



**Országos Tudományos Diákköri
Konferencia
2023**



**A Bakony régió környezeti elemeinek radiológiai
állapotfelmérése**

Készítette: György Péter

Témavezető: Dr. Tóth-Bodrogi Edit

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

A pályamunka lezárásának dátuma: 2023. 01. 03.

Tartalomjegyzék

1	Bevezetés, célkitűzés	1
2	Elméleti áttekintés	2
2.1	Az embert érő sugárterhelés	4
2.2	Sugárzás biológiai hatása.....	6
2.3	Gamma-sugárzás kölcsönhatása az anyaggal	7
2.4	Főbb gamma-sugárzó radionuklidok jellemzése	9
2.5	Gamma-sugárzás detektálása.....	10
2.6	Radioaktív egyensúlyok	13
2.7	A Bakony.....	14
3	Kísérlet.....	17
3.1	Mintatípusok, mintavétel.....	17
3.2	Mintaelőkészítés	19
3.3	Energia-hatásfok kalibráció	21
3.4	Készülékek háttérfelvétele.....	25
3.5	Környezeti minták mérése	26
3.6	2021. évi őszi környezeti minták mérési eredményei.....	30
3.7	2022. évi tavaszi környezeti minták mérési eredményei.....	34
3.8	2022. évi őszi környezeti minták mérési eredményei.....	37
3.9	Eredmények értékelése	38
4	Összefoglaló	41
5	Irodalomjegyzék	42

1 Bevezetés, célkitűzés

Tudományos diákköri kutatásom tárgya a Bakony térségének egy komplex, hosszabb időszakot felölelő radioökológiai vizsgálata, amelynek során többféle környezeti elemen (talaj, víz, moha) keresztül mértem fel a térség néhány pontján a főbb radionuklidok jelenlétét. Kutatásom során olyan helyszíneket jelöltem ki, amelyek lefedik a Bakony térségét, reprezentálják a környezetben megtalálható izotóptartalmat, valamint, amennyiben lehetséges talaj-, víz-, és mohaminta is gyűjthető a helyszínen. A Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszékének nagy múltja van a különböző minták radionuklidainak a kvantitatív, valamint kvalitatív méréseiben. A tanszéken korábban folyt már kutatás dohánynövény, valamint gombák Po-210 tartalmának a vizsgálatáról, építőanyagokban a természetes izotópok dúsulásának a vizsgálatáról, illetve foszfortartalmú műtrágyák radiológiai vizsgálatáról. A most vizsgálandó Bakony térségben is folytak korábban különböző felmérések: vizsgálták a forrásvizek főbb gamma-sugárzó izotópjainak összetételét és az azok fogyasztásából származó belső sugárterhelés becslését, mohamintákon keresztül monitorozták a térség levegő-minőségét, valamint az itt található NORM (Naturally Occuring Radionuclide Materials) tározók környezetében (pl. vörösiszap tározó, Ajka) rendszeresen végeznek monitoring felméréseket [1][2][3][4][5]. Léteznek bizonyos indikátor fajok például ilyenek a gombák, illetve a mohák, amelyek életfolyamatuk során a környezetükből radionuklidokat is megkötnék, illetve megköthetnek. Az ilyen indikátorfajok vizsgálatával képet kaphatunk a terület azon izotópkoncentrációjáról, amelyet az adott faj akkumulál. Kutatásom célja, hogy átfogó képet kapjak a Bakony környezeti elemeinek a főbb gamma-sugárzóradioizotóp tartalmáról, valamint a mért értékeket összehasonlítsam különböző időszakok adataihoz képest. A régió ipari tevékenysége aktív, a felmérés célja, hogy feltérképezze, ezek a tevékenységek okoznak-e sugárzásnövekményt a környék környezeti elemeiben. Maga a felmérés egy éves időtartamot ölel fel, hogy az értékek éves változását követni tudjam. A kijelölt helyszíneken talaj-, víz-, és mohamintákat gyűjtöttem, majd ezeket visszaszállítva és feldolgozva a laboratóriumban meghatároztam a főbb természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációját félvezető detektoros gamma-spektrometriai módszerrel, különös tekintettel a Ra-226, Th-232 és K-40 izotópokra. Jelen dolgozatban az első féléves felmérés eredményeit mutatom be.

2 Elméleti áttekintés

A sugárzás térben és időben szétterjedő energiát jelent. Csoportosítani tudjuk a sugárzásokat a közvetítő részecske vagy elektromágneses sugárzás alapján, illetve hatásuk és forrásuk alapján. Ionizáló sugárzásról akkor beszélünk, ha akkora energiát közvetít a sugárzás, hogy hatására egy atomból vagy molekulából elektromos töltéssel rendelkező ion keletkezik. Radioaktivitásról pedig akkor beszélünk, ha az elem adott izotópjainak spontán egy vagy több jellemzője az idő függvényében megváltozik, miközben energiát sugároz ki. Az energiahordozó lehet foton, részecske, vagy egy kisebb tömegű hasadványtermék [6].

Az atomok egy központi atommagból és az azt körülvevő elektronfelhőből állnak. Az atommagot protonok és neutronok építik fel. Korábban a tudósok többféle atommodellt is felállítottak. Az egyik ilyen kezdetleges atommodell az úgynevezett Thomson-féle modell. Itt úgy képzeltek el az atommagot, mintha az elektronok úgy oszlanának el a protonokkal, hogy középponton szimmetrikusak, így kifele semleges töltésűek. Ez a modell szerint az atomnak tömörnek kell lennie, azonban ezt később cáfolták. A következő atommodell a Bohr-modell. Ez egy kvantumos jellegű modell, miszerint az elektronok az atommag körüli pályán helyezkednek el és csak bizonyos megengedett pályán keringenek. Ez azonban nem vette figyelembe az elektronok hullámtermészetét. Ezt csak a kvantummechanika megszületése után lehetett leírni a kvantummechanikai atommodellel. Ez a modell szerint az elektronokat hullámfüggvényekkel lehet leírni, ami hely és idő függő. A meghatározott elektronok pályákon pedig adott helyen is időben egy tartózkodási valószínűséggel lehet jellemezni az elektronokat [6].

Alfa sugárzásról akkor beszélünk, amikor a radioaktív atommag úgy stabilizálódik, hogy közben egy két protonból és két neutronból álló, nehéz, kétszeresen pozitív töltésű, kvázi hélium atommagot kisugároz. Ilyenkor a rendszáma az izotópnak kettővel, míg a tömegszáma négyel csökken. Ez egy diszkrét energiájú sugárzás, amely energiája 3 és 9 MeV közötti lehet. Erősen roncsoló hatású, nagy fajlagos ionizációval bíró ionizáló sugárzás, amely levegőben néhány cm-t képes megtenni, miközben rengeteg ionpárt kelt a pályája mentén. Árnyékolást alkalmazni könnyű ellene, akár egy laboratóriumi gumikesztyű is elegendő, azonban szervezetbe kerülve súlyos következményeket okozat. Természetes és épített környezetünkben az egyik leginkább veszélyt jelentő alfa sugárzó izotóp a radon és leányelemei, amelyek szintén alfa sugárzók. A radioaktív nemesgáz könnyedén a tüdőbe kerülhet, leányelemei viszont szilárd nehézfémek, amelyek a tüdő belső falán megtapadva fejtik ki káros hatásukat. Alfa sugárzás

általában nehezebb atommagok esetében tud megvalósulni. Az alfa sugárzás magyarázatához kvantummechanikai ismeretek is szükségesek. Az alfa bomlás a Coulomb-gát taszító kölcsönhatása miatt nem tudna megvalósulni. Azonban, ha az alfa részecskének is létezik egy hullámfüggvénye és ennek a hullámfüggvénynek van olyan kis tartózkodási valószínűsége, amely a Coulomb-gáton kívül van, akkor az alfa bomlás be fog tudni következni, ezt kvantummechanikai alagút-effektusnak nevezik [7].

A béta sugárzások esetében meg kell különböztetni két esetet, az egyik a béta pozitív bomlás, míg a másik a béta negatív bomlás. A béta negatív bomlás, akkor következik be, ha neutrontöbblete van az atommagnak. Ilyenkor egy neutron protonná alakul, majd egy elektron és antineutrínó részecskepár kerül kibocsátásra. Mivel a stabilizálódás következtében az energia két részecske között oszlik meg, ezért a béta negatív bomlás nem diszkrét, hanem folytonos spektrumú. Béta negatív bomlás esetében a rendszám eggyel nő, míg a tömegszám változatlan marad. Béta pozitív bomlás akkor következik be, ha az atommag protontöbblettel rendelkezik. Ilyenkor a stabilizálódás úgy következik be, hogy egy proton neutronná alakul, miközben egy pozitron és neutrínó részecske pár kisugárzódik. Mivel szintén két részecske között oszlik meg a stabilizálódás közben felszabaduló energia, ezért a spektrum folytonos. Béta pozitív bomlás esetében a rendszám eggyel csökken, míg a tömegszám változatlan marad. Béta pozitív bomlás esetében a pozitron részecske nagyobb kinetikus energiára tud szert tenni, mint az elektron. Ez a Coulomb-gát pozitív töltése teszi lehetővé, ami a kilépő pozitront taszítani, míg a kilépő elektront vonzani fogja. A béta sugárzások közepes hatótávolságúak, levegőben pár métert képesek megtenni, árnyékolás ellenük könnyű elemekkel lehetséges, például alumíniummal. 10 keV és 10 MeV közötti energiájúak, folytonos eloszlással, gyakran szóródnak, levegőben. Nehéz elemekkel, például ólommal tilos bétasugárzást árnyékolni, ugyanis a béta részecskék a mag erőterével is képesek kölcsönhatni. Ilyenkor a mag vonzó hatása miatt a béta részecske iránya eltérül és lassulni fog. Ekkor azonban úgynevezett fékezési röntgensugárzás is keletkezik, amely már egy sokkal nagyobb áthatolóképeségű elektromágneses sugárzás [7].

Létezik még a spontán hasadással történő stabilizálódás, ez azonban csak nagyon nehéz magok esetében következik be (230-as tömegszám felett). Mechanizmusa az alfa sugárzáshoz hasonlóan kvantummechanikai alagúteffektus révén magyarázható. A spontán hasadás következtében neutronok is keletkeznek, ezért, ha kritikus tömegű hasadó anyag térben és időben egy helyen van, akkor láncreakciót indíthat be [6].

A gamma-sugárzás radioaktív bomlást kísérő elektromágneses sugárzás, amely atommag eredetű. A magátalakulás során az atommag még gerjesztett állapotban marad, felesleges

energiáját gamma-sugárzás formájában adja le a környezetének. Az atommagban ugyanolyan adott energiájú nívók vannak, mint az elektronfelhőben. Ha a magon belül az elemi részecskék kisebb energiaállapotú nívóra kerülnek át, akkor az energiakülönbséget gamma-sugárzás formájában emittálják. Létezik még a magizoméria jelensége, ahol a gerjesztett állapotú atommag az energiáját nem azonnal sugározza ki, hanem adott idő eltelte után [6].

2.1 Az embert érő sugárterhelés

Természetes és mesterséges környezetünkben folyamatosan ér bennünket különféle radioaktív sugárzás. Az ember körül lévő természetes és mesterséges közegek eltérő mennyiségben ugyan, de tartalmaznak valamennyi radioaktív izotópot, magában az emberben is vannak folyamatosan bomló radioaktív izotópok. Az embert érheti természetes és mesterséges eredetű sugárzás [8].

A természetes eredetű sugárzásnak két forrása van az egyik a földkéreg, míg a másik az űr. A földkérgi eredetű radioizotópok a Föld keletkezése óta jelen vannak, nem bomlottak el teljesen. Ezek az U-238, az U-235 és a Th-232 bomlási sorainak elemei, valamint a K-40, amelynek a legnagyobb az aktivitáskoncentrációja a környezetben, ezáltal a földkérgi természetes sugárterhelés nagy részét teszi ki [8].

A kozmikus eredetű sugárzás közvetlenül is érhet minket, ezek nagy energiájú töltött részecskékből vagy elektromágneses hullámokból álló sugárzások. Emellett a kozmikus sugárzás hatására a légkörben a magasabb rétegekben lévő gázokból új radioaktív elemek jöhetnek létre magreakciók által. Ezeket kozmogén radioaktív izotópoknak nevezzük. A kozmikus sugárzás a tengerszinten a legkisebb, míg a felszíntől távolodva az értéke nő. Az ENSZ Atomsugárzás Hatását Vizsgáló Tudományos Bizottságának becslése alapján éves szinten az embereket érő természetes forrásból származó dózis 2,4 mSv/év. A bennünket érő sugárterhelést osztályozhatjuk aszerint, hogy a forrása szervezetben belül vagy kívül helyezkedik el [8].

Azonban a káros humánbiológiai hatás legnagyobb dózisú része nem a földkérgi gammasugárzóktól ered, hanem a belélegzett radontól. Ennek a mennyisége nagymértékben függ az építkezés módjától, az épület alatti geológiai tulajdonságoktól, valamint a talajtípustól [8]. A természetes sugárterhelés több mint fele (Magyarországon átlagosan 1,26 mSv/h) a radon és leányelemeitől származik, amely zárt terekben könnyedén feldúsulhat. Hazánk lakosságának természetes sugárterhelése körülbelül 3 mSv/év [9].

A természetes eredetű sugárterhelés mellett az embert éri még mesterséges eredetű sugárterhelés is, ennek döntő többsége (kb. 95%) az orvosi diagnosztikai- és terápiás eljárásokból származtatható. A maradék kb. 5% a korábbi atomrobbantások máig ható következményei, valamint a nukleáris technológiákból származtatható sugárterhelés [10].

Az orvosi sugárterhelések a diagnosztikai röntgen alkalmazásból, a terápiás izotópvizsgálatokból és sugárterápiás besugárzásokból tevődik össze, ezek közül a röntgen vizsgálatok a legjelentősebbek. Röntgendiagnosztikai módszereknél a hagyományos röntgenberendezéseken túl alkalmaznak még CT-képalkotó eljárásokat, mammográfiás felvételeket és fogászati röntgendiagnosztikai eljárásokat egyaránt. Az izotópdiaosztikában a páciens szervezetébe radioizotóppal jelzett vegyületet juttatnak, amely rövid időn belül lebomlik, távozik a szervezetből. A PET vizsgálatok esetében egy pozitron-sugárzó izotóppal jelölnek meg bizonyos anyagokat, ezt az izotópot részecskegyorsítókban állítják elő. A vizsgálat során teljes képet kapnak a szövetek, szervek állapotáról. A sugárterápiás eljárások célja a tumoros sejtek elpusztítása úgy, hogy azok közvetlen közelébe sugárzó izotópot helyeznek [8].

A természetes radioaktivitás feltérképezésére többféle módszer is létezik. Ezek közül a legelterjedtebb a földterületek urán-, rádium-, tórium- és kálium-aktivitáskoncentrációinak radioanalitikai meghatározása [6].

Az ionizáló sugárzást megfelelő eszközökkel pontosan lehet detektálni. A természetes sugárzási szintet folyamatosan nyomon követi az Országos Sugárzásfigyelő Jelző- és Ellenőrző Rendszer (OSJER). Ezek az adatok közhiteles és online formában bárki számára elérhető. Ezek nagyvárosok meghatározott pontjain mért dózisteljesítmény értékek [11].

