



**Pannon Egyetem
Országos Tudományos Diákköri
Konferencia
2023**



**Főbb gamma-sugárzó radioizotópok aktivitáskoncentrációjának
vizsgálata két mecseki túraútvonal pihenőhelyein**

Készítette: Fehérvári Máté

Témavezető: Dr. Tóth-Bodrogi Edit

Mérnöki Kar, Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszéken

A pályamunka lezárásának dátuma: 2022. december 20.

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés.....	1
2.	Irodalmi áttekintő.....	2
2.1	Alapvető fogalmak, mennyiségek.....	2
2.1.1	A radioaktivitás	2
2.2	Az ionizáló sugárzások forrásai a környezetben	3
2.3	NORM és TENORM helyzetek	4
2.3.1	Uránbányászat és ércfeldolgozás.....	5
2.3.2	Szén, kőolaj és földgázipar.....	7
2.3.3	Fém-bányászat	7
2.3.4	Műtrágyagyártás	7
2.3.5	Építőipar.....	8
2.4	Biomonitoring és környezeti minták.....	8
2.5	A sugárzás egészségügyi hatásai.....	9
2.6	Gamma sugárzás bemutatása.....	10
2.6.1	A gamma sugárzás.....	10
2.6.2	Az anyag és a gamma-sugárzás kölcsönhatásai	11
2.6.3	A gamma-sugárzás detektálása	11
2.6.4	Atomok sávszerkezete	13
2.6.5	A félvezető detektor működése	13
2.7	A munkám során alkalmazott mérőberendezés	14
2.7.1	Spektrum minőségi és mennyiségi értékelése.....	15
2.8	Térképkészítésre alkalmazott szoftver bemutatása.....	16
3.	Mecseki túraútvonalak radiológiai felmérése	17
3.1	Mérési helyszínek és mintavétel	17
3.1.1	A Keleti-Mecsek üvegtermő erdőségei.....	17
3.1.2	A kitárulkozó hegy belsejében, földtani séta a Jakab-hegyen	19
3.1.3	Mintavételi eszközök	20
3.2	Gamma-spektrometriai mérés kivitelezése	22
3.2.1	Mintaelőkészítés.....	22
3.2.2	Mintafeldolgozás.....	23
3.2.3	Minták mérése	24
3.2.4	Kapott spektrumok kiértékelése	24
4.	Eredmények	29
4.1	Óbánya	29
4.1.1	Talajminta.....	29

4.1.2	Mohaminta	31
4.1.3	Víz minta	32
4.2	Kővágószőlő.....	33
4.2.1	Talajminta	34
4.2.2	Mohaminta	35
4.3	A két túraútvonal összehasonlítása	36
5.	Összegzés	40
	Irodalomjegyzék	42

1. Bevezetés

Az embert élete során folyamatosan éri sugárzás. A természetes eredetű háttérsugárzás egyik fő forrás maga a Föld és a minket körülvevő természeti elemek, másik forrása pedig a világűr. Az emberi tevékenységtől is származhat sugárterhelés növekmény, ami egyrészt származhat különböző tevékenységekből, pl. nukleáris robbantások, orvosi alkalmazások, de ide sorolhatók azok az ún. NORM (Naturally Occuring Radioactive Material) tevékenységek is, melyek a természetben előforduló radioizotópok egy-egy környezeti elemében, ill. egy-egy területen való feldúsulását eredményezhetik.

A különböző sugárzási terekből származó kockázat felmérésére szükség van az adott terület radiológiai állapotfelmérésére, melynek során a főbb terasztriális gamma-sugárzó izotópok jelenétét vizsgáljuk. A környezet állapotának és változásainak felmérésére egyre elterjedtebb a biomonitoring vizsgálatok alkalmazása, melyek során egy bioindikátor faj segítségével kapunk képet a fennálló sugárzási helyzetről. A mohák kedvező adottságaik miatt kiválóan alkalmasak bioindikátorként való alkalmazásra, számos területen alkalmazzák pl. nehézfémzennyezés kimutatására is, a levegő minőségének indikátoraként. [1][2]

Tudományos dolgozatom keretében két mecseki túraútvonal főbb gamma-sugárzó radioizotópjainak jelenlétét mérem fel környezeti mintákon (talaj, moha, víz) keresztül gamma-spektrometriai módszer segítségével. A méréseket HPGe félvezető detektoros gamma-spektrometriai módszerrel végzem. A kutatási terület kiválasztását a Mecsek területén korábban működő, mára már rekultivált uránbánya közelsége adta. Magához, a területhez személyes kötődésem is van, az anyai nagypapám dolgozott az egykori uránbányában, a vizsgált terület a lakóhelyemhez viszonylag közel található, mindössze 60 km-re. Az óbányai túraútvonalon viszonylag sokat jártam, én és a családtagjaim, ezáltal jól ismerem a helyszínt. A kővágószőlősi túraútvonal kiválasztásánál egyértelműen az uránbánya és a rekultivált területek közelsége játszott szerepet, céljaim között szerepel annak a vizsgálata is, hogy a korábbi uránbánya közelsége okoz-e sugárzási növekményt a környék környezeti elemeiben. A helyszínek kiválasztásakor azt is figyelembe vettem, hogy mindkét útvonal a MOL Természetjáró weboldal adatai szerint igen népszerű, Óbánya esetében 300 000 körüli megtekintés látható, míg Kővágószőlős esetében 100 000 közelében van ez az érték. [3] A környezeti minták főbb gamma-sugárzó radioizotóp tartalmának vizsgálati eredményei alapot adhatnak további radionuklid specifikus mérésekhez, amennyiben ez szükséges.

2. Irodalmi áttekintő

2.1 Alapvető fogalmak, mennyiségek

Ahhoz, hogy megértsük a dolgozatban közölt eredményeket érdemes tisztában lennünk néhány alapvető fogalom jelentésével és a hozzájuk kapcsolódó mennyiségekkel. Az első ilyen fogalom a radioaktivitás.

2.1.1 A radioaktivitás

A radioaktivitás bizonyos elemek esetében természetes jelenség. Az életünk minden területén találkozhatunk vele, megtalálhatóak mind a talajban, mind a vízben, levegőben, de még az emberi szervezetünkben is. Magát a jelenséget 1896-ban Henri Becquerel fedezte fel, aki röntgensugarakkal kísérletezett. A kísérleteihez napfényt használt, illetve fotólemezeket. Ebben az időben az volt az alapvető tény, hogy az uránatomok elnyelik a Napból érkező sugárzásokat, amely hatására röntgensugárzás bocsájt ki, amelyet egy fotólemez segítségével lehet detektálni. A felfedezése egy véletlennek volt köszönhető, hiszen egyik nap, amikor kísérletezett beborult az ég, ezért betette a fotólemezeket a fiókba az uránnal együtt. De egy gondolattól hajtva megvizsgálta ezen fotólemezeket is, és meglepetten tapasztalta, hogy feketedések jelentek meg rajta, úgy, hogy nem érte őket napfény. A felfedezés után számos kutatás folyt ezen a területen, mindenképpen ki kell emelnünk a Curie házaspárt, akik közül Marie Curie kétszer is Nobel-díjban részesült a radioaktivitás kutatásában elért eredményeiért. [4][5]

Ahogy már korábban említettem maga a radioaktivitás egy természetes folyamat, amely spontán módon játszódik le az időben. A magok a folyamatok közben átalakulnak és energiát bocsájtanak ki magukból, amely történhet részecske vagy elektromágneses sugárzás formájában, illetve ezek kombinációjával. Ezek az úgynevezett radioaktív atommagok. A radioaktív bomlás nem megjósolható, váratlan jelenség. Ha fizikai értelemben szeretnék meghatározni a fogalmat, azt mondhatjuk, hogy a radioaktivitás azt mutatja meg, hogy adott időegység alatt mennyi bomlásra képes mag bomlik el, ezt fejezi ki az alábbi képlet. [5][6]

$$A = -\frac{dN}{dt} = \lambda * N \quad (2.1.1)$$

Ahol:

N = aktív magok száma a t időpontban

λ = bomlási állandó

A = aktivitás [6]

Az aktivitás mértékegysége, ha képlet alapján nézzük 1/s, amelyet elneveztek Becquerel után, jelölése Bq.

A bomlási állandó az atommagok egységnyi idő alatt bekövetkező bomlásának valószínűségét adja meg 1/sec egységben.

Ezen felül kiszámolhatjuk az adott időpillanatban még el nem bomlott magok számát az alábbi képlet segítségével. [6]

$$N = N_0 * e^{-\lambda * t} \quad (2.1.2)$$

Illetve ebből az aktivitás a következő képlet szerint számítható. [6]

$$A = A_0 * e^{-\lambda * t} \quad (2.1.3)$$

A bomlási állandó helyett használatos még a felezési idő is, amely az az időtartam, amíg a bomlásra képes magok száma a felére csökken, ezt az alábbi képlet alapján számolható. [6]

$$T_{1/2} = \frac{\ln(2)}{\lambda} \quad (2.1.4)$$

Ahol:

$T_{1/2}$ = felezési idő [6]

2.2 Az ionizáló sugárzások forrásai a környezetben

Az emberi életünk alatt a születésünktől fogva ér minket sugárzás, amely egyrészt származhat természetes, illetve mesterséges forrásokból. Az UNSCEAR jelentése alapján a lakosság átlagos sugárterhelése évente 2,8 mSv, beleértve ebbe mind a természetes, mind a mesterséges forrásokat. Ehhez 2,4 mSv/év értékben a természetes rész, míg ebből következően 0,4 mSv/év értékben a mesterséges rész járul hozzá. [7][9]

A természetes sugárzások alapvetően két fő forrásból származnak, ezek nem mások, mint a világűrben származó kozmikus, illetve a földkéregben lévő radionuklidok által okozott sugárterhelés. A kozmikus sugárzások alapvetően részecske és elektromágneses sugarakból állnak, ezek fő forrása a Nap. Maga a kozmikus sugárzás nagyrészt atommagokból áll, de megtalálhatunk bennük töltött részecskéket is. Amikor a kozmikus sugárzás eléri a Föld légkörét különböző kölcsönhatások játszódnak le, amely esetén vannak olyan komponensek, amik nem érik el a Föld felszínét, illetve másokból úgynevezett kozmogén radionuklidok fognak keletkezni. A sugárzás mértéke függ a tengerszintfeletti magasságtól, becslések szerint körülbelül 1800 méterenként kétszeresére emelkedik. A földkéreg esetében főleg a primordiális radioizotópok szerepe a legfontosabb, ilyenek a K-40, U-238, U-235, Th-232, egészségügyi

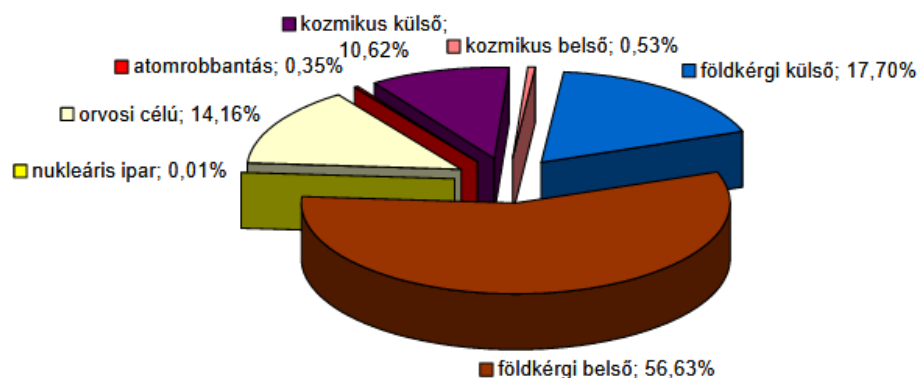
szempontból a Rn-222 a legveszélyesebb. Természetes módon ezek az anyagok be tudnak jutni a táplálékláncba, megtalálhatóak lesznek állatokban, növényekben, amelyeket mi emberek elfogyasztunk. [7]

A talajok átlagos radionuklid tartalmát Magyarországon és a világon a következő táblázat tartalmazza.

1. táblázat Talajok átlagos radionuklid tartalma, forrás: [8]

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

A mesterséges eredetű sugárterhelés legfőképpen az ipari és orvosi alkalmazások esetén jelenik meg, de emellett meg kell említenünk az atomerőművek energiatermelését, illetve a radioaktív hulladékokat is. [7]



1. ábra Lakosságot érő sugárterhelés megoszlása, Forrás: [7]

2.3 NORM és TENORM helyzetek

Ahogy a korábbi szakaszban bemutattam alapvetően két részre tudjuk osztani a háttérsugárzást. Azonban létezik egy másik fajta csoportosítás is, amely sugárzási helyzet szempontjából vizsgálja a kérdést. Ezen szempont alapján megkülönböztetünk NORM (természetben előforduló radioaktív anyagok), illetve TENORM (technológiából kibocsájtott természetben előforduló radioaktív anyagok) helyzeteket. [6][10]

A természetben előforduló mindenféle ásvány rendelkezik valamilyen természetes módon kialakult radionuklid-tartalommal. Az esetek többségében ez nem okoz semmiféle többletdózist, mivel a normál háttérérték alatt van. Azonban előfordulnak olyan helyzetek,

amikor jelentősen megnövekedett expozíciót tapasztalhatunk a természetben, ezek az eseteket szabályozni kell. Ezen anyagokat, amik ilyen helyzeteket képesek kiváltani NORM anyagoknak nevezzük. Ilyen esetek többek között a megnövekedett radonkoncentrációjú terek, legyen szó akár barlangokról, lakások, de akár a bányákat is ide sorolhatjuk. [6][10]

Ezekén túl előfordulhatnak olyan esetek, amikor valamilyen emberi tevékenység hatására megnövekszik a természetes radionuklidok koncentrációja, ezzel együtt fokozott expozíció lép fel. A TENORM mozaikszót alkalmazzuk azokra az anyagokra, amelyekben a radionuklidok mennyisége valamilyen ipari folyamat következtében megnövekedett. Ilyen iparágak a következők:

- Uránbányászat és ércfeldolgozás
- Szénipar
- Kőolaj és földgázipar
- Fémbányászat
- Ásványi homok felhasználás
- Műtrágyagyártás
- Építőipar [6][10]

2.3.1 Uránbányászat és ércfeldolgozás

Általában a nukleáris üzemanyagciklus kezdeti szakaszát nem szokás NORM helyzetnek tekinteni, azonban a folyamatok során keletkező hulladékokat tekinthetjük annak. Az ércfeldolgozástól az üzemanyaggyártásig keletkező urán-dioxidokat soroljuk ebbe a kategóriába, tovább az bányászat során a radonterhelés okozhat problémát. [10] Az uránbányászat során keletkeznek salakanyagok, amelyeket felszínközeli hulladéktárolókban helyeznek el, ezek az anyagok komoly környezeti és egészségügyi hatásokkal járnak, ezek a hatások a radon-kibocsátás, nehézfémek talajvízbe kimosódása, illetve a szél általi kiporzás. Az USA-ban megfigyelték, hogy az uránbányák közelében lakók körében gyakoribb volt a tüdőrák aránya. [11] Tanulmányozták, hogy az urán biológiai hozzáférhetősége a pH növekedésével csökken, de befolyásolja a környező talaj Ca és Mg tartalma is, továbbá a szerves anyag mennyisége is. A talaj urántartalmát a növények képesek gyökérrendszerükön keresztül, bizonyos mértékben felvenni, a felvételt alapvetően nem a talaj típusa, hanem a növényfajok befolyásolják, azonban a talaj fizikai-kémiai tulajdonságai hatással lehetnek rá. Arra jutottak, hogy a rekultiváció számára a Chrysopogon zizanioides növényfaj az egyik legalkalmasabb. [12][13] Ezek alapján láthatjuk, hogy fontos a felhagyott bányák területét rekultiválni, azaz

tájba illeszteni. A hatóságok minden esetben előírják, mind a bánya bezárása, illetve a rekultiváció alatt is, hogy hosszú távú monitoring rendszereket működtessünk az esetleges szennyezések feltérképezése érdekében. Továbbá célja ezen rendszereknek, hogy ellenőrizhető legyen jelen esetben a bánya környezetre és lakosságra gyakorolt hatása. Egy ilyen széleskörű monitoring rendszer áll hidrológiai monitoringból, radonmonitorozásból, illetve geodinamikai, fizikai megfigyelő rendszerből. [14]

