

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

TERMÉSZETES RADIOAKTÍV IZOTÓPOK VIZSGÁLATA AZ ÉPÍTETT KÖRNYEZETBEN

Szerző:

Spaits Tamás

Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola

Geo-környezettudományi program

Témavezető:

Dr. Divós Ferenc
egyetemi tanár

Készült:

Erdészeti Géptani Tanszék

Nyugat-Magyarországi Egyetem

Sopron

2007

Természetes radioaktív izotópok vizsgálata az épített környezetben

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében
a Nyugat-Magyarországi Egyetem Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskolája Geo-
környezettudományi programja

Írta:
Spaits Tamás

Készült a Nyugat-Magyarországi Egyetem Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori
Iskola Geo-környezettudományi programja keretében

Témavezető: Dr. Divós Ferenc

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,

Sopron/Mosonmagyaróvár

.....
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

(Harmadik bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% - ot ért el

Sopron,

.....

a Bírálóbizottság elnöke

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

.....

Az EDT elnöke

Tartalomjegyzék

Kivonat	6
Abstract	7
Bevezetés	8
1. Irodalmi rész	10
1.1 Dózisfogalmak	10
1.2. Az ionizáló sugárzás hatása az élő szervezetekre	13
1.2.1. <i>Determinisztikus és sztohasztikus hatás</i>	13
1.2.2 <i>Alacsony dózisok problémája</i>	15
1.3 Természetes eredetű sugárterhelés	16
1.3.1. <i>Kozmikus sugárzás és a kozmogén radionuklidok okozta sugárterhelés</i>	16
1.3.2. <i>Földkérgi eredetű sugárterhelés</i>	18
1.3.3. <i>A Radon (²²²Rn), és az általa okozott sugárterhelés</i>	20
1.3.3.1. <i>A radon fontosabb fizikai, kémiai tulajdonságai</i>	20
1.3.3.2. <i>A radon egészségügyi hatásai</i>	21
1.3.3.3. <i>A radon keletkezése és vándorlása</i>	22
1.3.3.4. <i>A radon feldúsulásának várható területei</i>	24
1.3.3.5. <i>Magyarország egyik legnagyobb radon előfordulása – A soproni Nándor-</i> <i>magaslat</i>	24
1.3.4. <i>Az épített környezet sugárforrásai</i>	28
1.4. Törvényi szabályozás	32
1.4.1. <i>Radonnal kapcsolatos fogalmak</i>	32
1.4.2. <i>Radonra vonatkozó nemzetközi ajánlások</i>	33
1.4.3. <i>Magyarországi szabályozás</i>	33
2. Kísérleti rész	36
2.1. Alkalmazott mérési és számítási módszerek, eszközök	36
2.1.1. <i>Külső gamma-sugárzás dózisteljesítményének mérése</i>	37
2.1.2. <i>Gamma-spektrometriás mérések, HpGe detektorral</i>	38
2.1.3. <i>In-Situ gamma spektrometria</i>	41
2.1.3.1. <i>A rendszer</i>	41
2.1.3.2. <i>Az in-situ spektrometria határfoka [88-90]</i>	42
2.1.3.3. <i>Az in-situ spektrometriai mérés menete</i>	46
2.1.4. <i>Radonkoncentráció mérések integrális módszerrel</i>	47
2.1.5. <i>Lakossági sugárterhelések számítása</i>	48
2.2. Sopron, mint mintaterület bemutatása	50
2.2.1 <i>A város geológiája és domborzata</i>	50
2.2.2. <i>Demográfiai jellemzők</i>	51
2.2.2.1. <i>Lakosság kor szerinti megoszlása</i>	51
2.2.2.2. <i>Lakások száma, felosztása</i>	52
2.3 Környezeti háttérsugárzás mérések kültéren	54
2.3.1. <i>Gamma-dózisteljesítmény mérések eredményei</i>	55
2.3.2. <i>In-situ gamma-spektrometria</i>	59
2.3.3. <i>A gránit kockakő és a parkolói salak laboratóriumi gamma-spektrometriás</i> <i>vizsgálata</i>	61
2.4. Építőanyagok gamma-spektrometriás vizsgálata	63
2.4.1. <i>A vizsgálati eredmények bemutatása</i>	63
2.4.2. <i>Következtetések</i>	65
2.5 Lakások gamma-dózisteljesítményének vizsgálata	67
2.5.1. <i>Gamma-dózisteljesítmény mérések salakos lakásokban</i>	67

2.5.2. Salakminták gamma-spektrometriás vizsgálata	73
2.6 Radonkoncentráció mérések soproni lakásokban.....	76
2.6.1. A Nándor-magaslat környéki radon-mérések.....	76
2.6.1.1. Elővizsgálatok	76
2.6.1.2. A harmadik mérési sorozat leírása.....	80
2.6.1.3. A három mérési sorozat összegzése	80
2.6.1.4. Az északi oldalon mért adatok utcánkénti vizsgálata.....	83
2.6.2. Radon-koncentráció mérés salakos lakásokban.....	84
2.7. Mérési eredmények összevetése a népességi adatokkal.....	86
2.7.1. Salakos lakásokban mért eredmények értékelése	86
2.7.2. A radontól eredő többlet sugárterhelés várható helyei.....	87
2.7.3. A külterületeken mért eredmények értékelése.....	88
3. Összefoglalás	90
4. Irodalomjegyzék	93
5. Tézisek	100
Köszönetnyilvánítás.....	104

Kivonat

Doktori munkámban az épített környezetben lévő természetes radioaktív izotópok vizsgálatával foglalkoztam és becsültem a lakosok által elszenvedett dózisokat. A méréseimet Sopron város területén végeztem, mind a külterületek háttérsugárzását, mind a lakóépületek sugárzás viszonyait vizsgálva.

Elkészítettem Sopron város háttérsugárzás térképét. Kétszáz méteres rácshálóval dolgozva, több mint 700 mérési ponton végeztem gamma-dózisteljesítmény méréseket. Ezek alapján az adatok alapján DigiTerra program segítségével készült el a város teljes területét lefedő sugárzástérkép. Méréseim során megtaláltam a városban lévő magasabb háttérű helyeket és meghatároztam ezek okait. Megállapítottam, hogy a régi hőerőmű környékén a pernye és hamu kihullása miatt, több év elteltével is tapasztalható dózisteljesítmény növekmény.

Vizsgáltam továbbá az egyes építőanyagok természetes radioaktív izotóp koncentrációját, felismertem a salakok magasabb ^{226}Ra koncentrációját és a lakóházak gamma-dózisteljesítménye közötti szoros kapcsolatot.

Lakóépületek gamma-dózisteljesítményének vizsgálata során, megállapítottam, hogy Ajkától viszonylag távolabb eső helyeken is felhasználták szigetelő anyagként építkezéseken a bakonyi szenek elégetéséből származó salakokat. A soproni lakások közül azokban volt mérhető magasabb dózisteljesítmény, amelyekben hőerőműből származó salakot használtak.