Az élővilág egy olyan környezeti elem, amely bonyolult és összetett kölcsönhatásban áll a környezeti rendszer többi elemével, ezáltal minden közvetett és közvetlen beavatkozás befolyásolja annak állapotát. Ennek megfelelően a környezethasználatot úgy kell megtervezni és végezni, hogy a lehető legkisebb mértékű károsodást idézzon elő a biológiai sokféleség fenntartása érdekében. A környezetszennyezést meg kell előzni, ennek ellenőrzésére és betartatására biomonitring vizsgálatokat végezhetünk, illetve hatásvizsgálatokat, amelynek első állomása a környezet állapotának felmérése. Az ionizáló sugárzások környezeti hatásainak felmérésére egy hiteles rendszer felállítása is történt, amelyet az Európai Unió is támogatott, ez a rendszer az ERICA (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management) nevet viselte. A rendszer egy olyan megközelítést ad az ionizáló sugárzások

hangsúlyosbításának, amely biztosítja, hogy az ionizáló sugárzásnak kitett környezeti elemek állapota becsülhető, számítható legyen. A radionuklidok környezeti közegben található koncentrációjából kiindulva a környezeti kockázatok számszerűsíthetővé válnak [9]. Ennek a felmérésnek számos referencia állata és növénye van, egy ilyen például a dolgozatban vizsgált moha is.

A NORM anyagok természetes eredetű sugárforrások, azonban emberi beavatkozás következtében a természetes radionuklidokból származó aktivitáskoncentráció értékük magasabb, mint a környezetükben lévő elemeknek. Az emberi szervezet nem tesz különbséget, hogy az ionizáló sugárzás természetes eredetű forrásból vagy mesterséges eredetű forrásból származik-e. A NORM anyagokhoz több tevékenység is kapcsolódik, amelyek alacsony aktivitáskoncentrációjú alapanyagból magas aktivitáskoncentrációjú terméket vagy mellékterméket állítanak elő. Ilyen tevékenységek például a szénbányászat, olajkitermelés, fémfeldolgozás, műtrágyagyártás, cementgyártás és az építőanyag gyártás. A NORM anyagok aktivitáskoncentrációja széles tartományban mozoghat, elhelyezésük és tárolásuk problémát okozhat [12].

2.2 Sugárzás biológiai hatása

Az ionizáló sugárzás hatására a biológiai szervezeteket felépítő elemi egységekben, vagyis a sejtekben az ott lévő anyagokkal az ionizáló sugárzás kölcsönhat. Ennek eredményeképpen közvetlenül károsodhatnak az ott lévő sejtalkotók, de nagyobb részt közvetetten következik be a károsodás. Az emberi test közel 60%-a víz, a sugárzás hatására úgynevezett szabadgyökök tudnak keletkezni, ilyen például a hidroxil-gyök, vagy a szuperoxid gyök-anion. Ezek párosítatlan elektronnal rendelkező oxidatív részecskék, amelyek az ionizáló sugárzás következtében keletkeztek. Ezek a gyökök a biológiailag fontos molekulákkal (fehérjék, cukrok, nukleinsavak) előidézik azok oxidatív károsodását. Ez akár a sejt, szövet, szerv, szervrendszer, szervezet pusztulásához is vezethet. A DNS molekula súlyos károsodást szenvedhet bonyolult szerkezete révén az ionizáló sugárzás által keltett szabadgyökök által. Ha károsodik a DNS, akkor megváltozhat a génkifejeződés, hibás sejteket eredményezhet, vagy akár az egész sejt pusztulását idézheti elő. Rövid idő alatt elszenvedett nagy sugárterhelés esetén tömeges sejtpusztulás az adott szerv teljes működésképtelenségét eredményezheti. Ilyen esetekben determinisztikus hatásokról beszélünk, illetve sugárbetegségről. Kisebb kitettség esetén nem következik be tömeges sejtelhalás, ugyanakkor előfordulhat, hogy károsodnak a sejtek, hibás osztódásba kezdenek és rákos sejtté alakulnak. Ilyen esetekben az ionizáló

sugárzás káros hatása sokkal később mutatkozik. Amennyiben az ionizáló sugárzás egy ivarsejtet károsít, amely tulajdonságait az utódnak átadja, akkor a leszármazottban is elváltozások jelennek meg [13].

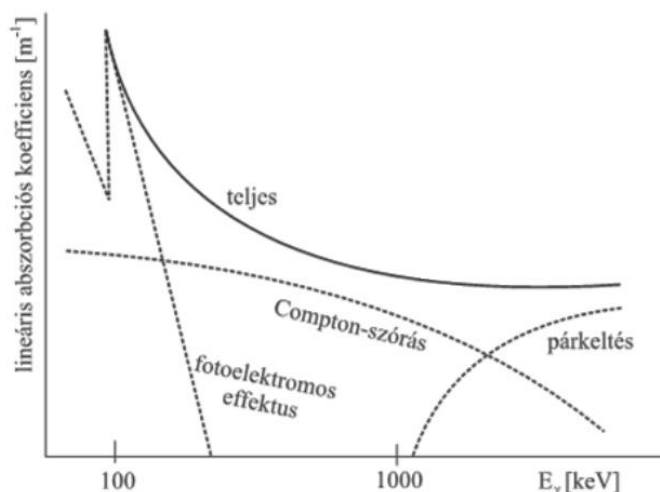
Az ilyen jellegű hatások elkerülése érdekében és a károsodások megelőzése érdekében létrejött a sugárvédelem és dozimetria tudománya. Az ionizáló sugárzások számszerűsítésére és a keltett hatás érzékeltesítésére dozimetriai mennyiségeket fejlesztettek ki. Ha a szervezetet sugárzás éri, akkor a sejtet alkotó anyagi részecskék és a sugárzás között kölcsönhatás alakul ki. A fizikai változás eredményeképpen kémiai hatás is fog keletkezni, ami a biológiai élő szervezetekben biokémiai változásokat fog indikálni. A sejtet alkotó molekulákban a kémiai kötések megváltoznak, felhasadnak, ez kihat a sejt egészének működésére, ezáltal a teljes szerv, szervrendszer és szervezet működésére is. A szervezetben bekövetkező biológiai elváltozások összefüggésben vannak az elszennvedett sugármennyiséggel. A sugárvédelemben az egyik leginkább használt dozimetriai mennyiség az elnyelt dózis, amely a fizikai hatások alapján értelmezhető. Ha a sugárzás anyaggal találkozik, akkor a kölcsönhatás eredményeképpen a sugárzás átadja az energiáját. Az elnyelt dózis az adott egységnyi tömegben elnyelt energiát jelenti, amelynek mértékegysége Gy (gray). Ha az elnyelt dózist időegységre vonatkoztatjuk, akkor elnyelt dózisteljesítményről beszélhetünk. A sugárvédelemben azonban az emberi szervezet károsodását kell jellemezni. Bevezetésre került az egyenérték dózis fogalma, amely már figyelembe veszi, hogy a különféle fajtájú sugárzások más és más hatást váltanak ki a szövetekben és a szervekben. Az elnyelt dózist egy a sugárzásra jellemző súlyzó tényezővel kell beszorozni, ezzel megkülönböztetett módon tudjuk a sugárzás fajtájától függően a dóziskorlátokat meghatározni. Az effektív dózisfigyelembe veszi, hogy az emberi szervezetben a különféle szervek máshogyan reagálnak az őket ért sugárzásra. Ebben az esetben az elnyelt dózis értékét szorozzuk meg egy az adott szervre jellemző súlytényezővel, hogy a szervi különbségeket is figyelembe tudjuk venni [14].

2.3 Gamma-sugárzás kölcsönhatása az anyaggal

Az atommagokban az elektronfelhőhöz hasonlóan diszkrét energianívójú szerkezetek találhatóak. Az egyes magátalakulások során a keletkező leányelem energetikailag nem mindig stabil. A magban belső átrendeződés követően diszkrét energiájú gamma foton kerül emittálásra. A gamma sugárzás energiája 10 keV és néhány MeV közötti. A gamma sugárzás nagy áthatolóképességű elektromágneses sugárzás [15]. Védekezés ellene történhez nagy tömegszámú elemek használatával, ilyen például a vas vagy az ólom, illetve a gyakorlatban

alkalmaznak még kisebb tömegszámú, azonban olcsó anyagokat nagy mennyiségben az árnyékolásra például vízoszlopot [6].

A méréstechnika alapja a sugárzás és az anyag kölcsönhatása. Méréstechnikai szempontból három kölcsönhatási forma a jelentős. Az egyik a fotoeffektus, amelynek a lényege, hogy a gamma-foton egy belső pályán lévő elektronnal hat kölcsön, melynek eredményeként az elektron kilökődik, ennek energiáját a gamma-foton energiája fedezi, amely során a gamma-foton megszűnik létezni. A kölcsönhatás következtében karakterisztikus röntgen-fotonok is keletkeznek, ugyanis a kilöködött elektron helyére egy magasabb energiaszintű pályáról elektron fog átkerülni átrendeződéssel. A magasabb és az alacsonyabb elektronpályák közötti energiakülönbséget az elektron karakterisztikus röntgen-foton formában fogja emittálni. Ez a kölcsönhatás elsősorban kis energiájú gamma-fotonoknál jellemző és nagy rendszámú anyagoknál jelentős. Egy másik kölcsönhatási forma a Compton-szórás, amely kölcsönhatás keretein belül a gamma-foton energiájának csak egy bizonyos részét adja át az elektronnak – ezzel az elektron kilökődik – a maradék energiájú gamma-foton szórt foton formájában újabb elektron kilökését viszi véghez. Ez mindaddig tart, amíg a gamma-foton energiája annyira le nem csökken, hogy fotoeffektus formájában megszűnjön. Megtörténhet, hogy a szórt gamma foton kiszökik a detektorból, ezzel csökkentve az eredmény megbízhatóságát. A harmadik méréstechnikailag fontos kölcsönhatási forma a párkeltés, amely nagy energiájú gamma-fotonok esetén következhet be. Ha a gamma-foton energiája eléri az 1,02 MeV-os küszöbenergiát, akkor a gamma-foton az atommag előterében elektron-pozitron párrá alakul, amelyek egymással 180° -ot bezáróan lökődnek ki. Az ettől magasabb gamma-energia az elektron-pozitron pár kinetikus energiájának a növelésére fog fordítódni. A keletkezett pozitronok lefékeződés után más magok körül keringő elektronokkal képesek egyesülni, ezzel két – egymással 180° -ot bezáró – 511 keV energiájú annihilációs-fotont keltenek. Ez a folyamat a párkeltéssel ellentétes folyamat [15]. Az 1. ábrán látható, hogy a különböző energiájú gamma-fotonok milyen kölcsönhatási mechanizmussal hatnak kölcsön az anyaggal.



1. ábra: Gamma-kölcsönhatási folyamatok hatáskeresztmetszetei [15]

2.4 Főbb gamma-sugárzó radionuklidok jellemzése

A rádium egy radioaktív nehézfémet a periódusos rendszerben a II. főcsoport 7. periódusának elem. A Curie házaspár fedezte fel 1898-ban az uránszurokércben, tiszteletükre az aktivitás mértékegységét róluk nevezték el, 1 Ci (curie) = 1 g rádium aktivitása ($3,7 \cdot 10^{10}$ Bq). A tiszta rádium nagy reakcióképességű fehér színű fém [16]. A rádium összes izotópja radioaktív, közülük a természetben 4 fordul elő: a Ra-226 ($T_{1/2} = 1620$ év), a Ra-224 ($T_{1/2} = 3,64$ nap), a Ra-223 ($T_{1/2} = 11,3$ nap) és a Ra-228 ($T_{1/2} = 6,7$ év). A Ra-226 izotóp az U-238 bomlási sor tagja [7].

A tórium is egy radioaktív nehézfémet, amely az aktinoidák közé tartozik. A tóriumnak egy izotópja, a Th-232 fordul elő a természetben, melynek felezési ideje 14,05 milliárd év. Ez összeegyeztethető a világegyetem korával. Saját bomlási sorral rendelkezik, amelynek végeleme az Pb-208. 1828-ban fedezték fel Norvégiában, majd később Svédországban azonosították. Nevét Thorról, a mennydörgés skandináv istenségéről kapta [17].

A kálium a Földön nagy mennyiségben előforduló elem, amely az alkálifémek közé tartozik. 3 izotóppal rendelkezik, amelyek a természetben is megtalálhatóak a K-39, a K-40 és a K-41. Ezek közül csupán a K-40 radioaktív, az előbb felsorolt elemekhez képest önállóan is mérhető gamma fotocsúccsal rendelkezik. A K-40 felezési ideje $1,25 \cdot 10^9$ év [18]. Elsőként Humphry Davy állította elő 1807-ben elemi állapotban elektrolízissel, nevét a hamuszír arab nevéreől kapta [19].

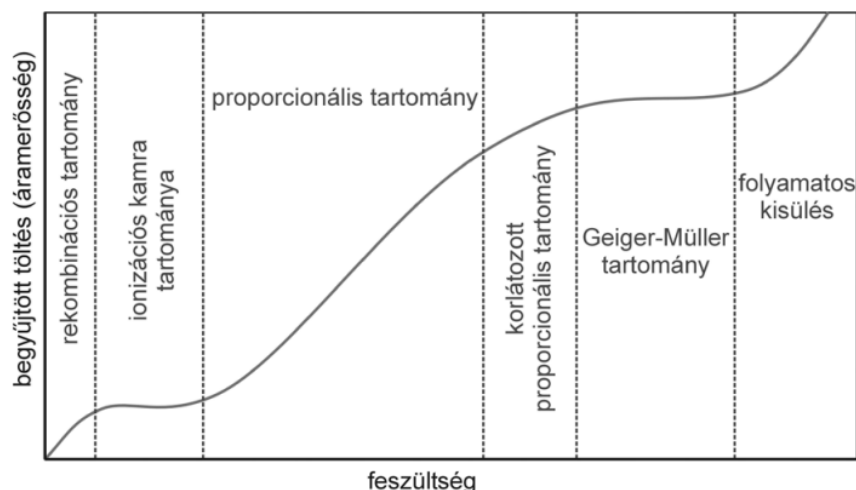
Az urán az aktinoidák közé tartozó fémes, radioaktív elem. Elsőként Németországban fedezték fel 1789-ben szurokérc kőzetből. A természetben 3 izotópja fordul elő az U-234, az U-235 és

az U-238. Ezek közül a legnagyobb részarányt az U-238 képviseli (99,275%), majd az U-235 követi (0,72%), végül a legkisebb mennyiségben az U-234 fordul elő a természetben (0,005%). Az urán a földkéregben megtalálható mindenütt pár ppm mennyiségben. Legfőbb felhasználása az atomerőművekben történik, mint üzemanyag. Felezési idejüket tekintve az U-238 felezési ideje $4,47 \cdot 10^7$ év, az U-235 felezési ideje $7,04 \cdot 10^8$ év, és az U-234 felezési ideje pedig $2,464 \cdot 10^5$ év [20].

