltem és átlevegőztettem a mintát nagyjából 2-3 perc időtartamig, majd lezártam a szelepeket és pihentetni tettem 3-4 napra. (23. ábra)



23. ábra Talajminta az akkumulációs kamrában

Ezen időtartam letelte után összeállítottam a méréshez szükséges berendezést. Magát a vizsgálatot a korábban említett AlphaGUARD radonmonitorral végeztem. Szükséges a csatlakozó kábeleket egy feszültségforrásra csatlakoztatni, hogy a beépített ventilátort működtetni tudjuk. A következő képen a mérőrendszer látható.

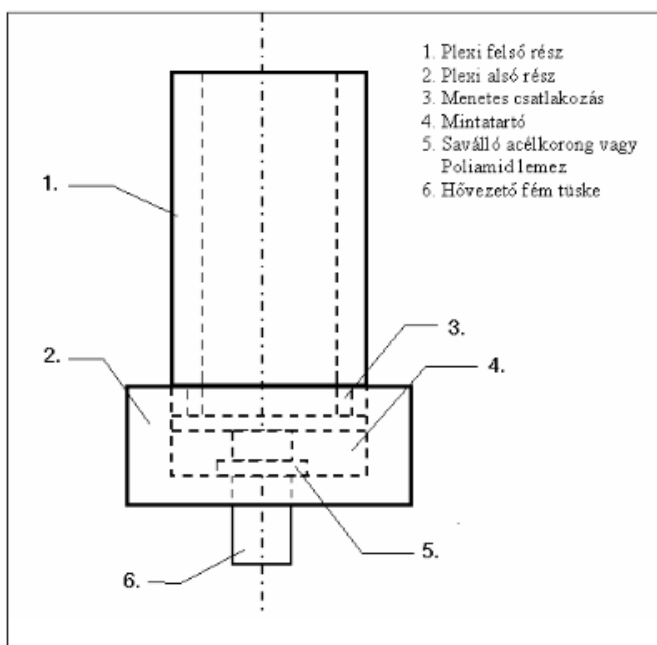


24. ábra Radon mérés mérőberendezésének sematikus ábrája, forrás: [44]

A megvalósítás úgy történt, hogy beállítottam flow üzemmódba a készüléket és 15 percen keresztül üzemeltettem a pumpát, majd lekapcsoltam azt. Továbbá 10 percenkénti adatkijelzést állítottam be és addig írtam fel az adatokat, amíg 3 egymáshoz közel eső értéket nem kaptam. A mérések között átszellőztettem a mintát, valamint minden esetben felvettem a háttér értékét.

3.2.3 Vízminta polónium tartalmának meghatározása

Ennél a mérésnél is a lesavazott forrásvíz mintából kivettem 1 litert egy főzőpohárba, amihez 1 ml ismert aktivitású úgynevezett Po-209 tracert adtam, majd villanyrezsó segítségével 5 ml-es mennyiségig pároltam be. Ezután 10 ml 10 M-os sósav oldatot adtam hozzá, majd egy 100 cm³-es mérőlombikban oldatot készítettem belőle. Majd következett a spontán depozíció fázisa. Ennek az az elve, hogy a gyengén sósavas oldat esetében a Po⁴⁺ ionok leválnak a pozitívabb redoxpotenciálú fémekre. [45] A mérés során nikkeltartalmú saválló acéllemezt alkalmaztam erre a célra. Ezen lemezek fóliával vannak ellátva, amit el kell távolítani, aztán aceton segítségével le kell tisztítani. Ezen lépés után behelyeztem a készülékbe a fémlapot, majd 50 ml mintát tettem rá, majd aszkorbinsavat adtam az oldathoz a Fe(III) ionok zavaró hatásának kiküszöbölésére. Majd 3 órán keresztül keverés mellett 80 °C-os vízfürdőbe helyezve végeztem a depozíciót. A mintát kivettem a készülékből, desztillált vízzel megmostam majd száradni hagytam, miután megszáradt a PIPS félvezető detektor segítségével megmértem a mintát. Záró lépésként pedig a kapott spektrumokat kiértékeltem. A fentebb említett depozíciós készüléket a következő ábrán láthatjuk.



25. ábra Depozíciós készülék sematikus képe, forrás: [45]

3.3 Elvégzett számítások

Ebben az alfejezetben ismertetem a számításaim menetét egy-egy példán keresztül bemutatva.

3.3.1 Radonemanáció és -exhaláció meghatározása talajmintákból

A kiértékelést a kővágószőlősi 2-es mintavételi pontra mutatom be. A következő táblázatban láthatjuk az adatait.

4. táblázat A minta adatai

Minta ID	K2
Minta elzárása	2022.10.18 15:34
Minta mérése	2022.10.21 8:51
Minta tömege [g]	209,64
Minta Ra-226 [Bq/kg]	75,47
Rn-222 [Bq/m ³]	
	325
	287
	374
Átlag	328,67
Háttér (H)	38
H-val korrigált	290,67

Bomláskorrekciós faktor meghatározása:

$$t_{akk} = 65,28 \text{ h}$$

$$T_{1/2} = 3,824 \text{ nap} = 91,8 \text{ h}$$

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = \frac{\ln 2}{91,8 \text{ h}} = 0,00755 \text{ 1/h}$$

$$K = \frac{1 - e^{-\lambda * t_{akk}}}{\lambda * t_{akk}}$$

$$K = \frac{1 - e^{-0,00755 \text{ 1/h} * 65,28 \text{ h}}}{0,00755 \frac{1}{h} * 65,28 \text{ h}} = \mathbf{0,79}$$