A gamma-dózisteljesítmény méréseken túl nyomdetektoros radon-koncentráció méréseket is végeztem lakásokban. Méréseimhez a RADOSYS Kft. mérőrendszerét használtam. Méréseim során különös figyelmet fordítottam a salakos lakások és a soproni Nándor-magaslat környéki lakások mérésére. Vizsgálataim alapján megállapítottam, hogy a Nándor-magaslat Északi oldalán lévő lakásokban akár 40mSv feletti dózist is elszenvedhetnek évente egyes lakosok. Továbbá méréseim alapján kijelentettem, hogy a radon teljesen kiszámíthatatlan jelenléte miatt, a radon koncentráció meghatározásához minden esetben mérésre van szükség.

A munkám végén összevettem a mért adatokat a demográfiai adatokkal és meghatároztam azokat a helyeket és lakásokat ahol magasabb éves dózissra számíthatnak a lakosok.

Abstract

Inspection of natural radioisotopes in built environments

The author was engaged in his work in the inspection of natural radioisotopes in built environments and rated the dose the population can have received. The measurements were made in Sopron, Hungary; he inspected the background radiation of peripheries as well as living buildings' radiation properties.

The author prepared the background radiation map of Sopron. He worked with a grid of 100m resolution; he made measurements of Gamma-dose-rate at more than 700 locations. Based on these data, the radiation map covering the whole area of the town was made using the DigiTerra software. During his measurements, he found the locations in the town where radiation is high and determined the cause. He ascertained that in the neighbourhood of the old coal power plant there is a remarkable Gamma-dose-rate increment due to spilling of scale and ash.

He inspected furthermore the natural radioisotope concentration of some building materials; he recognised the tight correspondence between the higher ^{226}Ra content of slag and the Gamma-dose-rate of town houses.

In the course of his inspections in town houses he determined that slag from the coal mined in the mountain Bakony was used as isolation also at locations further away from town Ajka. In Sopron, the higher values of Gamma-dose-rate were measured in the town houses where slag originated from thermal power stations.

Besides Gamma-dose-rate measurements, also Ra-concentration was measured with nuclear track-etch detectors. He used the measuring system of RADOSYS Ltd. During his measurements, the author paid special attention to the flats built using slag and those in the Nádor-magaslat in Sopron. Based on his measurements he diagnosed that the some inhabitants in the flats on the northern side of the Nádor-magaslat suffer a dose of over 40mSv. Moreover, he appointed that due to the fully incalculable presence of Ra its concentration cannot be forecast: measurements are necessary to determine it in each case. Finally, he compared the measured values with the demographic data and allocated the locations and flats where inhabitants face a higher yearly dose.

Bevezetés

Az emberiség, felfedezése óta más-másféleképpen tekint a radioaktivitásra. A kezdetek-kezdetén természetfeletti tulajdonságot tulajdonítottak neki, amolyan életelixírként tekintettek rá. A kutatások előrehaladtával azonban, egyre inkább a benne rejlő veszélyek kerültek előtérbe. Számos kutató, tudós lett a kutatások áldozata, többek között, mindegyikük közül az egyik legismertebb Marie Curie is.

A tudomány ezen területén a legnagyobb előrelépések az atomenergia emberi szolgálatába állítása után következtek be. A második világháborút követően több száz atombomba-robbantási kísérletet végeztek, melynek hatására a környezetben addig idegen sugárzó szennyeződések jelentek meg.

Az atomenergia békés célú felhasználása is egyre szélesebb körben terjedt el. A világ számos országában épültek atomerőművek. 1986. április 26-án azonban olyan környezeti katasztrófa következett be az akkori Szovjet birodalomban, amelyre addig nem volt példa.

Ennek a nukleáris balesetnek és a kísérleti atombomba-robbantások okozta szennyezéseknek köszönhetően egyre negatívabb az emberek viszonyulása a radioaktivitáshoz, és az atomerőművekhez. Nem fordulhat elő, hogy egy új erőmű üzembe helyezése, vagy egy régi üzemének meghosszabbítása ne kerüljön a média figyelmének középpontjába és, hogy ezek az építkezések ne ütközzenek heves tiltakozásokba. Sokan pusztán az atomerőmű és atomenergia szavak hallatán is összerezzenek. Pedig az atomenergia békés felhasználási módjának nem feltétlen velejárója a baleset, még ha volt is már rá példa. Ezeknek a legtöbbit emberi mulasztás, felelőtlenség okozta, nem pedig a műszaki berendezések hibája.

Bár az emberek legtöbbit retteg a radioaktivitástól, mint egy esetlegesen bekövetkező baleset következményétől, közben mit sem sejt, az őt lakóhelyén és munkahelyén körülvevő természetes radioaktív sugárzásról, annak mértékéről, pedig adott esetben ez sokkal nagyobb veszélyt jelenthet rá.

Minden, ami körülvesz bennünket, sugároz. A mai kor embere ideje nagy részét épített környezetben tölti, vagy lakásában vagy munkahelyén, vagy épp a különböző burkoló anyagokkal fedett utcákon sétálva. Ebből adódóan, az építőanyagokban lévő radioaktív anyagoknak és különösen a talajból, vagy építőanyagokból kiáramló, majd épületeinkben felgyülemelő radonnak köszönhetően sokkal nagyobb természetes sugárterhelésnek vagyunk kitéve.

A fent említett radon a természetes izotópok csoportján belül is különös figyelmet érdemel, hiszen számos kutatás bizonyította, hogy a magasabb radon-koncentrációjú helyeken élők körében a tüdőrák kialakulásának kockázata magasabb.

Nagy problémát jelent hazánkban a megfelelő törvényi szabályozás hiánya. A hatályos 16/2000 sz. EÜM rendelet, ugyan munkahelyekre vonatkozva ad határértéket, de lakóhelyekkel nem foglalkozik, pedig az emberek nagy része ideje javát otthon tölti. A törvényi szabályozás hiányában az emberek gyakorlatilag magukra vannak hagyva.

Munkám célja az volt, hogy soproni mintaterületeken végzett mérések alapján becsüljem a város lakosainak életviteltől, kortól és lakóépülettől függő természetes dózist, ezáltal feltárjam azokat a helyeket, ahol a városban magasabb lakossági dózissal kell számolni. Igyekeztem egy olyan modellt alkotni, aminek segítségével becsülhető lenne mérés nélkül egy soproni lakos dózisa, sajnos azonban méréseim tükrében kijelenthetem, hogy a méréseket helyettesíteni a legtöbb esetben nem lehet.

Célom volt továbbá, hogy megtaláljam a város radioaktivitás szempontjából érdekes területeit - épp ezért elkészítettem a város gamma-háttérsugárzás térképét. Feladatomban éreztem, hogy megtaláljam azokat az építőanyagokat, amelyek radiológiai szempontból potenciális veszélyt jelentenek a lakosokra.

1. Irodalmi rész

1.1 Dózisfogalmak

Elnyelt dózis (D)

Bármely ionizáló sugárzásra vonatkozóan a besugárzott anyag térfogatelemében elnyelt energia és a térfogat tömegének hányadosát elnyelt dózissnak nevezzük. Az elnyelt dózis mértékegysége a *gray*, jele:Gy, és $1\text{Gy} = 1\text{J/kg}$.

