

Habilitációs tézisek

NORM anyagok az épített környezetben

Tóth-Bodrogi Edit, PhD

Pannon Egyetem

Mérnöki Kar

Bio-, Környezet- és vegyészmérnöki Kutató-Fejlesztő Központ

Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti tanszék

2026.

Tartalomjegyzék

Bevezetés.....	3
Irodalmi áttekintés	4
NORM anyagok.....	6
NORM anyagok kezelése	9
Dózisbecslések.....	10
Alkalmazott anyagok, módszerek és eszközök.....	12
Vizsgált NORM anyagok	12
Vizsgálati módszerek	13
Vizsgálati helyszínek	15
Mintaelőkészítés.....	16
Gamma-spektrometria	19
In-situ gamma-dózisteljesítmény mérés	21
Radonemanációs, exhalációs vizsgálatok.....	22
Alfa-spektrometria	22
Eredmények.....	23
NORM lerakók radioökológiai felmérése	23
Zalatárnoki rekultivált fűrősiszap tározó	23
Ajkai rekultivált szénsalak tározó	25
Ajkai vörösiszap tározó.....	26
NORM anyagok építőipari felhasználhatósága	28
Irodalomjegyzék	30
Publikációk, melyre a habilitáció épül	35
További publikációk.....	36

Bevezetés

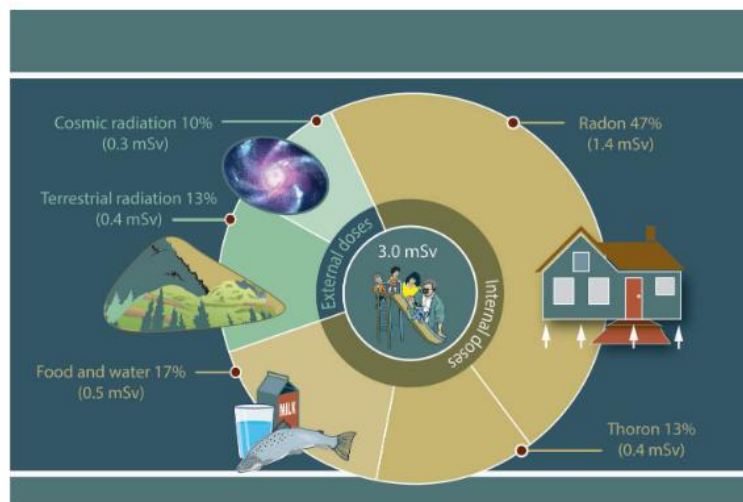
A jelen kihívásai megkövetelik, hogy átalakítsuk korábbi szemléletünket és a gazdasági növekedésünket úgy valósítsuk meg, hogy a fenntartható fejlődés biztosítható legyen. A fenntartható fejlődés fogalmát az 1987-ben kiadott Brundtland jelentés (ENSZ) [1] definiálta, lényege, hogy szükségleteinket úgy elégítsük ki, hogy erre a jövő generációi is képesek legyenek. Törekednünk kell tehát a különböző iparágak környezetterhelésének minimalizálására, valamint a folyamatok során keletkező hulladékok mennyiségének csökkentésére. A cél kettős: miközben a már meglévő ipari tevékenységek fejlesztésére fókuszálunk és körforgásos gazdasági modellt alkotunk, meg kell vizsgálni a már keletkezett hulladék újrafelhasználási lehetőségeit is, ne hulladékként, hanem ipari melléktermékként tekintve azt. Ez utóbbi cél több szempontból is fontos: ezzel a lépéssel csökkenthető a hulladéklerakókra kerülő anyagok mennyisége, emellett csökkenthető a nyersanyagkivonás szükségessége is.

Az újrafelhasználási lépés szükségessége tehát környezetvédelmi, technológiai- és forrásoldalról nem kérdés, számos esetben azonban kockázatot jelent például az adott anyag veszélyes anyagtartalma, vagy fizikai-kémiai tulajdonságai miatt. Egyes ipari tevékenység során, például bányászat, kőolaj- és gázkitermelés, energiatermelés, valamint néhány vegyi folyamat esetén természetes eredetű radioaktív anyagok, az úgynevezett NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) anyagok halmozódhatnak fel a hulladékokban [2-7]. Ezek a radioaktív anyagok nemcsak a környezetre, hanem az emberi egészségre is potenciális veszélyt jelenthetnek, különösen, ha nem megfelelően kezelik / tárolják őket. Jelenlétük megnövelheti az embert érő sugárterhelés mértékét. A hulladékban jelen levő NORM anyagok miatt minősítési lépés beiktatása szükséges annak esetleges felhasználás előtt, a minősítés jogi szabályozási hátterét, ezáltal egy erőteljesebb sugárvédelmi jelenlétet biztosítani szükséges. Emellett a lerakókban elhelyezésre kerülő NORM anyagok környezeti (radioökológiai) monitorozása szükséges lehet.

A Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszéken immár több mint egy évtizede foglalkozunk NORM lerakók monitorozásával, NORM anyagok minősítésével, valamint NORM anyagok újrafelhasználási lehetőségeinek vizsgálatával. Téziseimben az elvégzett munka összegzésére és a vizsgálatok során kapott új tudományos eredmények bemutatására kerül sor néhány példán keresztül szemléltetve a kutatócsoport munkáját.

Irodalmi áttekintés

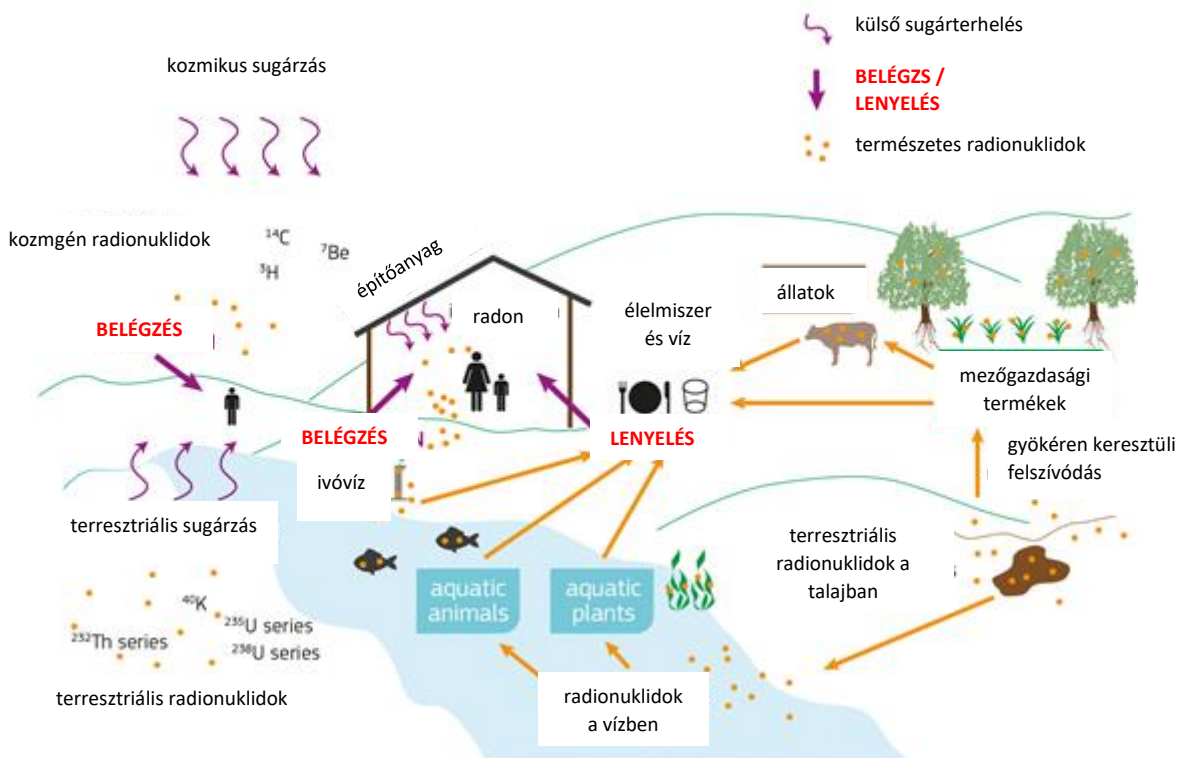
Az embert érő sugárterhelés két nagy csoportja a természetes és a mesterséges eredetű sugárterhelés. Ez utóbbi legnagyobb része az orvosi eredetű alkalmazásokból, kisebb része pedig a nukleáris üzemanyagciklus lépéseiből, a különböző ipari alkalmazásokból és a nukleáris fegyverkezési kísérletekből származik [8]. A sugárterhelés kb 80%-a természetben előforduló sugárzásból származik. Ide tartoznak a Föld kialakulásánál már jelenlevő, hosszú felezési idővel bíró ún. primordiális radionuklidok (földkérgi eredetű sugárterhelés), valamint a kozmikus sugárzás és az általa magreakciók révén indukált kozmogén radionuklidok. A környezeti háttérsugárzás értékét számos környezeti tényező befolyásolja. Az 1. ábrán látható a természetes eredetű sugárterhelés megoszlása [9].



Source: Adapted from UNEP, *Radiation: Effects and Sources*. Copyright 2016 by UNEP.

1. ábra Az embert érő természetes eredetű sugárterhelés megoszlása

A sugárterhelés tekintetében a földkérgi eredetű sugárzások közül az U-238, az U-235, a Th-232 és bomlási soraik, valamint a K-40 izotóp a legjelentősebb. A természetes eredetű radioizotópok a természetes körforgás következtében jelen vannak a környezet minden elemében: talajban, levegőben, vízben, élőlényekben is, így külső és belső sugárterhelést egyaránt okozhat jelenlétük. Külső sugárterhelésről akkor beszélünk, ha a sugárforrás az emberi testen kívül helyezkedik el, belső sugárterhelésről pedig akkor, ha a sugárforrás bejut az emberi szervezetbe. Ez a bejutás történhet belégzéssel, lenyeléssel, vagy bőrön keresztüli felszívódással [10]. Az embert érő sugárterhelés besugárzási útvonalai láthatók a 2. ábrán.



2. ábra Besugárzási útvonalak [11]

Külső sugárterhelést mind szabadban, mind pedig épületeken belül elszenvedhetünk: okozója a földkéregben előforduló főként gamma-sugárzó izotópok jelenléte. Ez utóbbi során ugyan az épületek árnyékoló hatása figyelembe vehető, ugyanakkor az építőanyagok természetes eredetű radionuklid-tartalmuk miatt sugárforrásnak is tekinthetők [2, 8].

Belső sugárterhelés szempontjából a radon különböző izotópjai (elsősorban a Rn-222 és Rn-220) játszanak nagy szerepet, emellett jelentős lehet a tápláléklánc szinte minden elemében előforduló K-40 izotóp is. Az embert érő belső sugárterhelés mintegy 60%-át a Rn-222 izotóp és annak leányelemei adják. A kőzetekből és talajból felszabaduló radongáz a felszínre jutva zárt terekben (pl. épületekben, barlangokban) feldúsul, ahol belélegezve a tüdőben alfa-bomlással bomlik tovább. A rövid felezési idejű alfa-sugárzó leányelemei (pl. Po-218, Po-214) megtapadnak az alveolusok falán, ami hosszú távon növeli a tüdőrák kockázatát [12, 13]. Kockázatként számolhatunk még az urán- és tórium bomlási sorok elemeivel, melyek ivóvízbe, ill. a táplálékláncba kerülve eredményezhetnek sugárterhelés növekményt. Ezen izotópok mennyisége, így az általuk okozott sugárterhelés nagysága számos tényezőtől (pl. a közeg kémhatása, hőmérsékleti paraméterek) függ, meghatározó emellett az adott izotóp kémiai tulajdonsága is [14, 15].

Egyes környezeti elemekben bekövetkezhet feldúsulásuk is, amit okozhatnak természetes környezeti adottságok és antropogén hatások is [14, 16-17]. Ez a bedúsulás eredményezheti az embert érő külső és/vagy belső sugárterhelés növekedését, ezáltal egészségügyi kockázatot jelenthet. A radioökológia egyik kiemelt feladata az esetlegesen kockázatot jelentő területek / alkalmazások / felhasználások azonosítása, szükség szerint monitoringeljárások kidolgozása és megvalósítása, dózisbecslések elvégzése, valamint a fennálló sugárzási helyzet kezelése.