Exhaláció meghatározása:

Első lépésként átlagoltam a kapott értékeket, illetve a háttérrel korrigáltam, ez lett 290,67 Bq/m³.

$$V = 1,49 \text{ dm}^3 = 0,00149 \text{ m}^3$$

$$1 \text{ m}^3 \rightarrow 290,67 \text{ Bq}$$

$$0,00149 \text{ m}^3 \rightarrow x \text{ Bq}$$

$$x = 0,433 \text{ Bq}$$

Ez az érték lett a ΔA érték.

$$E = \frac{\Delta A}{K * m * t_{akk}} * 1000$$

$$E = \frac{0,433 \text{ Bq}}{0,79 * 0,2096 \text{ kg} * 65,28 \text{ h}} * 1000 = 40,08 \frac{\text{mBq}}{\text{kg} * \text{h}}$$

Emanációs tényező meghatározása:

$$A_{\text{Ra-226}} = 75,47 \text{ Bq/kg} = 75470 \text{ mBq/kg}$$

$$t_e = 27 \text{ nap} = 648 \text{ h}$$

$$K_e = 0,4$$

$$\varepsilon = \frac{A_{\text{Rn-222}}}{A_{\text{Ra-226}}} = \frac{E * t_e * K_e}{A_{\text{Ra-226}}} = \frac{40,08 \frac{\text{mBq}}{\text{kg} * \text{h}} * 648 \text{ h} * 0,4}{75470 \text{ mBq/kg}} = 0,1377$$

3.3.2 Forrásvízminta polónium tartalmának meghatározása és sugárterhelés becslése

A mintához adott tracer (Po-209) adatai:

Gyártás dátuma: 2005.12.21.

Alkalmazás dátuma: 2022.11.04.

$$C_{T0} = 0,0438 \text{ Bq/g}$$

$$\lambda_{\text{tracer}} = 7,78 * 10^{-7} \text{ 1/h}$$

$$t_{\text{tracer}} = 147888 \text{ h}$$

Ezen értékekből kiszámoltam a mérés idejére a tracer aktivitáskoncentrációját. A kiszámítás menetét a **kővágószőlősi mintára** mutatom be.

$$C_T = 0,0438 \text{ Bq/g} * e^{-7,78 * 10^{-7} \text{ 1/h} * 147888 \text{ h}} = 0,0391 \text{ Bq/g}$$

Ezek után meghatároztam, hogy a mintához adott tracer milyen aktivitással van jelen.

$$m_T = 1 \text{ g}$$

$$A_T = 0,0391 \text{ Bq/g} * 1 \text{ g} = 0,0391 \text{ Bq}$$

Ezután az egyes polónium izotópokra megállapítottam a beütésszám értékeket.

5. táblázat Csúcs alatti terület értékek

Kővágószőlős	Csúcs alatti terület
Po-209	71
Po-209 háttér	0
Po-210	52
Po-210 háttér	46

6. táblázat A mérési idők

Kővágószőlős	Mérési idő [s]
Po-209	80 000
Po-209 háttér	200 000
Po-210	80 000
Po-210 háttér	200 000

$$r_{gT} = \frac{71}{80000 \text{ s}} = 0,00089 \text{ cps}$$

A többi esetben is így jártam el a beütésszámokkal. Az értékekből készítettem egy táblázatot is.

7. táblázat Számított beütésszám értékek

Kővágószőlős	Beütésszám [cps]
Po-209	0,00089
Po-209 háttér	0
Po-210	0,00065
Po-210 háttér	0,00023

Ezen értékek felhasználásával megállapítható a minta Po-210 tartalma.

$$m_{\text{minta}} = 0,872 \text{ kg}$$

$$c_A = \frac{(0,00065 \text{ cps} - 0,00023 \text{ cps}) * 0,0391 \text{ Bq}}{(0,00089 \text{ cps} - 0 \text{ cps}) * 0,8718 \text{ kg}} \\ = 0,02121 \text{ Bq/kg} = 2,121 \text{ mBq/kg}$$

Az aktivitás koncentráció értékekből becsült éves effektív dózist határoztam meg.

K (dóziskonverziós érték) = $1,2 \cdot 10^{-6}$ Sv/Bq [46]

Vízfogyasztás = $2 \text{ dm}^3/\text{nap}$

Fogyasztás ideje = 365 nap

$$E = 1,2 \cdot 10^{-6} \cdot 2 \text{ dm}^3/\text{nap} \cdot 0,021 \text{ Bq/kg} \cdot 365 \text{ nap} = 18,58 \text{ } \mu\text{Sv}/\text{év}$$

A többi minta esetében is hasonlóképpen jártam el.

4. Eredmények

Ebben a fejezetben be szeretném mutatni a mérésből származó adatok elemzését és értékelését, valamint a két terület összehasonlítását. Az adatok kiértékelését diagramok segítségével fogom szemléltetni.