Az elnyelt dózis időegységre jutó hányadát elnyelt dózisteljesítménynek nevezzük, egysége a Gy/s. Környezeti ellenőrzéseknél és méréseknél elterjedt egység a nGy/h.[5]

Egyenértékdózis (H_T)

A károsító hatást az elnyelt dózis mellett a sugárzás típusa, energiája is befolyásolja. Ezt a tulajdonságot a sugárvédelemben az egyenérték dózis fogalmának bevezetésével vesszük figyelembe. Tehát az egyenérték dózis nem más mint R sugárzásból a T szerv, illetve szövet által elszenvedett elnyelt dózis. Mértékegysége a *sievert*, jele:Sv, és $1\text{Sv} = 1\text{J/kg}$. [5]. A definícióból kiindulva a következőképpen számítjuk

$$H_{T,R} = W_R \cdot D_{T,R}$$

Ahol:

W_R – a sugárzásra jellemző súlyzóteényező (gamma- és béta-sugárzás esetén 1, alfa részecskék esetében 20)

$D_{T,R}$ – A T-szervben adott sugárzástól eredő elnyelt dózis átlagértéke.

Effektív dózis (E)

Az emberi test összes szövetére vagy szervére (T) vonatkozó, súlyozott egyenérték dózisok (H_T) összege. Mértékegysége a *sievert*, jele: Sv, és $1\text{Sv} = 1\text{J/kg}$ [5].

$$E = \sum_T W_T \cdot H_T$$

Ahol:

W_T - a T szerv vagy szövet súlyzótegyezője (ivarszervek=0,2, vastagbél, csontvelő, tüdő, gyomor=0,12, hólyag, emlő, máj, nyelőcső, pajzsmirigy=0,05, bőr, csontfelszín=0,01, összes többi együtt=0,05)

A hosszabb ideig, évekig a szervezetben maradó radionuklidokból eredő sugárhatás jellemzésére használatos a lekötött dózis fogalma. A szervezeten belül keletkező sugárzás hatása, szöveti szinten a lekötött egyenérték dózissal, az egész szervezet szempontjából pedig a lekötött effektív dózissal jellemezhető.

Lekötött elnyelt dózis ($D(\tau)$)

Az alábbi kifejezéssel definiálható:

$$D(\tau) = \int_0^{\tau} \dot{D}(t) dt$$

Ahol:

$D(\tau)$ - az elnyelt dózis τ időtartam alatt,

$\dot{D}(t)$ - az elnyelt dózisteljesítmény a felvételt követő t időpontban. Amikor nincs megadva, akkor felnőtteknél 50 évig, gyermekeknél 70 évig kell integrálni. Mértékegysége: *gray* (Gy). [46, 5]

Lekötött egyenérték dózis ($H_T(\tau)$)

Definíciója a következő:

$$H_T(\tau) = \int_0^{\tau} \dot{H}_T(t) dt$$

Ahol:

$H_T(\tau)$ - a T szövet egyenérték dózisa τ időtartam alatt

$\dot{H}_T(t)$ - az egyenérték dózisteljesítmény a felvételt követő t időpontban. Mértékegysége: *sievert* (Sv). [5]

Lekötött effektív dózis ($E_T(\tau)$)

A mennyiségét az alábbi kifejezés határozza meg:

$$E_T(\tau) = \int_0^{\tau} \dot{E}_T(t) dt$$

Ahol:

$E(\tau)$ – elnyelt dózis τ időtartam alatt,

$\dot{E}(t)$ – az effektív dózisteljesítmény a felvételt követő t időpontban. Mértékegysége a *sievert* (Sv).[5]

1.2. Az ionizáló sugárzás hatása az élő szervezetekre

A radioaktív sugárzások káros hatásainak felfedezése közel sem egyidős a radioaktivitás felfedezésével, sőt korábban még életelixírként tekintettek rá. Sok radioaktivitással foglalkozó kutatónak, tudósnak kellett meghalni ahhoz, hogy felismerjék az ionizáló sugárzások egészségkárosító hatására. A tudomány oltárán áldozta fel magát többek között Marie Curie, Albers-Schönberg, hogy csak a legnagyobbakat említsük. Mellettük 11 magyar tudós is a kutatásai közben elszenvedett sugárterhelés áldozata lett.

Azóta sok idő eltelt és sok tapasztalat áll rendelkezésre, azonban a radioaktív sugárzások élő szervezetekre gyakorolt hatásait tekintve még mindig van némi bizonytalanság, különösen a kis dózisok tekintetében. Mindenesetre a szabályozások, nemzetközi ajánlások egyre szigorodnak, egyre nagyobb óvatosságra intenek.

A sugárzások hatása összetett. Fizikai, kémiai, biokémiai és biológiai változások követik egymást, melynek eredményeként az élő sejtek elpusztulnak, szövetek, szervek károsodnak, elhalnak. A sugárterhelés hatására bekövetkező károsodás két nagy csoportra osztható: determinisztikus hatásra és sztochasztikus hatásra.[7, 65]

1.2.1. Determinisztikus és sztochasztikus hatás

A determinisztikus hatás alatt, az egyszeri nagy dózisok hatására, rövid időn belül bekövetkező, sokszor visszafordíthatatlan változásokat értjük. A tünetei többségében néhány órán vagy napon belül jelentkeznek, de lehetnek késői hatásai is. Determinisztikus hatások csak egy ún. küszöbdózis felett jelentkeznek és a dózis növelésével a károsodás fokozódik. Ilyen küszöbértékhez kötött károsodás a bőrsérülés, a vérképzés sérülése. Az emberi szövetek küszöbdózisa az egyéni érzékenység függvényében tág határok között változik, amelyeket a 1.táblázat foglal össze.[7, 5, 66]

Az élő szervezetekre jellemző helyreállító mechanizmus hatásit figyelembe véve általában feltételezhető, hogy egy év alatt elosztva kapott 0,5 mSv sugárterhelés az emberben még nem okoz determinisztikus jellegű károsodást. Így könnyen belátható, hogy környezeti dozimetriában csak igen súlyos balesetek esetén kell a determinisztikus dózishatással számolni.

Sztochasztikus hatásokról beszélünk, ha a károsodás bekövetkezése valószínűségi folyamatokkal írható le, tehát nem minden egyednél és nem mindig következik be a hatás. Azonban elmondható, hogy a sugárterhelés növekedésével a károsodott egyedek száma, a

gyakoriságuk nő. Sztohasztikus hatások esetén nem beszélhetünk küszöbdózisról, igen kis dózisok is kiválthatják.