2.5 Gamma-sugárzás detektálása

A gamma-sugárzás detektálására több módszer is létezik, azonban minden egyes mérési módszer alapja a sugárzás és az anyag kölcsönhatása. Gamma-sugárzás mérésére léteznek gáztöltésű detektorok, amelyek egy hengeres alakú fémből készült zárt edények, bennük adott összetételű gázzal, általában nemesgáz vagy nitrogén. A henger közepén egy anódszál fut keresztül, a katód pedig maga a készülék palástja alkotja, ezek segítségével feszültség alá lehet helyezni a készüléket. A mérés alapja, hogy az ionizáló sugárzás a pályája mentén ion párokat kelt, ezek az ionpárok pedig kigyűjthetők feszültség hatására. Az alkalmazott feszültség függvényében beszélhetünk ionizációs kamráról, proporcionális számlálóról és Geiger-Müller számlálóról. Ahhoz, hogy gamma-sugárzást tudjuk mérni a berendezés falának kellően vastag anyagból kell készülnie, hogy a gamma-sugárzás kölcsön tudjon hatni vele, majd a kamra falából kilépő és a hatásos térfogatban kölcsönhatásba lépő szekunder elektronokat tudjuk detektálni. Az ionizációs kamrák esetében a kigyűjtési feszültség alacsony, így kis áramot kell tudni feldolgoznia a jelfeldolgozó egységnek. Az ionizációs kamrák feszültség – begyűjtött töltés karakterisztikája lineáris, ugyanis a feszültség növelésével elérjük a telítési áramot, ahol a feszültséget tovább növelve egy tartományok belül a keltett töltések mennyisége már nem változik. A feszültséget ettől tovább növelve a proporcionális tartományba érünk, ilyenkor a keltett elektronok, ionok annyira felgyorsulnak az anód felé, hogy újabb ionpárokat hoznak létre, de ezek száma még arányos a primer ionok számával. Ezzel egy sokkal erősebb jelet kapunk. Bekövetkezhet gerjesztődés is, aminek hatására fotolavina alakulhat ki, ennek elkerülése érdekében kioltógázt alkalmaznak, a gyakorlatban sokszor úgynevezett P10 gáz (10% CH₄ és 90% Ar). A kioltógáz elnyeli a szekunder elektronokat, molekulái disszociálnak, így nem keletkeznek újabb fényfotonok. A Geiger-Müller számlálók esetében akkora feszültséget alkalmazunk, hogy egy ionpár a cső egész térfogatára kiterjedő többszörös ionlavinát és fotolavinát okoznak, majd a keletkezett UV fotonok a katódból újabb fotoelektronokat váltanak ki, ezzel önfenn tartó kisülést okozva. A kioltásról gondoskodni kell külső elektronikával, vagy speciális önkioltó gázzal, amely lehet szerves eredetű alkohol vagy

szervetlen halogének. A Geiger-Müller számláló kisülésekor mindig azonos számú lavina keletkezik, ezért energiaszelektív mérésre nem alkalmas, míg az ionizációs kamra és a proporcionális számlálónál mért amplitúdók arányosak a keltett ionpárok számával. A 2. ábrán a gáztöltésű detektorok karakterisztikája látható [21].



2. ábra: Gáztöltésű detektorok karakterisztikája [21]

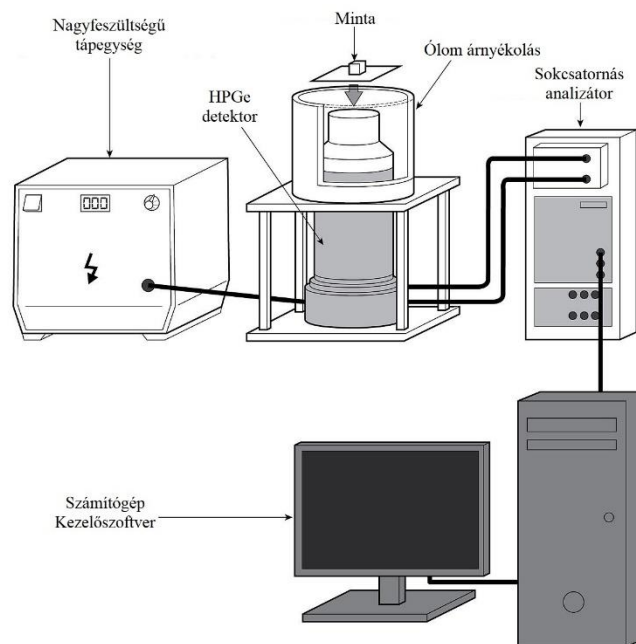
Léteznek olyan anyagok, amelyek ionizáló sugárzás hatására fényfelvillanást produkálnak. Az ilyen anyagokat szcintillátoroknak nevezzük, míg a folyamatot szcintillációnak. Gamma-sugárzás mérése lehetséges még szcintillációs mérési módszerrel is. A legelterjedtebb szcintillátor anyagok szervetlen alkáli-halogenidek, illetve szervesanyag egykristályok, szerves folyadékok. A szcintilláció elvi alapja az, hogy az ionizáló sugárzás az atommagok körüli, vagy molekula-orbitálokon elhelyezkedő elektronokat gerjeszti, majd az elektronok a legerjesztődés során UV fotonokat emittálnak. Ezeket az UV fotonokat a szcintillátor anyaghoz adott szennyezővel látható fényfotónná alakítjuk. A keltett fényfotonok egy fotoelektron-sokszorozóra kerülnek, ahol a fotokatóddal ütköznek. Ez egy kis elektronkilépési munkával bíró anyagból készült vékony ablak, amely, ha fényfotonnal találkozik egy elektront emittál. Az elektron egy fokozatosan növekvő feszültségű dinóda sorra kerül, amik felé az elektronokat gyorsítva ütköztetjük, majd újabb elektronok kiválását idézzük elő. Ezeket az elektronokat újabb dinódára visszük addig, amíg mérhetően erős jelet nem kapunk. Gamma-sugárzás mérésére a NaI(Tl) szcintillátor megfelelő, ugyan nagy rendszámú elem szükséges, hogy a gamma-sugárzás és anyag kölcsönhatása megvalósuljon, ezt a jódbiztosítja. Létezik még CsI(Tl), LiI(Eu), illetve Bi₄Ge₃O₁₂ alapú szcintillátor is. A mérési módszer alkalmas izotópszelektív minőségi és mennyiségi meghatározásra [21].

Gamma-sugárzás mérésére az egyik legelterjedtebb módja a félvezető gamma-spektrometriás mérési módszer. A mérőberendezés detektorból, erősítóből, nagyfeszültségű tápegységből és egy sokcsatornás analizátorból áll, valamint az árnyékolást adó ólomtoronyból. A félvezető detektorok leggyakoribban szilíciumból, illetve germániumból készülhetnek. A félvezető anyagokra jellemző, hogy vegyértéksáv és a vezetési sáv közötti tiltott sáv átlépéséhez kis energia is elegendő. A detektorunk jelen mérőrendszer esetében egy nagytisztaságú germánium félvezető detektor. Ha a félvezető kristályszerkezetébe 3 vagy 5 vegyértékelektronos szennyezőt teszünk, akkor p- és n-típusú félvezetőkről beszélünk. Ezeket szoros érintkeztetésbe hozva egymással az érintkezési felületen megindul a töltések kiegyenlítődése, úgynevezett kiürített réteg keletkezik. Ez a kiürített réteg a detektor érzékeny térfogata, az ide érkező ionizáló sugárzás töltéseket tud kelteni. Az érzékeny térfogat nagysága növelhető, ha fordított bekötést alkalmazunk [15].

A félvezető detektorok elve, hogy a detektorba beérkező fotonok energiájával arányos töltések keletkeznek. Ez információt szolgáltat mind a radionuklid minőségéről az energián keresztül, mind pedig a mennyiségéről a csúcs alatti terület alapján. A detektor megfelelő működéséhez nagyon alacsony hőmérsékletet kell biztosítani, ugyanis az elektronok termikus gerjesztés révén is át tudnak kerülni a vezetési sávra a vegyérték sávról. Ez a felbontást rontaná, valamint zajossá tenné a spektrumot. A detektor hűtését folyékony nitrogénnel valósítják meg [22].

A detektorban az ionizáló sugárzás hatására töltések keletkeznek. Ezeket a töltéseket a nagyfeszültségű villamos tér segítségével gyűjtjük. A nagyfeszültséget az előerősítőn keresztül kapcsoljuk a detektorhoz, ennek értéke általában 2-5 kV. A feszültséget a villamos rendszer védelme érdekében egy késleltető áramkör segítségével fokozatosan kapcsoljuk a detektorra kb. 100 V/s sebességgel [15].

A kigyűjtött töltések, amelyek néhány μA -t képviselnek az erősítőbe kerülnek, ahol megtörténik a legjobb jel-zaj arány kialakítása, valamint a jel erősítése. Az erősítő után a jel az analizátorba kerül, ami általában egy sokcsatornás analizátor. Feladata, hogy a kapott jeleket feldolgozza és csoportosítsa a jel nagysága alapján, ami arányos lesz a gamma-sugárzás energiájával. A sokcsatornás analizátor ezt úgy oldja meg, hogy a beérkező jelet összehasonlítja egy referencia feszültségssorozattal, majd mindig felezi a feszültséget és megvizsgálja, hogy ettől nagyobb vagy kisebb a beérkező jel. Ezt szukcesszív-approximációs üzemmódnak nevezik [21]. A 3. ábrán a félvezető HPGe gamma-spektrométer elvi felépítése látható.



3. ábra: Gamma-spektrométer elvi felépítése

A radioaktív bomlás bekövetkeztét követően a sugárzás gömbszimmetriai elvek szerint bármilyen irányba kisugárzódhat. Ahhoz viszont, hogy detektálni tudjunk szükséges, hogy a sugárzás találkozzon az detektor anyagával. Ehhez különféle elrendezések, illetve geometriák léteznek, hogy minél jobb hatásfokkal tudjon megvalósulni a sugárzás és anyag találkozása. Az egyik ilyen geometriai elrendezés, az úgynevezett Marinelli-geometria, amelyet a mérés során is alkalmazni fogunk. A Marinelli-geometria egy ideális mintatartó-edény forma, amit a gamma-spektrometriai méréseknél alkalmaznak. Célja az, hogy a lehető legnagyobb térszögben biztosítsa a gamma-sugárzás és a detektor találkozását [7]. A Marinelli-edény alján egy hengeres lyuk található, ennek a segítségével helyezzük fel a detektorra a mintát.

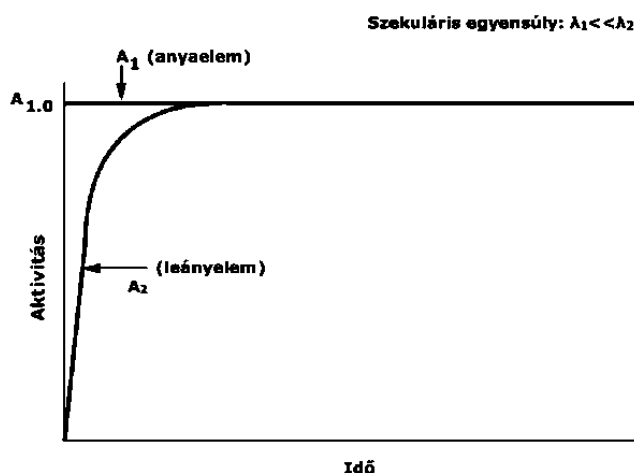
2.6 Radioaktív egyensúlyok

A természetben gyakran előfordulnak olyan radioaktív izotópok, amelyek bomlásuk során szintén radioaktív izotóppá alakulnak. Így az anyaelemből képződött leányelem tovább bomlik, amíg egy stabil végmagig nem jutunk. Az ilyen sorozatot radioaktív bomlási soroknak nevezzük. 4 ilyen bomlási sor létezik a környezetben a tórium-sor, a neptúnium-sor, az urán-sor és az aktinourán-sor. Ezek közül a neptúnium-sor már kihalt [7]. Ha az anyaelem és a leányelem felezési idejét összehasonlítjuk, akkor 4 különféle eredményhez juthatunk:

- az anyaelem felezési ideje nagyobb, mint a leányelem felezési ideje
- az anyaelem felezési ideje sokkal nagyobb, mint a leányelem felezési ideje
- az anyaelem felezési ideje kisebb, mint a leányelem felezési ideje

- az anyaelem és a leányelem felezési ideje közel azonos

A méréshez szükséges, hogy szekuláris egyensúly álljon be. Ezt kihasználva fogjuk mérni a Ra-226 és a Th-232 mennyiségét a mintákban, ugyanis ezek önmagukban nem gammaemittálók, vagy csúcsuk egyéb radioizotópok csúcsával átfed. Azonban a leányelemek fotocsúcsai könnyen azonosíthatóak, a szekuláris egyensúly felhasználásával pedig az anyaelem aktivitása számíthatóvá válik. A szekuláris egyensúly beálltához a 2. eset szükséges, vagyis a leányelem felezési ideje jóval kisebb kell legyen, mint az anyaelem felezési ideje. A leányelem sokkal gyorsabban bomlik, mint az anyaelem, akkor egy idő után a leányelem aktivitása meg fog egyezni az anyaelem aktivitásával [7]. A szekuláris egyensúly ábrázolása a 4. ábrán látható.



4. ábra: Szekuláris egyensúly [7]

2.7 A Bakony

A Bakony a Balaton-felvidéki Nemzeti Park igazgatósága alá tartozó, főként karsztos röghegység gazdag flórával és faunával. Nagy területe Veszprém megyéhez tartozik [23]. A természeti erőforrásait tekintve elmondható, hogy gazdag lignit-, bauxit-, és mangánérc lelőhely. Magyarországon a dunántúli szenek radioaktivitása magasabb az átlaghoz képest, ez a körülöttük lévő kőzetekből való kioldódással és a szenek felületén történő megkötődéssel magyarázható [24]. Az ajkai szén ezek közül is kiemelkedő U-238 és Ra-226 aktivitáskoncentrációval rendelkezik, akár 400 és 700 Bq/kg közötti is lehet [25]. Az Ajkai Erőmű korábban a helyi szén eltüzelésével fedezte az energiaigényét, ezzel a kibocsátott szállópernye a környezet és a lakosság sugárterhelését megnövelte [26]. A bakonyi Úrkúton fellelhetőek üledékes mangánérc képződmények, ennek kitermelésére a korábbi Mangán Kft.

szakosodott földtani bányáüzemével. A bányáüzem kialakítása és a körülötte lévő talajban megtalálható földkérgi radionuklidok felvetették a radon koncentrációjának a veszélyét, illetve a feldolgozás során a NORM tevékenység kapcsán a természetben megtalálható K-40, Th-232, U-238, U-235 és Ra-226 is képesek voltak feldúsulni [27]. Az Ajkai Timföldgyár egészen 2013-ig működött a Bayer-eljárás szerint. Korábbi kutatások igazolták, hogy a Bakonyban tetemes mennyiségű bauxitot tartalmaz. A gyár több vörösiszap tározót is épített, ahol a zagyot tárolták. 2010-ben azonban az egyik ilyen tároló fala átszakadt, ezzel nagy mennyiségű lúgos-fémtartalmú zagy hatalmas környezetkárosítást okozott [1]. A bauxit ásvány a talajhoz képest az átlagosnál nagyobb koncentrációban tartalmazza a földkérgi radionuklidokat (U-238, Th-232, Ra-226, K-40). Így a feldolgozás melléktermékeként kapott vörösiszap is a környezeti talajokhoz képest nagyobb koncentrációban tartalmazza ezeket a radioizotópokat, azonban ez még mindig jelentősen alatta van a radioaktív anyagokra vonatkozó aktivitásértékeknek, így nem tekinthető radioaktív anyagnak, a szakirodalmak NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) anyagként kezeli [1]. A térségben működik még a Bakony Ipari Kerámia Kft., amely vállalat alumínium-oxid műszaki kerámia sorozatgyártásra szakosodott. Termékei közt megtalálhatók különféle gyújtásszigetelők, illetve különböző kerámia tengelyek és csapágyak egyaránt [28].

A Bakony erdősebb területei fennsíknak tekinthetők, amelyből kiemelkednek a magaslatok és hegyhátak. Legmagasabb pontja a Kőris-hegy, amelynek magassága 704 méter. Növényvilágát tekintve az erdővel borított területeken jellemzően bükkös, tölgyes, cseres, akácos, fenyős, illetve gyertyános erdőkkel találkozhatunk. Talajtípusai között felfedezhetünk agyagbemosódásos barna erdőtalajt, rozsarna erdőtalajt, barnaföldet, pszeudoglejes barna erdőtalajt, ranker talajt, rendzinát, sziklás váztalajt, illetve síklápi talajt. A Bakony legismertebb patakjai a Gerence és a Cuha, amelyek a szélsőséges időjárási viszonyoktól függően a nyár folyamán akár el is apadhatnak. A Bakonyban 15 fokozottan védett barlang is található. Ásványkincseit tekintve gazdag bauxitban, mangánércben, barnaköszénben és mészkőben [29]. A Bakony elhelyezkedése a 5. ábrán látható.