NORM anyagok

A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (International Atomic Energy Agency, IAEA) útmutatója alapján azokat az anyagokat értjük NORM (Naturally Occuring Radioactive Material) anyagok alatt, melyek nem tartalmaznak jelentős mennyiségű, a természetben előforduló radionuklidokon kívül egyéb radionuklidokat [18]. Ebben az értelmezésben a „jelentős mennyiségű, természetben előforduló radionuklidok” pontos meghatározása szabályozási kérdés. Definíció szerint NORM anyagok alatt azokat a természetben előforduló, földkérgi eredetű radionuklidokat tartalmazó anyagokat értjük, amelyek természetes vagy mesterséges hatásra bedúsulva fordulnak elő és akár jelentős sugárterhelés növekményt is okozhatnak [19].

A lakosság és az esetlegesen érintett munkavállalók védelme érdekében elengedhetetlen a NORM anyagok és területek feltérképezése és a szükséges kockázatelemzések elvégzése. Számos kutatócsoport foglalkozik szerte a világban ezzel a kérdéskörrel, mára már egyre több ország jogszabályi környezetében is megfogalmazódik a NORM anyagok alkalmazhatóságával kapcsolatos kritériumrendszer. A magyar jogszabályi környezet a témakörben megkülönbözteti a természetes anyagokból készült építőanyagokat (alunittartalmú agyagpala, gránitos kőzetek, porfírok, tufa, láva), valamint a természetben előforduló radioaktív anyagokat feldolgozó iparágak maradékanyagait tartalmazó anyagokat (pernye, foszforos gipsz, foszforvegyületeket tartalmazó salak, ónsalak, rézsalak, vörösiszap és az acélgyártás maradékanyagai) [2, 19].

A primordiális radionuklidok minden környezeti elemekben jelen vannak különböző formában: akár az egyes kőzetek fő alkotóelemeiként, akár nyomelemként. Jelenlétük mennyiségüktől, geokémiai folyamatoktól és felhasználásuktól függően radiológiai kockázatot jelent. Egyes ipari folyamatok során fizikai-kémiai frakcionálódás révén ezek a radionuklidok bedúsulása előfordulhat akár a végtermékben, akár egyes melléktermékekben. Kezelésükkor elsődleges a sugárvédelmi szempontok figyelembe vétele, ehhez szükség van az érintett területek, iparágak egyértelmű beazonosítására és a sugárvédelmi szempontok előtérbe

helyezésére. Azok az iparágak, ahol ez a bedúsulás bekövetkezhet a 2/2022 (IV.29.) OAH rendelet 6. melléklet felsorolásában a következők lehetnek: ritkaföldfém-bányászat, feldolgozás, tóriumvegyületek előállítása és tóriumtartalmú termékek gyártása, nióbbium- és tantalumérc-feldolgozás, olaj- és gáztermelés, geotermikusenergia-termelés, -felhasználás, TiO₂-pigment előállítása, foszforgyártás, cirkon- és cirkóniumipar, foszfátérc-feldolgozás, foszfátműtrágyák előállítása cementgyártás, szénbányászat, széntüzelésű erőművek, foszforsav előállítása, vasgyártás, ón-, ólom-, rézkohászat, talajvízszűrő létesítmények, ércbányászat, érckohászati feldolgozás, timföldgyártás és –feldolgozás [19]. Az 1. táblázatban néhány a NAÜ által sugárveszélyességi szempontból fontos NORM iparág található [20, 21].

1. táblázat Sugárveszélyességi szempontból fontos NORM iparágak

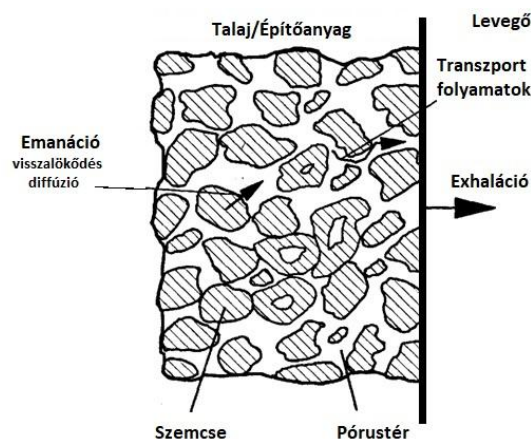
Ipai tevékenység	Jellemző radionuklidok	Átlagos aktivitás-koncentráció [Bq/g]
Ritka földfémek bányászata	Ra-228	10
	Th-232	
Tórium és vegyületeinek előállítása és felhasználása	Th-232	20
Nióbbium és ferro-nióbbium előállítása	Th-232	100
	Po-210	100-500
	Pb-210	5
	Ra-226	
	U-238	300
Uránérc bányászat	U-238	10
Olaj- és gáz kitermelés	Pb-210	1000
	Ra-228	15000
	Ra-226	
Titán-dioxid pigmentek gyártása	U-238	<2
	Th-232	
	Ra-226	1-1600
	Ra-228	
Foszfátipar	Th-232	<3
Cirkón és a cirkónium-oxid ipar	U-238	2-4
	Po-210	200-600
Ón, réz, alumínium, cink, ólom, vas és acél gyártása	Po-210	1-200
Szénégetés	Po-210	> 100
	Th-232	

A NORM anyagokból származó külső sugárterhelést elsősorban az U-238 (T: 4,47*10⁹ év) és a Th-232 (T: 1,4*10¹⁰ év) izotópok és leányelemeinek bedúsulása okozza. Hosszú felezési idejének köszönhetően az U-235 (T: 7,04*10⁸ év) izotóp is jelen van a földkéregben, azonban gyakorisága jóval kevesebb, mint az U-238 izotóppé (természetes előfordulása kb.

0,72%). Szekuláris egyensúly fennállása esetén bomlási sorának minden tagja jelentősen kisebb aktivitáskoncentrációval bír, mint az U-238 bomlási sor elemei, melynek természetes előfordulása kb. 99,27%. A U-238 izotóp átlagos gyakorisága 33 Bq/kg, a Th-232 izotóppé 45 Bq/kg, a K-40 izotóp esetében pedig 412 Bq/kg. Itt kell megjegyezni, hogy ezek az értékek nagy eltérést mutathatnak természetes bedúsulás, vagy emberi tevékenységnek köszönhetően [2, 14].

NORM anyagokban leggyakrabban megjelenő radionuklidok tehát az U-238 és bomlási sorából a Ra-226, a Rn-22, az Pb-210 és a Po-210 izotópok, a Th-232 izotóp és bomlási sorából a Ra-228 és a Th-228 izotóp, valamint a K-40.

A NORM anyagokból származó belső sugárterhelés esetén is meghatározó a radon jelenléte. A radon a földkéreg valamennyi bomlási sorában megtalálható színtelen, szagtalan nemesgáz, a rádium alfa-bomlása során keletkezik. Szerkezetéből adódóan nem képes kémiai kötések kialakítására más kémiai elemekkel. Vízen és szerves oldószerekben hőmérséklettől függően jól oldódik. A természetben három izotópja fordul elő: a radon (Rn-222), a toron (Rn-220) és az aktínion (Rn-219) [15, 22]. Keletkezésükkor kilökődhet a szilárd szemcsékből és felszínre juthat. Anyaelemének, a rádium izotópnak a bomlása során a radon a pórustérbe kijuthat (emanáció), ahonnan diffúziós és konverziós folyamatok következtében kijuthat a környezetbe (exhaláció). [23-24] A kijutás mértékét befolyásolja az adott anyag kezdeti rádium aktivitáskoncentrációja, a szemcseméret, az anyag szerkezete és a diffúziós úthossz. A 3. ábrán a radon emanációja és exhalációja látható.



3. ábra Radon emanáció / exhaláció

NORM anyagok kezelése

Az ipari folyamatok során keletkező NORM anyagokat hagyományosan hulladékként azonosították, a leggyakrabban ezeket deponálták. Elhelyezésükkor nem elsődlegesen a radiokémiai paramétereket tartották szem előtt, hanem a hulladék megjelenési formáját, kémiai paramétereit.

A NORM anyagokat tartalmazó lerakók mind a környezet, mind pedig a lakosság számára kockázatot jelentenek. Nem megfelelő kialakítás, karbantartás esetén a radionuklidok mobilizációja megtörténhet, ezáltal a felszíni és felszín alatti vizek és a környező talaj és növényzet elszennyezése okozhat külső és belső sugárterhelés növekményt, mely növekményt különböző környezeti hatások pl. időjárás befolyásolhatnak. A NORM anyagok tárolása, a nem megfelelő tárolásból eredő kockázatok minimalizálása rendkívül összetett feladat, a különböző szakterületek (szabályozás, környezetvédelem, sugárvédelem, stb.) összefogását igényli. Sajnos ez a terület még számos ponton igényel beavatkozást, nem megfelelő módszerek alkalmazása esetén akár olyan katasztrófa is bekövetkezhet, mint a 2010. október 4-én hazánkban megtörtént ajkai vörösiszap katasztrófa [25]. A gátszakadás az Ajkai Timföldgyár 10-es zagyatározójának északnyugati sarkánál következett be (4. ábra), elárasztva a környező területeket.



4. ábra Ajkai vörösiszap katasztrófa: átszakadt zagyatározó

A fenntartható fejlődés alapelvei szerint a rendelkezésünkre álló erőforrások és nyersanyagok hatékony felhasználása elsődleges feladatunk, így a keletkező ipari melléktermékeket potenciális másodnyersanyagként azonosíthatjuk. Szem előtt kell tartanunk azonban azt a tényt, hogy a NORM anyagokat tartalmazó ipari melléktermékek tárolásához hasonlóan azok felhasználása is csak akkor tekinthető elfogadhatónak, ha a környezeti terhelés

és a radiológiai kockázat elhanyagolható, azaz a gyártó, a felhasználó és a lakosság sugárbiztonsága is biztosítható. Ezekre az ipari melléktermékeket legnagyobb mértékben az építőipar részéről jelentkezik igény adalékanyagként történő alkalmazásukra.

Az építőanyagok a sugárvédelem szempontjából kettős szerepet látnak el: Egyfelől fizikai tulajdonságaik révén képesek árnyékolni a kozmikus illetve a teresztriális háttérsugárzást, ezáltal csökkenthetik az épületek belső tereiben érvényesülő külső sugárterhelés mértékét. Másfelől azonban az alkalmazott építőanyagok összetétele és természetes radionuklid-tartalma következtében maguk is hozzájárulhatnak a bent tartózkodók sugárterheléséhez. Ebből adódóan az adalékanyagként alkalmazott NORM anyagok radiológiai jellemzői közvetlenül befolyásolják a lakosságot érő éves effektív dózis nagyságát. Gamma-dózisnövekményt elsősorban az építőanyagokból származó Ra-226, Th-232 és K-40 izotópok okozzák, a belső sugárterhelés növekedéséhez pedig a kiáramló radon szervezetbe jutásával járul hozzá. A beltéri radon aktivitáskoncentrációja függ az anyag típusától, valamint a beépítés során felhasznált mennyiségétől. A radonból származó többletdózis nagyságát emellett még számos tényező befolyásolja, így többek között az építőanyag összetétele, szerkezete, porozitása, légnyomás, páratartalom és a hőmérséklet. Mindezekre tekintettel az építőipari felhasználásra szánt NORM anyagokat kötelező radiológiai vizsgálatoknak alávetni annak érdekében, hogy a beépítésből származó lakossági sugárterhelés megfeleljen a vonatkozó sugárvédelmi követelményeknek [22, 26-27].

Dózisbecslések

Az ionizáló sugárzások élő szervezettel való kölcsönhatásakor a sejtszintű változások következményei szervezeti szintű folyamatok lehetnek. Ezek a változások a dózistér nagyságától függenek, bekövetkezésüket különböző fizikai, kémiai és biológiai sugárhatást módosító tényezők befolyásolhatják. A kölcsönhatás során a dózistér nagyságától függően sztochasztikus vagy determinisztikus dózis-hatás összefüggéseket írhatunk fel. Előbbit kis dózisterek esetében alkalmazzuk és becsüljük a dózis nagyságának változásával a káros hatás bekövetkezésének valószínűségét, utóbbi esetben pedig egy ún. küszöbdózis felett biztosan bekövetkező káros hatással kell számolnunk, ahol a dózis növekedésével a bekövetkező hatás súlyossága fokozódik.