Szövet és hatás	Küszöbdózis (Sv)
Ivarsejtek	
-átmeneti sterilitás	0,15
-maradandó sterilitás	3,5-6,0
Petesejt	
-maradandó sterilitás	2,5-6,0
Szemlencse	
-homályosság	0,5-2,0
-szemlencshomály	2,0-10,0
Csontvelő	
-vérvképzés károsodása	0,5

1.táblázat: Determinisztikus hatások küszöbdózisa felnőttek és rövid egyszeri besugárzás esetén

Ezek a káros hatások elsősorban daganatos megbetegedések formájában, illetve kisebb mértékben genetikai károsodásként jelentkeznek. Ezen hatások számszerűsítése nagyon nehéz feladat. A legújabb kutatások szerint a halálos kimenetelű rákkockázat 1Sv sugárterhelés esetén 0,05/Sv. Ez lefordítva a hétköznapi nyelvre annyit jelent, hogy ha Magyarország minden lakosa 1mSv sugárterhelést kap, akkor valószínűsíthető, hogy ebből adódóan 500 ember fog a későbbiekben rosszindulatú daganatos betegségben elhunyni.[3, 5, 65]

A hatások összetettségét jellemzi, hogy a Bikini-szigeteken megfigyelték, hogy a nagyobb sugárterhelést kapott személyeknél a szomatikus sztohasztikus megbetegedések két hullámban zajlanak le. Az elemzések szerint 1-2 év a lappangás ideje, majd ezután a vérvképző szervek daganatos megbetegedéseinek száma növekedett. Ezt követően második hullámban körülbelül 10 év elteltével az egyéb rákos megbetegedések esetszáma emelkedett. [5]

1.2.2 Alacsony dózisok problémája

A sztochasztikus hatást okozó dózisok esetében igen sokszor felmerül az a kérdés, hogy létezik-e alacsony dózisok esetében is egy küszöbszint, ami alatt a sugárzásnak nem tulajdonítható káros hatás, vagy pedig minden sugárzási szint káros a nagyságával arányos mértékben. A kérdés vizsgálata közben a legnagyobb problémát az jelenti, hogy a kis dózisok statisztikailag nehezen kimutathatók, ugyanis a környezetben számos olyan káros hatás van, aminek hasonló következményei lehetnek.[98-100]

A bizonytalanságokra a legmegfelelőbb megoldást az ALARA-elv (As Low As Reasonably Achievable) javasolja, miszerint az ésszerűen elérhető legkisebb kockázat elvét kell alkalmazni, ami az adott ország társadalmi-gazdasági szintjének megfelelően teljesíthető.[67]

Különböző szerzők írásai között szintén ellentétekre bukkan az ember. Egyes szerzők arra következtettek, hogy az alacsony dózis még előnyösebb is lehet a teljes zérus szintnél (radon-terápiák) [68-70]. Ezt azzal magyarázzák, hogy az alacsony sugárzás stimulálja a szervezet védekező mechanizmusát, és ennek jótékony hatása sokkal dominánsabb lesz, mint a károsító hatás.

Más szerzők ennek az ellenkezőjét állítják.[71] Jó példa erre egy colorádói uránbányászok körében végzett felmérés, ami szerint hosszabb ideig alacsonyabb radon-koncentrációjú térben veszélyesebb tartózkodni, mint rövid ideig magas radon-koncentrációjú helyen.

A radon egészségkárosító hatásai körül szintén nagyon sok a bizonytalanság. Számos cikkben állítják, hogy a magasabb radon tartalmú lakások lakói körében, figyelembe véve a dohányzásra vonatkozó korrekciót is, alacsonyabb a tüdőrák miatti elhalálozási arány[72, 73], illetve hogy a kettő között nincs kimutatható összefüggés.[74,75]

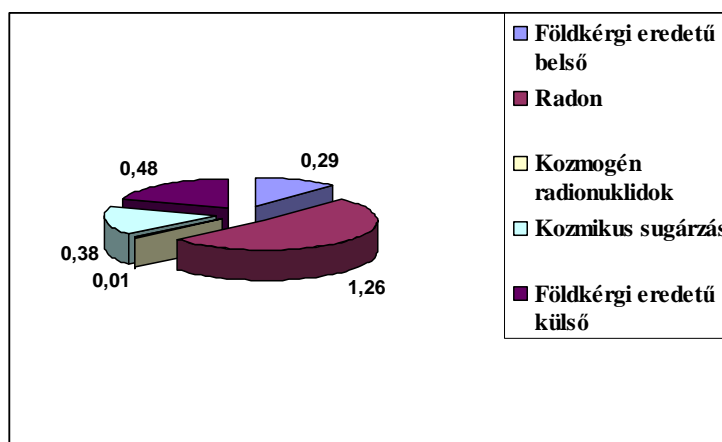
Más cikkek pedig epidemiológiai felmérésekkel bizonyítják ennek ellenkezőjét.[76-81]. Az egységes álláspont ezen a területen még várat magára.

1.3 Természetes eredetű sugárterhelés

Természetes sugárterhelés alatt mindazt a sugárterhelést értjük, ami a természetben előforduló, természetes eredetű radionuklidoktól származik és mindig is jelen volt a Földön. A természetes eredetű sugárzást más néven háttérsugárzásnak is nevezik, és értékét nagymértékben befolyásolják a környezeti tényezők, a földrajzi elhelyezkedés, az alapközet fajtája, annak geológiai és ásványi összetétele stb.

A természetes radioaktív sugárzások egyik csoportját a kozmikus sugárzások, illetve a kozmikus sugárzásnak a légkör atomjaival történő kölcsönhatása során keletkező úgynevezett kozmogén radionuklidok alkotják. A másik nagy csoportba azok a radionuklidok és bomlástermékei tartoznak, amelyek Föld kialakulása óta jelen vannak, hosszú felezési idejüknek köszönhetően mindmáig nem bomlottak le. Ezek földkérgi eredetű ún. természetes radionuklidok.

A Földön a természetes sugárterhelés mértékének átlaga 2,4 mSv/év [5], ehhez képest hazánkban ez az érték körülbelül 20%-al nagyobbra tehető.[3] A fent említett természetes eredetű sugárzások részarányát az éves természetes sugárterhelésben az 1. ábra szemlélteti.



1. ábra. Természetes eredetű sugárterhelés összetevői (mSv/év) [3]

1.3.1. Kozmikus sugárzás és a kozmogén radionuklidok okozta sugárterhelés

Az űrből a Föld légkörébe érkező nagy energiájú részecskesugárzások az elsődleges kozmikus sugárzások. Eredetük szerint megkülönböztetünk galaktikus és szoláris kozmikus sugárzást.

- A galaktikus eredetű kozmikus sugárzás főleg nagy energiájú protonokból, illetve kisebb részben He-ből és más nehezebb atommagokból tevődik össze.

Energiaspektrumuk: 1 MeV és 1014 MeV közötti, 300 MeV-os eloszlási maximummal. Feltehetőleg a csillagközi térből származnak, pl. szupernóva robbanásokból.

- Szoláris eredetű sugárzásért a naptevékenység a felelős. A napkitörések során a látható, az ultraibolya, valamint a röntgensugárzás tartományában nagy energiamennyiség kerül ki, illetve töltött részecskék is kiszabadulnak. A szoláris kozmikus sugárzás energiaspektruma 1-1000 MeV tartományban van. Az alacsony energia miatt hatásuk a Föld felszínén jelentéktelen, ugyanis a légkör felső rétegeiben lefékeződnek.