5. ábra: A Bakony elhelyezkedése [30]

3 Kísérlet

3.1 Mintatípusok, mintavétel

A kutatás során olyan helyszíneket jelöltem ki a Bakony térségében, amelyeken mind föld-, moha-, és vízminta egyaránt gyűjthető. A minták gyűjtésére ezért a legkézenfekvőbb pontok az egyes ismert források, illetve túraútvonalak voltak. A kijelölt helyszínek nagy többségén turisták is rendszeresen megfordulnak, hiszen kedvelt kiránduló, illetve pihenőhelyek. Ez alól az úrkúti Mangán Kft. a kivétel, itt kizárólag talajminta került vételezésre. Némely helyszínen az aktuális környezeti állapot nem tette lehetővé a mohaminták gyűjtését, illetve az egyes évszakokban a természet változása révén sem volt mindig lehetséges kellő mennyiségben egyes minták gyűjtése, különös tekintettel a mohamintákra. Az egyes helyszínek és a hozzájuk tartozó GPS koordináták DD (Decimal Degree) formátumban, valamint a gyűjtött környezeti minták fajtája az 1. táblázatban olvashatók. A mintavételi helyek egy online térképen is megtekinthetők [31].

1. táblázat: Mintavételi helyszínek

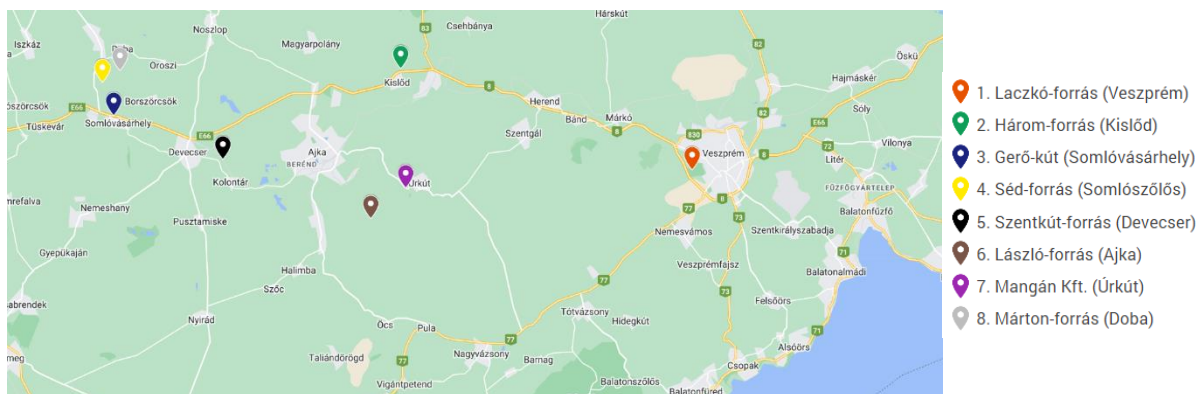
Sorszám	Mintavétel helyszíne	Település	GPS koordináta	Talajminta	Mohaminta	Vízminta
1.	Laczkó-forrás	Veszprém	47.09280498, 17.88127002	x	x	x
2.	Három-forrás	Kislőd	47.15371904, 17.62513298	x	x	x
3.	Gerő-kút	Somlóvásárhely	47.12567998, 17.371812	x	--	x
4.	Séd-forrás	Somlósőzlős	47.14552104, 17.36154601	x	x	x
5.	Szentkút-forrás	Devecser	47.09964797, 17.46846003	x	--	x
6.	László-forrás	Ajka	47.06383503, 17.59775399	x	x	x
7.	Mangán Kft.	Úrkút	47.082454, 17.62878003	x	--	--
8.	Márton-forrás	Doba	47.152595, 17.377956	x	x	x

A Föld felszíni rétegeiben szinte mindenhol, akár kisebb mennyiségben, de megtalálhatóak a tórium, kálium, rádium és urán vegyületei és az ezekből radioaktív bomlással keletkező leányelemek. Ezek az izotópok természetes körülmények közt is megtalálhatóak a földkéregben, azonban emberi beavatkozás során mennyiségük megváltozhat, esetlegesen mesterséges eredetű izotópok is megjelenhetnek benne [32]. A talajminták tekintetében a talajréteg felső 10-20 centiméteréből történt a mintavételezés, miután a felső növényréteget eltávolítottam. Pontmintavételezést alkalmaztam, ugyanis a kismennyiségben előforduló

radionuklidok az adott kis mintavételezési területen homogénnek tekinthetők. A talajmintát simítózárás tasakba töltöttem, majd feliratozás után a laboratóriumba szállítottuk. Mintavételi helyszínenként kb. 3 kg talaj került vételezésre. Mintavételezés közben ügyeltem, hogy a növényi részek, kavicsok, nagyobb idegen testek eltávolításra kerüljenek. A mintavételezési helyszín GPS koordinátája rögzítésre került, hogy a későbbi mintavételezési időpontokban is ugyanarról a helyszínről történhessen a mintavételezés.

A mohák életfolyamatuk során a talajban lévő radionuklidok szelektív akkumulációjára képesek. Ezen kívül használhatók még a légkörből kihulló aeroszolok monitorozására is, ugyanis a sűrű növényi részekkel csapdák képeznek az aeroszolok számára. Ilyen megkötött izotópok lehetnek például a Ra-226, Cs-137, Pb-210. Vizsgálatukkal képet kaphatunk az egészen kis területek, pontszerű szennyezőforrások, valamint a nagyterületű diszperz szennyezőforrások környezetszennyezéséről egyaránt [33]. A helyszíneken ezután mohákat kezdtem gyűjteni. Tekintve, hogy a földmaradványoktól még meg kell szabadítani a növényi részeket és hogy a szárítás után is megfelelő mennyiségű mintához juthassunk 1-2 db 2 literes simítózárás tasaknyi mohát gyűjtöttem. A tasakokat feliratoztam, majd a laboratóriumba szállítottam.

A felszín alatti vizek képesek az adott geológiai környezetben az egyes izotópokat mobilizálni, elszállítani, felhalmozni. A felszín alatti vizek fizikai-kémiai tulajdonságai is jelentősen befolyásolják az oldhatósági tulajdonságokat, ezek közül a legfontosabb paraméterek a pH és a hőmérséklet értéke [34]. A Földünkön megtalálható természetes bomlási sorokban szereplő radionuklidok közül oldott állapotban leginkább az U-238 bomlási sor tagjai figyelhetők meg [35]. Vízminták esetében igyekeztem olyan vízgyűjtő helyeket kijelölni, ahol szabad kifolyású források találhatóak. A vízminták esetében 3 liternyi forrásvíz került vételezésre. A gyűjtőedényeket előzetesen a mintával háromszor átöblítettem, majd légmentesen megtöltöttem azokat. Feliratozás után a laboratóriumba szállítottam. Az egyes helyszíneket sorszámozással láttuk el a későbbi egyszerűbb nyomon követhetőség végett. A mintavételezési helyek a 6. ábrán látható térképen tekinthetők meg.



6. ábra: A mintavételezési helyek térképen [31]

3.2 Mintaelőkészítés

A laboratóriumba beérkező talaj-, moha- és vízmintákat előzetesen kezelni, elő kell készíteni, mielőtt megkezdhetném a gamma-spektrometriás méréseket. A talajminták tekintetében ez elsőként azzal a módszerrel kezdődik, hogy a gyűjtött talajmintát tálcákra kiszórom, majd kézzel a még esetlegesen bent maradt növényi részeket, kavicsokat és idegen tárgyakat kiválogatom, majd szárítószekrényben 105 °C-on tömegállandóságig szárítom. Az 7. ábrán a művelet során használt szárítószekrény látható.



7. ábra: Alkalmazott szárító szekrény

Miután a minták elérték a tömegállandóságot, lehűlés után dörzsmozsárban egy Marinelli-geometriájú mintatartóba elegendő földmintát leőröltem (kb. 600 g), majd 1,6 mm szemcseátmérőjű szitán átszitáltam, hogy makroszkopikusan homogén legyen. Ezután az előzetesen lemért Marinelli-edénybe töltöttem, majd a talaj tömegét feljegyeztem. Lezártam az

edényt, feliratoztam és gondoskodtam a légmentes szigetelésről, majd 27-30 napig tároltam, míg a szekuláris egyensúly beáll az anyaelemek és a leányelemek között. A szigetelésnek az a szerepe, hogy a radioaktív bomlás során keletkező radon ne tudjon kiszökni a zárt rendszerből, hanem azon belül maradjon, így biztosítva, hogy a szekuláris egyensúly be tudjon állni. A mintaelőkészítést a 8. ábrán tekinthető meg, valamint a mérés során alkalmazott mintatároló edények a 9. ábrán láthatóak.

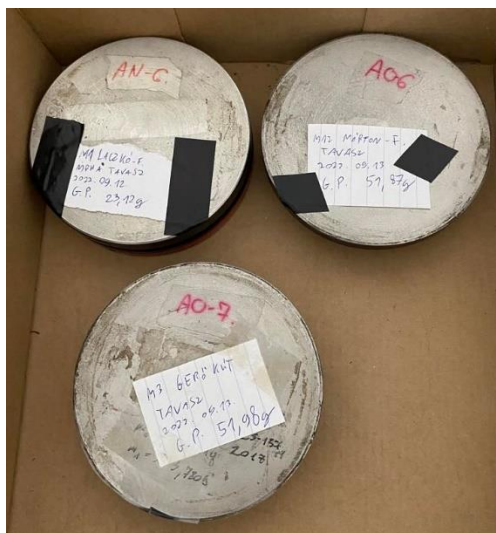


8. ábra: Földminták előkészítése



9. ábra: Mintatároló edények

Mohaminták esetében szabad levegőn szárítottam a növényi részeket. A száradást követően eltávolítottam az esetleges földmaradványokat, majd egy aprítóberendezés segítségével aprítottam. Mivel a mohák nagy mennyiségű begyűjtése néhol akadályokba ütközött és kiszáradt mohák térfogata őrlés után rendkívül lecsökkent, ezért a mohákat egy kis méretű alumínium mintatároló edényben töltöttem, majd szigetelést követően tároltam 27-30 napig, majd ez a geometria mellett történt a spektrum felvétele. A mohákhoz használt mintatároló ábrája a 10. ábrán látható.



10. ábra: Moháknál használt mintatároló edény

A vizek esetében a laboratóriumba való beérkezést követően 10 ml koncentrált sósavval tartósítottam, hogy az esetleges algásodási folyamatokat megelőzzem. A vízmintákat előre lemért tömegű Marinelli-edényekbe töltöttem a homogenizálást követően, majd szigetelést követően 27-30 napig tároltam. Ezután történhetett a gamma-spektrum felvétele.

3.3 Energia-hatásfok kalibráció

Következő feladatomban a detektorok hatásfok-energia kalibrációjának az elkészítése. Mivel a gamma-sugárzás és az anyag közti kölcsönhatások hatáskeresztmetszete erősen függ a gamma-foton energiájától és mivel a detektálás ezeken a kölcsönhatásokon alapszik, ezért a detektálás hatásfoka is energiatfüggő. A hatásfok meghatározásához ismert összetételű és aktivitású referencia anyagot alkalmaztam, amelynek összetétele és adatai a 2. táblázatban látható [15].

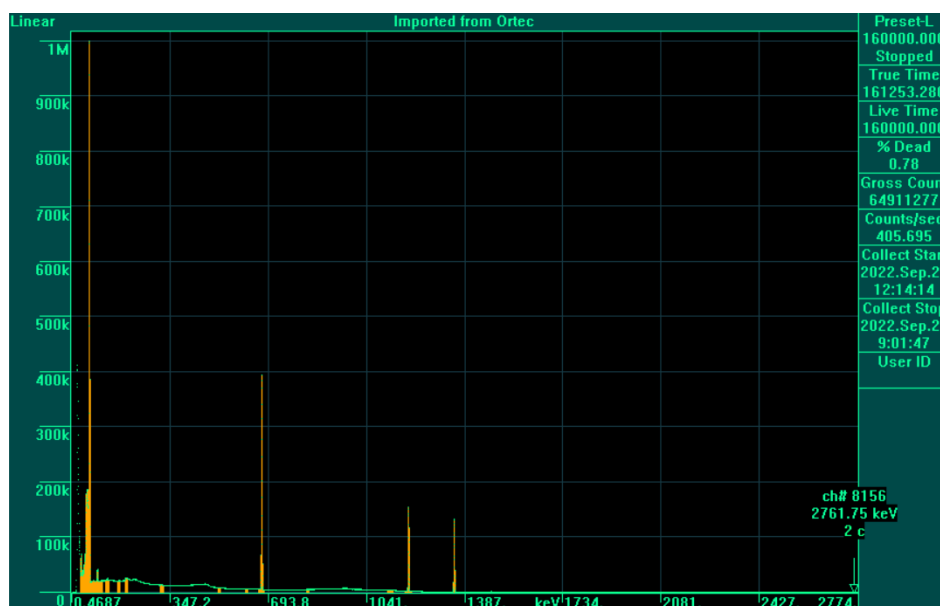
2. táblázat: Referencia adatai [15]

Radionuklid	Felezési idő [nap]	Gamma energia [keV]	Gamma gyakoriság	Gyártási aktivitás [Bq]
Am-241	158004	59,54	0,359	5060
Cd-109	461,9	88,03	0,0361	14630
Co-57	271,8	122,06	0,8559	891,3
Ce-139	137,64	165,85	0,7995	836,4
Cr-51	27,704	320,08	0,0983	20720
Sn-113	115,09	391,69	0,6416	2701
Sr-85	64,85	513,99	0,9830	5376
Cs-137	10976	661,66	0,8521	2466
Co-60	1925,2	1173,24	0,9998	2799
		1332,50	0,9998	2799
Y-88	106,63	1836,01	0,09935	5747
Referencia tömege:		490 g		
Referencia gyártási ideje:		2016.12.01.		

A referencia anyagot tartalmazó Marinelli-edényt ráhelyeztem a detektorokra, majd 160000 másodperces mérést indítam el, ezzel felvéve a referencia spektrumát. A referencia anyag mérésének gamma-spektruma a 11. és 12. ábrákon látható.



11. ábra: A referencia anyag gamma-spektruma (Környezeti labor)



12. ábra: A referencia anyag gamma-spektruma (Radiológiai labor)

Ezekután meghatároztam az egyes fotocsúcsokhoz, ezzel az egyes energiákhoz tartozó beütésszámot, a gamma-spektrométerek szerinti beütésszámot a referencia minták esetében az 3. táblázatban foglaltam össze.