4.1 Előzmények a gamma-spektrometria mérésből

A Tudományos Diákköri Konferenciára készült dolgozatomban gamma-spektrometriai mérést végeztem. Ennek eredményeit szeretném röviden összefoglalni ebben az alfejezetben. Alapvetően az általam bejárt két túraútvonalról származó talaj és mohamintákat hasonlítottam össze, mind a földkéregben leggyakoribb izotópok, mind Cs-137 tekintetében. A talajmintáknál földkérgi radionuklidok esetében a kővágószőlősi útvonalon magasabb értékeket mértem, ami az eltérő kőzet és talajtípusra vezethető vissza. Továbbá a két terület lejtőszöge is eltér. A Jakab-hegy körzetében nagyobb ez az érték, így az eróziós folyamatok is nagyobb mértékűek a területen. A talajminták mesterséges forrásból származó Cs-137 aktivitáskoncentráció mért adatai vizsgálva szintén Kővágószőlősnél voltak nagyobb értékek, amely adódhat a terület eltérő széljárásától, csapadékmennyiségétől, de a talajtípus is befolyással lehet erre. Ezután a mohaminták esetében is hasonló szempontok szerint végeztem összehasonlítást a két útvonal tekintetében. A mohamintáknál azt tapasztaltam Óbányán, hogy kiugrás tapasztalható a Th-232 izotóp tekintetében. Ezen eltérés adódhatott az adott területen megjelenő mohafajokból is, amelynek morfológiája eltér, így több izotópot képesek akkumulálni. Ugyanakkor a többi növényvel „vívott” versengés is befolyással lehet a nagyobb mértékű radionuklid felvételre. A mohaminták Cs-137 aktivitáskoncentrációját vizsgálva elmondhatjuk, hogy a kővágószőlősi túraútvonalon mértem nagyobb értékeket. A következő táblázatban

összehasonlítást láthatunk az általam számított átlagértékek és a magyarországi, illetve világátlag tekintetében. A táblázatban szereplő adatok Bq/kg egységben szerepelnek. [43]

8. táblázat Átlagértékek összehasonlítása, forrás: [43]

Izotóp	Világ	Magyarország	Óbánya talaj	Kővágószőlős talaj
K-40	420	370	486,55	869,33
Th-232	45	28	55,52	55,56
Ra-226	33	29	35,46	35,06

A táblázat alapján megállapítható, hogy a mért értékek összemérhetőek a világ és magyarországi átlaggal.

Továbbá egy orosz tanulmánnyal hasonlítottam össze a mohaminták számított átlagértékeit. Amelyet a következő táblázatban láthatunk.

9. táblázat Átlagértékek összehasonlítás egy orosz tanulmánnyal, forrás: [43]

Izotóp	Orosz tanulmány	Óbánya moha	Kővágószőlős moha
K-40	850	218,85	671,31
Th-232	130	291,38	101,72
Ra-226	190	60,07	42,77

Ezen adatok vizsgálva elmondhatjuk, hogy Th-232 izotópnál találtam kiugrást, amely a korábban említett eltérő növényborítottságra vezethető vissza.

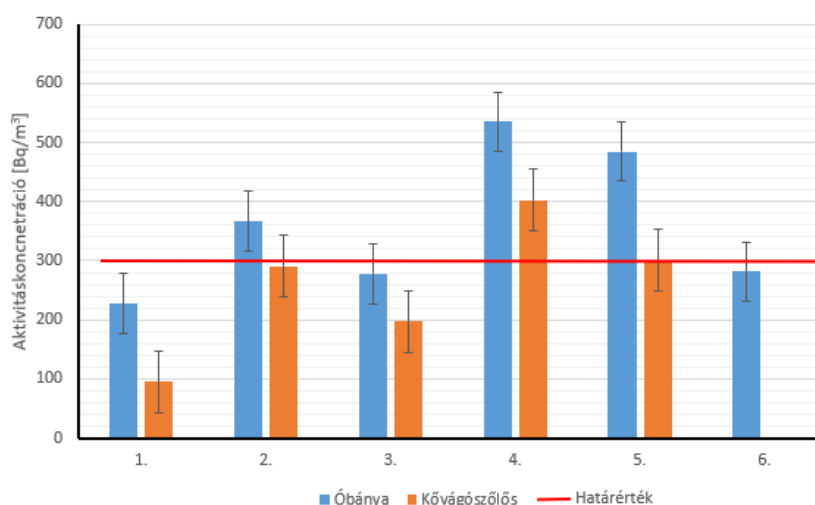
Korábbi munkám összegzéseként elmondhatjuk, hogy a mért és számított értékek alapján az óbányai talajmintákban K-40 izotópra átlagosan 486,55 Bq/kg, Th-232 esetében 55,52 Bq/kg, illetve Ra-226-nál 35,46 Bq/kg érték adódik. A kővágószőlősi talajmintánál K-40 izotópra 869,33 Bq/kg, Th-232 tartalma 55,56 Bq/kg, míg Ra-226 tartalma 35,06 Bq/kg-nak adódik. Mohamintáknál K-40 izotópra 218,85 Bq/kg és 671,31 Bq/kg, Th-232-ra 291,38 Bq/kg és 101,72 Bq/kg, valamint Ra-226-ra 60,07 Bq/kg és 42,77 Bq/kg aktivitáskoncentráció értékek adódnak. [43]

Ezen adatok adtak alapot a jelen dolgozatomban elvégzett mérésekhez, amelyeknél felhasználtam a mért Ra-226 adatokat. Ezek az eredmények lehetőséget adtak az

Rn-222 értékek kiszámításához. Valamint izotópspecifikus Po-210 vizsgálatot is végeztem.