Az elsődleges kozmikus sugarak belépve a légterbe magreakciók, ionizáció és gerjesztések révén elveszítik energiájukat, és neutronok, protonok, müonok, pionok, valamint kozmogén radioizotópok keletkeznek.

Ahhoz, hogy a Föld felszínén a kozmikus sugárzásból eredő effektív dózis becsülhető legyen, ismerni kell az effektív dózisteljesítmény változását és a népesség eloszlását a tengerszintfeletti magasság függvényében. Ezeket figyelembe véve az éves effektív dózis világátlagos 380 μSv . Déri Zs. (Balaton, 2002.09.17)[4] végzett mérései alapján a kozmikus sugárzás okozta dózisteljesítmény hazánkban 24,5 nGy/h. A kozmikus sugárzásból eredő sugárterhelés mértéke erősen függ a tengerszint feletti magasságtól és földrajzi szélességtől. Magasabb helyeken a 1,5-2 mSv/év értéket is elérheti az effektív dózis. Árnyékoló hatással vannak rá az épületek, amelyek mértéke a felhasznált építőanyagtól függ. Faházak esetén 0,96, betonházaknál 0,42 a dóziscsökkentő szorzótényező.

Itt kell még megemlíteni, hogy légi közlekedés esetén is számolni kell a megnövekedett kozmikus sugárzásból származó sugárterheléssel. Mértéke a naptevékenységtől és a repülési magasságtól függ. 10 km magasságban repülve 5 $\mu\text{Sv/óra}$, míg 15 km-es magasságban 10 $\mu\text{Sv/óra}$ dózisteljesítménnyel lehet számolni.

A Föld felső légkörébe érkező kozmikus sugárzás magreakciók révén, elsősorban a levegő stabil nitrogén eleméből folyamatosan kelt, ún. kozmogén radionuklidokat. A kozmikus sugárzás hatására keletkező neutronok közül a nagy energiájúak elsősorban tríciumot, a kis energiájúak pedig radiokarbond (C-14-et) hoznak létre következőképpen:



A fenti két radionuklid mellett a következő radionuklidok tartoznak a hosszú felezési idejű kozmogén radionuklidok közé: ${}^{10}\text{Be}$, ${}^{35}\text{S}$, ${}^{36}\text{Cl}$ és az ${}^{39}\text{Ar}$. Kozmikus sugárzás hatására a Föld légkörében kb. 150 PBq ${}^{14}\text{C}$ található. A teresztriális környezetben ugyanennek a radioizotópnak a koncentrációja több, mint 8000 PBq köszönhetően a légköri kihullásnak és az élő szervezetek szénfelhasználásának.

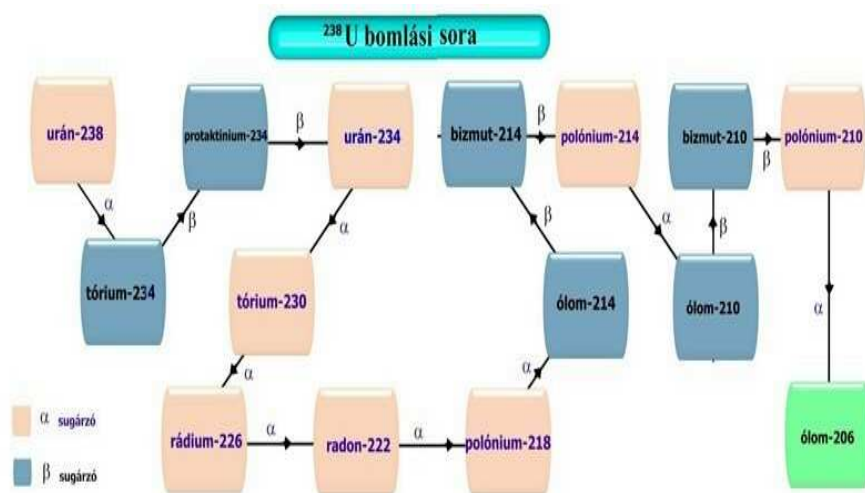
A rövid felezési idejű kozmogén radionuklidok közé sorolható a ^7Be és a ^{39}Cl , amelyek légköri mozgások, csapadékviszonyok tanulmányozására nyomjelzőként jól használhatók. A kozmogén radionuklidok külső sugárterhelés szempontjából elhanyagolhatóak, míg belső sugárterhelés szempontjából is csak a ^{14}C izotóp érdemel említést, az általa okozott $12 \mu\text{Sv}/\text{év}$ sugárterheléssel.[4-9]

1.3.2. Földkérgi eredetű sugárterhelés

Az állandóan keletkező kozmogén radionuklidokon kívül ma már csak azok a természetes radionuklidok és bomlástermékeik találhatóak meg a Földön amelyek felezési ideje összemérhető a Föld korával. Ezek közül a primordiális radioizotópok közül dózisterhelés szempontjából a legfontosabbak a ^{40}K , ^{232}Th és az ^{238}U . Másodlagos szerepe van még a ^{87}Rb és ^{235}U radioizotópoknak. Vegyük most ezeket az elsődleges izotópokat sorra:

- ^{40}K : Minden olyan anyagban előfordul mely káliumot tartalmaz, épp ezért jelentős a szerepe az építőanyagok okozta sugárterhelésben, ugyanis az építőanyagok nagy része (téglák, cserepek) jelentős mértékben tartalmaz káliumot. A természetes elemben mért előfordulása $0,0117\%$, jelenleg minden 1 kg tiszta káliumban 31 kBq ^{40}K -izotóp található. Felezési ideje $1,28 \cdot 10^9$ év.[5]

- ^{238}U és bomlástermékei: Az urán kis mennyiségben megtalálható minden kőzetben, talajban, vízben. Néhány anyagban az urán természetes formában is jelentős mennyiségben megtalálható, ilyenek például a foszfát, és néhány ásvány, mint például az uranit. Az urán használata természetes oxid formájában már Kr. u. 79-től ismert, amikor is kerámiák zománcának színezőanyagaként használták. A német kémikus, Martin Klaprothnak köszönhető a felfedezése 1789-ben, aki szurokérc mintából izolálta. Az urán radioaktivitását 1896-ban egy francia fizikus, Henry Becquerel ismerte fel. Az ő munkája során derült fény a radioaktivitás jelenségére. A természetben előforduló három izotópja közül a ^{238}U a legjelentősebb ($99,27\%$). Az ^{238}U nagyon hosszú felezési idejű izotóp ($4,47$ milliárd év), ezért az egykori teljes mennyiség kb. fele még megtalálható a Földön. A bomlástermékei közül sugárterhelés szempontjából a ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi (külső gamma-dózis), illetve a ^{222}Rn és ^{210}Po (belső sugárterhelés) izotópok jelentősek.[10]