Magyarországon is működött uránbánya Kővágószőlős határában 1957-től. Ha az uránbányászat történetét nézzük elmondhatjuk, hogy az 1957-es nyitást követően 1964-ben elkészült a dúsítómű is, majd a 70-es években érte el csúcspontját a termelés, ebben az időszakban folyamatos növekedés volt tapasztalható. Végül 1989-ben született egy határozat, ami szerint be kell zárni a bányát, a bezárás egészen 1997-ig váratott magára. Ezután következhetett a terület rekultiválása. A becslések szerint ezen a területen 39 millió tonna érckészlet található, ebből a bánya fennállása során 20 millió tonna került kitermelésre. Mivel a bányászat során radioaktív érc kibányászása történt, így mindenképpen kell számolnunk radiológiai hatásokkal is, ilyenek lehetnek például a közvetlen gamma-sugárzás, radonproblémák, talaj és a talajvíz elszennyezése. Továbbá a folyamatok során keletkező hulladékokkal is kezdeni kellett valamit, így alakultak ki a meddők. Ahhoz, hogy ezen meddők esetében a környezeti hatásokat csökkenteni lehessen a takaróréteg az egyik legfontosabb elem, amelynek fő feladata a különböző anyagok (radon) kiáramlásának megakadályozása, illetve a beszivárgás csökkentése. valamint védelmet kell biztosítani az erózió ellen. A víz elleni védelem azért fontos, mert könnyen ki tudja oldani a radioaktív szennyezőket, amely bejuthat a talajvízbe. Mint már említettem a területet rekultiválták, a zagytározók esetében meg kellett oldani az úgynevezett szabad víz urán és rádiummentesítését. Továbbá a rekultivációs folyamat érintette a felszín alatti bányajáratokat is. A rekultiváció folyamata az előírt követelményeknek megfelelően történt, első körben az összes szennyező forrást el kellett távolítani a tárnákból, majd a felszínre vezető összes nyílást betömték. Azokat a tárnákat, ahol még fellelhető volt uránérc gondosan lezárták, hogy a radongáz kijutását megakadályozzák. Becslések szerint a terület hidrogeológiai tulajdonságai végett nagyjából 30-40 év múlva fognak a bányajáratok megtelni vízzel, amely a felszínre törhet átlagosan 1-2 mg/l urántartalommal. [14][15]

Munkám egyik célja, hogy vizsgálja tapasztalható-e bármiféle hatása a bezárt és rekultivált mecseki uránbányának a közelében lévő túraútvonalra, legfőképpen a kiporzás tekintetében, azaz végső soron mennyire hatékony, illetve mennyire érezhetjük biztonságban magunkat egy ilyen területen, és hogy valóban sikeres volt az eredeti állapot helyreállítása.

2.3.2 Szén, kőolaj és földgázipar

A szénbányászat egy tipikus TENORM helyzet. Magát a szén lehetőségek van külszíni fejtéssel, illetve mélyművelési módszerrel kitermelni. Maga a bányászat nagy mennyiségű meddő kőzet, szennyvíz termelésével jár, amelynek magas lehet a radionuklid tartalma. Legnagyobb problémát a rádium, radon, illetve a K-40 okozza. A technológia során problémát okoz a Po-210 és a Pb-210, mivel ezek illékonyak, így könnyen ki tudnak jutni a környezetbe. Kínában, ahol nagy számban található erőmű a radioaktív kibocsátás jelentős hányada a széniparból származik. A szénben található radionuklidok összes radioaktivitása viszonylag alacsony, főleg a közelben lévő kőzetek határozzák meg, amely területi eltéréseket mutat. Az égetés során a radionuklidok nagy része a pernyében és a hamuban koncentrálódik. [10]

Számos kőolaj és gáz minta elemzése után kiderült, hogy az urán és tórium izotópok nem mobilizálódnak a kitermelés közben, azonban a tevékenység során keletkező vizekben problémát okozhatnak a Ra-226, Ra-224, Ra-228 és a Pb-210 izotópok. Ezen anyagok könnyedén ki tudnak csapódni karbonát, illetve foszfát formájában a csővezetékekbe. A kitermelt víz radioaktivitási szintjét alapvetően a víz sótartalma befolyásolja, valamint a környező kőzetek. TENORM anyagok a karbantartási, hulladékszállítási, -feldolgozási és leszerelési folyamatok során jelent problémát. [10]

2.3.3 Fémbányászat

A TENORM anyagok tekintetében külön kezeljük az uránt és a többi fémeket. A fémek bányászata során is jelentős mennyiségű radionuklid tartalmú hulladék keletkezik. Ilyenek az agyagok, olvasztó salakok, amelyekben a technológia következtében magasabb koncentrációban jelenik meg urán, tórium, rádium és ezek bomlástermékei. Ahogy a korábbiakban már láttathattuk fontos szerepe van a területi elhelyezkedésnek és a kőzetnek, ebben az esetben sincsen ez másképp. Különösen megfigyelhető a tantal és nióbium esetében, hogy gyakran az érc kristályrácsában található meg az urán és tórium izotópjai általában a kritikus szint alatt. A ritka fémek kémiai szerkezete igen közel áll az uránhoz és a tóriumhoz, ezért általában együttesen fordulnak elő a természetben. [10]

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. [10]

2.3.4 Műtrágyagyártás

A műtrágyagyártás során jelentős mennyiségű foszfortartalmú kőzetet használnak fel, melynek urán és tóriumtartalma igen magas lehet. Az üledékes kőzetekben általában az urántartalom

jelentősebb, míg magmás kőzetek esetében a tórium. A gyártás során kénsavas kezelést alkalmaznak, amelyből gipsz keletkezik, amelyben másfélszeres radioaktív anyag dúsulást tapasztalhatunk. [10]

2.3.5 Építőipar

Mivel az építőanyagok is a földkéreg anyagaiból állnak elő, mindenképpen kell tartalmazniuk valamennyi mennyiségben radionuklidokat. Ezek általában a Ra-226, Th-232, valamint a K-40. Az építészetben kedvelt gránit körülbelül 40 Bq/kg urán és 70 Bq/kg tóriumot tartalmaz. Ha ezeket az értékeket el szeretnénk valahol helyezni, akkor azt mondhatjuk, hogy egy szinten lehetnek az uránbányák zagyáival. [10]

2.4 Biomonitoring és környezeti minták

A mohákat alkalmazó biomonitoring eljárások nagy múltra tekintenek vissza, legfőbbképpen nehézfémek vizsgálatára. Svédországban és Dániában már az 1970-es évek óta készülnek ilyen felmérések. A mohák alkalmazása, azért előnyös, mert viszonylag nagy számban fordulnak elő a természetben, valamint örökzöld növények, amelyek képesek magukba zárni különböző szennyezőket, legyen szó légszennyezőanyagról vagy radionuklidokról. [16][17] Ezek alapján egyértelmű volt, hogy a 2011-es fukusimai atomerőmű katasztrófa után is végezzenek mohavizsgálatokat. Egy japán tanulmány mohából és talajmintákból gamma-spektrometria módszerrel Cs-134, illetve Cs-137 izotópokat mutatott ki. Cs-137 esetében 15-41 Bq/kg között alakultak az értékek.[18] További tanulmányokban is találkozhatunk a módszer használatával. 2010-ben Horvátországban nagyszabású mohafelmérés indult, amely során 161 helyről történt mintavétel az ország teljes területén. 22 minta esetében gamma-spektrometriai módszerrel HPGe detektorral vizsgálták természetben előforduló radionuklidokat. A mintákban K-40, Th-232, Ra-226, Cs-137 izotópokat mutattak ki. A tanulmány rámutatott arra is, hogy ez a fajta módszer alkalmas a radiológiai expozíció értékelésére és egy egyszerű és olcsó. Ennek ellenére olyan technikát ad a kutatók kezébe, ami képes pontos eredményeket szolgáltatni. [19] Azonban léteznek más módszerek is a mohák vizsgálatára, egy román tanulmányban a hatásterületekre mohákat ültettek és 4 hónapig hagyták őket növekedni. Kivárták, hogy akkumulálódjanak a szennyezőanyagok, majd neutronaktivációs analízisnek vették alá őket. Ezen példa is bizonyítja a mohák széleskörű alkalmazási lehetőségeit. [1]

Vízminyak esetében is találkozhatunk különböző tanulmányokkal. Az Oak Ridge National Lab. által készített amerikai tanulmányban két patak vizét vizsgálták radiológiai szempontból és megállapították, hogy az egyik patak esetében nincs semmiféle kiugrás gamma expozíció tekintetében a háttérhez képest. Azonban a másik vízfolyás esetében megállapították, hogy azon

patakok esetében, ahol a talaj nagyobb mennyiségben tartalmaz agyaggalát, ott kiugrásokat tapasztalhatunk a mért értékekben, ez a közetre jellemző természetes radionuklid tartalom miatt észlelhető. [20]

2.5 A sugárzás egészségügyi hatásai

Az emberi szervezetet, ahogy az előző fejezetben is láthattuk számos forrásból éri sugárterhelés, ezen sugárzások nagy része nincsen hatással az emberi szervezetre, ellenben az ionizáló sugárzással. Ezen mechanizmusok megértésére számos elmélet létezik. [21]

Az egyik ilyen az elméleti sugárhatás, amelyet a klasszikus sugárbiológiai is használ, 4 darab szakaszra bontja fel a sugárzás hatásmechanizmusát. Az első szakasz a fizikai, ezt követi a kémiai, biokémiai, majd végül a biokémiai szakasz. Időtartam szerint az utolsó szakasz a leghosszabb míg az első három szakasz igen hamar lejátszódik. Az ionizáló sugárzások esetében kiemelt szerepe van a sugárzás, fajtájának, LET-értéknek (egységnyi út hosszán leadott energia mennyisége). [21]

Alapvetően, amikor az emberi sejtünk találkozik az ionizáló sugárzással elsősorban átadja az energiája kisebb-nagyobb részét, ennek következtében előfordulhat, hogy elektronok keletkeznek a molekulákban. Ezen folyamat hatására úgynevezett szabad gyökök jönnek létre, amely további reakciókat generálnak a sejteken belül, amely előbb-utóbb sejtkárosodáshoz vezethet. [22] Ezen hatás lehet direkt vagy indirekt. A direkt hatás esetében ugyanabban a sejtben történik a károsodás, mint ami a sugárterhelést elszenvedte. Az indirekt hatások esetében ez nem igaz, ott máshol fog bekövetkezni az elváltozás, itt mindenképpen kell egy közvetítő közeg, amely nem más, mint a vér, amely az előbb említett szabadgyököket képes szállítani. [21]

Az ionizáló sugárzás szempontjából a legveszélyeztetettebb a DNS, amely elváltozása hosszútávú hatásokkal jár együtt. Ha a sejtekre jellemző hatásokat vizsgáljuk elmondhatjuk, hogy a szervezet a károsodott sejtet megpróbálja megjavítani, történhet az, hogy teljes mértékben sikerül helyreállítani a sejtet és nem jelentkezik hatás. Azonban lehet olyan is, hogy nem lehetséges a sejt megjavítása, ebben az esetben sejthalál léphet fel. [22][23] További káros hatás lehet a kromoszóma-rendellenesség, sejtmutáció, daganatos megbetegedések. [23] Ahogy írtam korábban a DNS és a sejtek vannak legjobban kitéve az ionizáló sugárzás hatásainak. A DNS esetében tipikusan sugárzás hatására súlyosabb esetben kettős láncszakadás, más esetekben egyszerűbb DNS elváltozások következnek be, amelynek a sejtekre is kihatnak, valamint anyagcserezavarokhoz vezetnek, illetve daganatkeletkezési folyamatokat indíthatnak

be. Ha hosszabb időskálán nézzük a DNS károsodása generációk sorára kiterjedő örökletes károsodásokat okozhatnak. Azonban a szervezet rendelkezik, egy úgynevezett „repair” (helyreállító mechanizmussal, amellyel képes kezeli a sérült DNS-lánc szakaszokat. [5]

Az alapján, hogy a hatás megjelenéséhez köthető-e valamiféle küszöbdózis két fő csoportot különböztetünk meg. [24]

A determinisztikus hatások esetében, meghatározhatunk egy küszöbdózist, amely felett az adott hatás biztosan be fog következni. Abban az esetben, ha nő a dózis, azzal együtt a hatás súlyossága is növekedni fog. Tipikusan ilyen károsodás a bőrsérülés. [24] Azonban beszélhetünk késői determinisztikus hatásokról is, amely például a tüdőfibrózis, szemlencsehomály. [5][22]

A stochasztikus hatások esetében, nem tudunk konkrétan megnevezni egy küszöbdózist, ahol biztosan hatással kell számolnunk. Ebben az esetben a dózis növelése esetében csak a hatás bekövetkezésének valószínűsége fog megnőni. Továbbá kis dózis esetében nem egyértelmű az összefüggés a dózis és a bekövetkező hatás között. Az itt jelentkező hatások a besugárzást követően hosszabb idő múlva következnek be. Ilyen elváltozás a daganatos megbetegedések, leukémia. [22][24]

2.6 Gamma sugárzás bemutatása

Ebben a fejezetben be szeretném mutatni a gamma sugárzással kapcsolatos ismerteket, kitérve magára a sugárzás bemutatására, illetve a sugárzás különböző kölcsönhatásaira az anyaggal.