3. táblázat: Referencia mérés adatai

Radionuklid	Gamma energia [keV]	Környezeti labor referencia beütésszám [db]	Radiológiai labor referencia beütésszám [db]	Gyártási aktivitás [Bq]
Am-241	59,54	11099400	12719384	5060
Cd-109	88,03	248503	172902	14630
Co-57	122,06	65780	32507	891,3
Ce-139	165,85	0	0	836,4
Cr-51	320,08	0	0	20720
Sn-113	391,69	0	0	2701
Sr-85	513,99	0	0	5376
Cs-137	661,66	6159984	3219869	2466
Co-60	1173,24	2932461	1357695	2799
	1332,50	2670458	1217768	2799
Y-88	1836,01	0	0	5747

Ezekután kiszámítottam az adott izotópokhoz tartozó jelenlegi aktivitás értékeket. Ennek lépéseit az Cd-109 példáján keresztül mutatom be a radiokémiai laborban található gamma-spektrométer esetében. Elsőként meg kellett határozni a gyártási idő és a mérés között eltelt időt az (5.1.) egyenlet alapján, a mérés ideje a környezeti laboratóriumban található gamma-spektrométer esetében 2022.01.05., míg a radiológiai laboratórium esetében 2022.09.27.

$$t = \text{gyártási idő} - \text{mérés ideje} = 2126 \text{ nap} \quad (5.1.)$$

Ezután meghatároztam a radioizotópok bomlási állandóját. Ezt az (5.2.) egyenlet felhasználásával tettem úgy, hogy a 2-es szám természetes alapú logaritmusát elosztottam a radioizotóp felezési idejével.

$$\lambda_{Cd-109} = \frac{\ln(2)}{T_{1/2}} = \frac{\ln(2)}{461,9 \text{ nap}} = 0,0015006 \frac{1}{\text{nap}} \quad (5.2.)$$

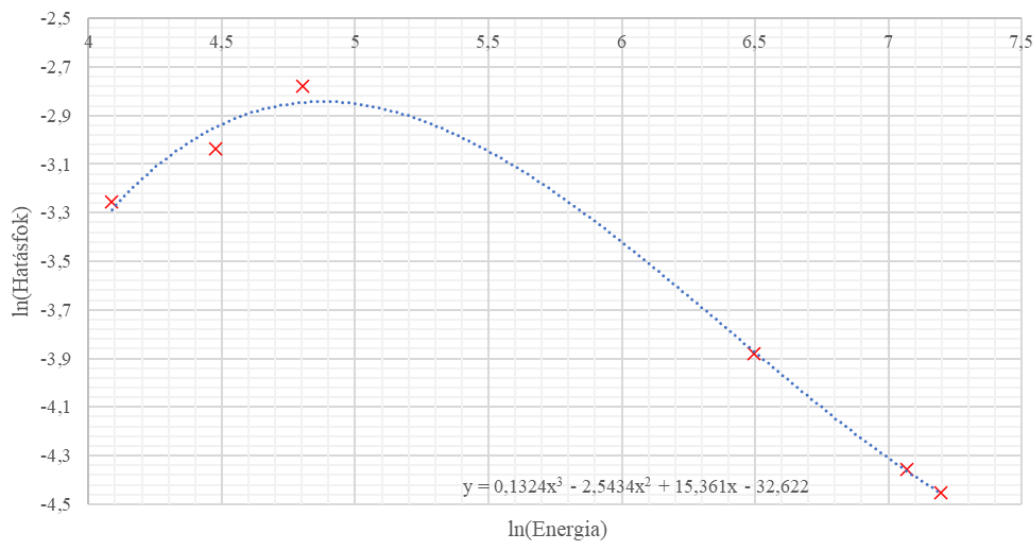
A következő lépésben meghatároztam az izotóp aktivitását az (5.3.) egyenlet felhasználásával. Ehhez a kezdeti aktivitást megszoroztam egy bomlásra jellemző exponenciális értékkel, ahol a kitevő negatív értékű.

$$A = A_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} = 5060 \text{ Bq} \cdot e^{-0,0015006 \frac{1}{\text{nap}} \cdot 2126 \text{ nap}} = 602,12 \text{ Bq} \quad (5.3.)$$

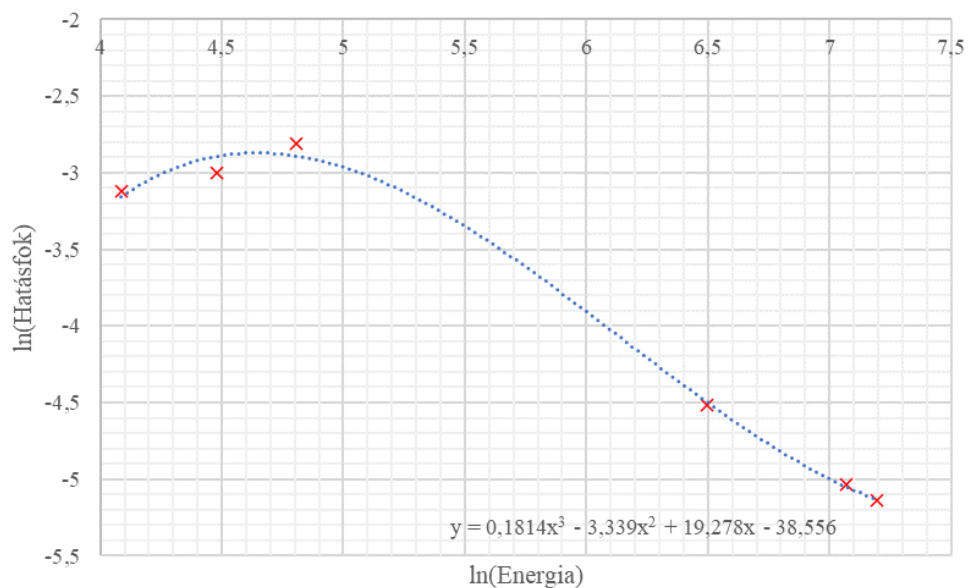
A következő lépés a hatásfok kiszámítása, amit az (5.4.) egyenlet felhasználásával tettem meg. Ezt úgy tettem meg, hogy az aktuális izotóp csúcs alatti beütésszámát elosztottam a mérési idő, az adott izotóp aktuális aktivitása és a gamma gyakoriság szorzatával.

$$\eta = \frac{N}{t_{\text{mérés}} \cdot A \cdot k_\gamma} = \frac{172902 \text{ db}}{160000 \text{ s} \cdot 602,12 \text{ Bq} \cdot 0,0361} = 0,0497 \quad (5.4.)$$

Ezeket a lépéseket minden izotópra és minden energiára megcsináltam, ami a referencia anyagban található. Ezután vettem az energiát és a hatásfokok természetes alapú logaritmusát, majd ábrázoltam a hatásfok természetes alapú logaritmusát az energiák természetes alapú logaritmusának a függvényében. Így elő áll a hatásfok energia görbe, amelyre egy harmadfokú polinomot illesztve és annak az egyenletének a segítségével az egyes csúcsokhoz tartozó hatásfok számíthatóvá válik. A későbbiekben ezek felhasználásával számítottam a környezeti mintákban található izotópmennyiségeket. A 13. ábrán a környezeti laboratóriumi, míg a 14. ábrán a radiológiai laboratóriumi gamma-spektrométerek hatásfok-energia kalibrációs görbéi láthatók.



13. ábra: Környezeti laboratórium gamma-spektrométer energia-hatásfok kalibrációs görbe



14. ábra: Radiológiai laboratórium gamma-spektrométer energia-hatásfok görbe

3.4 Készülékek háttérfelvétele

Mint minden anyagban a készüléket körülvevő építési anyagokban is fellelhetők izotópok. A berendezés árnyékolásában és a detektor felületén is maradhattak olyan izotópok, amelyek a mérést befolyásolnák. Ezért fel kellett vennem az alkalmazott gamma-spektrométerek háttérét. A kitüntetett csúcsok azok a fotocsúcsok lesznek, amelyeket a környezeti minták esetében is vizsgálni fogok. Ezeknek a csúcsoknak az értékeit a 4. táblázat tartalmazza.

4. táblázat: Meghatározandó izotópok

Meghatározandó izotóp	Bomlástermékek	Gamma-energia [keV]	Gyakoriság
Ra-226	Pb-214	295	0,1828
		351	0,3534
	Bi-214	609	0,4516
		1120	0,1478
Th-232	Tl-208	583	0,3055
		2614	0,3585
	Ac-228	911	0,2580
K-40	--	1460	0,1066

Ehhez el kellett indítani egy mérést üres Marinelli-edénnyel 160000 másodperces mérési idővel. A későbbiekben felvett spektrumok háttérkorrekcióját ezzel fogom végezni, hogy a ténylegesen a mintában fellelhető radioizotópok mennyiségét kapjam.

Ezekután meghatároztam az egyes csúcsokhoz tartozó beütésszámot, majd feljegyeztem őket a későbbi számításokhoz. A gamma-spektroszkópok háttéréinek eredményei a 5. táblázatban lettek összefoglalva.

5. táblázat: A gamma-spektrométerek háttér értékei

Meghatározandó izotóp	Bomlástermékek	Gamma-energia [keV]	Környezeti labor háttér beütésszám [db]	Radiokémiai labor háttér beütésszám [db]
Ra-226	Pb-214	295	0	1403
		351	1085	3528
	Bi-214	609	1463	4545
		1120	955	2230
Th-232	Tl-208	583	0	746
		2614	199	2997
	Ac-228	911	0	759
K-40	--	1460	4267	8228

3.5 Környezeti minták mérése

A minták előkészítése után és a szekuláris egyensúly beálltának megvárás után következhetett a minták gamma-spektrometriás mérése. Ehhez ORTEC-típusú nagytisztaságú germánium félvezető detektoros gamma-spektrométereket használtam. Valamint a kiértékeléshez APTEC-NRC gamma-spektrum elemző szoftvert használtam. Két ilyen készülékkel dolgoztam a mérési idő lerövidítése miatt. Környezeti minták révén, mivel a radioizotópok mennyisége rendkívül

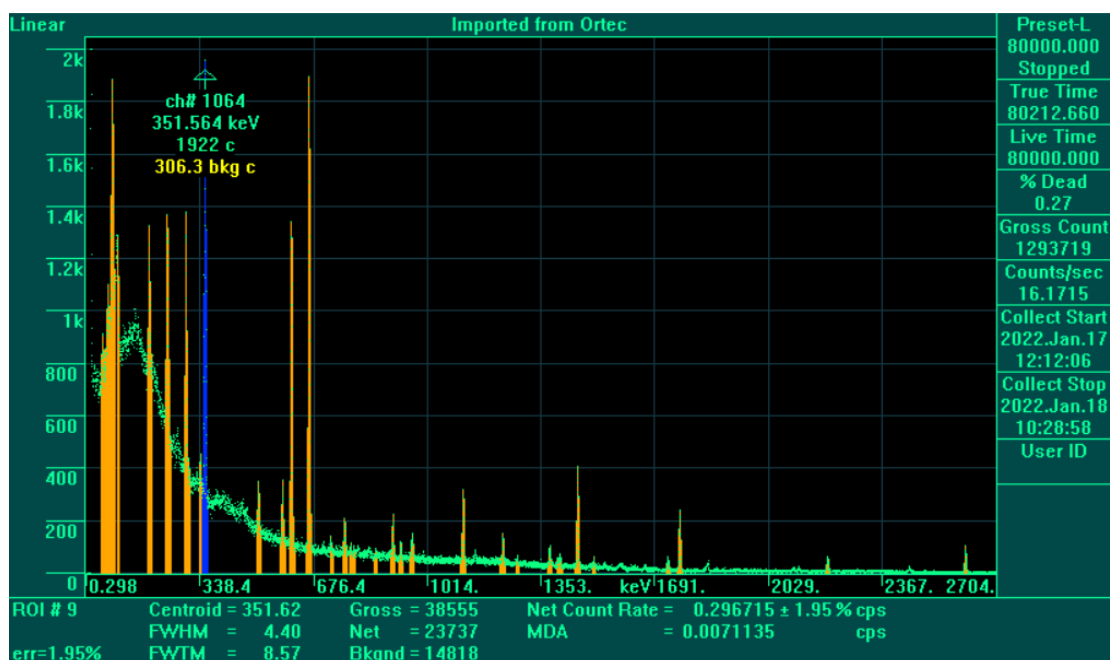
alacsony, ezért ahhoz, hogy értékelhető eredményeket kaphassak hosszú mérési időt kellett választanom. Ez szükséges ahhoz, hogy kellő beütésszám érkezzon és értékelhető spektrumot kapjunk.

Miután letelt a 27-30 nap a szekuláris egyensúly beállása miatt, azután történetelt a környezeti minták gamma-spektrumának a felvétele. A 6. táblázatban összefoglalt környezeti minták kerültek megmérésre a minta minősége és a mintagyűjtés időszaka alapján csoportosítva. A táblázatban kézzel jelölve a radiológia laboratóriumi gamma-spektrométerrel mért minták, míg zölddel a környezeti laboratóriumi gamma-spektrométerrel mért minták.

6. táblázat: Környezeti minták

Mintagyűjtési helyszín	2021. Ősz			2022. Tavasz			2022. Ősz		
	Talaj	Moha	Víz	Talaj	Moha	Víz	Talaj	Moha	Víz
Laczkó-forrás	T1	M1	V1	T1	M1	V1			V1
Három-forrás	T2	M2	V2	T2	M2	V2			V2
Gerő-kút	T3	--	V3	T3	M3	V3			V3
Séd-forrás	T4	--	V4	T4	M4	V4			V4
Szentkút-forrás	T5	--	V5	T5	--	V5		--	V5
László-forrás	T6	M6	V6	T6	M6	V6			V6
Mangán Kft.	T7	--	--	T7	--	--		--	--
Márton-forrás	T8	--	V8	T8	M8	V8			V8

A számolás menetét a T1-es 2021 őszi mintán keresztül mutatom be. A gamma-spektrométer segítségével felvettem a készülék gamma-spektrumát. Ehhez ellenőriztem a detektor hűtését, hogy mikor történt utoljára folyékony nitrogén pótlás, majd a spektrométer szoftverében megadtam a minta nevét, a mérési időt (élő idő), végül beállítottam az alkalmazott nagyfeszültséget. A mérések során 80000 másodperces mérési idővel és 3000 V nagyfeszültséggel dolgoztam. Ezután elindítottam a mérést. A mérési idő letelte után az alábbi spektrumot kaptam, amely a 15. ábrán látható, a szoftver automatikusan kijelölte a csúcsokat és megadta a hozzájuk tartozó beütésszámot.



15. ábra: A T1-es környezeti minta gamma-spektruma

A csúcsok megtalálása után feljegyeztem a keresni kívánt radioizotópokra jellemző energiáknál lévő csúcsok beütésszámain, majd táblázatos formában rögzítettem azokat a gamma-spektrométerre jellemző adott csúcsértékű háttérbeütések mellett, ezek a 7. táblázatban láthatóak.

7. táblázat: T1-es környezeti mintában található izotópok beütésszámai

Meghatározandó izotóp	Bomlástermékek	Gamma-energia [keV]	Háttér beütésszám [db]	Minta beütésszám [db]
Ra-226	Pb-214	295	0	14204
		351	1085	23737
	Bi-214	609	1463	18664
		1120	955	4138
Th-232	Tl-208	583	0	2948
		2614	199	1539
	Ac-228	911	0	1903
K-40	--	1460	4267	6070

A csúcsok alatti beütésszám felhasználásával kiszámítottam az adott izotóp aktivitását a környezeti mintánkban. Ehhez az (5.4.) egyenlet egy átalakított formáját használtam, amivel a készülékhez tartozó háttér adatokat is figyelembe vesszük. Az izotópok aktivitásainak számításához felhasznált egyenlet az (5.5.) egyenlet, a K-40 példáján keresztül a T1-es 2021-es őszi talajmintában.

$$A = \frac{\frac{N_{minta}}{t_{minta}} \cdot \frac{N_{háttér}}{t_{háttér}}}{\eta \cdot k_{\gamma}} = \frac{\frac{6070 \text{ db}}{80000 \text{ s}} \cdot \frac{4267 \text{ db}}{160000 \text{ s}}}{0,01099 \cdot 0,1066} = 41,9 \text{ Bq} \quad (5.5.)$$

Ezt elvégezve az összes izotópra az összes környezeti mintán keresztül megkaptam az adott mintákban jelenlévő izotópok aktivitását. Az egyes anyaelemekhez tartozó leányelemek aktivitásértékeinek átlagát véve megkaptam az anyaelem aktivitásértékét. Ezeket az értékeket elosztva a minta tömegével számíthatóvá vált az adott környezeti minta aktivitás koncentrációja Bq/kg-ban, ami a szakirodalmi aktivitáskoncentráció-határértékekkel összevethető. A környezeti minták tömegeinek értéke a 8. táblázatban fellelhetők, míg a T1-es környezeti minta radioizotóp aktivitás és aktivitás koncentráció értékei a 9. táblázatban láthatók.