2.ábra. A ^{238}U bomlási sora

- **^{232}Th és bomlástermékei:** A tórium (kémiai jele: Th) természetesen előforduló radioaktív fém, kb. 10 ppm koncentrációban található a földben, a kőzetekben, és a vízben. Számos különböző izotópja van, melyek közül mindegyik radioaktív. A természetben leggyakoribb formája a ^{232}Th . A tóriumot egy svéd kémikus, Jons Jakob Berzelius fedezte fel 1828-ban. Miután megállapította, hogy új elemről van szó, felfedezésének tárgyát a vihar és időjárás istenéről, Thor-ról nevezte el. Azt, hogy a tórium radioaktív, tőle függetlenül Gerhard Carl Schmidt és Marie Curie fedezte fel 1898-ban. Felezési ideje 14 milliárd év. Bomlástermékei közül a ^{208}Tl és az ^{228}Ac érdemel említést a külső gamma-dózis járulékok lévén. Továbbá bomlásterméke a ^{220}Rn (toron).[10]

Már egyre több helyen monitorozzák a természetes eredetű radioizotópokból származó gamma-sugárzás okozta sugárterhelést. A vizsgált országokban az átlagérték szabadban, 1 m magasságban 24 és 160 nGy/h között változik. A népességgel súlyozott világátlag pedig 59 nGy/h. A gamma-dózisteljesítmény nagy része a fent a bemutatott ^{238}U -sor (^{214}Pb , ^{214}Bi) és a ^{232}Th sor (^{208}Tl , ^{228}Ac), valamint a ^{40}K radioizotópoktól származik. A Föld felszíni külső dózishoz a 30 cm-nél mélyebben fekvő kőzetek radionuklidjai alapvetően nem járulnak hozzá.[11] .Az ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K átlagos koncentrációja a talajban rendre 33, 45, illetve 420 Bq/kg. A Föld egyes részein (India, Irak, Szudán) a kőzetek magas ^{238}U vagy ^{232}Th tartalma miatt a levegőben mért gamma-dózisteljesítmény értékek egyes helyeken elérhetik a 12000 – 30000 nGy/h-t is.

A terasztriális gamma-sugárzásból eredő külső sugárterhelés népességgel súlyozott átlagának szempontjából a ^{222}Rn izotópot kivéve (jelentősége miatt a későbbiekben külön foglalkozok vele) a táplálékláncban mindig előforduló ^{40}K a legjelentősebb. A léggzéssel és

élelem fogyasztással a szervezetbe kerülő földkérgi radionuklidok okozta belső effektív dózis 0,29 mSv, amelyből 0,19 mSv a ^{40}K -tól, 0,1 mSv a ^{238}U és a ^{232}Th radionuklidtól származik. [3,9]

1.3.3. A Radon (^{222}Rn), és az általa okozott sugárterhelés

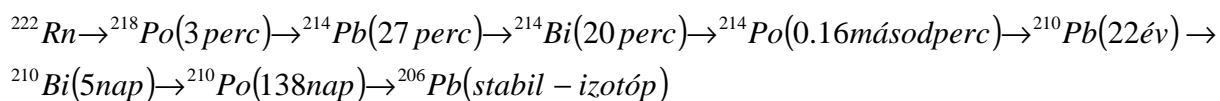
A mai ember természetes sugárterhelésének legnagyobb részéért a ^{222}Rn radioizotóp és bomlástermékei tehetőek felelőssé. Ez számszerűsítve 1,26 mSv-et jelent évente. Ezzel magyarázható hogy, ez az izotóp külön alfejezetben szerepel dolgozatomban.

Lakásokban az éves radonkoncentráció világátlaga 40 Bq/m^3 , amely jóval meghaladja a szabadban mért $5\text{-}10 \text{ Bq/m}^3$ -es világátlagot.[3, 12, 13]

1.3.3.1. A radon fontosabb fizikai, kémiai tulajdonságai

A radon színtelen, szagtalan nemesgáz, rendszáma 86, forráspontja -62°C , olvadáspontja pedig -71°C , vagyis szobahőmérsékleten és légköri nyomáson a halmazállapota gáz. Vízben és különböző szerves oldószerekben oldódik, szilárd és cseppfolyós állapotban foszforeszkál.[10, 12-15]

Az előzőekben már említett három nagy bomlási sor mindegyikében megtalálható a radon egy radioaktív izotópja. Közülük sugárterhelés tekintetében a legjelentősebb a ^{222}Rn (radon), amely az ^{238}U bomlási sorában található és közvetlenül a ^{226}Ra -ból keletkezik alfa bomlás révén. Felezési ideje 3,82 nap. A ^{222}Rn bomlási sora, kiegészítve az egyes bomlástermékek felezési idejével, a következőképpen alakul:



A ^{222}Rn izotópot Friedrich E. Dorn német kémikus fedezte fel 1900-ban a németországi Halle-ban, és „rádium kisugárzásnak” nevezte el.

A ^{232}Th bomlási sorából származik a ^{220}Rn (toron) radioizotóp, amely a ^{224}Ra alfa bomlása által keletkezik. Felezési ideje rendkívül rövid: 55,6 s. Ezen izotópot 1899-ben két angol tudós, R.B.Owens és Ernst Rutherford fedezte fel.

A harmadik radon izotóp a ^{219}Rn (aktinon), amely a ^{235}U -ös bomlási sorában keletkezik. Anyaeleme a ^{223}Ra , melyből az előző két társához hasonlóan alfa bomlással képződik. Az aktinon felezési ideje még rövidebb, mint a toroné, mindössze 3,9 s. [5, 10, 12-15]

Az aktinon és általában a toron nem eredményez jelentősebb sugárterhelést. Az aktinon esetében ennek két oka van. Egyrészt a ^{235}U a környezetben nagyon kis mértékben fordul elő (a természetes urán 0,71%-a), másrészt rendkívül rövid felezési ideje miatt már a keletkezés helyén elbomlik, és minimális mértékben jut ki a légkörbe. A toron esetében is hasonlóak az alacsony sugárterhelés okai, azonban olyan helyeken, ahol a kőzetek nagyon nagy mennyiségű tóriumot tartalmaznak, okozhat sugárterhelés növekedést.