2.6.1 A gamma sugárzás

A gamma sugárzás az ionizáló sugárzások csoportjába tartozik. Leggyakrabban a radioaktív bomlások kísérőjelensége. Magát a folyamatot az energiaminimumra törekedés elvével tudjuk legjobban leírni. A természetben az anyagok a lehető legalacsonyabb energiaszintre törekednek. A radioaktív bomlások során a magok az alapállapotnál magasabb energiaszinten maradhatnak. A kettő szint közötti energiakülönbséget fogja a mag elektromágneses sugárzás formájában kibocsájtani, amit gamma-sugárzásnak nevezünk. Ebből az is következik, hogy diszkrét energiával rendelkezik, mivel az energiája pontosan meghatározható a két energiaszint különbségéből. [6]

A gamma sugárzás esetében két típust különböztethetünk meg. Az egyik típus a prompt gamma sugárzás, amely során a radioaktív bomlással egyidőben történik meg a gamma sugárzás kibocsátása. A másik pedig az úgynevezett izomer magátalakulás, amely esetében a magasabb

energia szintű állapot hosszabb ideig fennmarad, így ezáltal később történik meg a gamma-sugárzás kibocsátása. [6]

2.6.2 Az anyag és a gamma-sugárzás kölcsönhatásai

Ahogy az előző fejezetben is láthattuk a gamma-sugárzás nem rendelkezik sem töltéssel, sem tömeggel, viszont energiája jelentős, ebből egyértelműen adódik a nagy áthatoló képessége. A kölcsönhatások esetében négy eset a leglényegesebb. [25]

Az első típus az úgy nevezett fotoeffektus jelensége, amely során kis energiájú gamma-foton érkezik az atommag felé. Ezen részecske az atom belsőbb elektron héjain keringő elektronokkal lépnek kölcsönhatásba, mivel ott nagyobb az elektronsűrűség. Amikor találkoznak egymással a gamma-foton átadja teljes energiáját az elektronnak, amely energia a kötési energia felszabadítására, illetve a mozgási energiára fordítódik, ezáltal az elektron elhagyja az atomot. A helyén lyuk fog keletkezni, ahova egy külsőbb héjról elektron fog a helyére lépni, így a jelenséget röntgen-sugárzás keletkezése fogja kísérni. [25]

A következő kölcsönhatás a Compton-szórás, amely esetében a közepes energiával érkező gamma-foton az atom külsőbb héján lévő elektronokkal fognak legnagyobb valószínűséggel kölcsönhatásba lépni. Az elektronnak csak az energiájának egy részét fogja átadni, de ennek hatására is kilép az elektron az atomból. A maradék energiával a foton, mint szórt gamma-sugárzás halad tovább. A szórt gamma-foton energiájától függően további Compton-szórás vagy fotoeffektust okozhat. [25]

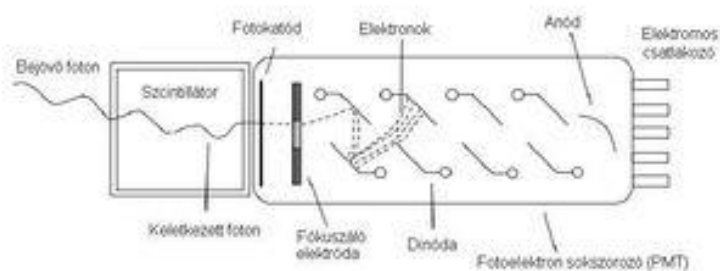
A harmadik típus a párkeltés, amely során egy legalább 1,022 MeV energiájú gamma-foton érkezik az atommag közelébe, amely elektromágneses terében egy elektron és pozitron pár fog létrejönni a gamma sugárzásból. Ebben az esetben konkrétan a mag nem vesz részt a kölcsönhatásban, de jelenléte elengedhetetlen. [25]

A negyedik típus a magfotoeffektus, ami viszonylag ritka, ebben az esetben egy nagyon nagy energiával rendelkező gamma-foton érkezik az atomhoz, amely kölcsönhatásba lép az atommaggal és gerjeszti azt. Amely hatására a magból egy proton vagy egy neutron fog kilöködni. [25]

2.6.3 A gamma-sugárzás detektálása

A gamma-sugárzás detektálása is az anyag és a sugárzás kölcsönhatásán alapszik, amelyeket az előző fejezetben mutattam be. E sugárzás mérése két technikát alkalmaznak leggyakrabban az egyik a szcintillációs detektor, míg a másik a félvezető detektor.

Ha az első kategóriát vizsgáljuk, azt mondhatjuk, hogy maga a szcintilláció szó fényfelvillanást jelent. Alapvetően a gyakorlatban a leggyakrabban alkalmazott szcintillátor anyagok két félék lehetnek szilárdak, illetve folyadékok (szcintillációs koktél). A szilárd esetben lehet szervetlen, illetve szerves anyag. Szervetlen kristályok esetén a fényfelvillanás az elektronszerkezet sávméleteivel magyarázható. A szervetlen kristályok szigetelő anyagok, amelyekben az ionizáló részecske gerjesztésének hatására elektronok jutnak a töltött sávból a vezetési sávba. Az elektron, foton kibocsátás mellett visszajuthat a vezetési sávba, ahhoz, hogy a keletkező foton kijusson, szennyezőanyagra van szükség a kristályban. Szerves anyag esetében a működés az összetett molekulák különböző konfigurációi közötti átmeneteken alapul. [26] A szcintillációs detektorok alapvető működési elve, hogy az ionizáló sugárzás kölcsönhatásba lép a szcintillátor anyagával, ott fényfotont kelt, a keletkezett foton a fotokatódra megy, amelyből a fényfotonok hatására elektronok lépnek ki. Az elektronokat ezután egy dinódasoron vezetjük keresztül, amely során megsokszorozódik a számuk, majd egy fotoanódon keresztül elektromos jel lép ki a fotoelektron sokszorozóból, amelyet ezután mérni tudunk. [27][28]



2. ábra Szcintillációs detektor felépítése, forrás: [26]

Munkám során félvezető detektort alkalmaztam így ezen detektort mutatom be részletesebben. Ebben az eszközben a sugárzás által kiváltott ionizáció magában a félvezető anyagban megy végbe. A félvezető anyag alkalmazásának előnye egyéb más detektorokhoz képest, az az a tulajdonsága, hogy sokkal kevesebb energia szükséges a töltéshordozók létrehozásához. Ebből az is következik, hogy sokkal jobb energiafelbontást tudunk elérni, mint egy szcintillációs vagy egy gázionizációs detektor esetében. Azonban néhány hátránya is van ennek a technikának. Az egyik ilyen, hogy a félvezető anyagok fajlagos vezetőképessége nagy, ezáltal nagyobb alapáram szükséges a működéshez, amely hatására zajosak lehetnek a felvételek. Ezen kívül problémát okozhatnak a kristályhibák, illetve az, hogy a félvezető detektorokat hűteni kell. [29][30]

2.6.4 Atomok sávszerkezete

Ahhoz, hogy jobban megértsük a félvezető detektorok működését, tisztában kell lennünk az atomok sávszerkezetével. A félvezető anyagok sávszerkezetét a kvantummechanika írja le, amely azt mondja, hogy a szabad atomok körül keringő elektronok, csak adott energiaértékűek lehetnek. Azonban a kristályrácsban ez megváltozik, itt az egymáshoz közel eső energiaszintek sávokká alakulnak. Ezen tulajdonság alapján az anyagokat alapvetően három fő csoportba sorolhatóak, ezek a vezető, szigetelő és a félvezető anyagok. [29][30]

A szigetelő anyagok esetében a vegyértéksáv és a vezetési sáv között található úgynevezett „tiltott sáv” viszonylag nagy. A vezető anyagokban ezzel ellentétben ez a sáv átfed egymással, így bennük az elektronok szabadon vándorolhatnak, azaz elektromosan vezetők. [6][29][30]

A félvezető anyagok viszonylag különlegesek. Adott körülmények között, például gerjesztés nélküli állapotban a vezetési sáv üres, de a vegyértéksáv töltve van elektronokkal, ilyenkor szigetelőként viselkednek. Azonban, ha valamilyen hatás éri őket, legyen az hő vagy jelen esetünkben a radioaktív sugárzás, akkor a vezetési sávba egy vagy több elektron képes átugrani, így válva vezetővé. [6][29][30]

A mai tudásunk szerint a két legalkalmasabb anyag gamma-sugárzás detektálására a szilícium és a germánium. Ezen anyagok kristályrácsaiba beépülhetnek szennyezők. A szennyeződések közül lehetnek olyanok, amelyek a gyártási folyamat során véletlen kerülnek a kristályba, azonban vannak olyan szennyeződések, amelyeket tudatosan építünk be a rácsba. A szennyezők alapján két típusú félvezető anyagok különböztetünk meg. Az egyik az n-típusú úgynevezett donor szennyezett, míg a másik a p-típusú akceptor szennyezett félvezető. [29][30]

A donor szennyezett félvezető anyagok esetében valamilyen öt vegyértékű anyagok használunk, mint például a foszfor vagy az arzén. Ekkor a donor többlet elektronnal rendelkezik, amely azt eredményezi, hogy egy elektron a vezetési sávba fog jut, amellyel növeli a vezetőképességet az anyagban. [6][29][30]

Ezzel ellentétben az akceptor szennyezett félvezetőknél három vegyértékű anyagokat alkalmazunk, ilyenek lehetnek a bór vagy gallium. A három vegyértékelektron miatt a vegyértéksávban elektron-hiány fog fellépni, amely hatásra úgynevezett „lyuk” fog létrejönni. Itt ez a tulajdonság fogja megnövelni a vezetőképességet. [6][29][30]

2.6.5 A félvezető detektor működése

A félvezető detektorokat másnéven záróréteges detektoroknak is nevezik. Ezen detektorokban egy p- és egy n-típusú félvezető anyagok érintkeztetünk egymással, ennek hatására

töltés kiegyenlítődés folyamata indul meg és kialakul egy úgynevezett kiürített réteg, amely a detektorunk érzékeny térfogata lesz. A kialakuló töltésmegoszlás, olyan lesz mintha egy síkkondenzátorunk lenne. A két félvezető anyag között térerő jön létre, amely egyenes arányban van a kiürített tartomány szélességével. Ezen folyamatok az anyagok belső szerkezetében játszódik le, elektromosan semleges. Amennyiben feszültséget kapcsolunk a kialakított rácsunkra a kiürített tartomány kiszélesedik, így a létrejövő töltéshordozókat könnyen összetudjuk gyűjteni. Ezen folyamat során a rácsban potenciálkülönbség alakul ki. [6][29][30]

2.7 A munkám során alkalmazott mérőberendezés

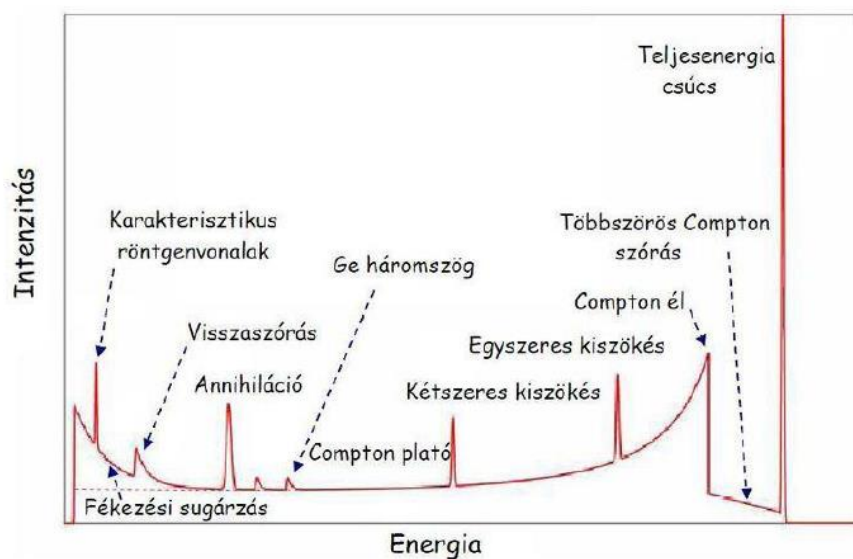
A mérőberendezés áll egy detektorból, előerősítőből, erősítőből, nagyfeszültségű tápegységből és egy- vagy sokcsatornás analízátorból. Továbbá fontos rész az ólomtorony, amely az alacsony háttérrel hivatott biztosítani. A detektor folyékony nitrogénes hűtést igényel a félvezető anyag tulajdonságai miatt, valamint, hogy jó felbontású spektrumot kaphassunk, illetve vákuumkamrába helyezik el. A tokozás anyaga lehet berilliumból, alumíniumból vagy karboepoxiból. Ha az elektronikus egységeket nézzük, azt mondhatjuk, hogy kiemelt szerepe van a tápegységnek, hiszen ez biztosítja a szükséges feszültséget a méréshez. A jelfeldolgozás első része az előerősítő, ennek célja, hogy minél nagyobb jel/zaj arány állítson elő. Ezután következik az erősítő, melynek feladata az impulzusformálás és az erősítés. Az utolsó egység az analízátor, amely a kapott jeleket csoportosítja a beérkező sugárzás energiája szerint. Ez az egység lehet egy és sokcsatornás is. [31][32] A detektor energiafelbontása függ a gamma-sugárzás által keltett töltéshordozók számával. A mérés szempontjából kiválóan alkalmas mivel összetett spektrumokat is képesek vagyunk kiértékelni vele. Alapvetően a detektor hatásfoka energia függő, de nagyjából 20-40 %-os egy NaI(Tl) detektorhoz képest. [31]



3. ábra HPGe félvezető detektoros mérőberendezés

2.7.1 Spektrum minőségi és mennyiségi értékelése

Ha egy félvezető detektorral felvett spektrumot vizsgálunk, azt láthatjuk, hogy vannak bizonyos tipikus pontok, amelyek rendre megjelennek bennük. Nagyjából 200 keV alatt fotócsúccsal találkozhatunk, közepes energiáknál azonban már megjelenik az úgy nevezett Compton-él és Compton-tartomány. Amennyiben a gamma-energia eléri az 1,02 MeV-es értéket, akkor a párkeltés kölcsönhatása fog lejátszódni, amely egy külön csúcsban fog összpontosulni. Abban az esetben, ha kis méretű a detektorunk, akkor kiszökési csúcsokkal is találkozhatunk. Ezeken túl a teljesenergia csúcs esetében fog megjelenni azok a jelek, amelyek esetében a gamma-sugárzás a teljes energiáját leadta az detektorunkban. [31][32]



4. ábra Gamma-sugárzó izotóp elvi spektruma HPGe félvezető detektorral, forrás: [31]

2.8 Térképkészítésre alkalmazott szoftver bemutatása

A dolgozatban bemutatott térképeket QGIS nevű szoftverrel készítettem el, ebben a fejezetben ezt a programot szeretném röviden bemutatni. Ezen szoftver egy nyílt forráskódú, ingyenes térinformatikai szoftver, amelyet 2002-ben alkottak meg egy SourceForge projekt keretében. Az alkalmazás fő előnye, hogy bárki számára szabadon hozzáférhető, szerkeszthető, illetve a programozása C++ segítségével történik, ezáltal egy könnyen használható, grafikus felhasználói felülettel rendelkezik. Eredetileg a megalkotók csak egy térképnézegető szoftvert akartak létrehozni, de az évek során hatalmas fejlődésen ment keresztül a program, amely által ma alkalmas fejlett térinformatikai elemzésre, térképek elkészítésére. Az alkalmazás képes kezelni raszteres és vektoros formátumokat is, valamint újabb és újabb modulok segítségével más adatformátumokat is feldolgozni. [33] Továbbá ki kell emelni azt is, hogy a szoftver alkalmas számos interpoláció elvégzéséhez, ezt a tulajdonságát a térképek készítése során én is kihasználtam. A térképek gyártása során IDW interpolációt alkalmaztam az adatokra. Az IDW interpoláció során a mintapontok súlyozása történik, amely a két mintapont közötti távolságon alapszik. A program e folyamat során minden mintaponthoz súlyozási együtthatókat rendel. Ennek a módszernek van egy hátránya is, ami abból áll, hogy ha nem egyenletesek a mintaadatpontok az interpoláció eredménye romolhat. A program a interpolált réteget kétdimenziós raszterréteggé hozza létre. [34]

3. Mecseki túraútvonalak radiológiai felmérése

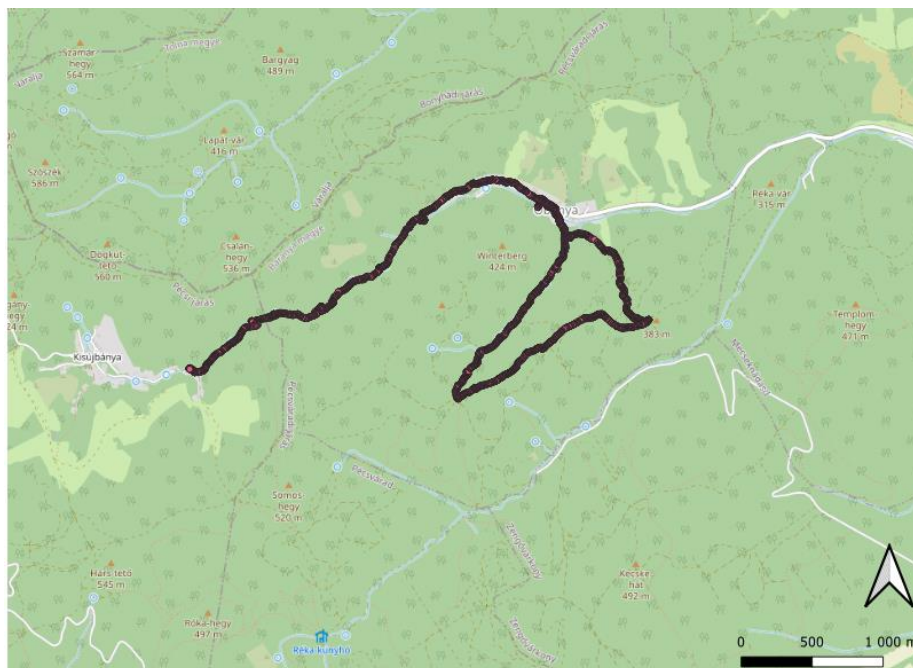
Ebben a fejezetben be szeretném mutatni a kísérlet megvalósítását, külön kitérve a kapcsolódó mérésekre, mintavételekre, illetve a helyszíneire. Valamint ebben a részben kitérek a gamma-spektrometriai mérés technika segítségével történt mérések eredményeinek és a kiértékelési lépéseinek a bemutatására.