NORM helyzetek esetében elsősorban megemelkedett háttérsugárzással kell számolnunk, mely a lakosság és a környezet sugárterhelésének növekményét okozhatja. Ennek becslése dozimetriai számítások segítségével történhet. Maga a közvetlen dózismérés nem

minden esetben megoldható, ilyenkor a radioökológiai monitoringvizsgálatok során kapott mérési eredmények figyelembevétele mellett az adott körülmények, környezeti paraméterek, életkörülmények, mint pl. ételmiszerfogyasztás, tipikus tartózkodási idő, stb. ismeretében határozzuk meg a lakosság várható sugárterhelését.

A külső sugárterhelés becslését általában a mért dózisértékből végezhetjük el. Figyelembe kell venni, hogy az emberi test saját árnyékolása miatt a levegőben mért dózisteljesítmény értékeket módosítani szükséges. Ugyanakkor figyelembe kell venni a szabadban/épületekben való tartózkodás mértékét is annak tudatában, hogy maga az építőanyag is sugárforrásként jelenhet meg. Gamma-sugárzás esetén az effektív dózis, félvégtelen közelítéssel, valamint a talaj felszínétől egy méteres magasságban a következő összefüggés felhasználásával becsülhető:

$$E_f = K_f \cdot \tau \cdot F \cdot \Phi$$

ahol: K_f a felületi dózisegyüttható [(Sv/s)/(Bq/m²)], Φ a felületi szennyeződés (Bq/m²), τ a tartózkodás időtartama és F a szabadban, valamint az épületekben tartózkodás idejének arányát, illetve a épületek árnyékoló hatását figyelembe vevő redukciós tényező, melynek értéke 0,1-0,8 [8].

Mivel a környezeti elemek radionuklidjai közvetlen vagy közvetett kapcsolatba kerülhetnek az emberi szervezettel a táplálékláncba való beépülésük miatt, a belégzésből és lenyelésből származó sugárterhelést is becsülnünk kell. Ez az adott radionuklid aktivitáskoncentrációjának meghatározásából a behatolási útvonal figyelembevételével számolható. Belégzés esetén az alábbi összefüggés használható:

$$E_h = K_h \cdot V \cdot c \cdot F \cdot \tau$$

ahol E_h az effektív dózis, K_h az inhalációs dózisegyüttható [Sv/Bq], V a légzésteljesítmény [m³/nap], c az adott izotóp aktivitáskoncentrációja [Bq/m³], F a a szabadban, valamint az épületekben tartózkodás idejének arányát, illetve az épületek árnyékoló hatását figyelembe vevő redukciós tényező, melynek értéke 0,1-0,8, τ pedig a tartózkodási időtartam [nap].

Lenyelés esetén pedig az alábbi összefüggés segítségével származtatható a többletdózis:

$$E_l = K_l \cdot G \cdot c \cdot \tau$$

ahol E_i az effektív dózis, G a fogyasztott élelmiszer mennyiség [kg/nap], K_i a lenyelési dóziskonverziós tényező [Sv/Bq], c az adott izotóp koncentrációja a táplálékban [Bq/kg], τ pedig az adott élelmiszer fogyasztási időtartam [nap] [28].

Sugárterhelés becsléséhez figyelembe kell venni az adott környezet helyspecifikus paramétereit és a helyi fogyasztási szokásokat. A kapott eredményeket az egyes izotópok esetén besugárzási útvonalak szerint is összesíteni szükséges.

Alkalmazott anyagok, módszerek és eszközök

Vizsgált NORM anyagok

Kutatócsoportunk kiemelten foglalkozik NORM lerakók radioökológiai feltérképezésével, biomonitring lehetőségek vizsgálatával és alkalmazásával, valamint NORM anyagok felhasználási lehetőségeinek vizsgálatával. Jelen összefoglalóban az olajfűrészi (fűrőiszap), a szénfeldolgozási (szénsalak, pernye) és a timföldgyártás során keletkező hulladékokkal (vörösizsap), mint NORM anyagok vizsgálatával foglalkozunk.

Az olaj rendkívül fontos energiaforrásunk. Az olajkitermelés során jellemzően iszap, salak, víz, pala és hamu keletkezik melléktermékként. Az urán és tórium bomlási sorok emelkedett koncentrációja előfordulhat, emiatt ezeket a hulladékokat NORM anyagnak tekintjük, bár radionuklid-tartalmuk jelentősen eltérő lehet (0-1000 Bq/kg) attól függően, hogy a technológia mely fázisából, ill. mely területről származnak. A várható kockázatok miatt radiológiai minősítésük, a lerakásuk, esetleges felhasználásuk folyamatos monitorozásuk szükséges lehet [29-31].

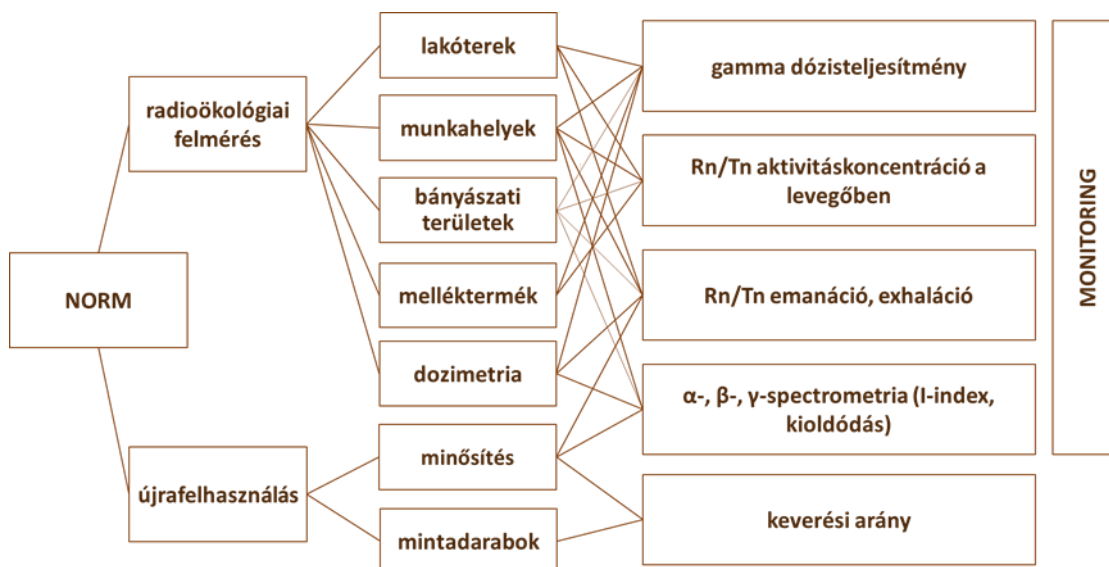
A szénfeldolgozás során keletkezett melléktermékek és hulladékok radionuklid tartalmuk miatt NORM anyagnak minősülnek. A salakban és a hamuban az eredeti szénben található értékekhez képest dúsul az urán és rádiumkoncentráció [14]. Ezeknek a melléktermékeknek a felhasználása elterjedt, elsősorban az építőiparban. Elterjedtsége mellett figyelembe kell venni nem elhanyagolható radioaktivitásukat, amit több felmérés is igazol [32-35].

A vörösizsap a timföldgyártás során keletkező melléktermék. A bauxit lúgos feltárása tömény nátrium-hidroxid oldattal történik, a folyamat során keletkező vörösizsap erősen bázikus. Mennyisége jelentős, nagyságrendileg megegyezik a technológiában előállított alumínium-oxid mennyiségével [36]. Magyarországon évente 4 millió tonna vörösizsap

keletkezik a timföldgyártás során. Kémiai tulajdonságai miatt II. kategóriájú veszélyes hulladéknak minősül [37], zagytározókban deponálják. Felhasználható kis mennyiségben pigmentek és festékek előállításához, katalitikus folyamatokhoz és építőipari adalékanyagként is [38].

Vizsgálati módszerek

Kutatásaink során alapvetően tehát három fő területre helyeztük a hangsúlyt: a NORM anyagok/területek azonosítására, a területek radioökológiai monitoring tevékenységére, valamint – amennyiben releváns – a NORM anyagok minősítésére és lehetséges újrafelhasználási területeinek megvizsgálására. Ez egy olyan komplex folyamat, melynek eredményeképpen világosabb képet kaphatunk közvetlen környezetünk esetleges többlet sugárterhelést okozó forrásairól. A NORM anyagok által okozott radioökológiai kockázat becsléséhez nem csupán azok összetételének, hanem az egyes radioaktív izotópok kioldódási jellemzőinek ismerete is szükséges. A radioizotópok mobilitási adatainak és a besugárzási útvonalak ismeretében az embert érő sugárterhelés növekmény becsülhető. A folyamat fő lépései az 5. ábrán kerültek összefoglalásra.



5. ábra RRIT protokoll NORM anyagok vizsgálatára

NORM anyagok azonosításának első lépéseként helyszíni gamma-dózisteljesítményméréseket, laboratóriumi gamma-spektrometriai méréseket, terepi és laboratóriumi radon emanációs/exhalációs méréseket végeztünk. A kapott eredmények alapján különböző keverési arányok mellett megvizsgáltuk annak lehetőségét, hogy az adott ipari melléktermék alkalmazható-e építőipari alapanyagként. Ehhez a jogszabályban rögzített

építőanyagok által kibocsátott gamma-sugárzásra vonatkozó aktivitáskoncentráció-index (I-index) értékét a következő összefüggéssel határoztuk meg [19]:

$$I = C_{\text{Ra-226}}/300 \text{ Bq/kg} + C_{\text{Th-232}}/200 \text{ Bq/kg} + C_{\text{K-40}}/3000 \text{ Bq/kg}$$

ahol $C_{\text{Ra-226}}$, $C_{\text{Th-232}}$ és $C_{\text{K-40}}$ az építőanyag megfelelő radionuklidjainak aktivitáskoncentrációja Bq/kg mértékegységben.

Amennyiben így kapott I-index értéke nem haladja meg az 1-et, az adott anyag alkalmazható építőipari alapanyagként. Ebben az esetben azért fontos az adalékanyagént adagolt NORM anyagok esetében a keverési arány vizsgálata, mert az index építőanyagra, nem pedig az alkotó adalékanyagokra vonatkozik. A kioldódási vizsgálatok esetében izotópspecifikus elemzést végeztünk, melyhez alfa-, béta- és gamma-spektrometriai méréseket végeztünk.

A minősítési lépés mellett fontos a terület monitoring vizsgálatának elvégzése, aktív és passzív módszerekkel egyaránt. A környezet állapotát és annak változását felmérő bioindikációs és biomonitoring vizsgálatok napjainkban egyre jobban előtérbe kerülnek, hiszen a növények a talajjal, a levegővel és a vízzel állandó dinamikus kölcsönhatásban vannak. E kölcsönhatásnak köszönhetően a környezet minőségének, elsősorban a felszínhez közeli geoszféra, atmoszféra és hidroszféra megfigyelésére, egyes folyamatok nyomonkövetésére egyes növényfajok kiválóan alkalmasak lehetnek. Biomonitoring vizsgálatoknál ún. bioindikátor szervezeteket használunk, amelyek olyan szervezetek, vagy szervezeti közösségek, telepek, melyek bizonyos elemi, vagy vegyi anyag tartalom jelenléte és/ vagy megváltozása esetén, morfológiai, szövettani, sejtszerkezeti, metabolisztikus, vagy egyedösszetételi válaszreakciót adnak. Bioindikátorként általában alacsonyabb rendű fajokat, egyszerűbb vegetációkat alkalmaznak, elvárás, hogy a vizsgálni kívánt komponensre szelektív reakciót adjanak, jelenlétük nem károsítja és szennyezi a vizsgált területet, bioindikáció esetén eltérő és szelektív válaszreakciót adnak, bioakkumulációs esetben szelektív és magas biokonverziós faktorral rendelkeznek [39]. Esetünkben akkumulációs monitorfajok alkalmazásával végzünk vizsgálatokat, célunk a környezetben jelenlevő szennyező anyagok mennyiségi meghatározása. Az akkumulációs fajokra a számottevő károsodás nélküli, szervezeten belüli anyagfelhalmozódás jellemző. Az ilyen vegyületek nem bomlanak le, illetve nem használódnak fel a szervezet anyagcseréje folytán. Ennek következtében a felszívódásuk és a raktározódásuk ideje a felhalmozó szervezetben hosszabb, mint a kiválasztásuké [40-41].