4.2 Radonemanáció és -exhaláció meghatározása talajmintákból

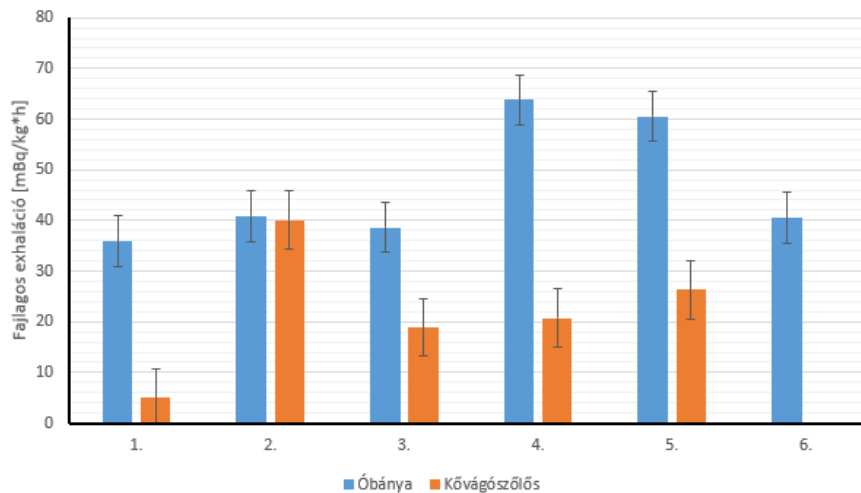
A korábbi Ra-226 mérési eredményeket felhasználva kiszámolhatóvá váltak az emanációs tényezők. Az itt megjelenő eredményeknél külön diagramon fogom ábrázolni az általam számított további aktivitáskoncentrációkat, valamint fajlagos exhalációs értékeket, végezetül összehasonlítom a két terület összaktivitáskoncentrációit. Az alábbi diagramon (26. ábra) láthatjuk a mért radon aktivitáskoncentrációkat.



26. ábra Radon aktivitáskoncentráció értékek

Piros vonallal jelöltem a 300 Bq/m³-es szintet, amely az IBSS ajánlásban és a magyar jogszabályokban is megjelenő határérték munkahelyekre, illetve lakóhelyekre. Az adatokat vizsgálva azt látjuk, hogy Óbányánál rendre magasabb értékeket tapasztaltam, ez betudható az eltérő talaj, illetve kőzettípusnak. Ha az óbányai mintákat vizsgáljuk, elmondhatjuk, ha ezeket a talajmintákat építőanyagként használnánk, akkor 3 esetben tapasztalnánk határérték túllépést, azonban ez Kővágószőlősen nincs így, mivel ott csak egy esetben láthatunk túllépést. Ennek oka lehet a nagyobb lejtőszög a területen, ezáltal az eróziós folyamatok is jobban jelentkeznék. Valószínűleg ezen folyamat révén jobban porladnak a kőzetek, így kevésbé jelentkezik a talajban már a radon.

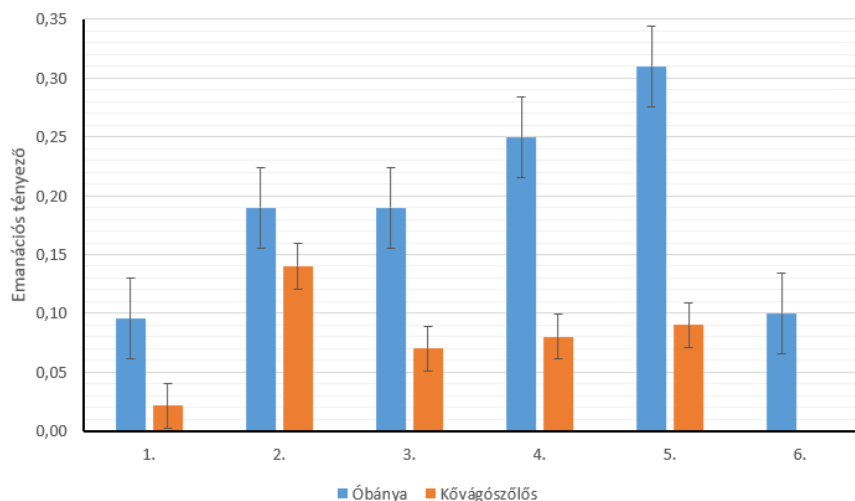
Mindezek után fajlagos exhalációt számoltam, amelyet szintén diagramon (27. ábra) ábrázoltam.



27. ábra Fajlagos exhalációs értékek

A függőleges tengelyen láthatjuk a fajlagos exhalációs értéket mBq/kg*h egységben. A számított értékek alapján látszik, hogy az óbányai mintáknál nagyjából kétszer olyan könnyen jut ki a radon a talaj pórusaiból, mint Kővágószőlős esetében. Itt érdemes megemlíteni, hogy Óbányán jellemzően agyagbemosódásos barna erdőtalaj található meg, mészkő alapon, addig Kővágószőlős térségében szintén barna erdőtalaj van jelen, de homokkő alapkőzetten. [43]