3.1 Mérési helyszínek és mintavétel

Ahogy a bevezetőben már említettem két mecseki túraútvonalat választottam ki a vizsgálathoz. Az egyik a Mecsek keleti oldalán található Óbánya település közelében húzódó gyalogút, a másik pedig a Nyugat-Mecsekben található Kővágószőlős menti útvonal, ahol az egykor uránbánya is működött. Ezen útvonalak mentén gyűjtöttem víz, talaj, valamint mohamintákat.

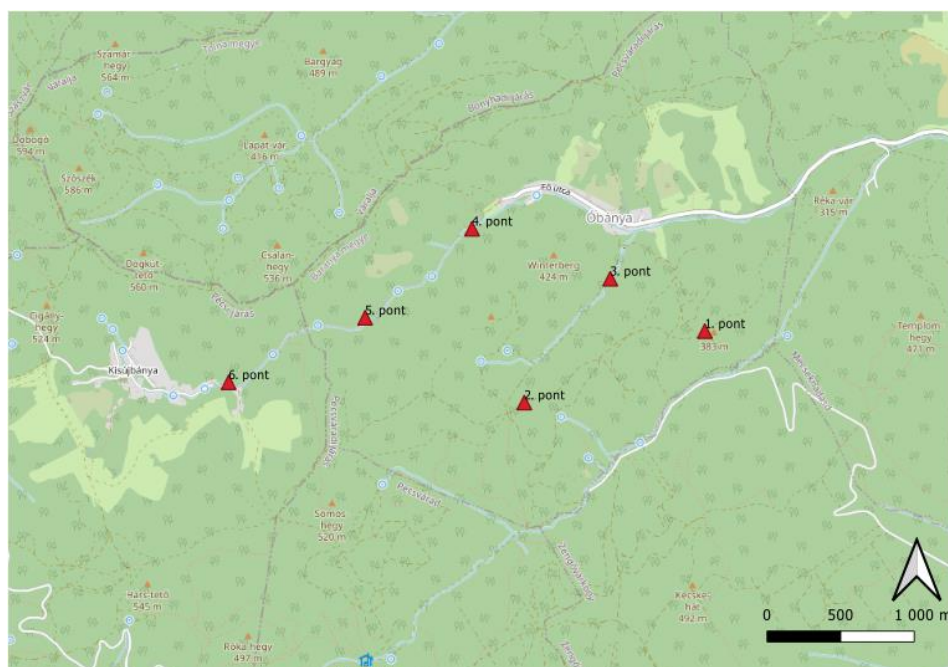
3.1.1 A Keleti-Mecsek üvegtermő erdőségei

Az első túrámat Óbányán tettem meg 2022. március 14-én kora tavasszal. A település eredeti neve Altglashütte, amiből egyből érthető is, hogy miért ezt a nevet kapta a túraútvonal. A pécsi és a villányi borvidék borait az itt készült üvegekben. A túraútvonal Óbányáról indul Kisújbánya felé a központi hegyek között, miközben érintjük a Réka- és az Óbányai-völgy erdőségeit, találkozhatunk kibillent helyzetű mészkőlapokkal is, ami a Ferde-vízesést hozta létre, valamint főbb látványosság a Csepegő-szikla is. Ezt az útvonalat azért választottam, mert változatos és a túraútvonal mellett több helyen is előbukkan egy patak, ami lehetőséget nyújtott a vízminták megvételéhez. Kőzetet tekintve nagyrészt jura kori mészkővel találkozhatunk. Ha a korábbi iparágakat szeretnénk megemlíteni elmondhatjuk, hogy híres az óbányai kerámia, amely a térségben található nemesagyagból készült, majd a későbbiekben a szénbányászaté lett a főszerep. A túra teljes hossza 10,4 km. [3] A táv során az egyik útjelzésnél véletlenül téves irányba fordultam le, így egy picit módosított útvonalon hajtottam végre. Ezt az alább látható térképen (5. ábra)szemléltetem.



5. ábra Óbányai módosított túraútvonal

A túra során összesen 6 pontban vettem talaj, moha, illetve vízmintát, ahol elérhető volt, talaj és mohaminta mindenhol rendelkezésre állt, ezzel ellentétben vízminta csak 4 pontban tudtam venni. Ezzel a gyakorisággal átlagosan 1,5 km-ként történt mintavétel. A mérőpontokat a következő térképen (6. ábra) mutatom be.



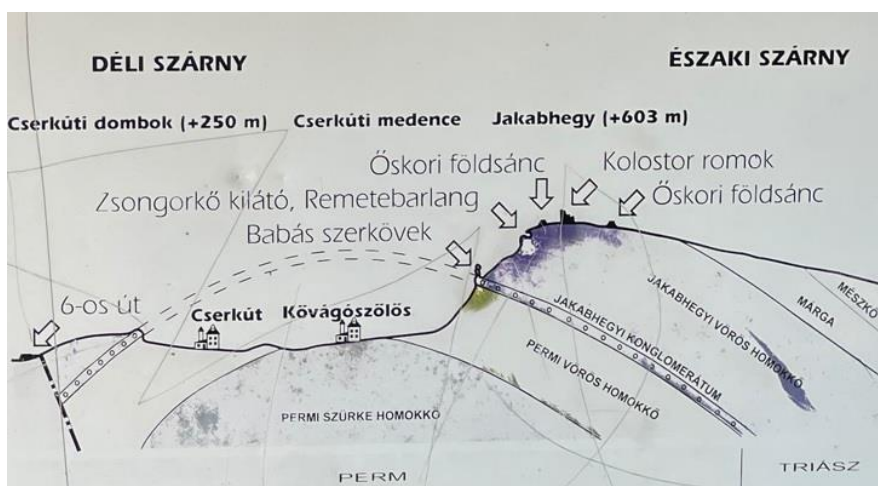
6. ábra A túra alatti mintavételi helyek

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

A második túrára 2022. június 6-án tettem meg a Kővágószőlős mellett található útvonalon. Kővágószőlős mellett azért tettem le a voksomat, mert az itt található homokkőből bányászták ki az uránércet az 1950-es évektől kezdődően egészen a rendszerváltásig. A túra során érintettem a Zsongorkövet, amely kőzetét tekintve alsó-triász korú, vörös homokkőből áll, amely gyakori lelőhelye az uránnak. A homokkő réteg alatt triász kori üledékek találkoznak, amely egy durva kavicsos konglomerátum. Ezen réteg alatt perm kori szürke és vörös homokkővet találhatunk. A kréta időszak folyamán a perm és a triász rétegek felgyűrődtek. [3][35][36] Ezeket a rétegeket a következő térképen (7. ábra, 8. ábra) láthatjuk.

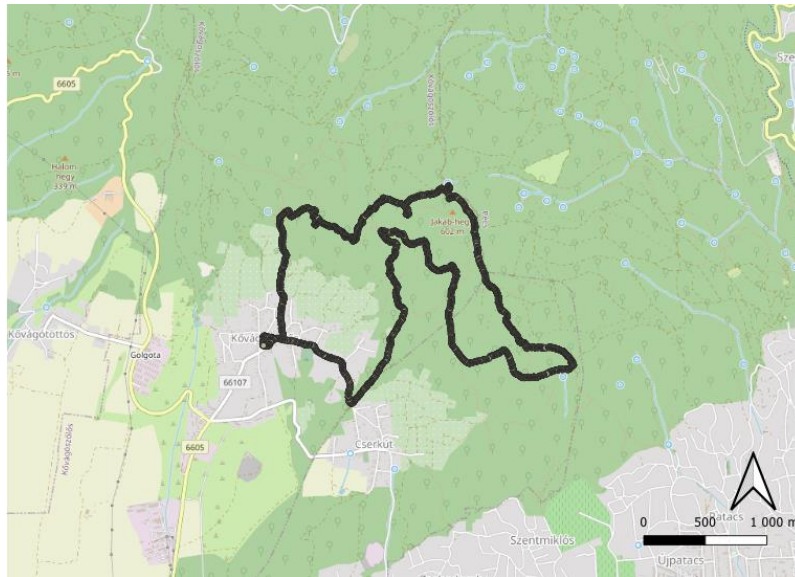


7. ábra Nyugat-Mecsek vázlatos földtani térképe, forrás: [36]



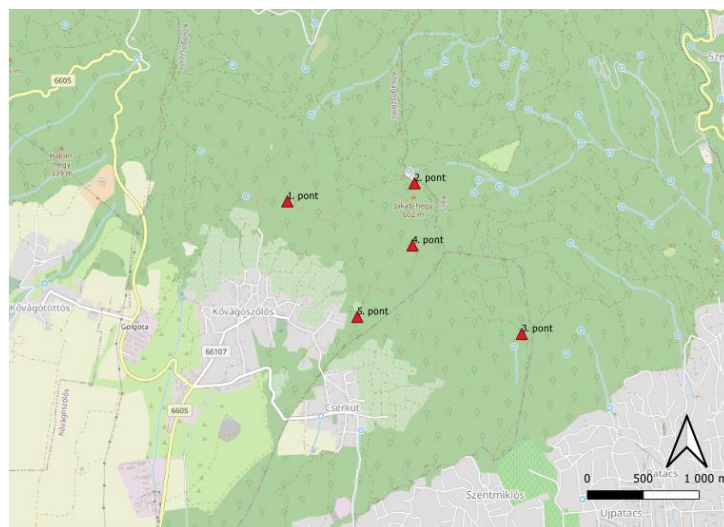
8. ábra Földtani szelvény a Jakab-hegytől a cserkúti dombokig, forrás: [36]

Az általam bejárt túraútvonal 11,1 km hosszú volt. Ezúttal figyelmesen követve a jelzéseket a „hivatalos” útvonalat sikerült bejárnom, amit az alábbi térképen (9. ábra) láthatunk.



9. ábra Kővágószőlős túraútvonal

Az útvonal bejárása során összesen 5 pontban vettem talaj és mohamintákat, vízminta vételére nem volt lehetőségem, mivel a helyszínen nincsen semmilyen vízfolyás. Talajból 5 mintát vettem, míg mohából csak 4 helyen tudtam. Ezzel a gyakorisággal nagyjából 2 km-ként vettem mintákat. A mintavételi helyeket az alábbi térképen (10. ábra) mutatom be.



10. ábra Kővágószőlős mintavételi helyek

3.1.3 Mintavételi eszközök

A mérésekhez szükséges mintákat saját eszközökkel vettem, de mintavétel szabályait betartva.

Az általam használt eszközöket a következő kép (11. ábra) szemlélteti.



11. ábra Mintavételi eszközök

Az ásás megkezdéséhez a spatulát használtam, ezután a talajt csavarhúzóval lazítottam, majd a kimérőkanál segítségével vettem meg a talajmintákat. Ez a módszer hatékonynak bizonyult. A minták körülbelül 10 cm-es talajmélységből származtak. Egy ilyen gödröt láthatunk a következő képen (12. ábra).



12. ábra Talajmintavételi gödör

A vízminták esetében üvegeket használtam, amelyek vételénél a mintavétel szabályait szintén betartottam. Háromszor mintával történő átöblítés után vettem meg őket. A moháknál nagyrészt fakéregről származtak a minták, illetve ritkább esetben a talajfelszínről.

3.2 Gamma-spektrometriai mérés kivitelezése

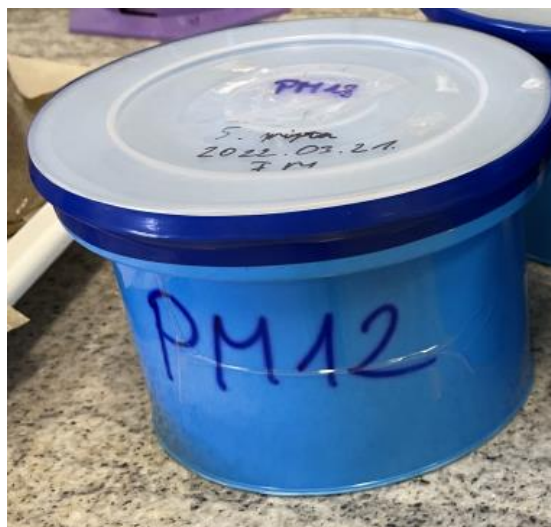
Ebben az alfejezetben bemutatásra kerül az elvégzett mérés lépései, képekkel illusztrálva.

3.2.1 Mintaelőkészítés

A mérés kezdő lépéseként mintaelőkészítést végeztem, ami abból állt, hogy a talajmintát és a mohamintát 60 °C-on tömegállandóságig szárítottam (13. ábra). Ezután a talajmintát mozsárban porítottam, majd a nagyobb rögök eltávolítása érdekében szitáltam. Majd egy edény tömegét lemértem, ebbe beletettem a mintát, majd légmentesen lezártam azt. Ezután újra megmértem a tömegét és 30 napra félretettem, hogy a mintában a szekuláris egyensúly beálljon. A vízminták (14. ábra) esetében is 30 napos tárolást kell alkalmazni, azonban ezidő alatt álgásodás következhet be. Ezt megelőzendő cc. sósavat adtam hozzá.



13. ábra Minta a szárítószekrény után



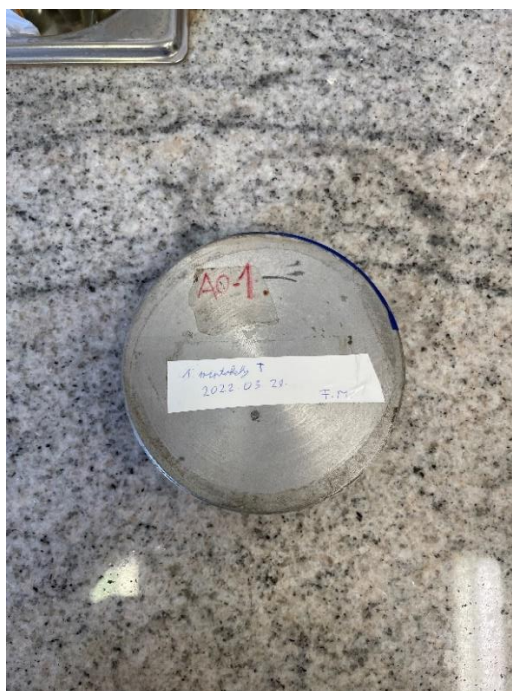
14. ábra Tárolásra előkészített vízminta

3.2.2 Mintafeldolgozás

Amint kellően kiszáradt a talajminta, elővettem két porcelán mozsarat egy-egy hozzá tartozó törővel, illetve egy szitát is. Az egyik mozsár az őrlésre, míg a másik az átszitált talaj gyűjtésére szolgált. A szemmel látható nagy köveket, egyéb idegen tárgyakat kiválogattam. A finomra őrült talajt átszitáltam (15. ábra). Ezután elővettem egy Marinelli edényt, amelynek a tömegét lemértem. Az edényt színültig töltöttem, majd légmentesen lezártam. Továbbá feljegyeztem a talaj tömegét. A légmentes zárás (16. ábra) itt azt jelenti, hogy szigetelőszalaggal ragasztottam körbe az edényt a fedője mentén. A mohaminták esetében a mintafeldolgozás aprításból állt, amit késes aprítóval végeztem el. A többi művelet a fentiekkel megegyező módon történt.