Biindikátorként alkalmazható például a moha, ami igen fontos szerepet tölt be egyes növénytársulásokban, jelentős biomassza tömegük még kedvezőtlen éghajlati körülmények között is kedvező, ezáltal számos fajuk alkalmas lehet biomonitoring vizsgálatokra, elsősorban a légköri nehézfém szennyeződések kimutatására [42-44]. Akkumulációs biindikátorként alkalmazható még a gomba és a dohánynövény, mindkettő esetében megfigelhető a polónium felhalmozódása [45-47]. Biomonitoring vizsgálatok esetén lehetővé válik egy terület hosszú távú radioökológiai vizsgálata: mohák és gombák esetében passzív fajokról beszélhetünk, ezek természetes módon előfordulnak a vizsgálati területen, a dohánynövény, mint biindikátor faj a kutatócsoportunk által került kiültetésre az adott területeken az elemzés mindkét esetben a mintabegyűjtést követően, a laboratóriumi vizsgálatok elvégzése után történik meg.

Jelen tézisfüzetben a hangsúly a NORM anyagok/lerakók minősítésére és építőipari felhasználhatóságára esik, így a továbbiakban ezeket mutatom be röviden.

Vizsgálati helyszínek

A vizsgált olaj- és gázkitermelési rekultivált fűróiszap tározó Zalatárnok mellett található (6. ábra). 3 tározóból áll, melyeket fedéssel (1,5 m vastag talajréteg) és fedés nélkül vizsgáltunk.



6. ábra Zalatárnoki rekultivált fűróiszap tározó

Az ajkai szénsalak tározó a városon belül található (7. ábra), környezetéből kiemelkedik mintegy 20 m magasságban. Maga a tájbaillesztés befejeződött, ugyanakkor az alkalmazott rekultivációs eljárás sajátosságainak köszönhetően a fedőréteg vastagsága nem egyenletes és a Ra-226 tartama változó. A tározóból származó eróziós port a szél hordhatja a közeli mezőgazdasági és lakott területekre.



7. ábra Ajkai rekultivált szénsalak tározó

Az ajkai vörösiszap tározó Ajka és Kolontár között helyezkedik el. A tározók Ajkától nyugatra, enyhén lejtős területen helyezkednek el, a Torna-patak völgyének közelében. A vörösiszap alapvetően kétféle módon – száraz vagy nedves deponálással – kerül lerakásra. Ajkán nedves lerakást alkalmaztak, amelynek során az iszapot víztelenítés nélkül helyezték a tározóba. A nedves tárolás kockázatai miatt – a korábban említett gátszakadás következményeként – 2011. február 28-án áttértek a száraz technológiára, amelynek során a vörösiszap nedvességtartalmát vákuumszűréssel (vagy nagynyomású technológiával) csökkentik [48], ez a megoldás is kockázatokkal jár, mert bizonyos időjárási körülmények között fennáll a kiporzás veszélye: a szél hatására a NaOH-t tartalmazó vörösiszap-por láthatóan betéríti a környező területeket.



8. ábra Ajkai vörösiszap tározó

Mintaelőkészítés

A laboratóriumi mérésekhez szükség van a begyűjtött minták előkészítésére. A gamma-spektrometriai mérésekhez szükség van a begyűjtött növény- és talajminta szárítószekrényben

történő szárítására (tömegállandóságig, 90 °C), porítására, homogenizálására. Az így előkészített mintát egy fóliával kibélelt, ismert tömegű Marinelli-edénybe (9. ábra) helyezve, 30 napos időtartamra szükséges elzárni, hogy beálljon az szekuláris egyensúly az anya, valamint a leányelemek között [49]. Vízminták esetében az esetlegesen szükséges előkoncentráció (bepárlás) után szintén lezárt mintatartóba helyezve tároljuk 30 napig.



9. ábra Marinelli-mintatartó

A radonexhalációs mérésekhez a gamma-spektrometriai mintaelőkészítéshez hasonlóan járunk el, az előkészített mintát akkumulációs kamrába helyezzük, N₂ gázzal kiöblítjük az akkumulációs kamrát (10. ábra), ezt követően pedig légmentesen lezárjuk a mintatartót. Az így lezárt mintát 3-4 napig tároljuk, ezt követően határozhatjuk meg a minta radonkoncentrációját.



10. ábra Akkumulációs mintatartó edény

Az alfa-spektrometriai mérésekhez rendszerint bonyolult, több lépésből álló mintaelőkészítési folyamat társul az alfa-sugárzás kis hatótávolsága miatt, aminek első lépése a minta kémiai feldolgozása, előkoncentrációja és oldatba vitele, ezt követi maga az izotópszelektív elválasztás és a forráskészítés. Magát a mérést leggyakrabban félvezető (PIPS)

detektoros alfa-spektrométerrel, vákuumban végezzük. A folyamat nyomon követésére nyomjelző izotópot (tracer) alkalmazunk. A tracer olyan izotóp, ami kémiaiilag azonos a vizsgálandó izotóppal, de a mintában nem fordul elő. Használatával a teljes folyamat határfoka meghatározható, hiszen azt ismert mennyiségben adjuk a mérendő mintához a folyamat elején [50].

A minta oldatba vitele történhet teljes vagy részleges feltárással, különböző protokollok szerint, mely protokollok legfőképpen a mérendő minta mennyiségében, az alkalmazott vegyszerek típusában és mennyiségében, valamint a kontaktidőben különböznek egymástól. Kiválasztásuk függ a mérés elvégzésének céljától, mely lehet egy-egy frakció (pl. vízdoldható, növények által felvehető rész) vagy a teljes tartalom analizálása, lehetnek egy vagy többlépéses eljárások. Radionuklidokra rendszeresítve jelenleg nincs egységesen elfogadott feltárási módszer az unión belül, kiindulásként általában a nehézfémek meghatározására alkalmas eljárásokat választják az egyes kutatók.

Kutatócsoportunk leggyakrabban az MSZ-21470-50:2006 magyar szabvány szerinti előkészítést végzi, mely egy a környezetvédelmi gyakorlatban alkalmazott módszer a talajokban jelen lévő toxikus elemek, nehézfémek és Cr(VI) meghatározására. A módszer több párhuzamos, egylépéses feltárást javasol: tartalmaz két teljes feltárási lépést, ami a királyvizes és salétromsavas feltárási lépéseket foglalja magában (talajminták esetén a SiO₂ tartalom miatt szüksége lehet egyéb vegyszerek alkalmazására is, mint pl. HF). A szabvány foglalkozik még a környezetbe való kikerülés valószínűségének vizsgálatával, ennek mérésére a desztillált vizes előkészítéssel az eső segítségével a vízkörforgásba való bejutás lehetőségét, a Lakanen-Erviö oldatos módszer a növények gyökérrendszerén keresztüli felvételt vizsgálja. Hagyományos kémiai vagy mikrohullámú feltárási elvégzése is lehetséges adott protokollal [51].

A Tessier-féle szekvenciális extrakciós eljárás [52], melyet eredetileg szintén nehézfém-speciációs vizsgálatokra fejlesztették ki. Az eljárás öt egymást követő lépésben vizsgálja az elemek kötési formáit és környezeti mobilitását, vizsgálatának fókuszja sorrendben az ioncserélhető rész, a karbonátokhoz kötött rész, a vas- és mangán-oxidokhoz kötött rész, az oxidálható rész, valamint a maradék.

A minták feltárást követően mérésre alkalmas alfa-forrás elkészítése a következő lépés. A forráskészítési lehetőségek a mérendő alfa-sugárzó izotóptól függően lehetnek: bepárlás, vákuumgőzölés, mikrocspadékos elválasztás, elektrolízis (elektrodepozíció) [50]. A forráskészítés célja egy közel mononukleáris réteg leválasztása valamilyen felületre, hogy a

mintában történő önabszorpció mértékét a lehető legkisebbre csökkentjük. Leggyakrabban alkalmazott eljárás az elektrodepozíció, az alfa-sugárzó izotópok vizes közegben katódként viselkednek. A folyamat során egy töltésátmenet megy végbe a fém (elektród) és az elektrolit oldat között. Az elektrolit egy szerves vagy szervesetlen oldat, amely az alfa-forrást képező fémet tartalmazza. Az elektródként használt fémet pedig lehet platina, réz, alumínium [53].

A polónium meghatározásához spontán depozíciós módszert alkalmazunk, a leválasztást magas nikkeltartalmú rozsdamentes acélkorongokra végezzük, 80 °C-os vízfürdőben 3 órán keresztül folyamatos keverés mellett. [54] Az alkalmazott forráskészítési módszer látható a 11. ábrán.



11. ábra Po-210 forráskészítés

Urán és tórium meghatározáshoz a forráskészítési lépést megelőzi még egy radiokémiai szeparálási lépés UTEVA gyantával végzett extrakciós kromatográfiás elválasztással [55]. Az alfa-forrást mind urán, mind pedig a tórium esetében elektrodepozíciós módszerrel végeztük, az eljárás során Canberra Electro α rendszert alkalmaztuk, a leválasztást magas nikkeltartalmú saválló acélkorongra végeztük.

Gamma-spektrometria

Az atommag felépítését tekintve diszkrét energianívókkal jellemezhető. Valamilyen magátalakulás következtében (radioaktív bomlás, mesterséges vagy természetes magreakció) előfordulhat, hogy az atommag gerjesztett állapotban marad, és maga a legerjesztődési folyamat során az atommag nívói közti átmenetnek megfelelő energiájú elektromágneses sugárzás

kibocsátásával jár. Ez az elektromágneses sugárzás a gamma-sugárzás, a gamma-fotonok energiája – a nívók meghatározott energiái miatt – specifikus, izotópra jellemző érték, ami jó lehetőséget ad a radionuklid azonosítására és aktivitásának meghatározására. A detektálás alapja a gamma-sugárzás és a detektoranyag kölcsönhatása, mely három fő mechanizmus szerint játszódhat le a gamma-sugárzás energiájától függően: fotoeffektus, Compton-szórás, párkeltés. A kölcsönhatás eredményeként elektronkilépés következik be, az elektronok további ionizációs és gerjesztéses folyamatok során ionpárokat és fényfotonokat képesek létrehozni. A keletkezett fotonokat, illetve töltéssel rendelkező részecskéket, összegyűjtésre kerülnek, majd a detektorok kimeneténél, feldolgozható feszültség vagy áram impulzussá alakulnak, melyek amplitúdója arányos az abszorbeált gamma-foton energiájával.

Gamma-sugárzás detektálására gázionizációs-, szcintillációs- és félvezető-detektorokat, spektrometriai célokra szcintillációs- és félvezető-detektorokat alkalmazhatunk. Kiváló energiafelbontása miatt környezeti minták elemzéséhez laboratóriumi vizsgálatok során HPGe félvezető detektoros spektrometriai módszer alkalmazása a gyakori. Ennek hátrány, hogy folyamatos hűtést igényel, terepi mérések során, ill. kevés izotópból álló minták esetében a kevésbé jó energiafelbontással bíró, de hűtést nem igénylő, egyszerűbb kialakítású szcintillációs (főként NaI(Tl)) detektorokat használunk [8, 50, 56].

A kvalitatív meghatározás során először ismert energiaspektrumú radioaktív izotópokkal elvégezzük a készülék energiakalibrációját, majd a szükséges mérési időt alkalmazva felvesszük az ismeretlen minta spektrumát is. A kalibráció alapján meghatározzuk a mintában lévő radionuklid típusát, segítségül használva a nuklidtáblázatot. Az erősítést úgy kell megválasztanunk, hogy a mérni kívánt legnagyobb energiájú gamma-foton által keltett jel még a mérési tartományba essen. Egy radioaktív minta kvantitatív meghatározásához relatív vagy abszolút módszert alkalmazunk. A relatív módszer akkor használható, ha a meghatározandó mintánk megfelelő összetételű (azonos izotópokat tartalmazó), s egy ismert aktivitású etalonunk van. A minták többi paraméterének geometriának, sűrűségeknek is azonosnak kell lennie. Az ismert aktivitású mintával (etalon) meghatározzuk az egységnyi aktivitás által kiváltott csúcsterületet, majd az ismeretlen aktivitású minta megfelelő csúcsát kiválasztva, a csúcsterületeket összehasonlítva számoljuk. Az abszolút módszernél bármilyen izotópból álló ismert aktivitású mintára, etalonra van szükségünk. Ezzel határozzuk meg a detektor hatásfokának energiafüggését.