8. táblázat: Vizsgált környezeti minták tömegei

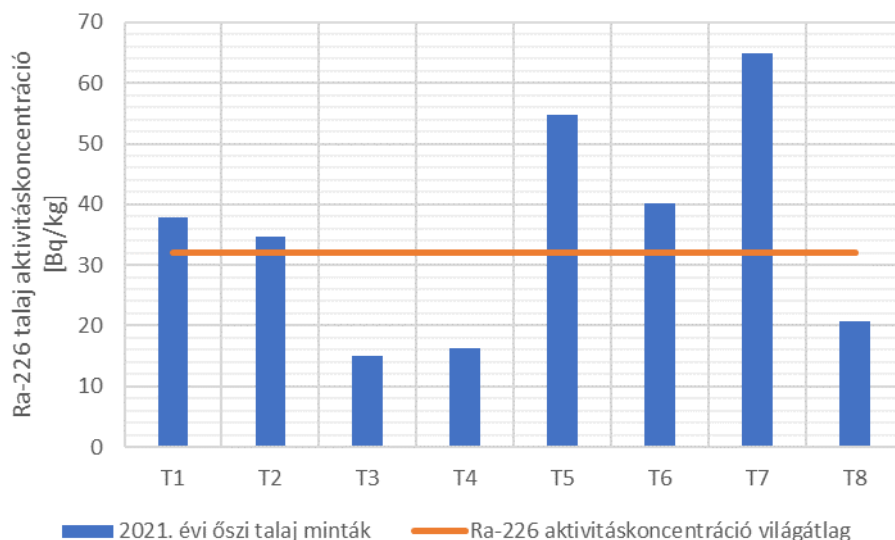
Mintavételi pontok	Minta tömegek [g]								
	2021. Ősz			2022. Tavasz			2022. Ősz		
	Talaj	Moha	Víz	Talaj	Moha	Víz	Talaj	Moha	Víz
1.	599,68	24,84	474,21	415,07	23,12	571,32			504,20
2.	475,55	23,81	467,54	550,16	33,59	518,40			503,44
3.	708,16	--	460,77	595,67	53,31	571,13			521,04
4.	583,22	--	467,78	655,85	22,53	512,50			506,58
5.	751,50	--	470,44	548,69	--	505,85		--	506,03
6.	624,60	45,53	478,97	495,10	45,92	515,36			520,50
7.	675,60	--	--	560,13	--	--		--	--
8.	667,35	--	483,68	574,86	51,87	495,20			501,41

9. táblázat: T1-es környezeti minta aktivitás és aktivitás koncentráció értékei

Meghatározandó izotóp	Bomlástermékek	Gamma-energia [keV]	Aktivitás [Bq]	Aktivitás koncentráció [Bq/kg]
Ra-226	Pb-214	295	1,27	18,4
		351	0,97	
	Bi-214	609	0,89	
		1120	0,22	
Th-232	Tl-208	583	1,21	42,4
		2614	3,00	
	Ac-228	911	1,59	
K-40	--	1460	13,71	301,1

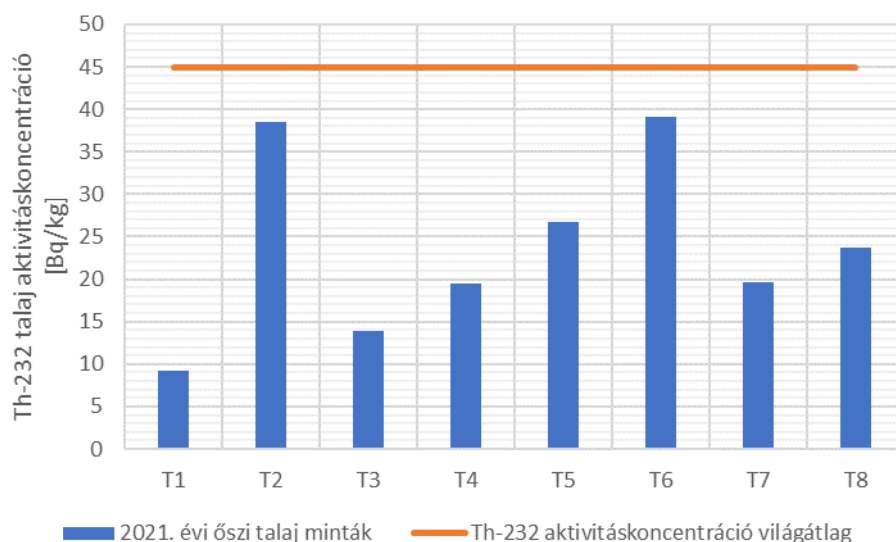
3.6 2021. évi őszi környezeti minták mérési eredményei

A mérési eredmények azt mutatják, hogy a talajok aktivitáskoncentráció értékeik a 2021-es őszi időszakban Ra-226 tekintetében 15,1 és 64,8 Bq/kg között mozogtak, átlagos értékük 35,5 Bq/kg volt, ami közel azonos a talajok Ra-226 aktivitáskoncentrációjának világátlag értékével. Pár érték volt a világátlag Ra-226 aktivitáskoncentráció értéke felett, ez a Bakony karsztos jellegével magyarázható, mivel ezek az ásványok gazdagok kalciumban és magnéziumban és a rádium is az alkáliföldfémek csoportjába tartozik, így a hasonló kémiai viselkedése miatt szintén képes a dúsulásra. A talajok Ra-226 aktivitáskoncentrációjának világátlag értéke 32 Bq/kg [10]. A 2021. évi talajok Ra-226 aktivitás koncentráció értékei 16. ábrán láthatóak.



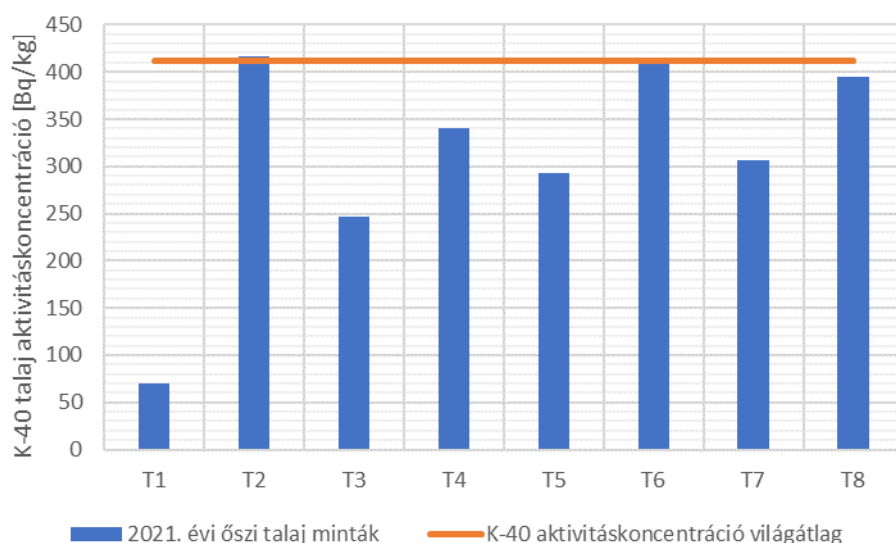
16. ábra: 2021. évi őszi talajminták Ra-226 aktivitáskoncentráció értékei

Th-232 radioizotóp esetében az aktivitáskoncentráció értékek 9,2 és 39,0 Bq/kg közöttinek adódtak, míg az átlagos értékük 23,7 Bq/kg. A talajok Th-232 aktivitáskoncentrációjának világátlaga 45 Bq/kg [10]. A 2021. évi talajok Th-232 aktivitáskoncentráció értékei a 17. ábrán láthatóak.



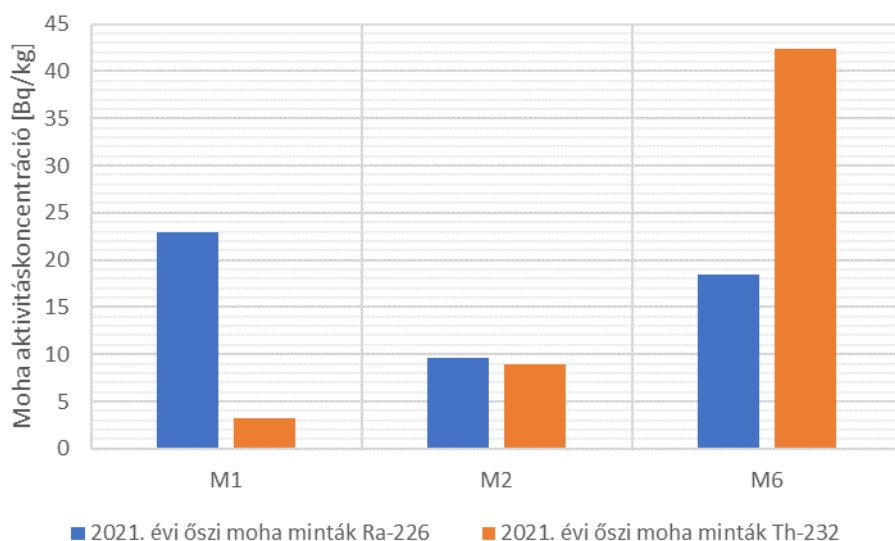
17. ábra: 2021. évi őszi talajminták Th-232 aktivitáskonzentráció értékei

A K-40 izotóp esetében a környezeti talajminták aktivitáskonzentráció értékei 70,0 és 416,5 Bq/kg között változtak. Az átlagos értékük 310,3 Bq/kg volt, ami alacsonyabb, mint a talajok K-40 aktivitáskonzentrációjának világátlaga. A talajok K-40 aktivitáskonzentrációjának világ átlaga 412 Bq/kg [10]. A 2021. évi környezeti talajminták közül a T2, T6 és T8 azonosítójú minták közelítették a világátlag értékét. A 2021. évi talajminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei a 18. ábrán láthatóak. A kálium a 7. leggyakoribb elem a Földön, vízzel oldható a geoszféraiban gyakorta megtalálható és mivel a természetben is létezik fellelhető radioaktív izotópja ez miatt ennek az izotópnak az aktivitáskonzentrációja nagyságrendekkel nagyobb az előző kettőhöz képest.



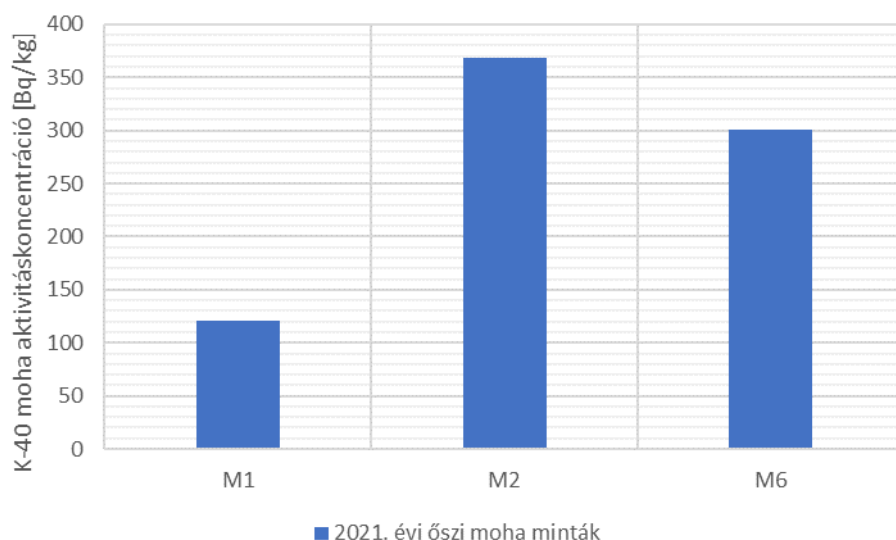
18. ábra: 2021. évi őszi talajminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei

A 2021. évi őszi mintagyűjtési időszakban csupán az 1-es, 2-es és 6-os helyszínekről tudtunk mohamintákat gyűjteni az mintagyűjtési helyszín adottságai és az időjárási körülmények miatt. Ra-226 tekintetében a környezeti mohaminták aktivitáskoncentráció értékei a 2021. évi őszi mintagyűjtési időszakban 9,6 és 22,9 Bq/kg között mozogtak, míg átlagok 16,9 Bq/kg volt. Th-232 tekintetében az aktivitáskoncentrációk 3,2 és 42,4 Bq/kg között mozogtak, 18,2 Bq/kg-os átlaggal. A 2021. évi őszi környezeti mohaminták Ra-226 és Th-232 aktivitáskoncentráció értékei a 19. ábrán láthatóak.



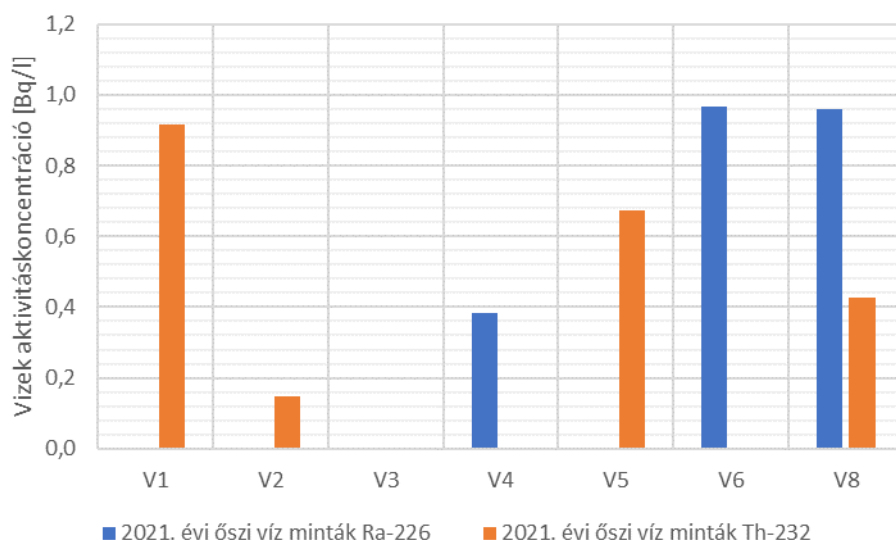
19. ábra: 2021. évi őszi mohaminták Ra-226 és Th-232 aktivitáskoncentráció értékei

K-40 tekintetében a 2021. évi őszi környezeti mohaminták aktivitáskoncentráció értékei 121,3 és 368,9 Bq/kg között mozogtak 263,8 Bq/kg-os átlaggal. A 2021. évi őszi környezeti mohaminták K-40 aktivitáskoncentráció értékei a 20. ábrán láthatóak.