15. ábra Talajminta szitálása



16. ábra Talajmintával töltött Marinelli-edény

3.2.3 Minták mérése

A készüléket bizonyos időközönként egy megfelelő standard forrással kalibrálni kell, valamint háttér mérésre is szükség van, hogy el tudjuk végezni a minták kiértékelését. A 30 napos várakozási idő letelte után elkezdtem naponta mérni a mintákat. Maga a mérési folyamat abból állt, hogy első lépésként behelyeztem a készülékbe a Marinelli edényt. Ezután a műszerhez kapcsolt szoftver segítségével elindítottam a mérést, amely 80 000 másodpercig tartott.

3.2.4 Kapott spektrumok kiértékelése

Ha röviden szeretnénk összefoglalni az elvégzett kiértékelést, akkor azt mondhatjuk, hogy első körben felvettem a spektrumokat. Ezután nettó beütésszámot olvastam le a megfelelő energiáknál. Következő lépésként a mérési időt olvastam le, amiből beütésszámot lehet számolni. A standard mérés görbe egyenletét felhasználva megkaptam a minta komponensek szerinti aktivitását, amelyet a minta tömegével leosztva kaptam meg az aktivitás koncentráció értékeket, az egyes anyagokra. A spektrumok kiértékeléséhez az APTEC nevű programot használtam, amely az egyetemen rendelkezésre állt, szabadon letölthető program.

Első lépésként egy standard mintával töltött edényt behelyeztem a HPGe félvezető detektoros készülékbe, majd elindítottam a mérést. A kapott spektrumot az APTEC szoftverrel elemeztem ki, itt szükséges leolvasni a nettó beütés számot, a mérési időt, illetve annak dátumát. Ezekből az adatokból eljuthatunk hatásfok energiafüggését ábrázoló görbéhez, amelyből a görbe egyenletre van szükségünk. A következő lépésben háttérrel mértem a készülékkel, amely esetén üresen tettem be egy Marinelli edényt. A fent említett hatásfok energia összefüggés görbe meghatározásának menetét a következőkben fogom bemutatni.

Környezeti standard adatai:

2. táblázat Környezeti standard adatok 1. rész

Izotóp	Energia [keV]	Nettó beütésszám	λ [1/nap]	A_0 [Bq]	$T_{1/2}$ [nap]
Am-241	59,54	11099400	4,39E-06	5060	158004
Cd-109	88,03	248503	1,50E-03	14630	461,9
Ce-139	165,85	0	5,04E-03	836,4	137,64
Co-57	122,06	65780	2,55E-03	891,3	271,8
Co-60	1173,24	2932461	3,60E-04	2799	1925,2
Co-60	1332,5	2670458	3,60E-04	2799	1925,2
Cs-137	661,66	6159984	6,32E-05	2466	10976
Sn-113	391,69	0	6,02E-03	2701	115,09
Sr-85	513,99	0	1,07E-02	5376	64,85
Y-88	1836,01	0	6,50E-03	5747	106,63
Cr-51	320,08	0	2,50E-02	20720	27,704

3. táblázat Környezeti standard adatok 2. rész

Izotóp	A [Bq]	Gamma gyakoriság	η	lnE	ln η
Am-241	5,02E+03	0,359	3,79E-02	4,0866	-3,2739
Cd-109	8,96E+02	0,0361	4,72E-02	4,4777	-3,0532
Ce-139	0	0,7995	0	5,1111	0
Co-57	7,74E+00	0,8559	6,10E-02	4,8045	-2,7968
Co-60	1,43E+03	0,998	1,26E-02	7,0675	-4,3734
Co-60	1,43E+03	0,9998	1,15E-02	7,1948	-4,4688
Cs-137	2,19E+03	0,8521	2,03E-02	6,4948	-3,8989
Sn-113	0	0,6416	0	5,9705	0
Sr-85	0	0,983	0	6,2422	0
Y-88	0	0,9935	0	7,5154	0
Cr-51	0	0,0983	0	5,7686	0

A táblázatban dőlt, félkövér betűtípussal szereplő izotópok már nem találhatók meg a standardban, mivel már elbomlottak.

A számítás menetét Cd-109-es izotópra mutatom be. Első lépésként ki kell számolni, hogy hogyan változott az aktivitás a standardnak a gyártási ideje és a mérés között.

Gyártási dátum: 2016.12.01.

Mérés ideje: 2022.01.05.

$$A_0 = 14630 \text{ Bq}$$

$$T_{1/2} = 461,9 \text{ nap}$$

$$t = 1861 \text{ nap}$$

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = \frac{\ln 2}{461,9 \text{ nap}} = 1,5 * 10^{-3} \text{ 1/nap}$$

$$A = A_0 * e^{-\lambda t} = 14630 \text{ Bq} * e^{-1,5 * 10^{-3} \text{ 1/nap} * 1861 \text{ nap}} = 8,96 * 10^2 \text{ Bq}$$

Hatásfok meghatározása:

$$t_m = 162713,72 \text{ s}$$

$$N = 248503$$

$$\eta = \frac{N}{k_\gamma * t_m * A} = \frac{248503}{0,0361 * 162713,72 \text{ s} * 8,96 * 10^2 \text{ Bq}} = 4,72 * 10^{-2}$$

Ezután vettem az energia és a hatások természetes alapú logaritmusát. Mindegyik izotóp esetén az itt látható módszert alkalmaztam. Ezután ábrázoltam a hatások természetes alapú logaritmusát az energia természetes alapú logaritmusának függvényében, amelyre illeszttem egy harmadfokú polinomot, így megkapva a hatások energiafüggésének egyenletét (6.2.4.1).

$$\ln \eta = 0,1324 * (\ln E)^3 - 2,5434 * (\ln E)^2 + 15,361 * \ln E - 32,637 \quad (6.2.4.1)$$



17. ábra Hatások-energia összefüggés

Ezután következett a konkrét környezeti minták kiértékelése. Ahogy már korábban említettem az első túráim során 4 pontban vettem vízmintát, a második túráim során sajnos nem volt lehetőség vízmintát venni. Ennek ellenére, azért egy vízminta esetében mutatom be a számítás menetét, mert itt találhatjuk meg a legtöbb számítási érdekességet. A kiértékelés során az energiáknak megfelelő csúcsokból nyertem a nettó beütésszám adatokat a minta és a háttér értékeknél is. A számítás menetét a **K-40-es izotópra mutatom be a 6. számú mintában.**

N [cps] értékek meghatározása:

$t_m \text{ víz} = 80514,62 \text{ s}$

$t_m \text{ háttér} = 160333,16 \text{ s}$

$$N[\text{cps}] = \frac{N}{t_m} = \frac{2145}{80514,62 \text{ s}} = 0,02664 \text{ cps}$$

$$N[\text{cps}] = \frac{N}{t_m} = \frac{4267}{160333,16 \text{ s}} = 0,02661 \text{ cps}$$

N[cps]különbség meghatározása:

$$0,02664 \text{ cps} - 0,02661 \text{ cps} = 0,00003 \text{ cps}$$

Majd ezután vettem az energia természetes alapú logaritmusát, aztán ezzel az értékkel és az első ábrán kapott egyenlet segítségével meghatároztam a hatásfok természetes alapú logaritmusát.

$$\ln \eta = 0,1324 * (7,286)^3 - 2,5434 * (7,286)^2 + 15,361 * 7,286 - 32,637$$

$$\ln \eta = -4,5252$$

$$\eta = e^{-4,5058} = 0,0108$$

A minta K-40 aktivitásának számítása:

$$A = \frac{N}{\eta * k_\gamma} = \frac{0,00003 \text{ cps}}{0,0108 * 0,1066} = 0,0241 \text{ Bq}$$

K-40 aktivitáskoncentráció számítása:

$m_{\text{minta}} = 0,19592 \text{ kg}$

$$\text{Aktivitáskoncentráció [Bq/kg]} = \frac{A}{m} = \frac{0,0241 \text{ Bq}}{0,19592 \text{ kg}} = 0,1228 \text{ Bq/kg}$$

4. táblázat 6. vízmintavételi helyen mért értékek 1. rész

Izotóp	Bomlástermékek	Energia [keV]	Gyakoriság	Nettó beütésszám	Háttér nettó beütésszám
Ra-226	Pb-214	295	0,1828	0	0
		351	0,3534	0	1085
	Bi-214	609	0,4516	649	1463
		1120	0,1478	328	955
		1764	0,1536	598	1382
Th-232	Tl-208	583	0,3055	0	0
		2614	0,3585	735	199
	Ac-228	911	0,258	0	0
K-40	K-40	1460	0,1066	2145	4267

5. táblázat 6. vízmintavételi helyen mért értékek 2. rész

Izotóp	Bte.	Minta [cps]	Háttér [cps]	N	lnE	ln η	η
Ra-226	Pb-214	0,0000	0,0000	0,0000	5,6870	-3,1854	0,0414
		0,0000	0,0068	0,0000	5,8608	-3,3187	0,0362
	Bi-214	0,0081	0,0091	-0,0011	6,4118	-3,8073	0,0222
		0,0041	0,0060	-0,0019	7,0211	-4,3398	0,0130
		0,0074	0,0086	-0,0012	7,4753	-4,6282	0,0098
Th-232	Tl-208	0,0000	0,0000	0,0000	6,3682	-3,7670	0,0231
		0,0091	0,0012	0,0079	7,8686	-4,7386	0,0088
	Ac-228	0,0000	0,0000	0,0000	6,8145	-4,1707	0,0154
K-40	K-40	0,02664	0,02661	0,00003	7,2862	-4,5252	0,0108

6. táblázat 6. vízmintavételi helyen mért értékek 3. rész

Izotóp	Bte.	A [Bq]	Aátlag [Bq]	[Bq/kg]
Ra-226	Pb-214	0,0000		
		0,0000		
	Bi-214	-0,1061		
		-0,9769		
		-0,7943		
Th-232	Tl-208	0,0000		
		2,5143	2,5143	12,8334
	Ac-228	0,0000		
K-40	K-40	0,0241	0,0241	0,1228

A fenti táblázatok értékei esetén láthatjuk, hogy bizonyos esetekben negatív értéket kaptunk az aktivitásra, amely valószínűleg abból adódik, hogy a háttér értéke nagyobb volt, mint a ténylegesen mért beütésszám.

A többi minta esetében is bomlástermékek alapján határoztam meg az aktivitáskoncentrációt, ott annyi változtatást kell tenni, hogy több csúcs is tartozik egy izotóphoz, amelynél úgy jártam el, hogy vettem a kapott aktivitások átlagát és abból számoltam tovább. Illetve ahol negatív értéket tapasztaltam ott csak a pozitív előjelűeket vettem számításba.

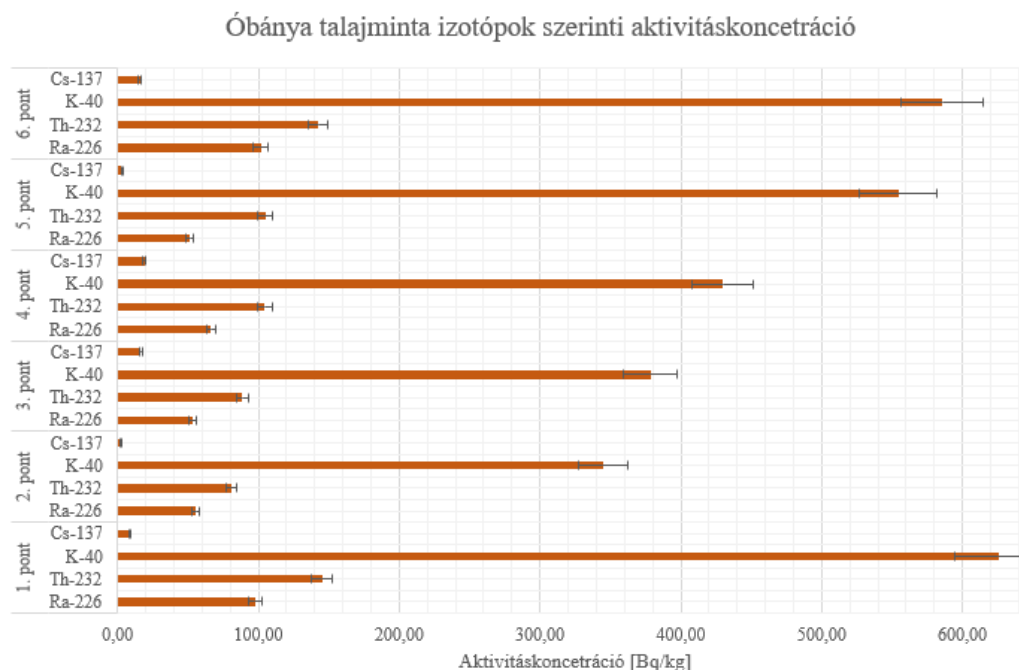
4. Eredmények

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

4.1 Óbánya

A mérésből származó adatokat mintatípusonként ábrázoltam a bennük kimutatott radioizotópok szerint. A diagramok mindegyikénél az X tengelyen került ábrázolásra a számított aktivitáskoncentrációk összegei az egyes izotópokra nézve, erre azért volt szükség, mert bizonyos anyagok esetében több bomlástermék is kimutatásra került, így azok aktivitáskoncentrációit összeadtam. Az itt leolvasható adatok mindegyike Bq/kg egységben értendők. Az Y tengelyen az egyes mintavételi pontokon mért izotópok szerepelnek.