A Radiokémiai és Radiokölögi Intézeti Tanszékén alkalmazott mérési összeállítás látható a 12. ábrán.



12. ábra Félvezető HPGe detektor a tanszéki laboratóriumban

A mérés során alkalmazott detektor ORTEC GMX40-76 nagy tisztaságú germánium félvezető detektor volt. A detektor relatív hatékonysága 40%. A spektrumok, ORTEC DSPEC LF 8196 MCA többsatornás analizátorral kerültek rögzítésre, majd pedig Aptec MCA szoftverrel történt a kiértékelésük. Referenciaanyagként IAEA 326 talajmintát alkalmaztunk. A Ra-226 aktivitáskoncentrációját aPb-214 295 keV-es és a Bi-214 609 keV-es gamma-vonalából számították, míg a Ra-228 aktivitáskoncentrációját az Ac-228 911 keV-es és a Tl-208 2614 keV-es vonalából határoztuk meg.

In-situ gamma-dózisteljesítmény mérés

A talajból és a földfelszínéről eredő sugárzás in- situ gamma-spektrometriai módszerrel mérhető. A mérés során árnyékolatlan gamma-detektort alkalmazunk, amit a talajfelszíntől számított 1 m magasságban helyezünk el. A mérések során NaI(Tl) szcintillációs detektort (Automess 6150AD-b – 13. ábra) használtunk, melynek detektálási limitje 1,3 nSv/h.

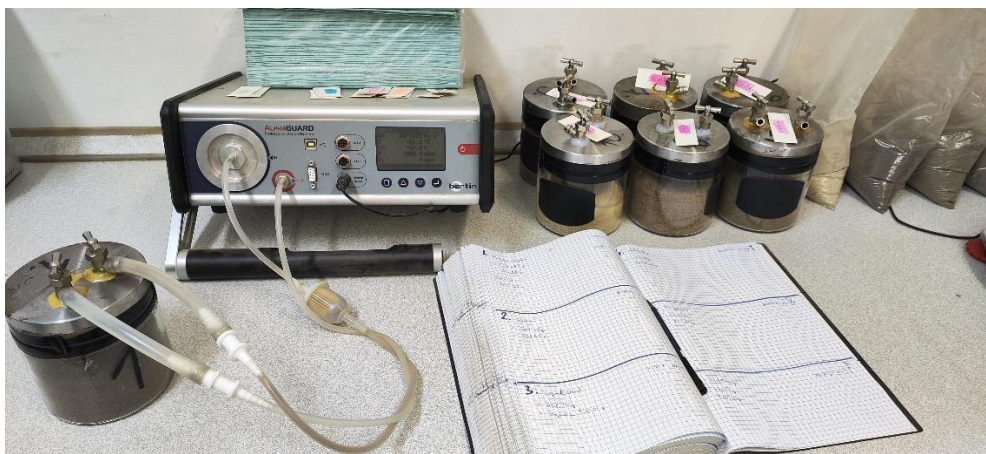


13. ábra Automess 6150AD-b

Radonemanációs, exhalációs vizsgálatok

A mérés során a radont közvetlenül, illetve leányelemein keresztül határozhatjuk meg. Közvetlen módszer esetében a radon bomlásakor keletkező alfa-részecskéket detektáljuk a leányelemeiből (Po-218, Po-214) származó alfa-részecskékkel együtt. Közvetett módszer esetében a radon bomlástermékeinek alfa-, béta-és gamma-sugárzását észleljük a megfelelő detektor kiválasztásával. Egy adott légtér radonkoncentrációjánál fontos, hogy a pillanatnyi mért érték csak tájékoztató jellegű adatot szolgáltat, hiszen a radon koncentrációját számos környezeti paraméter (pl. nyomás) befolyásolja. A radonkoncentráció meghatározására alkalmazhatunk aktív illetve passzív detektorokat. Előbbieket rövidebb távú (pl. néhány nap), utóbbiakat hosszabb távú (pl. év) mérésekhez használjuk, így hosszútávú (szezónális) változásokat figyelhetünk meg.

Az akkumulációs módszer lényege, hogy az akkumulációs (zárt) térben az exhalálódó radont összegyűjtjük és az eltelt idő, a bomlás, valamint a radonkoncentráció ismeretében meghatározzuk a kiexhalálódott mennyiséget. A tanszéken alkalmazott összeállítás látható a 14. ábrán.



14. ábra AlphaGUARD 2000 radonexhalációs mérőrendszer

Alfa-spektrometria

Az alfa-részecske egy kétszeres töltéssel rendelkező, 4-es tömegszámú hélium atommag. Felépítését tekintve két darab protonból és két darab neutronból áll. Az alfa-sugárzást nagy tömegű atommagok bocsájthatják ki. Az atommagból kilépő alfa-részecske energiája meghatározott, diszkrét érték. Az alfa-bomlás során a felszabaduló energia 3-9 MeV között van, ennek az energiának a 98-99%-t az alfa-részecske hordozza magában. Az alfa-részecske

energiája jellemző a kibocsátott izotópra, ezért adott sugárforrás esetében spektroszkópiás eljárással képesek vagyunk kvalitatív és kvantitatív meghatározásokra is [57, 58].

Ahogy korábban már volt róla szó, az alfa-spektrometria mérés technikájának kritikus része a megfelelő minőségű ún. végtelen vékony alfa-sugárforrás készítése. Az önabszorpció miatt az alfa-sugárzó részecskék energiájának egy része már a mintában elnyelődik, ami a minta alfa-spektrumán jelentős torzulásokat eredményez, mint például a felbontás romlása vagy az spektrum energiacsúcsainak alacsony energiás részeinek elnyúlása.

Méréseink során Ortec Alpha Duo félvezető PIPS detektoros kétkamrás spektrométert alkalmaztunk melynek energiefelbontása <20 keV. A detektor a 15. ábrán látható.



15. ábra Ortec Alpha Duo félvezető PIPS detektoros spektrométer

Eredmények

Az eredmények bemutatása a már korábban vázoltak szerint történik, első lépésben a vizsgált NORM tározók monitoringvizsgálatára térek ki, majd bemutatom az ehhez kapcsolódó kioldódásvizsgálatok eredményeit és a kapcsolódó sugárterhelés becsléseket, majd a vizsgált NORM anyagok építőipari felhasználhatóságát mutatom be.

NORM lerakók radioökológiai felmérése

Zalatárnoki rekultivált fűrőiszap tározó

A zalatárnoki tározón fedett és fedetlen részen végeztünk méréseket. A terepi mérések során vizsgáltuk a környezeti dózisegységet ($H^*(10)$) 1 m magasságban 6150AD-b Automess dózisteljesítmény mérővel, a talajgáz radon aktivitáskonzentrációját AlphaGUARD

PQ2000 radonmonitorral, valamint a talaj gázpermeabilitását RADON-JOK permeabilitás-mérővel. A laboratóriumi mérések során a mintaelőkészítést követően meghatároztuk a minták főbb gamma-sugárzó radionuklid aktivitáskoncentrációját félvezető HPGe detektoros gamma-spektrometriai módszerrel, valamint mértük a minták fajlagos radonexhalációját és radonemanációs tényezőjét akkumulációs módszerrel, AlphaGUARD radonmonitorral.

A mérések alapján megállapítható, hogy a dózisegyenérték-ráta a fedetlen állapotban 67–85 nSv/h tartományban változott, amely a fedőréteg alkalmazását követően 83–89 nSv/h közötti értékre emelkedett. A fedett lerakókon mért dózisegyenérték-ráta 86–90 nSv/h körül alakult. A számított gamma dózisteljesítmény értékek a mért adatokhoz hasonló nagyságrendet mutattak, azonban általában kissé magasabb értékeket eredményeztek. A fedőréteg alkalmazását követően mind a mért, mind a számított gamma dózisértékek enyhe növekedése volt megfigyelhető, amelyet a fedőréteg radionuklid-tartalma magyaráz. A mérési pontok környezetében a dózisteljesítmény térbeli szórása 10% alatt maradt, ami homogén sugárzási mező kialakulását jelzi.

A kültéri radonkoncentráció vizsgálata során a fedetlen állapotú lerakó 9–16 Bq/m³ közötti értékeket mértünk, átlagosan 11 Bq/m³ koncentrációval. A fedőréteg alkalmazása után a koncentrációk hasonló tartományban maradtak, átlagosan 13 Bq/m³ körül alakultak. A már fedett lerakók esetében 16 Bq/m³ körüli átlagértékeket kaptunk. A mért koncentrációk mindkét állapotban közel álltak a világátlaghoz, a lerakók nem okoznak jelentős háttérszint feletti radonterhelést. A nyílt területi elhelyezkedés miatt a szél és a légköri turbulencia elősegíti a radon gyors keveredését a környezeti levegővel, ezáltal a lokálisan felszabaduló radon nem halmozódik fel.

Az in situ radonexhalációs mérések alapján fedetlen lerakón az exhaláció 9 mBq/m²s volt, amely a fedőréteg felhelyezését követően 14 mBq/m²s értékre növekedett. A fedett lerakók exhalációja 13 mBq/m²s körül alakult, minden esetben a szakirodalomban megadott világátlag alatt maradt. A fedőréteg alkalmazása során tapasztalt kismértékű exhaláció-növekedés meteorológiai hatásokkal, valamint a fedőréteg radionuklid-tartalmával magyarázható. Az exhaláció mértékét alapvetően a talajban keletkező radon mennyisége és annak felszínre jutási képessége határozza meg, amelyet a porozitás, a permeabilitás és a nedvességtartalom is befolyásol.

A radionuklid-aktivitáskoncentrációk vizsgálata azt mutatta, hogy az U-238, Ra-226, Th-232 és K-40 izotópok aktivitásai a világátlaghoz vagy a magyarországi átlagértékekhez

közeli tartományban helyezkedtek el. A számított rádium-ekvivalens aktivitás minden esetben jóval a NORM anyagokra vonatkozó határérték alatt maradt. Az izotóparányok elemzése az U-238 bomlási sor enyhe egyensúlyzavarát jelezte, mivel a Ra-226 koncentráció kissé meghaladta az egyensúlyi értéket, ami a fúrási iszap használata során bekövetkező Ra-226 feldúsulással magyarázható. A fedőréteg mintáinak aktivitáskoncentrációi kissé magasabbak voltak a magyarországi talajátlagoknál, ami a helyben bányászott agyag felhasználásával összhangban áll.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált depóniák nem okoznak a természetes háttérsugárzást jelentősen meghaladó gamma dózisterhelést vagy radonkoncentrációt. A fedőréteg alkalmazása csak kismértékű változásokat eredményezett a sugárzási paraméterekben, és a mért értékek minden esetben a nemzetközi szakirodalomban közölt átlagértékek közelében maradtak. A talaj fizikai és radiológiai tulajdonságai, valamint a meteorológiai tényezők együttesen határozzák meg a radonexhaláció és a talajgáz radonkoncentráció alakulását.

Ajkai rekultivált szénsalak tározó

A vizsgált ajkai szénsalak tározó esetében a fúróiszap tározóhoz hasonlóan terepi és laboratóriumi méréseket végeztünk: A terepi mérések során vizsgáltuk a környezeti dózisegyenértéket ($H^*(10)$) 1 m magasságban 6150AD-b Automess dózisteljesítmény mérővel, a talajgáz radon aktivitáskoncentrációját AlphaGUARD PQ2000 radonmonitorral, valamint a talaj gázpermeabilitását RADON-JOK permeabilitás-mérővel. A laboratóriumi mérések során a mintaelőkészítést követően meghatároztuk a minták főbb gamma-sugárzó radionuklid aktivitáskoncentrációját félvezető HPGe detektoros gamma-spektrometriai módszerrel, valamint mértük a minták fajlagos radonexhalációját és radonemanációs tényezőjét akkumulációs módszerrel, AlphaGUARD radonmonitorral.