A ^{222}Rn esetében más a helyzet, hiszen felezési ideje a másik két izotóphoz képest sokkal nagyobb, és a talajból feláramolva jelentősen növelheti az emberek belső sugárterhelését.[5, 7,] A továbbiakban a radon alatt minden esetben a ^{222}Rn izotópot értem. A radon tovább bomlik (alfa bomlással), melynek eredményeként további radioaktív elemek, bomlástermékek jönnek létre, amelyek egészségkárosító hatása még komolyabb lehet, mint anyaelemüké. A bomlástermékek (lásd fent) között egyaránt találhatók alfa-, béta- bomló és gamma-sugárzó izotópok.[12-14]

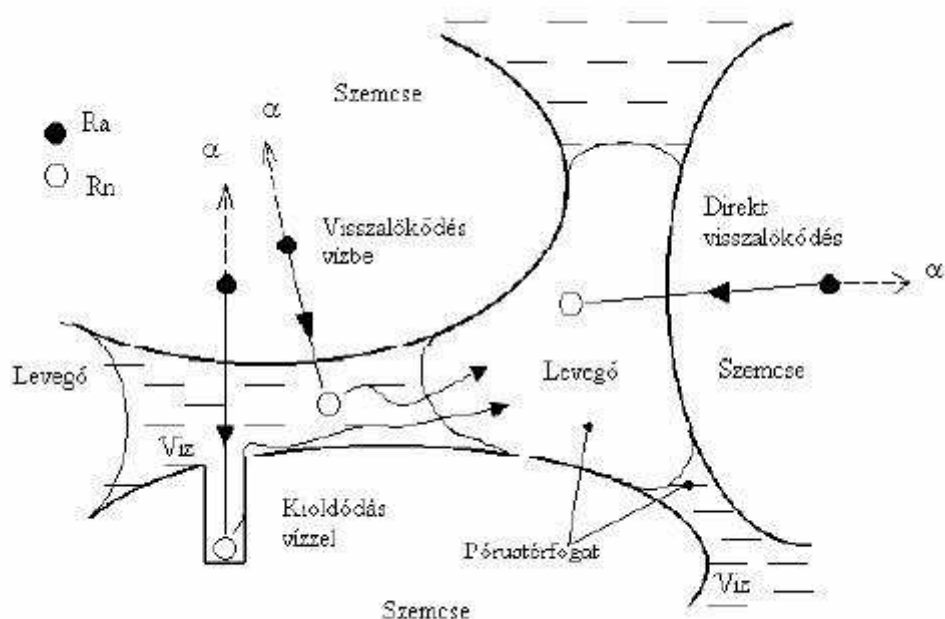
1.3.3.2. A radon egészségügyi hatásai

A belélegzett radon gáz nagy részét ahogy belélegezzük, ki is fűjjük (kb. 3%-a bomlik le a tüdőben). A radon bomlástermékei azonban különböző aeroszolokhoz kapcsolódnak, bejutva a tüdőbe, ott könnyen lerakódhatnak. Ezeknek a részecskéknek egy részét a tüdő természetes védelmi rendszere kisöpri a tüdőből, majd vagy lenyeljük, vagy kiköhögjük őket. A bentmaradó részecskék hosszú ideig megkötődnek a tüdőben és állandó sugárzásnak teszik ki a tüdő szöveteit. A radon bomlástermékeink egy kis része bejut a vérbe és így távolabbi szövetek sugárterhelését is növeli. A radon és főleg a rövid életű bomlástermékei az alfa-sugárzásuknak köszönhetően a tüdő rákos megbetegedésének esélyét jelentősen megnövelik.[10, 16-18]

Ezt a megállapítást támasztják alá azok a szénbányászok és uránbányászok körében végzett epidemiológiai vizsgálatok amelyek szerint a sugárterhelés mértékével arányosan nő a tüdő rákos megbetegedésének kockázata. Ezeket a vizsgálatokat számos állatkísérlet is alátámasztja. Végeztek vizsgálatokat a lakosság körében is, amik szintén a fent említett tényt igazolják.[19, 20]

1.3.3.3. A radon keletkezése és vándorlása

A radon közvetlenül a talajban és a kőzetekben lévő rádiumból keletkezik, ezért mennyiségét elsősorban az anyag ^{226}Ra aktivitáskoncentrációja határozza meg.[21] A radon alfa bomlással keletkezik a ^{226}Ra -ból, gamma-sugárzás kíséretében. A talajban és kőzetekben a rádiumatomok a szilárd anyagba épültek be, így a belőlük keletkező radon csak úgy képes a felszínre, vagy a földalatti terekbe jutni, ha ki tud lépni a szilárd anyagból a kristályok és a talaj szemcséinek pórusai közé. Az anyaelem bomlásakor a kristályrácsban keletkező radon legfőképpen visszalökődés útján kerülhet a pórustérbe. Azonban a radon atom általában nagyobb mozgási energiával rendelkezik, mint ami a pórustérbe jutáshoz szükséges, emiatt igen valószínű, hogy becsapódik a szemközi szemcsébe és ott fékeződik le. Az így megállított radon atom az általa roncsolt csatornán keresztül víz oldás révén juthat ki a pórustérbe. A folyamat a 3. ábrán látható.



3.ábra. A radon szemcséből való kijutásának folyamata Tanner szerint [21]

Amennyiben a pórustér részben vagy teljesen telített vízzel, az már képes elnyelni a mozgó radon atom energiáját, így nagyobb valószínűséggel a pórusvízben marad, ahonnan lehetősége nyílik kidiffundálni a pórusközi térnek levegővel töltött részeibe.[21]

A pórustérbe kijutott és a kristályokban keletkezett összes radon atom számának hányadosa az emanációs tényező (ϵ).[22]

Az emanációt a következő tényezők befolyásolják:

- Sűrűség: a sűrűség növekedéssel, egyre kisebb mélységből képes kilépni a radon pórustérbe. Ez a mélység 20-70 nm között változik.
- Szemcseméret: minél nagyobb a szemcseméret annál kisebb az emanáció, ugyanis így több bomlás történik 20-70 nm-nél mélyebben.
- Nedvességtartam: a pórusok között lévő víz egy bizonyos mértékig növeli a direkt kijutások számát, ugyanis lelassítja a radon atomokat, ezáltal megakadályozza, hogy azok egy másik szemcsébe jussanak. Azonban ha a nedvességtartalom nagyon magas, az már csökkenti az emanációt, ugyanis a radon egy része oldatba kerül.
- Porozitás: minél porózusabb az anyag, annál nagyobb az egységnyi tömegre jutó felület, és annál nagyobb az esélye, hogy a radon kijut a szemcséből.
- Rádium eloszlás: homogén vagy lokális felhalmozódás. [21]

Ezután a pórusközi térbe kijutott radon mozgását a diffúzió (koncentráció különbségen alapul) és a pórusokat kitöltő közeg mozgása határozza meg.

A légtérbe kiáramló radon fluxusa (exhaláció) az egységnyi felületen, egységnyi idő alatt kiáramló radon aktivitása. Az exhaláció mértékegysége $\text{Bq/m}^2\text{s}$ [21].

Az exhalációt a következő tényezők befolyásolják:

- pórusközi tér radon-koncentrációja
- a talaj gázáteresztő képessége
- a talaj nedvességtartalma
- légnyomás (- ingadozás)
- hőmérséklet (- ingadozás)
- a talaj szemcseszerkezete
- az emanációs tényező
- időjárási viszonyok (fagy, szél, csapadék stb.)
- ár/apály effektus

Ezek alapján látható, hogy a talaj illetve a kőzetek magas rádium tartalma még nem feltétlen okozza adott helyen a radonkoncentráció növekedését, ezt még sok más tényező is befolyásolja, mint például az emanáció és az exhaláció.[21,23]

1.3.3.4. A radon feldúsulásának várható területei

- *Magas U-Ra koncentrációjú területek:* A gránitok, savanyú csillámpalák és a permi homokkő felszíni megjelenési területei, vagyis a Mecsek, Mórág, Velencei-hegység, Balaton felvidék, Alpok-alja, Bükk egyes területei.[24-26]
- *Technológiailag megnövelt koncentrációjú természetes radioaktív anyagok (TENORM) környezete:* uránbánya meddő, zagy, széntüzelésű erőmű pernyéje, salakja, ivóvíztisztítók hulladékai, műtrágyák.[27-29]
- *Magas emanációs és/vagy exhalációs tényezővel jellemezhető képződmények:* Az adott terület emanációs és exhalációs képessége legalább olyan fontos, mint a radionuklid-koncentráció, hiszen a képződött radon csak akkor tudja kifejteni sugárterhelést növelő szerepét, ha az ember közelébe jut. Tehát ezen tényezők ismeretében adhatunk megbízható képet a radon mennyiségéről.
- *Korlátozott légcseréjű, rosszul szellőző zárt terek*
- *Speciális transzport-mechanizmusok megléte:* hordozógázok áramlási folyamatai, törésvonalak mentén való áramlás lehetősége stb.