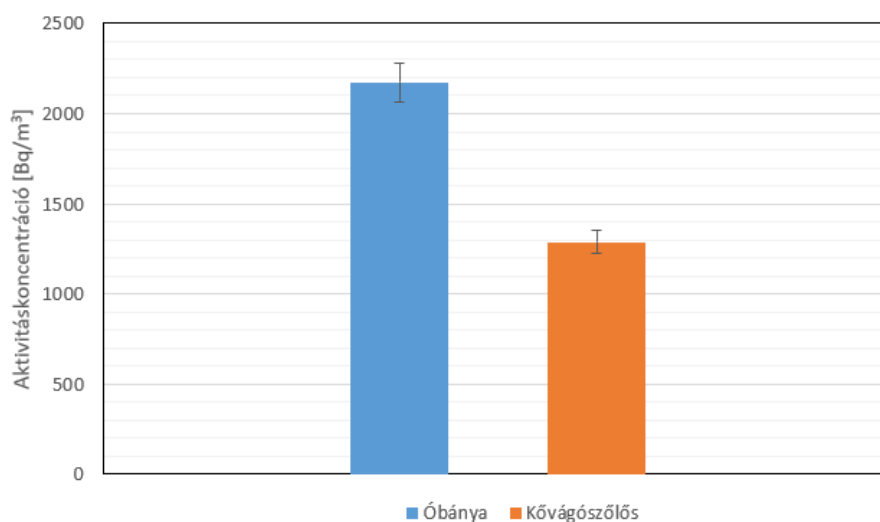
Ennek kiszámítása után, megállapítottam az emanációs tényezőket is az egyes mintákban. A számított értékeket a következő ábrán (28. ábra) szemléltetem.



28. ábra Emanációs tényező értékek

Ebben az esetben az Y tengelyen az emanációs faktor értékeit ábrázoltam. Itt az előzőkkel egyezően láthatjuk, hogy az óbányai talajszemcsékből hozzávetőlegesen kétszer, de adott esetben háromszor annyira könnyen tud kijutni bomlás során a radon a talaj pórusaiba, mint Kővágószőlősnél.

Ezek után készítettem egy összehasonlító diagramot (29. ábra) is a két területről, ahol az összes mintavételi ponton mért aktivitáskoncentráció értékeket összegeztem.

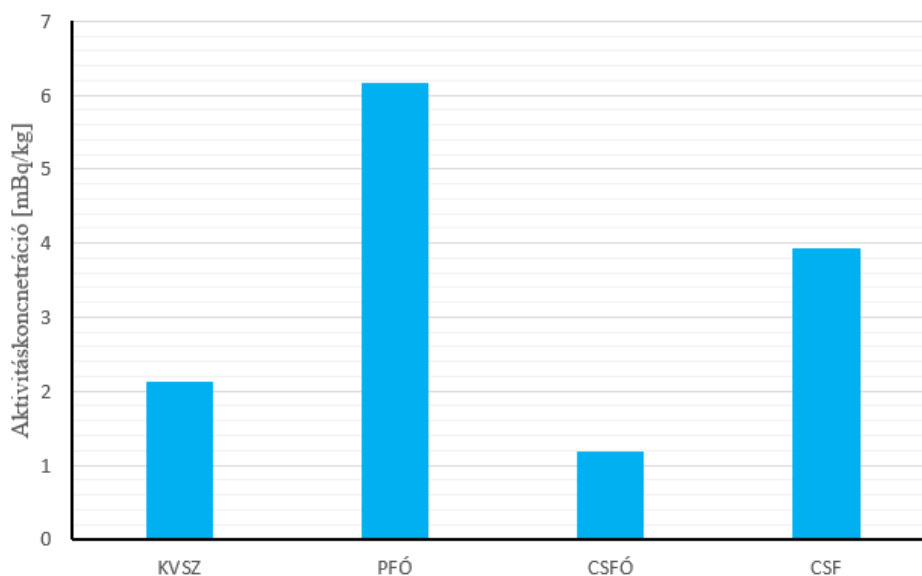


29. ábra A két terület összehasonlítása radon aktivitáskoncentráció tekintetében

Az ábráról egyértelműen leolvasható, hogy Óbányánál sokkal nagyobb radon koncentrációval kell számolnunk, mint Kővágószőlősn.

4.3 Forrásvízminta polónium tartalmának meghatározása és sugárterhelés becslése

A két területről származó forrásvíz mintákat Po-210-es izotóp tekintetében vizsgáltam. A számított eredményekből diagramot (30. ábra) készítettem, amelyeken összesen négy forrást szemléltetnek. Az ábra Y tengelyén láthatjuk az aktivitáskoncentráció értékeket mBq/kg egységben. Az X tengelyen a KVSZ jelölés jelzi Kővágószőlőst, a PFÓ a Pataki-forrást, CSFÓ a Csúszós-forrást, ezen két forrás Óbánya közelében található, illetve CSF a Cserkúti-forrást jelöli.