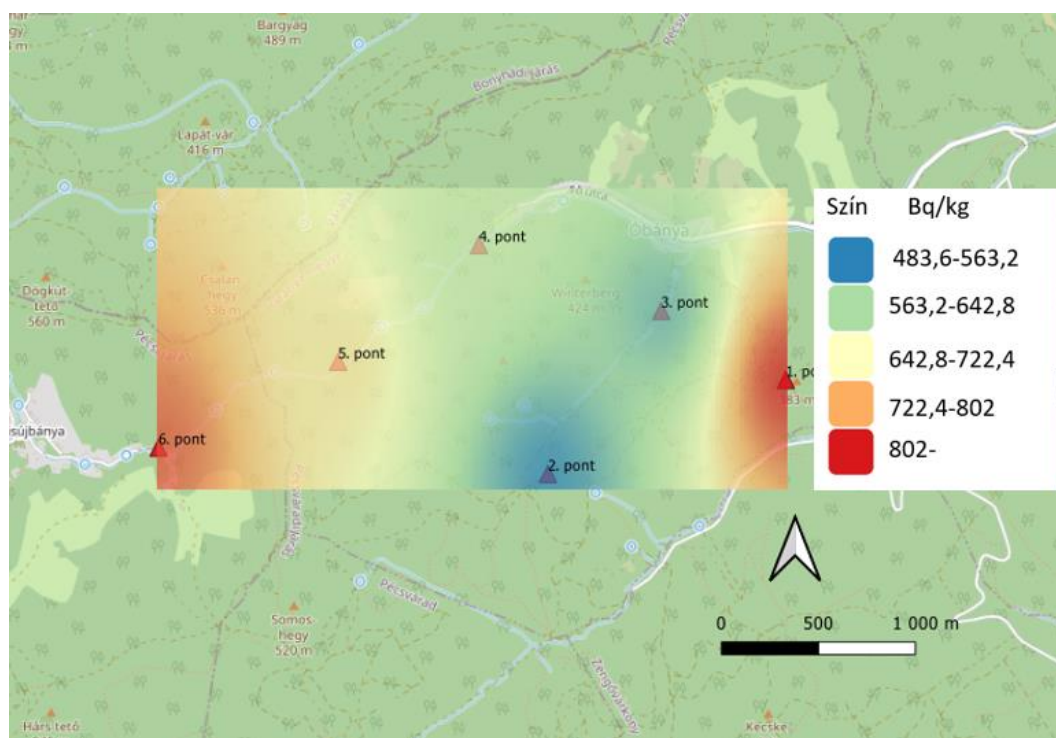
4.1.1 Talajminta



18. ábra Óbánya talajminta mérése

Ahogy a fenti diagramon (18. ábra) is láthatjuk az óbányai talajmintáknál a földkéregben leggyakrabban előforduló radioizotópokat sikerült kimutatni, ezek közül kivétel a Cs-137. Ez az anyag atomerőmű balesetek következtében juthat ki a környezetbe, így valószínűsíthető, hogy az 1986. április 26-án bekövetkezett csernobili atomerőmű baleset során került erre a területre, mint légköri kihullás. A Cs-137 felezési ideje 30,07 év [37][38], ebből is látszik, hogy viszonylag sokáig megtalálható a környezetünkben. A legnagyobb mért érték 19 Bq/kg, míg a legkisebb 2,58 Bq/kg volt. Továbbá azt is megfigyelhetjük, hogy K-40 izotópnál mindegyik

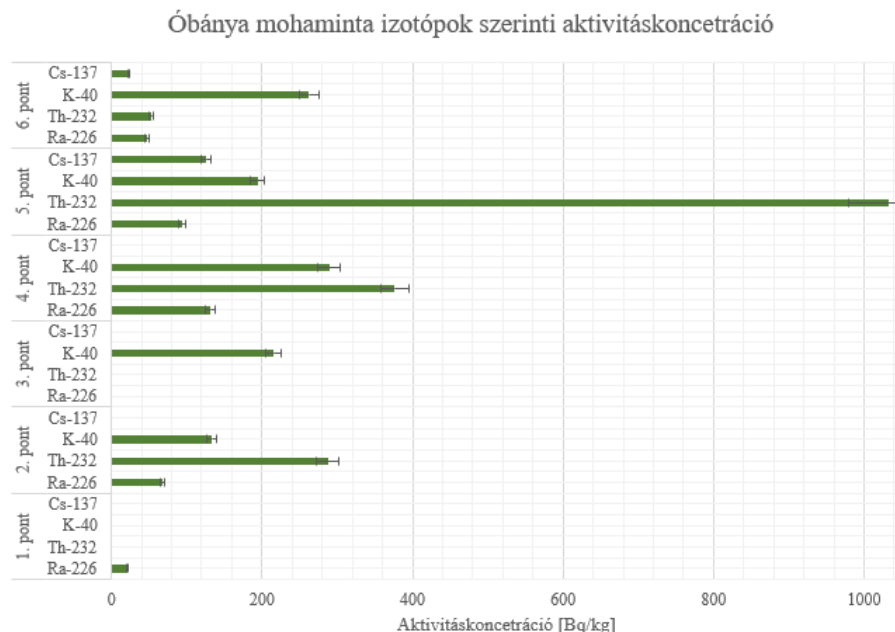
mintánál magasabb értékeket mértem. Egy korábbi fejezetben bemutatott táblázattal (1. táblázat) összehasonlítva, az értékek egy esetben (2. pont) a magyarországi és két esetben (2., 3. pont) a világátlag alatt marad K-40 tekintetében. A másik két izotóp esetében mind a magyarországi, mind világátlag feletti értékeket mértem, ami a helyi kőzet sajátosságaiból adódhat. Az adatokból, térképet is készítettem, ezt a következő ábrán láthatjuk.



19. ábra Óbánya talajminta összaktivitáskoncentráció értékek

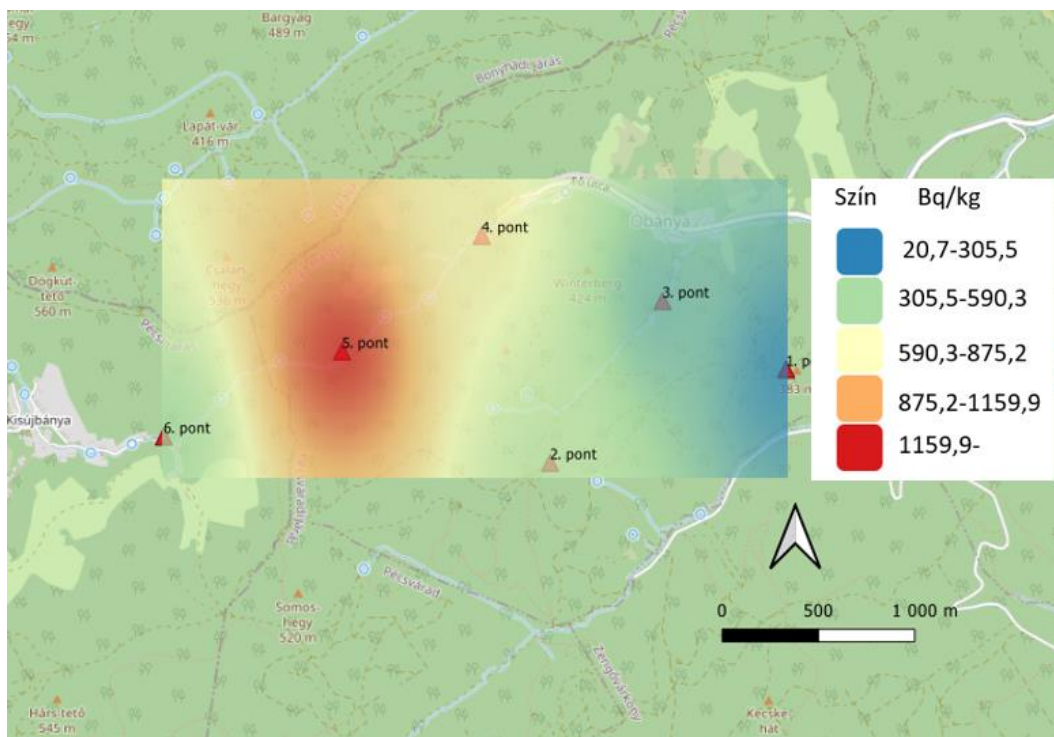
A térképen (19. ábra) a diagrammal összhangban láthatjuk, hogy az 1. és 6. számú mintavételi helyen mért értékek voltak a legmagasabbak, míg a 2. és 3. számú pontnál nagyjából fele akkora értékek adóttak, amelyet jól követ a színskála is. Ez magyarázható azzal is, hogy mindkét mintavételi pont hosszan elnyúló domboldal aljánál helyezkedett el, így feltehetőleg az eróziós folyamatok e két területen lokálisan jelentősebbek.

4.1.2 Mohaminta



20. ábra Óbánya mohaminta mérése

A diagramon (20. ábra) láthatjuk, hogy a mohamintáknál már kisebb mennyiségben lehetett kimutatni radioizotópokat. Az 1. számú mintavételi pontban lehetett kimutatni a legkevesebb radioizotópot. Ezzel ellentétben áll az 5. számú mintavételi ponthoz tartozó adatok, amelyeknél a Th-232 izotópnál egy masszívabb kiugrás található 1031,72 Bq/kg-os értékkel. Ez a kiugrás adódhat a moha elhelyezkedéséből is, valószínűleg azon a területen erőteljesebb a légmozgás, amely hatására jobban képes megkötni az izotópokat a moha, illetve Óbánya ezen területe egy völgyben helyezkedik el. Továbbá befolyásoló tényező lehet a moha fajtája, az ott található növényzet és a terület daraboltsága. [39] Két minta esetében (5. és 6. pont) kimutatható volt a mintákban Cs-137 is, amely szintén a korábban említett csernobili atomerőmű balesetéhez köthető.

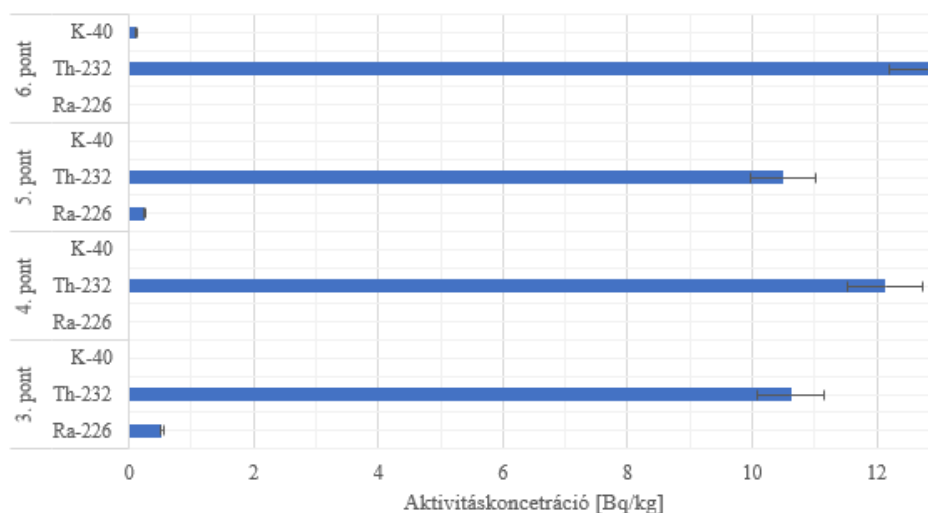


21. ábra Óbánya mohaminta összaktivitáskonzentráció értékek

Ahogy a diagrammnál is itt (21. ábra) is azt láthatjuk, hogy a 5. pont mért értéknél kiugrás tapasztalható, ezt a térképen a piros szín jelzi.

4.1.3 Víz minta

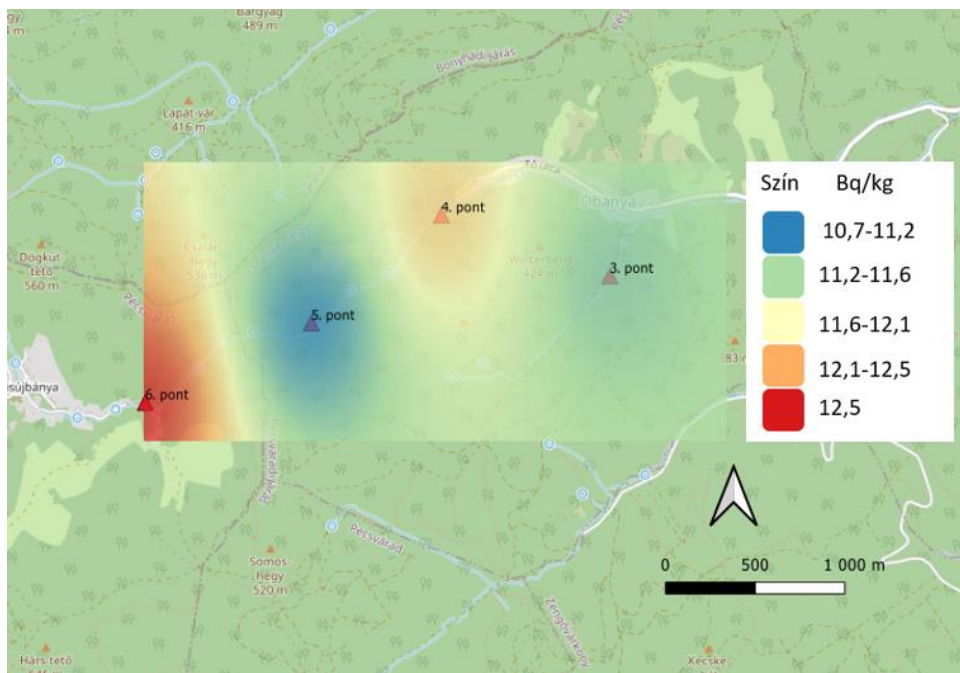
Óbánya vízminta izotópok szerinti aktivitáskonzentráció



22. ábra Óbánya vízminta mérése

Az óbányai vízmintánál kaptam a legalacsonyabb értékeket a vizsgálat során. A vízbe alapvetően vagy légtörő kihullásként, vagy a mederanyag beoldásával kerülhetnek radioizotópok, de ahogy láthatjuk ezek a folyamatokat nem jelentősök, hiszen a korábbi értékek

nagyjából tizedét kaptam. Ra-226 tekintetében 500, illetve 250 mBq/kg értékeket olvashatunk le. Az értékeket összehasonlítva egy lengyel tanulmánnyal azt mondhatjuk, hogy az átlagos értékek között szerepel, hiszen 3-989 mBq/l között mértek Lengyelországban. [40]



23. ábra Óbánya víz összaktivitás-koncentráció értékek

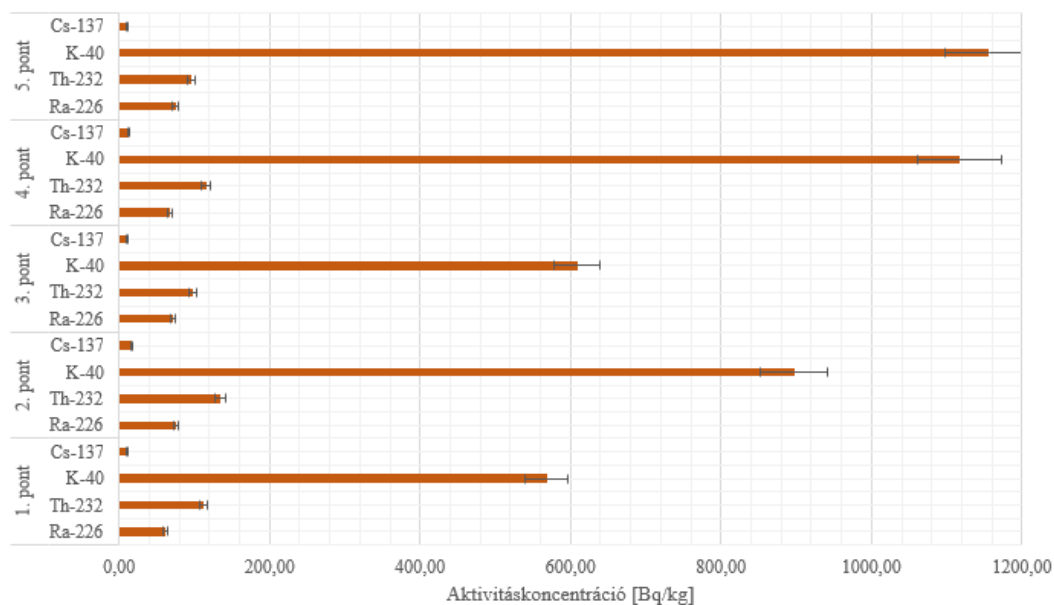
Ahogy térképen (23. ábra) is látszik a túraútvonal mentén csak 4 pontban sikerült mintát vennem. A 4., 5., 6. mintavételi pont ugyanazon patakon történt különböző szakaszokon egyedül a 3. pontban mért értékek származnak egy mellékág méréséből. A legnagyobb összaktivitást a 6. pontban mértem.

4.2 Kővágószőlős

A kiértékelés módszerét illetően a korábbiakban leírtak szerint jártam el. Ezen alfejezetben a kővágószőlősi minták méréséből származó adatokat fogom bemutatni, elemezni.