A vizsgálat célja az ajkai rekultivált szénerőművi pernye-tározó radiológiai kockázatának értékelése volt, különös tekintettel a gamma-dózisteljesítményre, a radonexhalációra és a Rn-222 koncentrációjára a levegőben. Az ajkai tározó rekultivációja elsősorban a porzás csökkentését célozta, radiológiai határértékek meghatározása nélkül. A rekultivált, fedett területeken mért átlagos gamma-dózis-teljesítmény 277 nSv/h, az exhaláció értéke 486 mBq/m²s, míg a 150 cm magasságban mért radonkoncentráció 36 Bq/m³ volt. A mérések eredményei azt mutatták, hogy a tározó különböző pontjain – különösen a töltésvonalon és a lejtős területeken – a radiológiai paraméterek meghaladják a környezeti háttérértékeket. A

beltér vonalában és a lejtős zónában az exhalációs fluxus elérte az 1100 mBq/m²s értéket, a levegőben mért Rn-222 koncentráció 250 Bq/m³ volt, míg a gamma-dózis-teljesítmény 380 nSv/h körül alakult. Mivel az érintett, fedetlen területek könnyen hozzáférhetők emberek és állatok számára egyaránt, a megnövekedett értékek potenciálisan növelhetik a sugárterhelésből adódó egészségügyi kockázatot.

Ajkai vörösiszap tározó

A vörösiszap tározó esetében a már korábban bemutatott terepi és laboratóriumi mérések mellett biomonitring vizsgálatokat is végeztünk. A monitoringvizsgálatok kiterjesztésének oka a már korábban bemutatott vörösiszap-katasztrófa és annak következményei voltak: egyrészt vizsgáltuk a terület szennyezettségét a tározótól való távolság függvényében, másrészt a száraz deponálási technológia nyomán jelentkező porszennyezés okozta esetleges radionuklid-szennyeződés kimutathatósága motiválta kutatócsoportunkat. Ez utóbbi vizsgálatok esetében dohánynövényt ültettünk a tározó környékére, illetve moha és gombaminták gyűjtésével bővítettük ki a kutatómunkát. Ezekhez a vizsgálatokhoz a begyűjtött mintákat a mintaelőkészítést követően felvezető HPGe detektoros gamma-spektrometriai, valamint félvezető (PIPS) detektoros alfa-spektrometriai módszerrel elemeztük.

A mérések során a Ra-226, Th-232 és K-40 izotópok aktivitáskoncentrációját határoztuk meg. Az eredmények alapján a szennyezett területeken a Ra-226 aktivitáskoncentrációja 139,5 - 168 Bq/kg tartományban alakult, míg a kontrollterületeken ennél nagyobb szórás volt megfigyelhető (36,7 - 216,2 Bq/kg), amelyet elsősorban egy kiugró mérési pont okozott. Ez a kiugró érték a korábbi elemzések szerint nem a vörösiszap-szennyezéshez, hanem egy, a NORM-szintet növelő kerámiaipari tevékenységből származó lokális környezeti terheléshez köthető. A Th-232 aktivitáskoncentrációja mind a szennyezett, mind a nem szennyezett területeken hasonló nagyságrendben mozgott, 19,6 - 104,9 Bq/kg tartományban, ami arra utal, hogy a tórium eloszlását a vizsgált térségben nem befolyásolta jelentősen a vörösiszap-kiömlés. A K-40 izotóp esetében szintén nem volt kimutatható különbség a két területtípus között, az értékek 306,9 - 479,6 Bq/kg között változtak, amely a természetes talajradioaktivitás tipikus tartományába esik. Összességében a talajminták radiológiai paramétereinek összehasonlítása azt mutatta, hogy a vörösiszap-szennyezés a vizsgált radionuklidok tekintetében nem okozott jelentős többletterhelést. A talaj NORM aktivitásadatai alapján a vizsgált területek radiológiai kockázata alacsonynak tekinthető, és a kimutatott eltérések inkább lokális antropogén forrásokkal vagy természetes variabilitással magyarázhatók.

Korábbi tanulmányokban már kimutatták a dohánynövény, mint bioindikátor alkalmazhatóságát szennyezett területeken. A vizsgálatok elsősorban a gyökérzetten keresztüli felszívódásra koncentráltak. Mivel a vörösiszap tározó esetében a száraz eljárásra való áttérés során jelentősen megnőtt a kiporzás előfordulása, kísérleteinkben azt vizsgáltuk, hogy a dohánynövény alkalmas-e bioindikátorként a levélfelületen keresztüli polóniumfelvétel esetében. A polónium aktivitáskoncentrációk a legtöbb mintavételi periódusban illeszkedtek a szakirodalomból ismert nemzetközi átlagértékekhez. A dohánynövény leveleiben mért Po-210 aktivitáskoncentráció a szennyezett és rekultivált területeken a vörösiszap-kiömlést követően megnövekedett. A dohánynövény levélzetében mért Po-210 aktivitáskoncentrációk növekedése összefüggésbe hozható a vörösiszap-tárolási technológia 2011-es megváltozásával, valamint a 2012-ben tapasztalt száraz, szeles időjárási viszonyokkal. Méréseink igazolják a dohány biomonitorként történő alkalmazhatóságát a légköri ülepedés és a szálló por monitorozásában: azaz a növény levélfelülete alkalmasak a talajon kívüli, légköri transzport útján terjedő NORM-izotópok kockázatbecslésére, amelyet a 2014-es csapadékos vegetációs időszak során tapasztalt alacsonyabb transzfer faktorok is alátámasztanak.

A mérések során a talajfelszín közeli (0,6 m) légköri Rn-222 aktivitáskoncentráció 2012-ben a 9,32–92,06 Bq/m³, 2014-ben pedig a 12,49–133,41 Bq/m³ tartományban volt. Az emelkedett értékek vélhetően a technológiai paraméterek módosulására, valamint a száraz meteorológiai körülmények indukálta szálló por képződésre vezethetők vissza. A dohánylevelek Po-210 tartalma és a környezeti Rn-222 szint között tapasztalt mérsékelt negatív korreláció (2012: $r = -0,43$; 2014: $r = -0,39$) arra utal, hogy a vörösiszap-tározók környezetében a NORM-izotópok transzportmechanizmusában nem a gázfázisú diffúzió, hanem a szilárd fázisú atmoszférikus depozíció a meghatározó folyamat.

A dohánynövények biomonitring indikátorként alkalmasak lehetnek a légköri porhoz kötött radionuklid-szennyezés éves, valamint távolságfüggő változásainak követésére. A transzferfaktor-mérések azt jelezték, hogy száraz és meleg időjárás esetén a talajvíz eredetű radionuklid-terjedés mellett a levegőben szálló por is jelentős szerepet játszhat a Po-210 felvételében. Ugyanakkor a méréseket számos zavaró tényező befolyásolhatja, például a helyi erdősávok szűrő és árnyékoló hatása, ezért a reprezentatív mintavételi hely kiválasztása kiemelten fontos.

NORM anyagok építőipari felhasználhatósága

Ahogy korábban bemutatásra került a NORM anyagok egyik potenciális felhasználási területe azok alap- vagy adalékanyagként történő építőipari alkalmazása. Fahamu, pernye, zagy, vörösiszap és szénsalak esetében vizsgáltuk azok alkalmazhatóságát. A minták főbb gamma-sugárzó összetevőit a mintaelőkészítést követően HpGe félvezető detektoros gamma-spektrometriai módszerrel határoztuk meg, a radonemanáció és exhaláció meghatározása a már korábban leírt akkumulációs módszerrel történt AlphaGUARD radon monitor segítségével. A minősítéshez szükséges OAH rendelet által előírt I-index értékét a már korábban bemutatott összefüggés segítségével határoztuk meg. A minősítéshez meghatároztuk még a vizsgált anyagok rádium ekvivalens értékét, valamint sugárterhelés becslést végeztünk.

A vizsgált nyersanyagok természetes radionuklid-tartalmának vizsgálata félvezető detektoros gamma-spektrometriai módszerrel történt, amely alkalmas a Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentrációjának nagy pontosságú meghatározására. A mért aktivitáskoncentráció-tartományok a Ra-226 esetében $9 \pm 0,6$ és 494 ± 25 Bq/kg, a Th-232 esetében $1 \pm 0,1$ és 119 ± 8 Bq/kg, míg a K-40 esetében 24 ± 1 és 730 ± 28 Bq/kg között alakultak. Az eredmények azt mutatják, hogy bár egyes minták radionuklid-tartalma meghaladta a Radiation Protection 112 jelentésben megadott világátlag talajértékeket (Ra-226 és Th-232 esetén 50 Bq/kg, K-40 esetén 500 Bq/kg), a vizsgált minták többsége a nemzetközi irodalomban közölt koncentrációtartományokon belül helyezkedett el.

A különböző országokból származó, azonos típusú mintákkal történő összehasonlítás azt igazolta, hogy a mért aktivitásértékek nem térnek el jelentősen a hasonló geológiai és ipari eredetű anyagokra publikált adatoktól. Ez alátámasztja a vizsgált anyagok radiológiai jellemzőinek általánosíthatóságát és nemzetközi kontextusban való értelmezhetőségét.

A radioökológiai kockázatbecslés folyamatának részeként a vörösiszap radionuklid tartalmának kioldódására, így az egyes radionuklidok mobilitásának vizsgálatára vonatkozóan is végeztünk méréseket. A kioldódásvizsgálatok során a már korábban bemutatott protokolloknak megfelelően végeztünk kioldódásvizsgálatokat, hogy az egyes izotópok mobilitását és ezáltal a táplálékláncba kerülését megállapítsuk. A mintákat a mintaelőkészítést és forráskészítést követően a mintaelőkészítést követően félvezető (PIPS) detektoros alfa-spektrometriai módszerrel elemeztük. A Tessier-eljárás és az MSZ-21470-50 szabvány alkalmas a vörösiszap és hasonló anyagok jellemzésére, azonban önmagukban nem nyújtanak elegendő információt a radiológiai kockázatértékeléshez, egyetlen vizsgálati eljárás sem képes

teljeskörűen leírni a környezeti kockázatokat. Az egyes növények által felvehető frakciók becslése és a mobilizáció pH függése miatt összetett módszerek alkalmazása pontosíthatja a dózisbecslést.

A radiológiai kockázat kvantifikálására több sugárvédelmi indikátort alkalmaztunk, beleértve a radon exhalációs és emanációs rátát, az beltéri levegő abszorbeált gamma dózisteljesítményt, valamint az éves effektív dózisterhelést és az I-indexet. Az éves effektív dózisterhelés 0,1–3,6 mSv/év között változott, amely tartományban a legtöbb minta a sugárvédelmi szempontból elfogadható határértékek alatt maradt. A legalacsonyabb dózisterhelés a cementmintához, míg a legmagasabb érték a bányameddő mintához volt köthető, ami a geológiai eredetű radionuklid-feldúsulás következménye.

Az I-index értékelés alapján két minta – a bányameddő és a vörösiszap – esetében tapasztaltunk a 1 mSv/év ajánlási küszöböt meghaladó értékeket, ami azt jelzi, hogy ezen anyagok építőipari felhasználása csak korlátozott mennyiségben vagy megfelelő technológiai kontroll mellett javasolható. Korrelációs analízissel statisztikailag igazolható pozitív kapcsolatot mutatott ki a rádiumkoncentráció és a radon masszív, illetve felületi exhalációs rátái között, ami fizikai szempontból is alátámasztja, hogy a radon kibocsátás mértéke alapvetően a rádiumtartalom függvénye.

A beltéri dózisterhelés eredményei rámutattak arra, hogy a vörösiszap, pernye és bányameddő arányának növelése a keverékben a külső gamma-dózisteljesítmény és a radoneredetű belső dózisterhelés emelkedését eredményezi. Ezért a biztonságos építőipari alkalmazhatóság érdekében optimalizált keverési arányok meghatározása szükséges. A dóziskalkulációk értelmezésénél figyelembe kell venni az építőanyagok fizikai tulajdonságait, így a sűrűséget, porozitást, diffúziós együtthatót, a radon emanációs hatékonyságot, továbbá a lakótér szellőzési viszonyait és az ember tartózkodási helyzetét a beltéren belül, mivel ezek a paraméterek jelentősen befolyásolják a ténylegesen realizálódó sugárterhelést.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált potenciális építőanyagok megfelelő koncentrációban és technológiai kontroll mellett radiológiai szempontból biztonságosan felhasználhatók lakóépületek kialakításában, azonban a szabályozási határértékek betartása és a dózisterhelést befolyásoló anyagtulajdonságok folyamatos monitorozása elengedhetetlen.