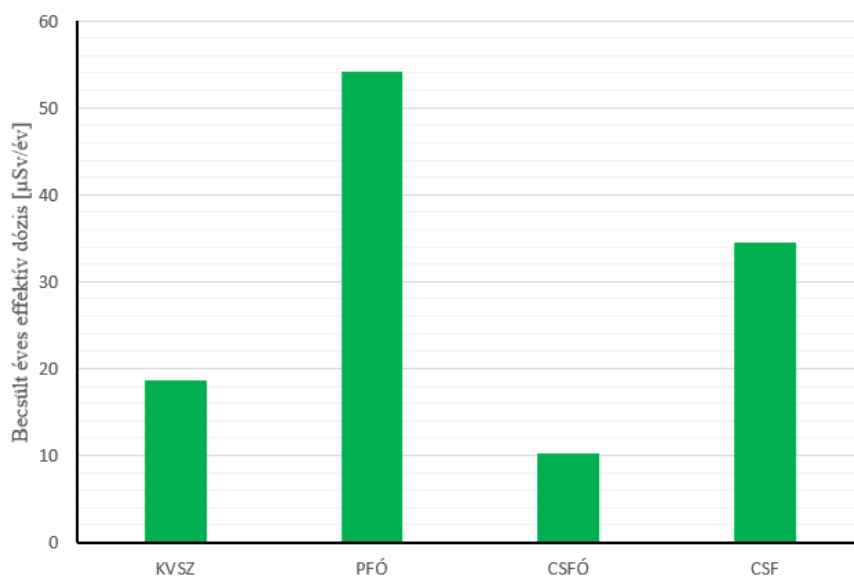


30. ábra Po-210 aktivitáskoncentráció értékek

Ha az értékeket vizsgáljuk láthatjuk, hogy rendkívül alacsonyak, hozzávetőlegesen 1,2 és 6,2 mBq/kg közöttiek. A 2010-es évben a Balaton-Felvidék 30 forrását mérte fel egy tanulmány, ott Po-210 izotópra átlagosan 2 és 15,2 mBq/kg-os értékek voltak a jellemzők. [46] Ezáltal elmondhatjuk, hogy az eredmények összemérhetőek ezen tanulmánnyal, valamint a finnországi vízművekből származó vízminták esetén tapasztalt értékekkel.

Ezen aktivitáskoncentrációkat felhasználva kiszámoltam a becsült éves effektív dózisokat, ahol azt vizsgáltam, hogyha valaki egész évben, azaz 365 napon keresztül ezen forrásvizekből fogyaszt napi két litert milyen hatásokkal számolhat radiológiai szempontból. Valamint választ kaphatunk arra is, hogy mennyire volt hatékony a rekultiváció az uránbánya közelében. A kapott dózisokat a következő

ábra (31. ábra) mutatja be, amely Y tengelyén $\mu\text{Sv}/\text{év}$ egységben láthatjuk az eredményeket.



31. ábra Becsült éves effektív dózis értékek

Ha a diagramot elemezzük elmondhatjuk, hogy alacsony értékeket kaptam. A legnagyobb eredmény a Pataki-forrás esetében adódott ott $54,1 \mu\text{Sv}/\text{év}$ volt az effektív dózis. Ahhoz, hogy megértsük, hogy ezen értékek valóban nagyon alacsonyak, meg kell említenünk, hogy a lakosság mesterséges forrásokból egy év alatt 1 mSv -et kaphat a 2/2022 (IV. 29.) OAH rendelet szerint. Az általam megállapított dózisértékek ennek közel az ezred része, tehát elmondható, hogy ezen vizek fogyasztása nem jár többletsugárterheléssel, valamint a rekultiváció is megfelelő volt a területen.

5. Összefoglalás

Az embert élet során folyamatosan éri sugárzás, amelynek több forrása is ismeretes. A dolgozatomban irodalmi összefoglaló gyanánt megvizsgáltam első körben a témához kapcsolódó alapfogalmakat. Illetve összefoglalót adtam a sugárzások forrásairól is. Ezek után bemutattam, hogy mely ipari tevékenységeket érdemes figyelnünk radiológiai szempontból, valamint kitértem a mérés technikával kapcsolatos témakörökre is.

A gyakorlati részében ismertettem a két túraútvonallal kapcsolatos tudnivalókat. Ezeken túl részletesen bemutattam az elvégzett gyakorlatokat, méréseket, külön

kiemelve a radon-exhalációs méréshez szükséges akkumulációs cellát elkészítésének lépéseit, amelyet én magam készítettem. Ezáltal én tapasztalatot, gyakorlatot szereztem, a tanszék pedig gazdagodott egy újabb mérőeszközzel. Végezetül értékeltem a kapott eredményeket.

Összefoglalóan elmondhatjuk, hogy a mérések nem mutattak ki semmilyen olyan jellegű eltérést, vagy anomáliát, ami miatt aggódnunk kellene. A mért értékek összevehetőek voltak más tanulmányok esetén tapasztaltakkal, így ilyen módon nem mutat eltéréseket a Mecsek sem. A megállapított sugárterhelési eredmények eltörpülnek a lakosságra megállapított határértékek mellett, tehát teljes biztonsággal ajánlhatóak radiológiai szempontból ezen forrásvizek fogyasztása. A radon esetében sem volt mérhető problémát jelentő aktivitáskoncentráció érték.

Végkonklúzióként azt a következtetést vonhatjuk le a TDK dolgozat eredményeire is támaszkodva, hogy bátran ajánlható szabadidős tevékenység ezen a területen a túrázás. Az egészségünkön és közérzetünkön sokat javíthat a szabadban eltöltött idő.