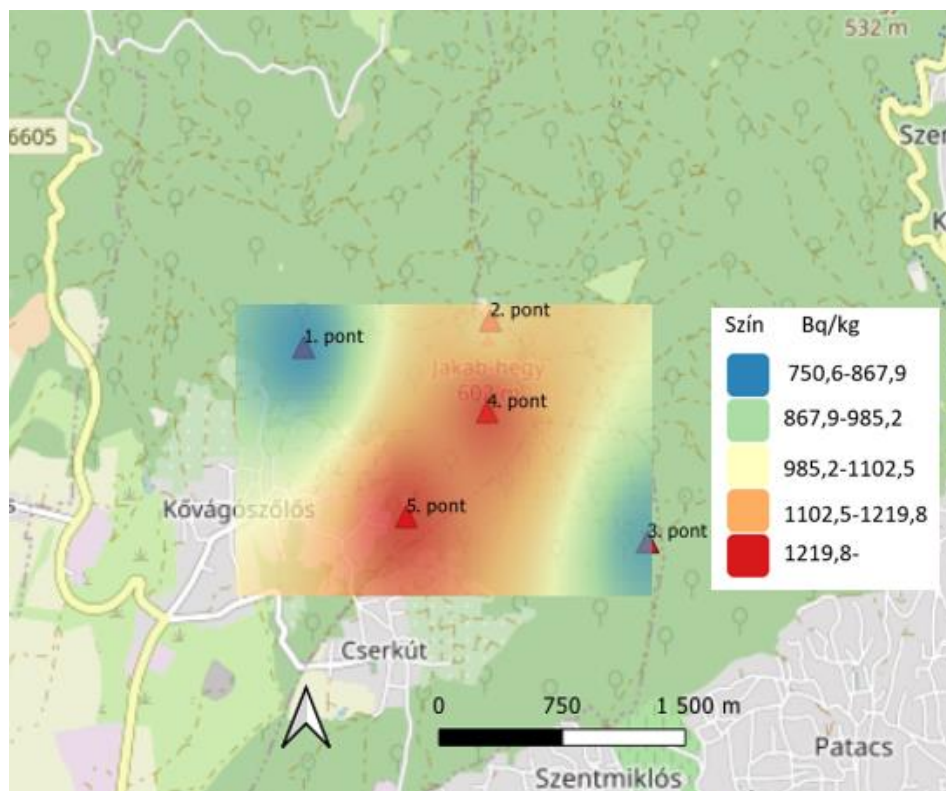
4.2.1 Talajminta

Kővágószőlős talajminta izotópok szerinti aktivitáskoncentráció



24. ábra Kővágószőlős talajminta mérése

Az itt begyűjtött talajminta elemzéséből (24. ábra) szintén látszik, hogy a földkéregben leggyakrabban előforduló elemeket sikerült kimutatni a mintákban. Ezeken túl Cs-137 izotóp is kimutatásra került, amely ebben az esetben is származhat a csernobili atomerőmű balesetből. A mintákban a K-40 izotópból található a legnagyobb mennyiség, ez az 5. mintavételi pontban volt a legmagasabb, 1156,29 Bq/kg-os értékkel. A K-40, Th-232, és Ra-226 aktivitáskoncentrációja esetében, mind a magyarországi, mind a világátlag feletti értékeket mértem, amely a terület közeti adottságaiból adódhat.

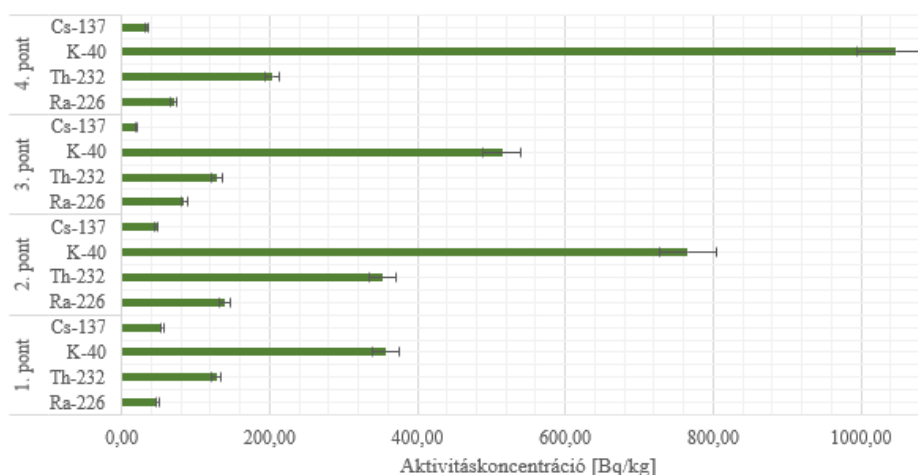


25. ábra Kővágószőlős talaj összaktivitás-koncentráció értékek

Az összaktivitás-koncentráció adatokat térképen (25. ábra) is ábrázoltam. A térképen jól látható, hogy a túraútvonal középső részén magasabb értékeket mértem, mint a két szélsőbb ponton. Ennek oka a domborzat lehet, mivel ezen pontok egy domboldal mentén helyezkednek el, így nagyobb a lejtőszög, illetve az eróziós tevékenység.

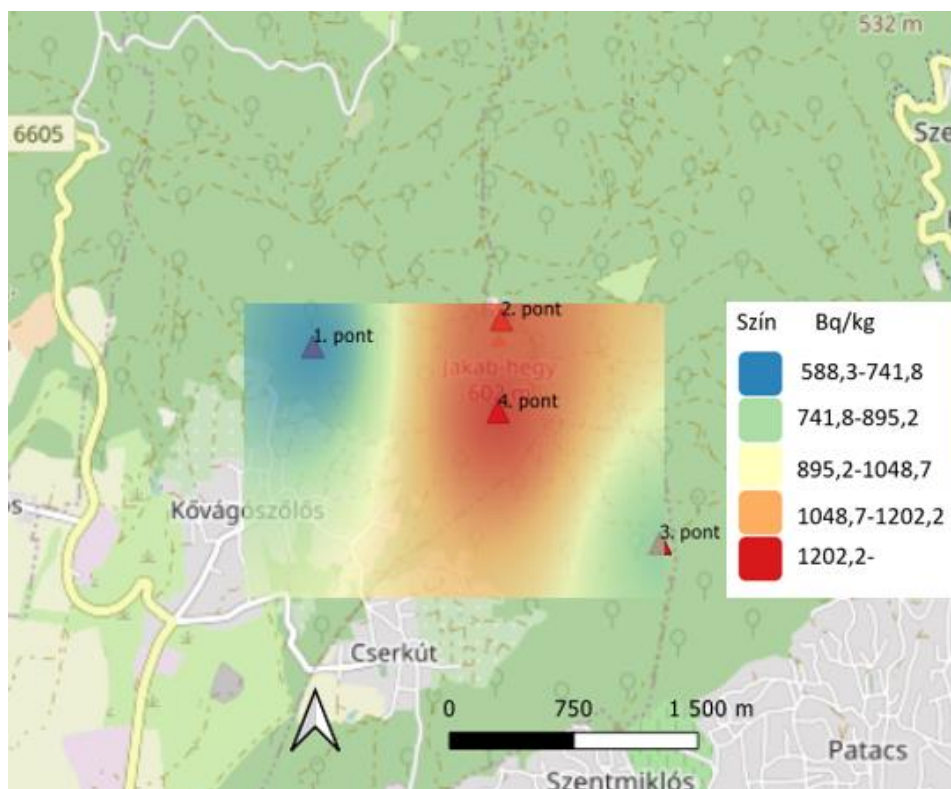
4.2.2 Mohaminta

Kővágószőlős mohaminták izotópok szerinti aktivitásakonzentráció



26. ábra Kővágószőlős mohaminta mérése

Ahogy a diagramon (26. ábra) is látszik, a mohamintáknál is K-40 esetében mértem a legnagyobb értékeket, azonban mintánként a mért mennyiségek között eltérések mutatkoznak. Az 1. mintavételi pontban volt a legalacsonyabb értéket, amely 357,18 Bq/kg-nak adódott, míg a 4. mintánál mutattam ki a legnagyobb értéket 1047,69 Bq/kg-ot. A mintákban ezen kívül voltak Th-232 és Ra-226 izotópok is, valamint Cs-137 is kimutatásra került, amely szintén adódhat a csernobili atomerőmű balesetből. A pontbeli összaktivitás-koncentráció értékeket térképen is ábrázoltam, amit a következőkben láthatunk.



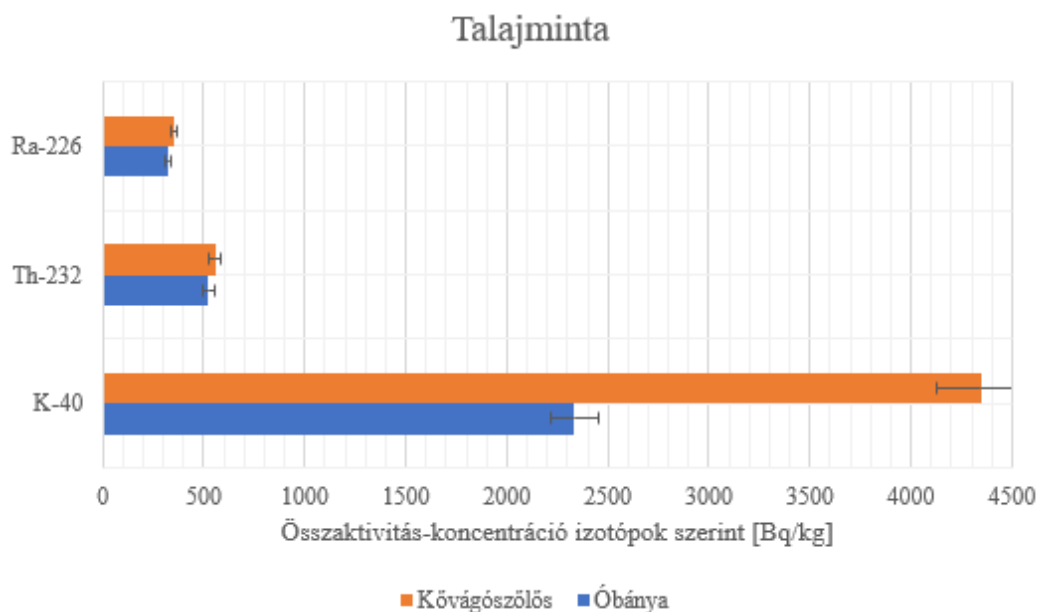
27. ábra Kővágószőlős moha összaktivitás-koncentráció értékek

A térképen (27. ábra) ábrázolt értékekből kitűnik, hogy a második, illetve a negyedik mintavételi pont esetében voltak magasabb összaktivitás-koncentráció értékek hozzávetőlegesen összhangban a talajmintánál tapasztaltakkal.

4.3 A két túraútvonal összehasonlítása

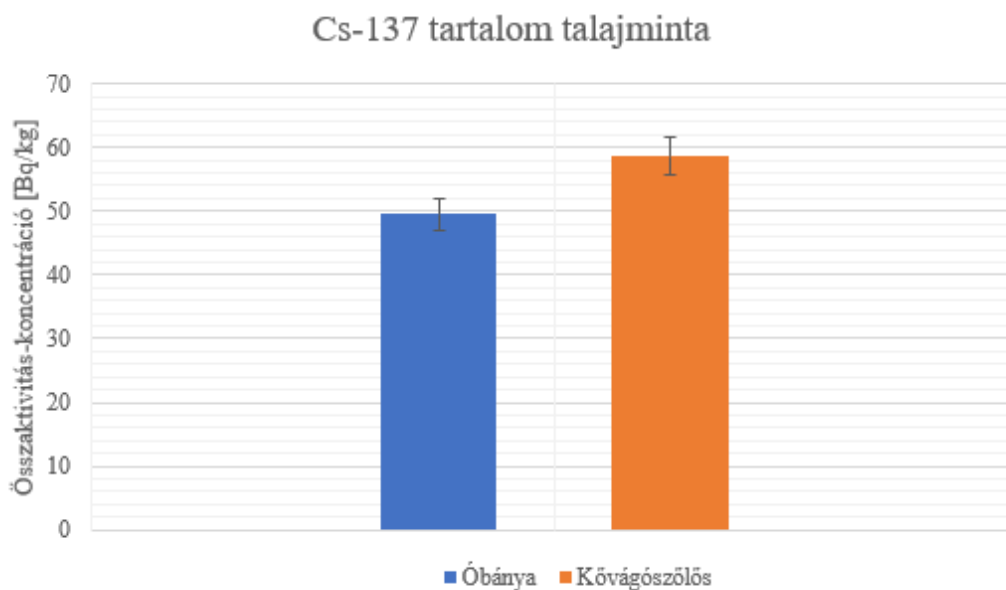
Ebben az alfejezetben megvizsgálom a két terület közötti eltéréseket, illetve hasonlóságokat a mérési adatok alapján. Az óbányai mintavételből származó adatok szolgáltak „referencia” adatokat számomra, amely területen jelentős ipari tevékenység nem folyt. Azonban Kővágószőlősön egykor a mecseki uránbánya működött. Előzetesen Kővágószőlősön vártam magasabb értékeket, pont az ipari tevékenység végett.

A mérési adatokból egyes izotópokra összaktivitás-koncentráció értékeket számoltam és ezeket ábrázoltam diagramokon, külön szedve a leggyakoribb földkéregben előforduló izotópokat és a talaj és mohamintákban kimutatott Cs-137 izotópot. A vízminták esetében nem volt lehetőség az összehasonlításra, mivel a kővágószőlősi túraútvonalnál nem volt az út mentén semmilyen vízfolyás. A következőkben a már említett diagramokat szeretném röviden bemutatni és kielemezni. A lenti diagramon a talajmintáknál ábrázolt értékeket láthatjuk.



28. ábra Leggyakoribb földkéregben előforduló izotópok a két útvonal esetében

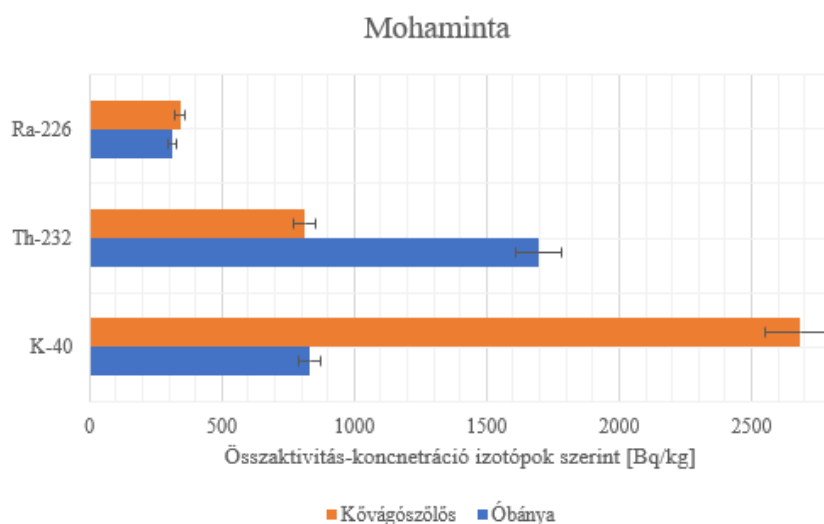
A diagramról (28. ábra) egyértelműen kitűnik, hogy a kővágószőlősi túraútvonalnál találkozhatunk nagyobb aktivitáskoncentráció értékekkel a földkéregben leggyakoribb izotópok esetében. A K-40 izotópnál láthatjuk, hogy nagyjából kétszer akkor az aktivitáskoncentráció értéke Óbányához képest. Ez a különbség betudható az eltérő talaj, illetve kőzettípusoknak. Az óbányai területen inkább az agyagbemósódásos barna erdőtalaj jellemző mészköves alapkőzetten, amíg Kővágószőlős területén úgynevezett pszeudoglejes barna erdőtalaj található homokkő alapkőzettel. Ha lejtőszöget vizsgáljuk a két területen, elmondhatjuk, hogy a Jakab-hegy déli oldalán nagyobb, ezáltal az eróziós folyamatok is jelentősebbek. Ezen tényezőkre visszavezethető a két terület eltérése. [41] A következő diagramon (29. ábra) a Cs-137 izotóp esetében mért értékeket hasonlítom össze a két területről származó talajmintánál.