Irodalomjegyzék

- [1] ENSZ Brundtland Bizottság (1987): *Közös jövőnk*. Oxford, Oxford University Press
- [2] Schroeyers, W. (Ed.). (2017). *Naturally Occurring Radioactive Materials in Construction (COST Action NORM4Building)*. Elsevier
- [3] Kardos R, Sas Z, Hegedűs M, Shahrokhi A, Somlai J, Kovács T (2015) Radionuclide content of NORM by-products originating from the coal-fired power plant in Oroszlány (Hungary). *Radiation Protection Dosimetry* 167:266–269
- [4] Kovler, K., Perevalov, A., Steiner, V., & Metzger, L. (2005). Radon exhalation of cementitious materials made with coal fly ash: Part 1 – scientific background and testing of the cement and fly ash emanation. *Journal of Environmental Radioactivity*, 82(3), 321–334
- [5] Szabó Z, Völgyesi P, Nagy H, Szabó C, Kis Z, and Csorba O (2013) compared the radioactivity of natural and artificial building materials in a study published in the *Journal of Environmental Radioactivity*, 118:64-74
- [6] Nuccetelli, C., Pontikes, Y., Leonardi, F., & Trevisi, R. (2015). New perspectives and issues arising from the introduction of (NORM) residues in building materials: A critical assessment on the radiological behaviour. *Construction and Building Materials*, 82, 323–331
- [7] Casacuberta, N., Masqué, P., & Garcia-Orellana, J. (2011). Fluxes of ²³⁸U decay series radionuclides in a dicalcium phosphate industrial plant. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1-3), 245–252
- [8] Kányár, B., Béres, C., Somlai, J., & Szabó, S. A. (2000). *Radioökológia és környezeti sugárvédelem*. Veszprémi Egyetemi Kiadó
- [9] United Nations Environment Programme, (2016) ISBN: 978-92-807-3517-8
- [10] Turai I., Köteles Gy. (2014). *Sugáregészségtan*. Medicina Könyvkiadó Zrt.
- [11] Cinelli, G., De Cort, M., Tollefsen, T., Achatz, M., Ajtić, J., Ballabio, C., ... Zhukovsky, M. (Eds.). (2019). *European Atlas of Natural Radiation (Publication No. JRC116795)*. Publications Office of the European Union
- [12] Al-Zoughool, M., & Krewski, D. (2009). Health effects of radon: a review of the literature. *International Journal of Radiation Biology*, 85(1), 57–69.

- [13] Belete, G. D. (2021). General overview of radon studies in health hazard.
- [14] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (2008). Sources and effects of ionizing radiation: UNSCEAR 2008 report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations.
- [15] International Commission on Radiological Protection. (2014). Radiological protection against radon exposure (ICRP Publication 126). ICRP
- [16] International Atomic Energy Agency. (2015). Assessment of occupational exposure due to technologically enhanced naturally occurring radioactive materials (TENORM): A safety guide (IAEA Safety Standards Series No. RS-G-1.8). IAEA.
- [17] Hu, Q.-H., Weng, J.-Q., & Wang, J.-S. (2010). Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(6), 426–437
- [18] International Atomic Energy Agency. (2014). Management of NORM residues (IAEA Safety Reports Series No. 49). IAEA
- [19] 2/2022. (IV. 29.) OAH rendelet az atomenergia alkalmazása során az ionizáló sugárzás elleni védelemről
- [20] International Atomic Energy Agency. (2013). Management of NORM residues (p. 17). Vienna: IAEA
- [21] European Commission. (2016). Effluent and dose control from European Union NORM industries: Assessment of current situation and proposal for a harmonised Community approach. Volume 1, main report. Publications Office of the European Union
- [22] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations
- [23] Nazaroff, W. W., & Nero, A. V. (1988). Radon and its decay products in indoor air. New York: Wiley
- [24] Porstendörfer, J. (1994). Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in air. *Journal of Aerosol Science*, 25(2), 219–263
- [25] Kovács, T., Sas, Z., Jobbágy, V., Csordás, A., Szeiler, G., & Somlai, J. (2013). Radiological aspects of red mud disaster in Hungary. *Acta Geophysica*, 61(4), 1026–1037

- [26] Council of the European Union. (2014). Council Directive 2013/59/Euratom laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation. Official Journal of the European Union
- [27] International Commission on Radiological Protection. (2007). The 2007 recommendations of the ICRP (ICRP Publication 103). ICRP
- [28] Somlai, J., Benkő, Z. I., Csóvári, M., Divós, F., Kovács, T., Pátzay, G., Raics, P., & Várhegyi, A. (2008). Sugárvédelem. Pannon Egyetem
- [29] Al-Hatmi, F., Embong, Z., & Gismelseed, A. (2025). Assessment of radiological hazards due to natural radioactivity in groundwater from Al Masaraat aquifer, Oman. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 140, 104012
- [30] Khodashenas, A., Roayaei, E., Abtahi, S. M., & Ardalani, E. (2012). Evaluation of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in the South Western oil wells of Iran. *Journal of Environmental Radioactivity*, 109, 71–75
- [31] Imperato, C., Pugliese, M., Ambrosino, F., Gagliardo, G., Poje Sovilj, M., & La Verde, G. (2025). Impact of a “circular” use of sludge from the oil & gas industry: a model for biota radiation protection. *Heliyon*, 11(15), e43919
- [32] Kardos, R., Sas, Z., Hegedűs, M., Shahrokhi, A., Somlai, J., & Kovács, T. (2015). Radionuclide content of NORM by-products originating from the coal-fired power plant in Oroszlány (Hungary). *Radiation Protection Dosimetry*, 167(1-3), 266–269
- [33] Somlai, J., Jobbágy, V., Németh, C., Gorjánác, Z., Kávási, N., & Kovács, T. (2006). Radiation dose from coal slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary. *Radiation Protection Dosimetry*, 118(1), 82–87
- [34] Özden, B., Güler, E., Vaasma, T., Horváth, M., Kiisk, M., & Kovács, T. (2018). Enrichment of naturally occurring radionuclides and trace elements in Yatağan and Yeniköy coal-fired thermal power plants, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 188, 100–107
- [35] Berliantoro, F. I., Muharini, A., Wijaya, G. S., Sardjono, Y., Ismail, Z., Triatmoko, I. M., Hidayati, N. R., Prasetio, H., & Kasesaz, Y. (2024). Activity concentration of NORM at reclaimed ex-coal mines in South Sumatra, Indonesia. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 134, 103595

- [36] Hind, R. A., Bhargava, K. S., & Grocott, C. S. (1999). The surface chemistry of Bayer process solids: a review. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 146(1–3), 359–374
- [37] Buruzs, A., Csöke, B., Czupy, I., Domokos, E., Fazekas, B., Horváth, L., Kárpáti, Á., Kovács, B., Kurdi, R., Nagy, G., Pitás, V., Szűcs, I., Szabó, I., Thury, P., Torma, A., Vagdalt, L., Vágvölgyi, A., & Várhegyi, A. (2012). *Hulladékgazdálkodás II.* (19. kötet, pp. 415–430). Pannon Egyetem
- [38] Wang, S., Ang, H. M., & Tade, M. O. (2008). Novel applications of red mud as coagulant, adsorbent and catalyst for environmentally benign processes. *Chemosphere*, 72, 1621–1635
- [39] Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (Eds.). (2003). *Bioindicators and biomonitors: Principles, concepts and applications (Trace metals and other contaminants in the environment, Vol. 6, pp. 15–25)*
- [40] Bargagli, R. (1998). *Trace elements in terrestrial plants: An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery.* Springer
- [41] Zechmeister, H. G., Riss, A., & Hanus-Ilmar, A. (2004). Biomonitoring of atmospheric heavy metal deposition by mosses in the vicinity of industrial sites. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49(1), 461–477
- [42] Świsłowski, P., Vergel, K., Zinicovscaia, I., Rajfur, M., & Waławek, M. (2022). Mosses as a biomonitor to identify elements released into the air as a result of car workshop activities. *Ecological Indicators*, 138, 108849
- [43] Nurkassimova, M., Omarova, N., Zinicovscaia, I., Yushin, N., & Chaligava, O. (2024). Mosses as bioindicators of air pollution with potentially toxic elements in the Burabay State Natural Park, Kazakhstan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196, 442
- [44] Gulan, L., Jakšić, T., Milenković, B., et al. (2020). Mosses as bioindicators of radionuclide and metal pollution in northern Kosovo and Metohija mountain region. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 326, 315–327
- [45] Savidou, A., Kehagia, K., & Eleftheriadis, K. (2006). Concentration levels of ^{210}Pb and ^{210}Po in dry tobacco leaves in Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*, 85(1), 94–102

- [46] Szymańska, K., Falandysz, J., Skwarzec, B., & Strumińska-Parulska, D. (2018). ^{210}Po and ^{210}Pb in forest mushrooms of genus *Leccinum* and topsoil from northern Poland and its contribution to the radiation dose. *Chemosphere*, 213, 133–140
- [47] Skwarzec, B., & Jakusik, A. (2003). ^{210}Po bioaccumulation by mushrooms from Poland. *Journal of Environmental Monitoring*, 5(5), 791–794
- [48] Szépvölgyi, J., & Kótai, L. (2012). The red mud flood in Ajka, Hungary: The possibilities for utilization and processing of red mud. *Magyar Kémikusok Lapja*, 362-368
- [49] A. Shahrokhi, M. Adelikhah, T. Kovács, E. Tóth-Bodrogi és S. Chalunonik, „Radioactivity of building materials in Mahallat, Iran -an area exposed to a high level of natural background radiation -attenuation of external radiation doses,” *Materiales de Construcción*, 70. kötet, 340. szám, pp. e233, 2020
- [50] Bódizs, D. (2005). *Radioaktív sugárzások mérés technikája* (pp. 6–142). Typotex Kiadó
- [51] MSZ 21470-50:2006. A környezeti elemek radioaktív szennyezettségének vizsgálata. 50. rész: Talajok vizsgálata. Magyar Szabványügyi Testület
- [52] Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844–851
- [53] Greene, R. E., Pressly, R. S., & Case, F. N. (1972). A review of alpha radiation source preparation methods and applications (pp. 6–12). Oak Ridge National Laboratory
- [54] Jia, G., Belli, M., Liu, S., Sansone, U., Xu, C., Rosamilia, S., Xiao, X., Gaudino, S., Chen, L., & Yang, H. (2006). The fractionation and determination procedures for the speciation of ^{210}Pb and ^{210}Po in soil samples. *Analytica Chimica Acta*, 562(1), 51–58
- [55] Hegedűs, M., Sas, Z., Tóth-Bodrogi, E., Szántó, T., Somlai, J., & Kovács, T. (2016). Radiological characterization of clay mixed red mud in particular as regards its leaching features. *Journal of Environmental Radioactivity*, 162–163, 1–7
- [56] Nagy, L. Gy. (2005). *Radiokémia és izotóptechnika*. Budapest: Tankönyvkiadó
- [57] Raics, P. (2002). *Atommag- és részecskefizika [Egyetemi jegyzet]*. Debreceni Egyetem, Kísérleti Fizikai Tanszék
- [58] Fábrián, M., Osán, J., & Zagyvai, P. (2012). *Magfizika*. Edutus Főiskola. 51–76.