Irodalomjegyzék

- [1] Benkő Zs. I., Csővári M., Divós F., Kovács T., Pátzay Gy., Raics P., Somlai J., Várhegyi A. (2011) Sugárvédelem. Veszprém, Pannon Egyetem Környezetmérnöki Intézet, Interneten (2022. 07. 13.): <https://tudastar.mk.uni-pannon.hu/anyagok/14-sugvedelem.pdf>
- [2] Dr. Csordás Anita, Pannon Egyetem, Radioökológia órai diasor
- [3] Dr. Kanyár Béla, Ionizáló sugárzások dozimetriája, SE Sugárvédelmi Szolgálat (2005. márc.) 3-6. oldal, Interneten (2022. 07. 16.): <http://atomfizika.elte.hu/magfiz/sug/PIL/IonSugDoz.pdf>
- [4] 2/2022. (IV.29.) OAH rendelet az ionizáló sugárzás elleni védelemről és a kapcsolódó engedélyezési, jelentési és ellenőrzési rendszerről. Letöltés dátuma: 2022. 07. 16., Interneten: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a2200002.oah>
- [5] Györfi T. (2015.). Környezetünk sugárzásai. Gradus, Vol 2, No 2 257-262. Interneten (2022. 08. 01.): http://real.mtak.hu/110666/1/2015_2_AGR_007_Gyorfi.pdf
- [6] Radiokémiai és radioökológiai laboratóriumi gyakorlatok (2020.), Építőanyagok radiológiai minősítése (radonemanáció és exhaláció, I-index meghatározása). Pannon Egyetem, Veszprém
- [7] Weigel, F. (1978). Radon. Chem. Ztg, 102(9), 287-299.
- [8] World Health Organization (2021) Radon and health, Interneten (2022. 10. 19.): <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/radon-and-health>
- [9] Jobbágy V. (2007) NORM anyagok radionuklid koncentrációját és emanációját befolyásoló paraméterek vizsgálata építőipari felhasználhatóság szempontjából. PhD dolgozat, Pannon Egyetem, Veszprém
- [10] András, M., & Katalin, R. (2012). A polónium története. Nukleon, V. évf. 104, 1.
- [11] Persson, B. R., & Holm, E. (2011). Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. Journal of Environmental Radioactivity, 102(5), 420-429.
- [12] https://hu.wikipedia.org/wiki/Szerkeszt%C5%91:Szaszicska/Boml%C3%A1si_sor Megtekintés dátuma: 2022. 10. 31.

- [13] Fábrián F. (2017). Kalibrációs módszer fejlesztése passzív toronmonitorokhoz, Doktori (PhD) értekezés, Pannon Egyetem. Interneten (2022. 09. 11.): <https://core.ac.uk/download/pdf/154397581.pdf>
- [14] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000), Exposures from natural sources. Report to the General Assembly, Annex B, United Nations, New York.
- [15] World Nuclear Association (2020 April), Naturally-Occurring Radioactive Materials (NORM), Interneten (2022. 08. 10.): <https://world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/radiation-and-health/naturally-occurring-radioactive-materials-norm.aspx>
- [16] Longstaff X. (2017). The Health and Environmental Impact of Uranium Mining. Submitted as coursework for PH241, Stanford University.
- [17] IAEA (1996), Planning for environmental restoration of uranium mining and milling sites in central and eastern Europe, Proceedings of a workshop held under the Technical Co-operation Project RER/9/022 on Environmental Restoration in Central and Eastern Europe, 1996, Interneten (2022. 10. 26.): https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_982_prn.pdf
- [18] Dr. Csordás Anita, Pannon Egyetem, PAKS II. Akadémia Nukleáris környezetvédelem alapjai órai diasor
- [19] <https://www.arcanum.com/hu/online-kiadvanyok/pannon-pannon-enciklopedia-1/magyarorszag-foldje-1D58/ember-es-kornyezete-3032/a-felszinalatti-vizek-vedelme-liebe-pal-30C7/felszinalatti-vizkeszleteink-vedettsege-30CA/> Interneten (2022. 12. 13.)
- [20] Bárányiné Frucht Éva, Szegvári Gabriella, Várhegyiné Kiss Zsuzsanna (2019), Az uránércbányászati terület vízföldtani monitoring rendszerének bemutatása, Bányavagyon-hasznosító Nonprofit Közhasznú Kft., Mecseki Környezetvédelmi bázis, Magyar Hidrogeológiai Társaság XXXVII. Országos Vándorgyűlése, Interneten (2022. 11. 30.): http://hidrologia.hu/vandorgyules/37/word/0901_baranyne_frucht_eva.pdf
- [21] UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and effects of ionizing Radiation, Volume I., New York, United Nations, 2010. 237-242.
- [22] Radiokémiai és radioökológiai laboratóriumi gyakorlatok (2020.), Vízminta Ra-226 aktivitáskoncentrációjának meghatározása radonemanációs módszerrel. Pannon Egyetem, Veszprém
- [23] Urák I. (2007), Épített környezet monitorizálása. Egyetemi jegyzet, Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Természettudományi és Művészeti Kar, Kolozsvár, Interneten (2022. 09. 08.):

t.sapientia.ro/data/dokumentumok/segedanyag-epített-környezet-monitorizalasa.pdf

- [24] Csintalan Zs., Tuba Z., Ötvös E., Rabnecz Gy. (2007), Táj- és országos léptékű moha-bioindikációs módszerek és alkalmazásuk. Magyar Tudomány 2007/10, 1288. oldal, Interneten (2022. 09. 08.): <http://www.matud.iif.hu/07okt/07.html>
- [25] Park, K. H., Kang, T. W., Kim, W. J., & Park, J. W. (2013). ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs radioactivity in soil and moss samples of Jeju Island after Fukushima nuclear reactor accident. Applied Radiation and Isotopes, 81, 379-382.
- [26] Barisic, D., Vekic, B., Kusan, V., Spiric, Z., & Frontasyeva, M. (2013). Moss Biomonitoring as a Tool for Radiological Exposure Assessment.
- [27] Culicov, O. A., Mocanu, R., Frontasyeva, M. V., Yurukova, L., & Steinnes, E. (2005). Active moss biomonitoring applied to an industrial site in Romania: relative accumulation of 36 elements in moss-bags. Environmental monitoring and assessment, 108(1), 229-240.
- [28] Uziel, M. S., Tiner, P. F., & Williams, J. K. (1994). Surface radiological investigations at two creek receiving runoff from White Wing Scrap Yard, Oak Ridge Reservation, Oak Ridge, Tennessee. Environmental Restoration Program (No. ORNL/ER-173). Oak Ridge National Lab., TN (United States).
- [29] Mózsai Sz. Az ionizáló sugárzás biológiai hatása, Budapest, Semmelweis Egyetem Radiológiai és Onkoterápiás Klinika, Interneten (2022. 07. 29.): http://oftankonyv.reak.bme.hu/tiki-index.php?page=Az+ioniz%C3%A1l%C3%B3+sug%C3%A1r%C3%A1s+biol%C3%B3giai+hat%C3%A1sai_ptg
- [30] <https://kami-ker.hu/milyen-hatasai-vannak-a-sugarzasnak/>
Megtekintés dátuma: 2022. 07. 29.
- [31] Desouky, O., Ding, N., & Zhou, G. (2015). Targeted and non-targeted effects of ionizing radiation. Journal of Radiation Research and Applied Sciences, 8(2), 247-254.