29. ábra Cs-137 tartalom a két talajminta esetében

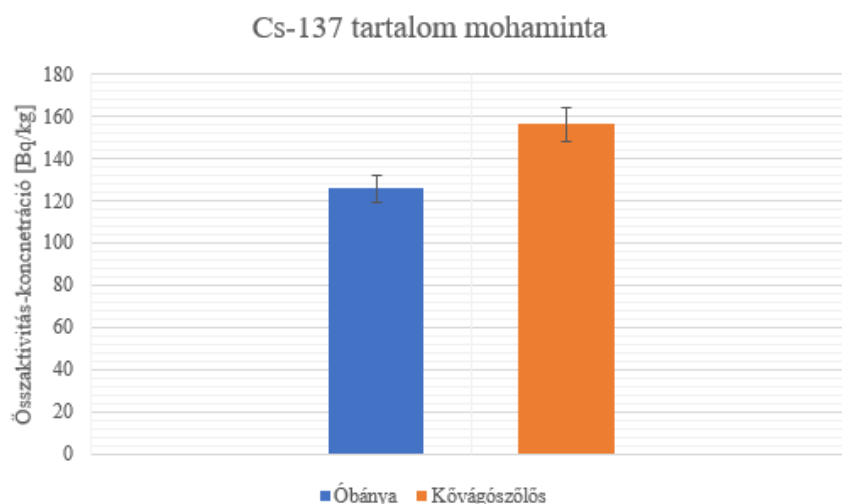
Az ábrán láthatjuk, hogy a Cs-137 izotópnál a kővágószőlősi túraútvonalnál körülbelül 10 Bq/kg értékkel nagyobb mennyiséget mértem, tehát e talajnál nagyobb mértékű volt a talajra történő kihullás és a talajba történő beágyazódás. Ha széljárás tekintetében vizsgáljuk a Mecseket, akkor azt mondhatjuk, hogy mind az északibb, mind a délibb területek kitettsége jelentős. Az eltérő talaj és közettípusnak itt is jelentős szerepe van. A két terület erdőség szempontjából azonosnak tekinthető bükkösök és gyertyános-tölgyesek találhatók meg. [40] A Kelet-Mecsek régió évi csapadékmennyiségben alacsonyabb értékét mutat, mint a Nyugat-Mecsek, ebből is adódhatnak eltérések. [42]

A talajminták után térjünk rá a mohamintáknál tapasztalt értékek összehasonlítására, amelyet a következő grafikonon (**30. ábra**) tudunk nyomon követni.



30. ábra Leggyakoribb földkéregben előforduló izotópok a mohaminták esetében

A diagramon azt láthatjuk, hogy a Ra-226 és a K-40 izotópnál ugyanaz igaz, mint amit a talajmintáknál is láthattunk. Azonban a Th-232 izotópnál azt láthatjuk, hogy az óbányai túraútvonalnál mértem nagyobb értékeket, amely adódhat abból, hogy ezek növények vagy a talajból, vagy eróziós folyamatok útján képesek nagyobb mértékben a mobilissá vált radioizotópokat akkumulálni. Ezen túlmenően eltérnek az egyes mohafajok is, mivel más a morfológiai felépítésük. Az akkumulációt befolyásolja a felszín daraboltsága, a takarónövényzet, a mohák telítettsége, valamint a versengés más növények között. [39][43]A következő diagramon (31. ábra) a mohamintáknál tapasztalt Cs-137 izotópnál mért értékeket mutatom be.



31. ábra Cs-137 tartalom a két mohaminta esetében

A mohamintáknál is hasonlókat tudunk elmondani, mint a talajmintáknál, hogy a kővágószőlősi túraútvonal végigjárása során mértem nagyobb értéket.

5. Összegzés

Összefoglalóan elmondhatjuk, hogy életünk során folyamatosan ér minket sugárzás valamilyen formában, legyen szó természetes vagy mesterséges sugárzásról. Ahogy dolgozatom során láthattuk számos forrásból származhat sugárzás. Vizsgálataim alatt a természetes eredetű sugárzásokra helyeztem a hangsúlyt, azon belül is a gamma-sugárzásra. Ennek keretén belül 2 túraútvonalat jártam végig, arra keresve a választ mennyi sugárzás érhet minket egy-egy ilyen útvonalnál. A mérésekhez talaj, moha és vízmintákat gyűjtöttem és ezeket vizsgáltam gamma-spektrometriai módszerrel. Ezek után mintatípusonként elemeztem a kapott értékeket, illetve a jobb szemléltetés céljából térképen is ábrázoltam azokat. Továbbá összehasonlítást tettem a két túraútvonal között és próbáltam keresni a választ a felmerülő különbségekre. Összegzésként szeretnék bemutatni egy táblázatot, amely számszerűen tartalmazza talajminták esetében a mért és számított átlagértékeknek a világátlaghoz és a magyar átlaghoz való viszonyulásukat, illetve egy másikat, amely a mohamintákra vonatkozó átlagértékeket tartalmazza. A táblázat értékei mindkét esetben Bq/kg egységben értendők.

7. táblázat Átlagértékek összevetése

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 értékeiből láthatjuk, hogy Th-232 és Ra-226 izotópoknál minimálisan nagyobb értékeket kaptunk, mint a világátlag, azonban K-40 esetében nagyobb különbség tapasztalható, amely a terület eltérő talaj és kőzet adottságaiból következhet, de kijelenthetjük, hogy ezen értékek összemérhetők a világ és a magyarországi átlaggal.

8. táblázat Átlagértékek egy orosz tanulmányhoz képest

Izotóp	Orosz tanulmány [44]	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

A táblázatban látható értékek könnyebb megértése érdekében meg kell említeni, hogy az egyes mohafajok között igen nagy eltérések lehetnek radionuklid akkumuláció szempontjából. [44] Az értékeket összevetve láthatjuk, hogy az óbányai mohamintánál a Th-232 izotópnál láthatunk nagyobb értéket, amely visszavezethető az eltérő növény borítottsága, illetve a felszín daraboltságára, de ez esetben is elmondhatjuk, hogy kiugróan nagy értékkel nem találkozhatunk.

Távlati terveim között szerepel a minták alfa-spektrometriai elemzése, illetve a talajminták radonexhalációjának vizsgálata is. Ezen további mérések elvégzésével lehetőség nyílik dózisszámítások elvégzésre is.

Végkonklúzióként leszűrhetjük, hogy egyik túraútvonalnál sem kapunk több sugárzást, mint otthon vagy a városban sétálva, sőt a túraútvonal végigjárása jótékonyan hathat a szervezetünkre.

Irodalomjegyzék

- [1] CULICOV, O. A., et al. Active moss biomonitoring applied to an industrial site in Romania: relative accumulation of 36 elements in moss-bags. Environmental monitoring and assessment, 2005, 108.1: 229-240.
- [2] VUKOVIĆ, Gordana, et al. Air quality in urban parking garages (PM10, major and trace elements, PAHs): Instrumental measurements vs. active moss biomonitoring. Atmospheric environment, 2014, 85: 31-40.
- [3] MOL Természetjáró weboldal adatai
- [4] <http://nupek.eu/index.php?lang=hu&g=textcontent/radioactivity/radioactivity>
Megtekintés dátuma: 2022. 07. 13.
- [5] Benkő Zs. I., Csővári M., Divós F., Kovács T., Pátzay Gy., Raics P., Somlai J., Várhegyi A.: Sugárvédelem. Veszprém, Pannon Egyetem Környezetmérnöki Intézet, 2011. Interneten (2022. 07. 13.): <https://tudastar.mk.uni-pannon.hu/anyagok/14-sugvedelem.pdf>
- [6] Dr. Csordás Anita, Pannon Egyetem, Radioökológia órai diasor
- [7] Győrfi T.: Környezetünk sugárzásai. Gradus, 2015, Vol 2, No 2 257-262. Interneten (2022. 08. 01.): http://real.mtak.hu/110666/1/2015_2_AGR_007_Gyorfi.pdf
- [8] Fábián F.: Kalibrációs módszer fejlesztése passzív toronmonitorokhoz, Doktori (PhD) értekezés, Pannon Egyetem, 2017. Interneten (2022. 09. 11.): <https://core.ac.uk/download/pdf/154397581.pdf>
- [9] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Exposures from natural sources. Report to the General Assembly, Annex B, United Nations, New York, 2000.
- [10] World Nuclear Association, Naturally-Occurring Radioactive Materials (NORM), 2020 April Interneten (2022. 08. 10.): <https://world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/radiation-and-health/naturally-occurring-radioactive-materials-norm.aspx>
- [11] XOCHITL Longstaff, The Health and Environmental Impact of Uranium Mining. Submitted as coursework for PH241, Stanford University, 2017. Interneten (2022. 10. 25.): <http://large.stanford.edu/courses/2017/ph241/longstaff1/>
- [12] HUSSON, Angélique, et al. Environmental geochemistry and bioaccumulation/bioavailability of uranium in a post-mining context–The Bois-Noirs Limouzat mine (France). Chemosphere, 2019, 236: 124341.
- [13] DE JESUS ALVES, Lander, et al. Uranium transfer in grasses grown on mining waste and natural soil. Journal of Environmental Radioactivity, 2022, 251: 106973.

- [14] IAEA, 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
- [15] Dr. Csordás Anita, Pannon Egyetem, PAKS II. Akadémia Nukleáris környezetvédelem alapjai órai diasor
- [16] Urák I.: Épített környezet monitorizálása. Egyetemi jegyzet, Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Természettudományi és Művészeti Kar, Kolozsvár, 2007. Interneten (2022. 09. 08.): t.sapientia.ro/data/dokumentumok/segedanyag-epített-környezet-monitorizalasa.pdf
- [17] Csintalan Zs., Tuba Z., Ötvös E., Rabnecz Gy.: Táj- és országos léptékű mohabioindikációs módszerek és alkalmazásuk. Magyar Tudomány, 2007, 2007/10, 1288. oldal, Interneten (2022. 09. 08.): <http://www.matud.iif.hu/07okt/07.html>
- [18] PARK, Kyung-Ho, et al. 134Cs and 137Cs radioactivity in soil and moss samples of Jeju Island after Fukushima nuclear reactor accident. *Applied Radiation and Isotopes*, 2013, 81: 379-382.
- [19] BARISIC, D., et al. Moss Biomonitoring as a Tool for Radiological Exposure Assessment. 2013.
- [20] UZIEL, M. S.; TINER, P. F.; WILLIAMS, J. K. Surface radiological investigations at two creek receiving runoff from White Wing Scrap Yard, Oak Ridge Reservation, Oak Ridge, Tennessee. Environmental Restoration Program. Oak Ridge National Lab., TN (United States), 1994.
- [21] 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%A1sa_ptg
- [22] <https://kami-ker.hu/milyen-hatasai-vannak-a-sugarzasnak/> Megtekintés dátuma: 2022. 07. 29.
- [23] DESOUKY, Omar; DING, Nan; ZHOU, Guangming. Targeted and non-targeted effects of ionizing radiation. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 2015, 8.2: 247-254.

- [24] https://www.doki.net/tarsasag/radiologia/upload/radiologia/document/sugarved1_c.html Megtekintés dátuma: 2022. 07. 29.
- [25] Nagy L.: A reaktorfizika alapjai. Paksi Atomerőmű Zrt. Oktatási Főosztály, 1999, Atomerőmű üzemeltetési alapok tanfolyami jegyzet 43-44.
- [26] https://fizipedia.bme.hu/index.php/Szcintill%C3%A1ci%C3%B3s_detektorok Megtekintés dátuma: 2022. 09. 07.
- [27] http://eta.bibl.u-szeged.hu/2174/2/szcintillcis_detektorok.html Megtekintés dátuma: 2022. 09. 07.
- [28] 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
- [29] 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
- [30] 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>
- [31] Dr. Somlai János, Pannon Egyetem, Nukleáris mérés technika órai anyag
- [32] Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Laboratórium Gyakorlatok, Gamma-spektrometriai vizsgálatok HPGe félvezető detektorral, Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék, 2020.
- [33] QGIS Felhasználói kézikönyv, Előszó alfejezet. Interneten (2022. 09. 08.): https://docs.qgis.org/3.16/hu/docs/user_manual/preamble/foreword.html
- [34] QGIS Egy könnyed bevezetés a GIS-be, Spatial Analysis (Interpolation). Interneten (2022. 09. 09.): https://docs.qgis.org/3.22/hu/docs/gentle_gis_introduction/spatial_analysis_interpolation.html?highlight=idw
- [35] Dr. Csordás Anita, Pannon Egyetem, Atomerőmű üzemeltetési szakmérnök képzés tananyaga, Nukleáris üzemanyag ciklus órai diasor
- [36] Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, Túraútvonal mellett kihelyezett tájékoztató tábla

- [37] Szabó K. Zs., Udvardi B., Horváth Á., Bakacsi Zs., Pásztor L., Szabó J., Laczkó L. Szabó Cs.: A talajok cézium-137 koncentrációja Pest megyében. Nukleon, 2012. V. évf. 109. 1. oldal. Interneten (2022. 09. 11.): http://atomfizika.elte.hu/akos/publ/nukleon_cs.pdf
- [38] Országos Atomenergia Hivatal, Az országos környezeti sugárvédelmi ellenőrző rendszer (OKSER) 2019. évi jelentése, Budapest, 2020. december, 32. Interneten (2022. 09. 20.): [https://www.haea.gov.hu/web/v3/oahportal.nsf/CBF9186CAC21900AC1257F2C004E9451/\\$File/okser_J_2019_vegleges_alairt.pdf](https://www.haea.gov.hu/web/v3/oahportal.nsf/CBF9186CAC21900AC1257F2C004E9451/$File/okser_J_2019_vegleges_alairt.pdf)
- [39] WATTANAVATEE, Komrit; KRMAR, Miodrag; BHONGSUWAN, Tripob. A survey of natural terrestrial and airborne radionuclides in moss samples from the peninsular Thailand. Journal of environmental radioactivity, 2017, 177: 113-127.
- [40] CHMIELEWSKA, Izabela, et al. Radium measurements in bottled natural mineral-, spring-and medicinal waters from Poland. Water Resources and Industry, 2020, 24: 100133.
- [41] Hoyk E. A Nyugat-Mecsek növényzetének értékelése optimalizációs térkép alapján, Földrajzi Konferencia Szeged, 2001. Interneten (2022. 09. 20.): <https://docplayer.hu/4059310-A-nyugat-mecsek-novenyzetenek-ertekelese-optimalizacios-terkep-alapjan-hoyk-edit-1-bevezetes.html>
- [42] Simor F., Kéri M. A Mecsek hegység éghajlata, Magyar Tudományos Akadémia Dunántúli Tudományos Intézet, 1974. Interneten (2022. 09. 20.): http://real-j.mtak.hu/6884/1/MTA_DunantuliTudIntKozlomenyek_18.pdf
- [43] RAMLI, A. Termizi; HUSSEIN, A. Wahab MA; WOOD, A. Khalik. Environmental ²³⁸U and ²³²Th concentration measurements in an area of high level natural background radiation at Palong, Johor, Malaysia. Journal of environmental radioactivity, 2005, 80.3: 287-304.
- [44] RYZHAKOVA, Nadezhda K., et al. Contents of macro-, microelements and long-lived radionuclides in the medicinal plants belonging to the wetland community of Siberian region, Russia. Phytochemistry Letters, 2017, 22: 280-286.