20. ábra: 2021. évi őszi mohaminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei

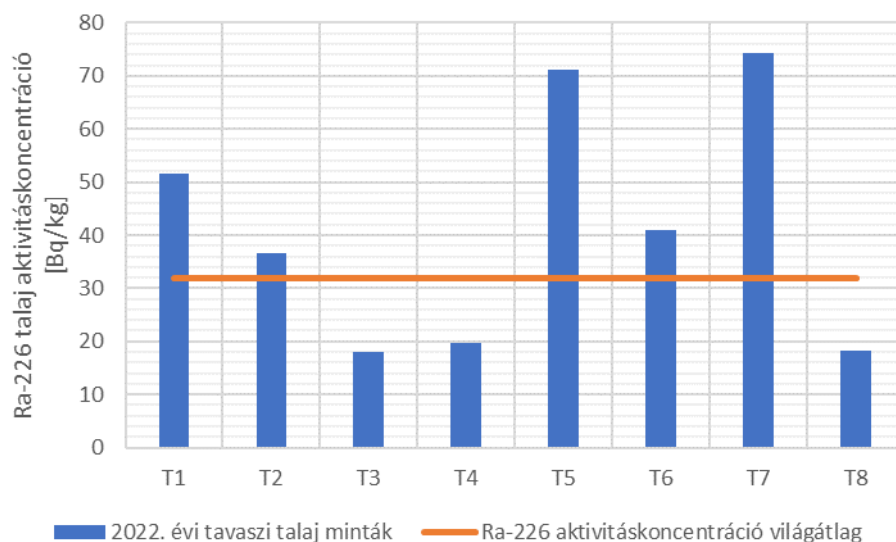
A vizek mérése során nagyságrendekkel kisebb mérési eredményekre számítottunk, mivel a talajvizek a környezetükben jelenlévő izotópok kioldásával képesek magasabb aktivitáskonzentrációt elérni természetes körülmények között. A kioldódást meghatározza a vizek pH-ja, hőmérséklete, valamint az oldani kívánt anyag kémiai viselkedése. Savasabb, melegebb vizek sokkal jobban, míg semleges hideg vizek sokkal rosszabb módon oldják ki a környezetükben lévő izotópokat. A vízminták mélységi forrásokból származnak, így ezek közel semlegesek és alacsony hőmérsékletűek voltak. A 2021. évi őszi vízminták Ra-226 aktivitáskonzentráció értékei az alsó mérési határ és 0,9 Bq/l közé estek, az átlaguk 0,3 Bq/l. Th-232 esetében az aktivitáskonzentráció értékek az alsó kimutatási határ és 0,9 Bq/l között voltak, míg az átlaguk 0,3 Bq/l volt. K-40 esetében a készülék magas K-40 háttéré miatt minden 2021. évi őszi minta eredménye az alsó kimutatási határ alatt volt. A 2021. évi őszi vízminták Ra-226 és Th-232 aktivitáskonzentráció értékei a 21. ábrán láthatóak. A harmas mintavételi ponton gyűjtött vízminta esetében egyik radioizotóp sem volt mérhető az alsó kimutatási érték felett.



21. ábra: 2021. évi őszi vízminták Ra-226 és Th-232 aktivitáskoncentráció értékei

3.7 2022. évi tavaszi környezeti minták mérési eredményei

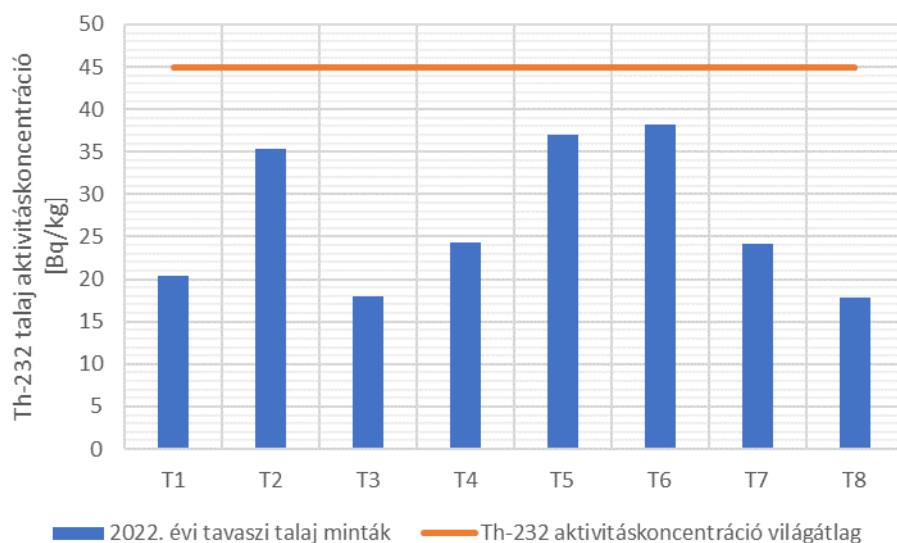
A 2022. évi tavaszi talaj környezeti minták Ra-226 aktivitáskoncentráció értékei 18,1 és 74,2 Bq/kg között változtak, míg az átlaguk 41,3 Bq/kg volt. A mérési eredmények hasonlóak az előző évi őszi eredményekhez. A 2022. évi tavaszi talajminták Ra-226 aktivitáskoncentráció értékei a 22. ábrán láthatók.



22. ábra: 2022. évi tavaszi talajminták Ra-226 aktivitáskoncentráció értékei

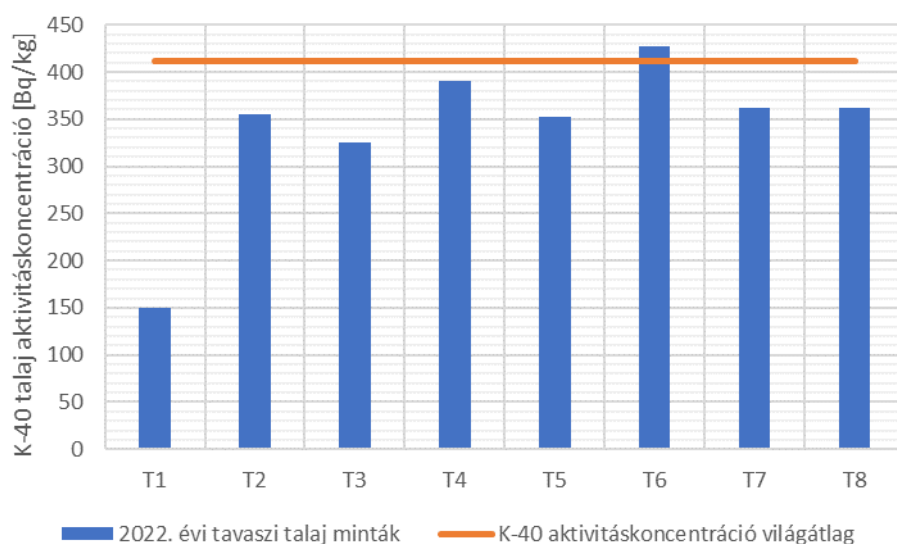
A tavaszi talajminták Th-232 aktivitáskoncentráció értékei 17,7 és 38,2 Bq/kg között mozogtak, átlaguk pedig 26,8 Bq/kg-nak adódott. A 2022. évi tavaszi talajminták Th-232

aktivitáskonzentráció értékei a 23. ábrán láthatók. Az eredmények a tavaly őszi minták eredményeihez hasonlatosak.



23. ábra: 2022. évi tavaszi talajminták Th-232 aktivitáskonzentráció értékei

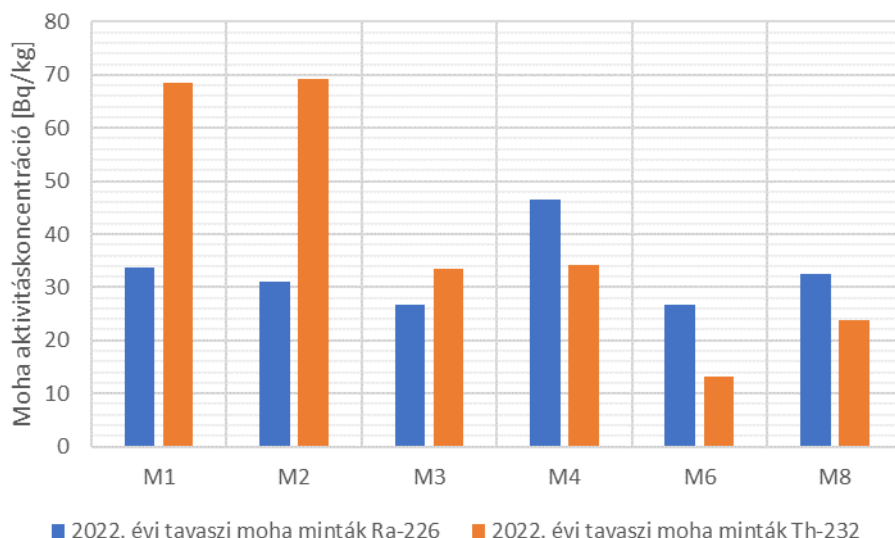
A tavaszi talajminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei 150,1 és 426,5 Bq/kg között változtak, míg átlaguk 340,3 Bq/kg volt. 2022. évi tavaszi talajminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei a 24. ábrán láthatók.



24. ábra: 2022. évi tavaszi talajminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei

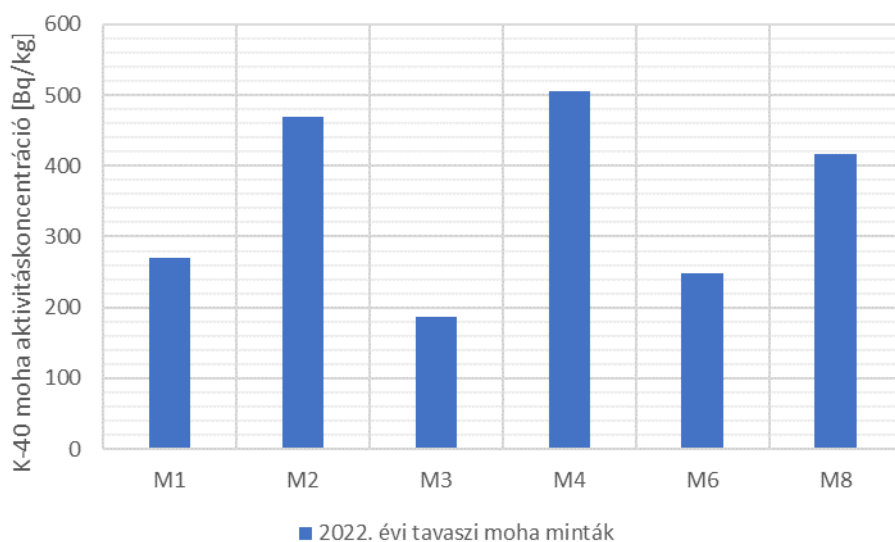
A 2022. évi tavaszi környezeti mohaminták aktivitáskonzentráció értékei Ra-226 tekintetében 26,6 és 46,4 Bq/kg közöttinek adódtak, átlaguk 32,8 Bq/kg volt. Th-232 tekintetében az aktivitáskonzentráció értékek 13,2 és 69,1 Bq/kg között változtak, az átlaguk 40,4 Bq/kg volt.

A 2022. évi tavaszi mohaminták Ra-226 és Th-232 aktivitáskonzentráció értékei a 25. ábrán láthatóak.



25. ábra: 2022. évi tavaszi mohaminták Ra-226 és Th-232 aktivitáskonzentráció értékei

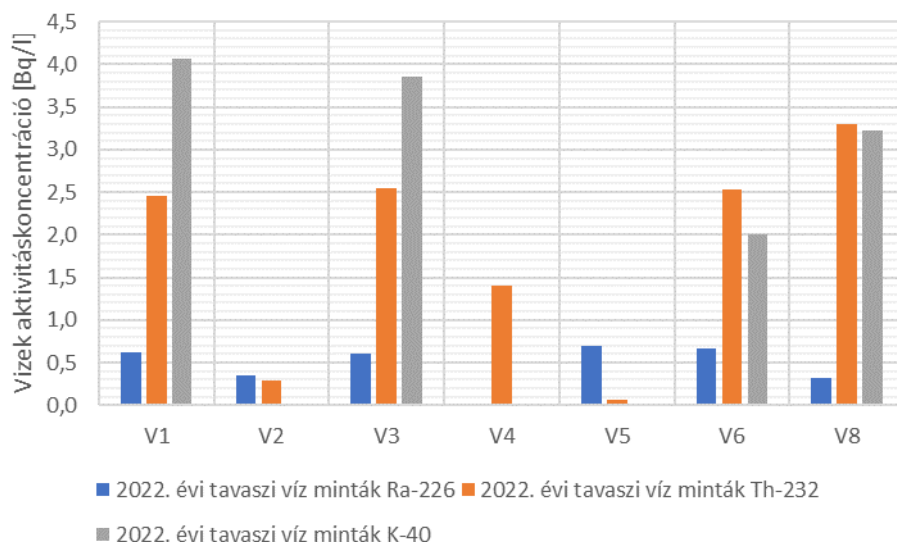
A tavaszi mohaminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei 185,9 és 505,1 Bq/kg között változtak, míg átlaguk 349,1 Bq/kg volt. 2022. évi tavaszi mohaminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei a 26. ábrán láthatóak.



26. ábra: 2022. évi tavaszi mohaminták K-40 aktivitáskonzentráció értékei

A környezeti vízminták aktivitáskonzentráció értékei Ra-226 esetében az alsó kimutathatósági határ és 0,6 Bq/l között változtak, míg átlaguk 0,4 Bq/l volt. Th-232 esetében az aktivitáskonzentráció értékek 0,1 és 3,3 Bq/l között mozogtak, átlaguk 1,8 Bq/l volt. K-40 esetében az aktivitáskonzentráció értékek az alsó kimutathatósági határérték és 4,0 Bq/l között

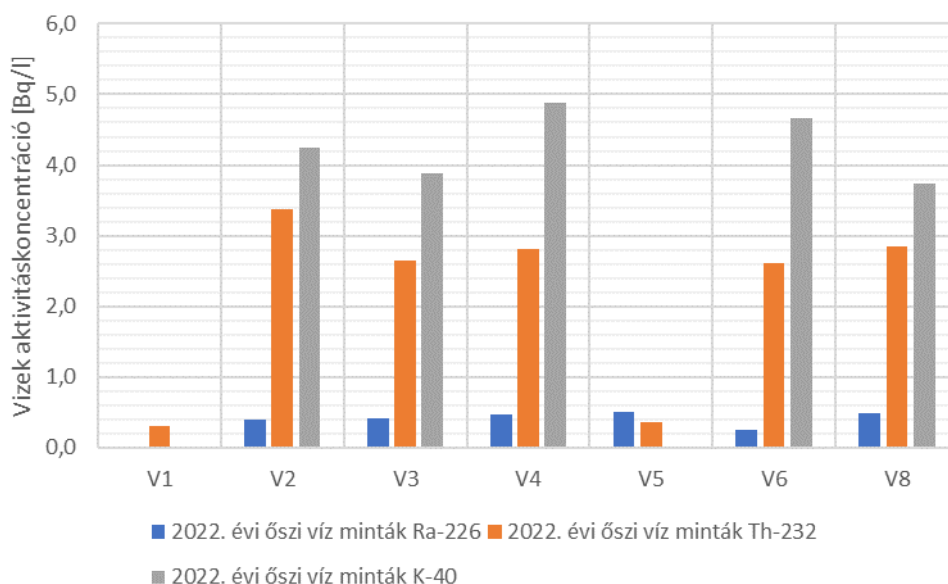
alakultak, az átlaguk pedig 1,8 Bq/l volt. A 2022. évi tavaszi vízminták Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentráció értékei a 27. ábrán láthatóak. A tavaszi évszakban az átlaghőmérséklet magasabb, mint az őszi időszakokban, ezáltal a talajvizek hőmérséklete is magasabb. A magasabb vízhőmérséklet magyarázza a jobb oldhatóságot, ezáltal a vízbe több izotóp képes beoldódni.



27. ábra: 2022. évi tavaszi vízminták Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentráció értékei

3.8 2022. évi őszi környezeti minták mérési eredményei

A környezeti vízminták aktivitáskoncentráció értékei Ra-226 tekintetében az alsó kimutatási határ és 0,5 Bq/l között mozogtak, 0,3 Bq/l átlagértékkel. Th-232 tekintetében az aktivitáskoncentráció értékek 0,3 és 3,3 Bq/l között változtak 2,1 Bq/l átlagértékkel. K-40 tekintetében az aktivitáskoncentráció értékek az alsó kimutatási határ és 4,8 Bq/l között mozogtak, 3,1 Bq/l átlagértékkel. A 2022. évi őszi környezeti vízminták aktivitáskoncentrációértékei a 28. ábrán láthatóak.