- [32] https://www.doki.net/tarsasag/radiologia/upload/radiologia/document/sugarved1_c.html Megtekintés dátuma: 2022. 07. 29.
- [33] Sebestyén Z.: Radioaktív sugárzások, Pécs, 2010. Interneten (2022. 10. 08.):
https://indico.cern.ch/event/126731/contributions/101202/attachments/80432/115301/sebestyen_zoltan_kodkamra.pdf
- [34] Az alfa- béta- és gammasugárzás, ELTE, 2011. április 5. Interneten (2022. 10. 08.):
http://atomfizika.elte.hu/magfiz/mrf/vgmrf7_alfagamma.pdf
- [35] W.S.C. Williams. Nuclear and Particle Physics. Clarendon Press; 1 edition, 1991. Interneten (2022. 10. 08.): <https://www.nuclear-power.com/nuclear-power/reactor-physics/atomic-nuclear-physics/radioactive-decay/alpha-decay-alpha-radioactivity/theory-of-alpha-decay-quantum-tunneling/>
- [36] https://fizipedia.bme.hu/index.php/Szcintill%C3%A1ci%C3%B3s_detektorok Megtekintés dátuma: 2022. 09. 07.
- [37] http://eta.bibl.u-szeged.hu/2174/2/szcintillcis_detektorok.html Megtekintés dátuma: 2022. 09. 07.
- [38] Radioisotopes and Radiation Methodology, Chapter 4 Scintillation Detectors, Med Phys 4R06/6R03, Page 1-10. Interneten (2022. 09. 07.):
https://www.science.mcmaster.ca/radgrad/images/6R06CourseResources/4R6Notes4_ScintillationDetectors.pdf
- [39] Nagy G., Vincze Á. Félvezető eszközök, mint sugárzásérzékelő detektorok. ZMNE BJKMK, 48-53. Interneten (2022. 08. 08.):
http://hadmernok.hu/archivum/2007/1/2007_1_nagy.pdf
- [40] Nagy G. Hordozható Energiaszelektív sugárzásmérő szonda kifejlesztése PIN dióda alkalmazásával. Doktori (PhD) értekezés, ZMNE BJKMK, 28-35. Interneten (2022. 08. 08.): <https://nkerepo.uni-nke.hu/xmlui/bitstream/handle/123456789/12213/ertekezes.pdf;jsessionid=F8BF98D9D528A22743B68E60E8A3BCBA?sequence=1>
- [41] Bertin-technologies, AlphaGUARD Radon monitor brossura. Interneten (2022. 10. 30.): https://www.bertin-technologies.com/wp-content/uploads/2016/09/Brochure_AlphaGUARD_2022_web.pdf
- [42] Alfa spektroszkópia, Interneten (2022. 10. 31.):
https://fizipedia.bme.hu/index.php/Alfa_spektroszk%C3%B3pia

- [43] Fehérvári Máté (2022) Főbb gamma-sugárzó radioizotópok aktivitáskoncentrációjának vizsgálata két mecseki túraútvonal pihenőhelyein. Pannon Egyetem, TDK dolgozat
- [44] Pannon Egyetem (2020), Radiokémiai és Radioökológiai Laboratóriumi Gyakorlatok, Építőanyagok radiológiai minősítése (radonemanáció és -exhaláció, I-index meghatározása), Radiokémiai és Radiökológiai Intézeti Tanszék
- [45] Dr. Kovács T. (2014) Sugárvédelmi mérések. Veszprém, Pannon Egyetem Környezetmérnöki Intézet. Interneten (2022. 10. 31.): https://tudastar.mk.uni-pannon.hu/anyagok/31-Sugarvedeleml_meresek.pdf
- [46] Jobbágy, V., Kávási, N., Somlai, J., Máté, B., & Kovács, T. (2010). Radiochemical characterization of spring waters in Balaton Upland, Hungary, estimation of radiation dose to members of public. *Microchemical Journal*, 94(2), 159-165.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani konzulensemnek, Dr. Tóth-Bodrogi Editnek, hogy lehetőséget biztosítottak számomra a szakdolgozat megírására, valamint minden a tanszéken dolgozó munkatársnak, illetve mindenkinek, akik valamilyen formában hozzájárultak a dolgozat elkészüléséhez. Továbbá, hogy rendelkezésemre bocsátották a mérések elvégzésére a tanszéki eszközöket.