Publikációk, melyre a habilitáció épül

A. Csordás; M. Novák; **E. Tóth-Bodrogi**; P. György; M. Fehérvári; T. Kovács: Assessment of anthropogenic impacts on the radioecological status of the Bakony region, Hungary JOURNAL OF RADIOANALYTICAL AND NUCLEAR CHEMISTRY 333: 6 pp. 3015-3026, 12 p. (2024)

A. Faanu; L. Tettey-Larbi; E. Akuo-ko Osei; G. Kwabena; D.O. Kpeglo; H. Lawluvi; C. Kansaana; S. Adjei-Kyereme; A.O. Efa; **E. Tóth-Bodrogi** et al.: Radiological landscape of natural resources and mining: Unveiling the environmental impact of naturally occurring radioactive materials in Ghana's mining areas HELIYON 10: 3 Paper: e24959 (2024)

K. Kovler; A. Tsapalov; R. Bobkier; R. Wieggers; W. Schroeyers; T. Kovács; **E. Toth-Bodrogi**; O. El Bounagui; A. Babczuk: Indoor radon and NORM in building materials: Critical analysis of the current European regulation and road map for the next decade JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 285 p. 107668 Paper: 107668 (2025)

C. Kansaana; L. Tettey-Larbi; A. Faanu; F. Sam; E. Akrobortu; E. Akomaning-Adofo; A.A. Ampene; R.K. Osei; R.A.T. Annan; **E. Tóth-Bodrogi** et al.: Environmental Radiological Impact and Risk Assessment of Natural Radioactivity at the Heap Leach Facility of Tarkwa Goldmine, Ghana: Radiotoxicity and Public Exposure ENVIRONMENTS 11 : 8 p. 168 (2024)

E. Kocsis; M. Fehérvári; M. Novák; **E Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: Preliminary Study of Cesium Immobilization in a Geopolymer Matrix HUNGARIAN JOURNAL OF INDUSTRY AND CHEMISTRY 51 : 1 pp. 9-13, 5 p. (2023)

M. Imani; M. Adelikhah; A. Shahrokhi; G. Azimpour; A. Yadollahi; E. Kocsis; **E. Toth-Bodrogi**; T. Kovács: Natural radioactivity and radiological risks of common building materials used in Semnan Province dwellings, Iran ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH 28: 30 pp. 41492-41503, 12 p. (2021)

E. Kocsis; **E. Tóth-Bodrogi**; A. Peka; M. Adelikhah; T. Kovács: Radiological impact assessment of different building material additives JOURNAL OF RADIOANALYTICAL AND NUCLEAR CHEMISTRY 330 pp. 1517-1526, 10 p. (2021)

E. Kocsis; **E. Tóth-Bodrogi**; A. Peka; M. Adelikhah; T. Kovács: NORM anyagokat tartalmazó építőanyagok radiológiai vizsgálata SUGÁRVÉDELEM 14: 2 pp. 16-36, 21 p. (2021)

T. Kovács; M. Horváth; A. Csordás; G. Bátor; **E. Tóth-Bodrogi**: Tobacco plant as possible biomonitoring tool of red mud dust fallout and increased natural radioactivity HELIYON 6 : 3 Paper: e03455 (2020)

A. Shahrokhi; M. Adelikhah; S. Chalupnik; E. Kocsis; **E. Toth-Bodrogi**; T. Kovács: Radioactivity of building materials in Mahallat, Iran – an area exposed to a high level of natural background radiation – attenuation of external radiation doses MATERIALES DE CONSTRUCCION 70 : 340 p. 233 (2020)

M. Hegedus; **E. Toth-Bodrogi**; J. Jonas; J. Somlai; T. Kovacs: Mobility of ^{232}Th and ^{210}Po in red mud JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 184 pp. 71-76, 6 p. (2018)

M. Hegedűs; **E. Tóth-Bodrogi**; J. Jónás; J. Somlai; T. Kovács: Mobility of ^{232}Th and ^{210}Po in red mud JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 184-185 pp. 71-76, 6 p. (2018)

J. Jónás; J. Somlai; A. Csordás; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: Radiological survey of the covered and uncovered drilling mud depository JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 188 pp. 30-37, 8 p. (2018)

M. Hegedűs; **E. Tóth-Bodrogi**; Sz. Németh; J. Somlai; T. Kovács: Radiological investigation of phosphate fertilizers: Leaching studies JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 173 pp. 34-43, 10 p. (2017)

J. Jónás; J. Somlai; **E. Tóth-Bodrogi**; M. Hegedűs; T. Kovács: Study of a remediated coal ash depository from a radiological perspective JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 173 pp. 75-84, 10 p. (2017)

M. Hegedus; Z. Sas; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Szántó; J. Somlai; T. Kovács: Radiological characterization of clay mixed red mud in particular as regards its leaching features JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 162 pp. 1-7, 7 p. (2016)

További publikációk

T. Ganbaatar; Z. Baigazinov; T.N. Bayserkenova; I.A. Alexandrivich; S.A. Baigazy; A.V. Panitsky; A. Shahrokhi; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: Determination of ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, Concentration from Fish Samples in the Vicinity of the Semipalatinsk Test Site RADIATION ENVIRONMENT AND MEDICINE 14: 1 p. 65 (2025)

M. Novák; Zs. Homoki; L. Tettey-Larbi; G. Tóth; **E. Tóth-Bodrogi**; A. Csordás; T. Kovács: Determination of Radon Exhalation and Emanation of Hungarian Soil Samples RADIATION ENVIRONMENT AND MEDICINE 14: 1 p. 70 (2025)

Zs. Homoki; G. Tóth; A. Csordás; **E. Tóth-Bodrogi**; M. Hegedűs; T. Kovács: Assessment of the residential radon concentrations in the Bakony region, Hungary RADIATION MEDICINE AND PROTECTION 2024 (2024)

M. Novák; Zs. Homoki; G. Tóth; A. Csordás; **E. Tóth-Bodrogi**; M. Hegedűs; T. Kovács: Radon exhalation and emanation assessments in the Transdanubian Central Mountain in Hungary RADIATION MEDICINE AND PROTECTION 5: 4 pp. 254-259, 6 p. (2024)

A. Shahrokhi; L. Tettey-Larbi; E. Osei Akuo-ko; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: The New Conception of Radiological Sustainability Possibilities by Reutilization of Residues Products and Building Materials SUSTAINABILITY 15: 13 Paper: 10647 (2023)

Z. Baigazinov; S. Lukashenko; B. Silybayeva; K. Zharykbasova; Z. Bukabayeva; N. Muhamediarov; B. Kantbayeva; B. Kozhakhmetova; T. Ganbaatar; **E. Toth-Bodrogi** et al.: The transfer of ¹³⁷Cs and heavy metals to tissues within the organs of snails SCIENTIFIC REPORTS 13: 1 Paper: 15690 (2023)

S. Beltrán-Torres; K.Z. Szabó; G. Tóth; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács; C. Szabó: Estimated versus field measured soil gas radon concentration and soil gas permeability JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 265 Paper: 107224, 17 p. (2023)

J. Süßmilch; L. Gric; P. Fabián; **E. Tóth-Bodrogi**; S. Nehme; A. Baranyi; K. Kopeckó: Solidification of radioactive evaporator residues with high borate content concrete structures ANNUAL TECHNICAL JOURNAL: JOURNAL OF THE HUNGARIAN GROUP OF FIB 23 pp. 23-30, 8 p. (2022)

E. Braysher; B. Russell; S.M. Collins; E.M. van Es; R. Shearman; F. Dal Molin; D. Read; M. Anagnostakis; R. Arndt; A. Bednar, **E. Tóth-Bodrogi** et al.: Development of a reference material for analysing naturally occurring radioactive material from the steel industry ANALYTICA CHIMICA ACTA 1141 pp. 221-229, 9 p. (2021)

V.H. Duong; T.D. Nguyen; A. Peka; **E. Toth-Bodrogi**; M. Hegedűs; T. Kovacs: Transfer and bioaccumulation of ²¹⁰Po from soil to water spinach (*Ipomoea aquatica* Forrsk.) in Vietnam JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 231 Paper: 106554 (2021)

V.H. Duong; T.D. Nguyen; M. Hegedűs; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: Assessment of ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{137}Cs , and ^{40}K concentrations and annual effective dose due to the consumption of Vietnamese fresh milk JOURNAL OF RADIOANALYTICAL AND NUCLEAR CHEMISTRY 328: 3 pp. 1399-1404, 6 p. (2021)

S. El Aouidi; A. Benmhammed; A. Benkdad; N. Mejjad; **E. Toth-Bodrogi**; T. Kovács; A. Laissaoui: Transfer of ^{40}K , ^{226}Ra and ^{210}Pb from soil to plants in various locations of El-Jadida agricultural area (north-western Morocco) E3S WEB OF CONFERENCES 314 p. 01004 (2021)

M. Adelikhah; A. Shahrokhi; S. Chalupnik; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: High level of natural ionizing radiation at a thermal bath in Dehloran, Iran HELIYON 6: 7 Paper: e04297 (2020)

A. Csordás; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: Configuration of the parameters for scanner-based track detector evaluation system NUKLEONIKA 65 : 2 pp. 133-137, 5 p. (2020)

A.S. Mamyrbayeva; Z. Baigazinov; S. Lukashenko; A. Panitskiy; S. Karatayev; A. Shatrov; S. Baigazy; A. Bazarbayeva; M. Hegedűs; **E. Tóth-Bodrogi** et al.: The transfer of ^{241}Am and ^{137}Cs to the tissues of broilers' organs PLOS ONE 15: 7 Paper: e0235109 (2020)

V.D. Hao; T.N. Duong; A. Peka; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: ^{210}Po in soil and tobacco leaves in Quang Xuong, Vietnam and estimation of annual effective dose to smokers RADIATION PROTECTION DOSIMETRY 192: 1 pp. 106-112, 7 p. (2020)

D. Veres; D. Máthé; N. Hegedűs; I. Horváth; F. Kiss; G. Taba; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács; K. Szigeti: Radiomic detection of microscopic tumorous lesions in small animal liver SPECT imaging. EJNMMI RESEARCH 9: 1 Paper: 67, 10 p. (2019)

A. Csordás; F. Fábrián; G. Bátor; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: Selection of Reference Method for Thoron Measurements Performed for Calibration of CR-39 Based SSNTDs RADIATION ENVIRONMENT AND MEDICINE 7: 1 pp. 53-57, 2 p. (2018)

M. Horváth; A. Shahrokhi; P. Bátor; **E. Tóth-Bodrogi**; T. Kovács: Determination of ^{210}Po content in cigarette smoke using a smoking machine: A case study of Iranian cigarettes JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 174 pp. 66-70, 5 p. (2017)

T. Kovács; M. Horváth; **E. Tóth-Bodrogi**; J. Somlai: ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs Concentration of Medicinal Herbs RADIATION EMERGENCY MEDICINE 4: 2 pp. 40-44, 5 p. (2015)

E. Bodrogi; T. Kovács; V. Jobbágy; J. Somlai: Application of MnO₂-coated discs in the case of the measurement of ²²⁶Ra with alpha-spectrometric method RADIOPROTECTION 40 : Suppl. 1 pp. S833-S837. (2005)

E. Bodrogi; Sz. Laboncz; T. Kovács; J. Somlai: Magyarországon forgalmazott cigaretták ²¹⁰Po és ²¹⁰Pb koncentrációja és a fogyasztásukból származó sugárterhelés becslése EGÉSZSÉGTUDOMÁNY 2 pp. 119-125, 7 p. (2005)

T. Kovács; **E. Bodrogi**; J. Somlai; V. Jobbágy; P. Dombovári; Cs. Németh: Naturally occurring alpha emitting radionuclides in drinking water (Hungary) and assessment of dose contribution due to them INTERNATIONAL CONGRESS SERIES 1276 pp. 371-372, 2 p. (2005)

E. Bodrogi; T. Kovács; J. Somlai; G. Szeiler: Sample preparation methods for the measurements of radium via alpha-spectrometry CENTRAL EUROPEAN JOURNAL OF OCCUPATIONAL AND ENVIRONMENTAL MEDICINE 10 : supplement p. S26 (2004)

T. Kovács; **E. Bodrogi**; J. Somlai; Z. Gorjánác: ²¹⁰Po- and ²¹⁰Pb- determination in Hungarian grown tobacco ACADEMIC AND APPLIED RESEARCH IN MILITARY SCIENCE 3: 2 pp. 165-169, 5 p. (2004)

T. Kovacs; **E. Bodrogi**; P. Dombovari; J. Somlai; Cs. Nemeth; A. Capote; S. Tarjan: ²³⁸U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Po concentrations of bottled mineral waters in Hungary and their committed effective dose RADIATION PROTECTION DOSIMETRY 108: 2 pp. 175-181, 7 p. (2004)

T. Kovacs; **E. Bodrogi**; J. Somlai; P. Dombovari; G. Horvath; Cs. Nemeth: Disturbing effect of CaCl₂ used for drying in the measurement of ²²⁶Ra in water JOURNAL OF RADIOANALYTICAL AND NUCLEAR CHEMISTRY 258: 1 pp. 113-115, 3 p. (2003)

T. Kovacs; **E. Bodrogi**; J. Somlai; V. Jobbágy; G. Patak; Cs. Nemeth: ²²⁶Ra and ²²²Rn concentrations of spring waters in Balaton Upland of Hungary and the assessment of resulting doses JOURNAL OF RADIOANALYTICAL AND NUCLEAR CHEMISTRY 258: 1 pp. 191-194, 4 p. (2003)

J. Somlai; G. Horvath; B. Kanyar; T. Kovacs; **E. Bodrogi**; N. Kavasi: Concentration of ²²⁶Ra in hungarian bottled mineral waters JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 62: 3 pp. 235-240, 6 p. (2002)