28. ábra: 2022. évi őszi környezeti minták aktivitáskoncentráció értékei

A tavaszi minták esetében elmondható, hogy az előző őszi időszakhoz képest a talajok esetében kiugró változást nem tapasztaltunk, a mérési eredmények az őszi eredményekhez hasonlatosak. Mohák esetében elmondható, hogy az eredmények hasonlóak a talajokon mért aktivitáskoncentráció eredményeihez, az eredmények spektruma azonban változatos. A mintaelőkészítés során nehézséget jelentett a moha növényi részek és a talaj teljes elkülönítése, valamint a mohák kis mintamennyisége. Ugyanakkor elmondható, hogy a tavaszi időszakban általában magasabb aktivitáskoncentráció értékek mutathatók ki, ez a növényi élettéveseményekkel magyarázható, viszont pár esetben kisebb aktivitáskoncentrációjú ez azzal magyarázható, hogy tavasszal sok új mohatelep képződik, amelyekben az izotópoknak kevesebb idejük volt akumulálódni. A vízminták esetében nagyon alacsony aktivitáskoncentrációkat mértünk, a tavaszi időszakban azonban ezek értéke megnőtt. Ez a hőmérséklet emelkedésének tulajdonítható, ugyanis a magasabb hőmérsékletű vizekben az izotópok oldhatósága megnő.

3.9 Eredmények értékelése

A talajminták tekintetében elmondható, hogy a Ra-226 aktivitáskoncentráció átlagértékek közel megegyeznek a világátlag értékkel, pár esetben mérhető volt magasabb aktivitáskoncentráció érték, amely a Bakony geológiai sajátosságával magyarázható. A karsztos vonulatok gazdagok kalciumban és magnéziumban, a rádium pedig szintén ezekkel az elemekkel alkotja az alkáliföldfémek csoportját, így kémiai viselkedésük hasonló. A Th-232 esetében elmondható, hogy a minták átlagos aktivitáskoncentráció értékei a világátlag közelében, de az alatt

találhatóak. K-40 esetében nagyságrendekkel nagyobb aktivitáskoncentráció értékeket láthatunk, azonban ez a kálium nagy földkérgi előfordulási gyakoriságának tulajdonítható, valamint, hogy természetes körülmények között ennek a gyakori elemnek is megtalálható radioizotópja a környezeti elemekben. Értéke közelíti a világátlag értéket.

A mohaminták tekintetében elmondható, hogy a talajmintákhoz hasonlatos eredmények születtek. A mohaminták esetében nehézséget jelentett a növényi részek és a talaj elválasztása, valamint, hogy a szárítás és őrlés után a mintamennyiség nagyságrendekkel kisebb, mint a talajminták esetében, ez egy a mérési bizonytalanságot növelő tényező. A tavaszi és őszi eredmények sokban változatosak, ez a növényi élettevékenységekkel magyarázható, tavaszi időszakban ez a tevékenység jelentősebb, ugyanakkor több új mohatelep is megjeleik a környezetben, amikben akár kisebb aktivitáskoncentráció értékek is lehetnek, mint egy régebb óta jelenlevő mohatelepen. A mohák bioindikátorként való alkalmazása gyakorta előforduló tevékenység a nukleáris környezet ellenőrző kötelezettségek teljesítése miatt, azonban világátlag értékekkel csupán nehézfémek esetében találkoztam. A kis növényi részek nagy felületet biztosítanak az esetlegesen környezetbe kikerülő nukleáris eredetű, aeroszolhoz kötődött radioizotópok megkötéséhez. A kutatás során ilyen jellegű radioizotópok nem kerültek kimutatásra. A mintavételi helyek adottságai és a környezeti időjárás aktuális helyzetéből kifolyólag nem minden helyszínen, illetve mintagyűjtési időszakban kerültek mohák gyűjtésre.

A vízminták esetében elmondható, hogy az aktivitáskoncentráció értékeket a víz fizikai-kémiai tulajdonságai agyban megszabják. A víz pH-ja és hőmérséklete meghatározza, hogy milyen mennyiségben képes kioldani a környező talajból, illetve kőzetekből a radioizotópokat. A tavaszi időszakban a környezeti hőmérséklet, ezzel a talajvizek hőmérséklete is magasabb, mint az őszi időszakban, ezért az aktivitáskoncentráció értékek is a tavaszi időszakban magasabbak. Sok esetben az alsó mérési határ alatti aktivitáskoncentrációjú vizekkel is találkoztunk. Az ivóvizekre vonatkozó szabályozás összes alfára és összes bétára, valamint radonra és tríciumra vonatkozik. Ezek a mérések nem kerültek elvégzésre a munkának ebben a szakaszában. Az izotópok szerinti meghatározást csak akkor írja elő a jogalkotó, amennyiben az előbb felsoroltak határérték feletti eredményeket mutatnak [36]. A vizek mérése során nehézséget jelentett a készülékek magas háttere, így a kis aktivitáskoncentrációjú minták nehezen voltak mérhetőek.

Összeségében elmondható, hogy egyik környezeti mintában sem kerültek kimutatásra mesterséges eredetű radioizotópok. A talajok átlag aktivitáskoncentráció értékei a világátlag értékekhez hasonlatosak, a Ra-226 ettől egy kicsivel emelkedettebb. A moha

aktivitáskoncentráció értékek a talajokéhoz hasonlóak, megfigyelhető a tavaszi életfolyamatokból eredő változatosság. A vizek rendkívül kicsi aktivitáskoncentráció értékekkel rendelkeztek, sok esetben a kimutatási határ alatt, tavasszal a hőmérséklet emelkedésével ezek az értékek megnőttek, mivel ezeknek az izotópoknak a vízben való oldhatósága a hőmérséklet emelkedésével megnő, így a környező kőzetekből, talajból sokkal több izotóp fog tudni beoldódni a vízbe.

Több minta aktivitáskoncentráció értéke az alsó kimutatási határ alatt volt. Az alsó kimutatási határ értékét a minimálisan detektálható aktivitáskoncentráció értékével adtam meg, amely az (5.6.) empirikus összefüggés alapján számítottam és a 10. táblázatban tüntettem fel izotópok szerint [37].

$$MDA = \frac{2,71 + 4,65 \cdot \sqrt{I}}{\eta \cdot t \cdot V} \quad (5.6.)$$

Ahol:

- MDA: kimutathatósági határ [Bq/dm³]
- I: háttér a vizsgálandó energia esetén [impulzus]
- η : hatásfok
- t: mérési idő [s]
- V: minta térfogata [dm³]

10. táblázat: Minimálisan detektálható aktivitáskoncentráció értékek

Meghatározandó izotóp	Bomlástermékek	Gamma-energia [keV]	Minimálisan detektálható aktivitáskoncentráció [Bq/dm ³]
Ra-226	Pb-214	295	0,02
		351	0,04
	Bi-214	609	0,11
		1120	0,12
Th-232	Tl-208	583	0,08
		2614	0,24
	Ac-228	911	0,06
K-40	--	1460	0,35

4 Összefoglaló

A dolgozat a Bakonyból származó környezeti minták (talaj, moha, víz) radioizotóp tartalmának a meghatározásával foglalkozik félvezető gamma-spektrometriás mérési módszerrel, különös tekintettel a Ra-226, Th-232 és K-40 izotópokra. Három mintagyűjtési időszakot különböztettünk meg: 2021. őszi, 2022. tavaszi és 2022. őszi időszakokat. Nyolc mintavételezési pont került meghatározásra. A mintagyűjtést követően és a minták laboratóriumba szállítását követően megkezdődhetett a környezeti minták feldolgozása. Ez szárítást és őrlést, illetve darálást foglalt magába. A mintatartók megtöltése után meg kell várni, hogy a szekuláris egyensúly beálljon. Ezzel párhuzamosan megtörtént a gamma-spektroszkópok hatásfok kalibrációja és a háttér spektrumok felvétele. A várakozási idő letelte után megtörtént a minták spektrumának a felvétele, amik alapján meghatároztuk az aktivitáskoncentráció értékeket. Az eredmények értékelésével megállapítható, hogy a vizek a tavaszi időszakban a hőmérséklet emelkedésével több környezeti radioizotópok képesek kioldani a környező talajból, kőzetekből. Az eredmények azt mutatják, hogy a talajminták aktivitáskoncentráció értékei Ra-226 esetében átlagosan 38,4 (15,1 – 74,2) Bq/kg, Th-232 esetében átlagosan 25,3 (9,2 – 39,0) Bq/kg, K-40 esetében átlagosan 325,3 (70,0 – 426,5) Bq/kg. A mohaminták aktivitáskoncentrációja Ra-226 esetében átlagosan 27,5 (9,6 – 46,4) Bq/kg, Th-232 esetében átlagosan 27,5 (9,6 – 46,4) Bq/kg, K-40 esetében átlagosan 320,6 (121,3 – 505,1) Bq/kg. A vízminták aktivitáskoncentrációja Ra-226 esetében átlagosan 0,4 (a.k.h. – 0,9) Bq/l, Th-232 esetében átlagosan 1,0 (a.k.h. – 3,3) Bq/l, K-40 esetében átlagosan 0,9 (a.k.h. – 4,0) Bq/l. Az értékek azonban azt mutatják, hogy ezek az aktivitáskoncentráció értékek mind a talaj, moha és víz esetében jelentősen alulmaradnak a radioaktív besorolásra vonatkozó korlátoknak, külön szabályozás alá nem esnek. Az ivóvizekre összes alfa és összes béta határértékek, valamint radon és trícium aktivitáskoncentráció követelmények vonatkoznak, amely a kutatás, illetve dolgozat jövőbeni folytatása lehet. A 2022. őszi moha és talajminták a hosszú előkészítési folyamat végett a dolgozat elkészülte után kerülnek megmérésre. A kutatás további folytatása lehet a környezeti minták izotóp specifikus vizsgálata. A talajok radon exhalációs mérésével pontosabb képet kaphatunk a Ra-226 izotóp tartalomról. Speciális mintaelőkészítés után pedig ioncserélő gyantás, illetve elektrodepozíciós eljárással kombinált alfa-spektrometriás mérési módszerrel a környezeti minták aktinoid tartalma is mérhető, különös tekintettel az uránizotópokra. A jövőben az egyes kibocsátási pontok közelében több mintavételezési hely kijelölését tervezem.

5 Irodalomjegyzék

- [1] Somlai J., Kovács J., Sas Z., Bui P., Szeiler G., Jobbágy V., Kovács T.: Vörösiszap-tározó sérülésével kapcsolatos sugárterhelés becslése., Magyar Kémikusok Lapja, LXV évf., (12), 2010., 378 – 379
- [2] Hegedűs M., Tóth-Bodrogi E., Jónás J., Somlai J., Kovács T.: Mobility of Th-232 and Po-210 in red mud., Journal of Environmental Radioactivity, 184-185., 2018., 71-76.
- [3] Kávási N., Somlai J., Szeiler G., Szabó B., Schafer I., Kovács T.: Estimation of effective doses to cavers based on radon measurements carried out in seven caves of the Bakony mountains in Hungary., Radiation Measurements, (45), 2010., 1068 – 1071.
- [4] Kovács T., Bodrogi E., Somlai J., Jobbágy V., Patak G., Németh Cs.: Ra-226 and Rn-222 concentrations of spring waters in Balaton Upland of Hungary and the assessment of resulting doses., Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 258., (1), 2003., 191 – 194.
- [5] Shahrokhi A., Vigh T., Németh Cs., Csordás A., Kovács T.: Radon measurements and dose estimate of workers in a manganese ore mine., Applied Radiation and Isotopes, (124), 2017., 32 – 37.
- [6] Németh Z.: Radiokémiai és izotóptechnikai alapismeretek., Veszprémi Egyetemi Kiadó, 1996.
- [7] Nagy L. Gy.: Radiokémia és izotóptechnika., Tankönyvkiadó, 1979.
- [8] Nemzeti Népegészségügyi Hivatal: Nemzeti Radon Cselekvési Terv., Bp., 2022.
- [9] OAH: Az országos környezeti sugárvédelmi ellenőrző rendszer (OKSER) 2020. évi jelentése., Bp., 2020.
- [10] UNSCEAR: Sources and Effects of Ionizing Radiation., 2008.
- [11] <http://omosjer.reak.bme.hu/> (utoljára megtekintve: 2020. 10. 24.)
- [12] European Commission: Radiation protection 135, Effluent and dose control from European Union NORM industries: Assessment of current situation and proposal for a harmonised Community approach, 2003.
- [13] Pesznyák Cs., Sáfrány G.: Sugárbiológia., Bp., Typotex, 2016.
- [14] Ballay L., Deme S.: Védekezés a külső sugárterhelés ellen, „Sugárvédelem”, ELTE, 2010.
- [15] Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék: Gamma-spektrometriai vizsgálatok HPGe félvezető detektorral., Veszprém, 2020.
- [16] IAEA: The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition., Vienna, 2014.

- [17] Moeller T., Schweitzer G. K.: Chemistry of Thorium., 1948., 1201 – 1204.
- [18] IUPAC: Pure and Applied Chemistry., 1960.
- [19] Erdey-Grúz T.: Vegyszerismeret., 3. kiadás, Bp., Műszaki Könyvkiadó, 1963.
- [20] Morss L. R., Edelstein N. M., Fuger J.: The Chemistry of the Actinide and Transactinide Elements., 2006.
- [21] Somlai J.: Nukleáris mérés technika jegyzet., Veszprém, 2021/22/2
- [22] Deme S.: Félvezető detektorok magsugárzás mérésére., Bp., 1968.
- [23] <https://www.bfnp.hu/> (utoljára megtekintve: 2022. 10. 22.)
- [24] Szalay S.: MTA Műszaki Tudományos Osztályának Közleménye., (5), 1952., 167
- [25] Balogh I.: Az Ajkai Hőerőmű radiológiai hatása a környezetre., 1991.
- [26] Daróczy S., Dezső Z., Papp Z., Bolyós A.: Összefoglaló jelentés a "Részletes felmérő munka Ajka város és környéke radiációs helyzetéről, különös tekintettel a lakosságot terhelő többletdózis becslésének jelentős pontosítására" című kutatási témáról, Debrecen, 1995.
- [27] Vigh T.: Föld alatti bányauzem radiológiai vizsgálata a Mangán Kft. példáján., 2011.
- [28] <https://bakony-iparikeramia.uzleti.hu/> (utoljára megtekintve: 2022. 10. 26.)
- [29] <https://www.bakonyerdo.hu/erdogazdalkodas> (utoljára megtekintve: 2022. 10. 24.)
- [30] <shorturl.at/DIOXY> (utoljára megtekintve: 2022. 10. 22.)
- [31] <https://www.google.com/maps/d/u/0/edit?mid=1LzNvK0ImyMIE03D1Ak5r2JZOZtW-WyGc&usp=sharing> (utoljára megtekintve: 2022. 10. 22.)
- [32] Finta V. T.: A talaj radioaktivitásának vizsgálata a Fővárosi Hulladékhasznosító Mű környezetében., Bp., 2004.
- [33] Rabnecz Gy., Csintalan Zs.: Nagy tér- és időléptékű moha bioindikáció Botanikai Közlemények., (96), 2009.
- [34] Baják P.: Felszínalatti vizek természetes radioaktivitásának hidrogeológiai szempontú vizsgálata a Velencei-hegység tágabb környezetében., Bp., 2019.
- [35] Hoehn E.: Radionuclides in groundwaters: Contaminants and Tracers – IAHS Publication., (250), 1998.
- [36] 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről
- [37] Bodrogi E.: Természetes eredetű vízminták ²²⁶Ra koncentráció mérési módszereinek fejlesztése., Veszprém, 2005.