Ezek közül a paraméterek közül ha egy adott lakásra, területre több is fenáll, akkor nagy valószínűséggel állítható, hogy ott megnövekedett radon-koncentráció mérhető.[30]

1.3.3.5. Magyarország egyik legnagyobb radon előfordulása – A soproni Nándor-magaslat

A Nándor-magaslat geológiája

A soproni Nándor-magaslat a Soproni-hegység szerves részét képezi. A Soproni-hegységet nagyrészt metamorf kőzetek építik fel, melyek közül legjelentősebbek: gneisz, csillámpala és a leukofillit. A Nándor-magaslat fő tömegét a gneisz adja, annak is egy speciális típusa, amit soproni gneiszként is emlegetnek.

A variszkuszi hegységképződés idején – valószínűleg annak fiatal szakaszán – magmás eredetű gránitok nyomultak a már progresszív metamorfózison átesett csillámpala sorozatba, s nagyrészt meglehetősen savanyú leukogranitokként ott is szilárdultak meg, tehát az alpi hegységképződés horizontális mozgásaiban már a csillámpalákkal együtt vettek részt. Eközben szerezték gyenge, zöldpala faciesű metamorfózisukat, mely metagranittá, illetve gyengébben-erősebben palásodott gneisszé változtatta azokat.

A Soproni-hegységben megtalálható gneiszek egyike a már említett soproni típusú gneisz, amely a közép szemű gneiszek palásabb változata. Ezek típusos leukogneiszek, amelyekben csak nagyon kevés színes elegyrész található, így az uralkodó csillámásvány alapján muszkovitgneisznek is nevezhetők.

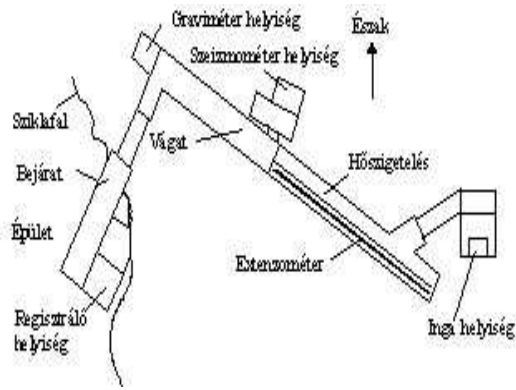
A Nándor-magaslat északi oldalán erre a gneiszre települt rá egy leukofillites réteg, amelynek övezetében a gneisz csillámpala szerűvé válik. A paláság mentén gyakran jelentkezik benn kisebb-nagyobb kvarctelepek. A hegy anyagának felső tíz méterében agyag található, amely Lövérék felé eső részén egybefüggő takarót képez, míg az északi oldalon túlnyomórészt lepusztult.

Az ásványos elegyrészei közül a kvarc és a földpátok az uralkodóak. A csillámokat főként muszkovit és biotit képviseli. További járulékok: apatit, gránát, opak érc, cirkon, klinozoizit. A muszkovit mennyisége a paláság fokozódásával növekedni látszik. Ezekhez az ásványokhoz kötődnek azok a különböző urán és tórium vegyületek, amik a hegyet, illetve a Soproni-hegységet radiológiai szempontból érdekessé teszik.

A Nándor-magaslat azért is érdemel kiemelt figyelmet, mert a számos vető, geológiai törésvonal található, amiken keresztül a radon szabadon távozhat. A hegyen található Sopron-5-ös fúrás eredményei is igazolták, a kőzetben számos repedés, vetőzóna, maghiány található.[31-33]

MTA-GGKI kutatóállomás és annak radon-koncentrációja

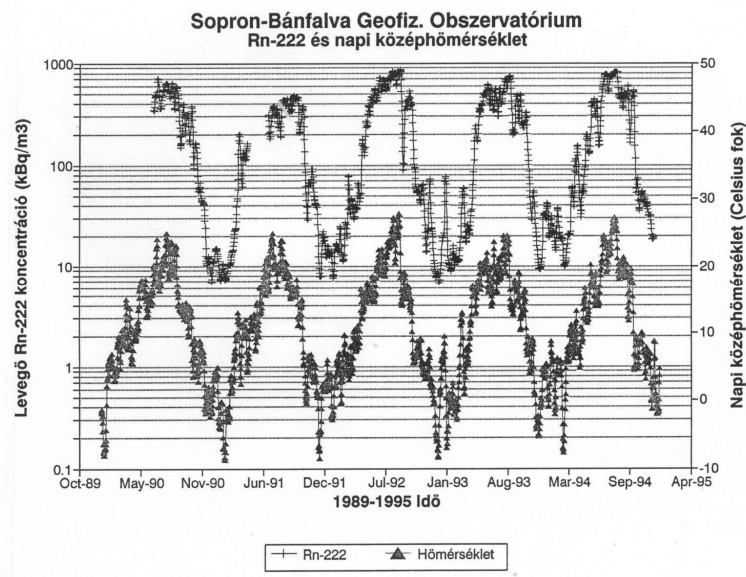
Ha a 1.1.3.4. pontban leírtakat összevetjük a soproni Nándor-magaslat geológiájával könnyen beláthatjuk, hogy a magas radon-koncentrációhoz ezen a területen minden adott. A hegybe vágva található egy mesterséges vágat, amely a GGKI (Geológiai és Geofizikai Kutató Intézet) mérőállomása. A Geodinamikai Obszervatóriumot 1961-ben építették különböző geodinamikai jelenségek regisztrálása céljából. Az obszervatórium Sopron központjától kb. 5 km távolságra Sopronbánfalván, Sopron kertvárosában helyezkedik el. Az obszervatórium koordinátái: 47.7 északi szélesség; 16.5 nyugati hosszúság. Az obszervatórium gneiszben kialakított mesterséges vágat, amely felett kb. 60 m kőzet helyezkedik el. Ez azt jelenti, hogy az obszervatórium stabil helyet biztosít a földi árapály és a tektonikai deformációk regisztrálására, amit egy extenzométerek mérnek. Az extenzométerek mellett horizontális inga és egy mikrobarográf is üzemel az obszervatóriumban.[34]



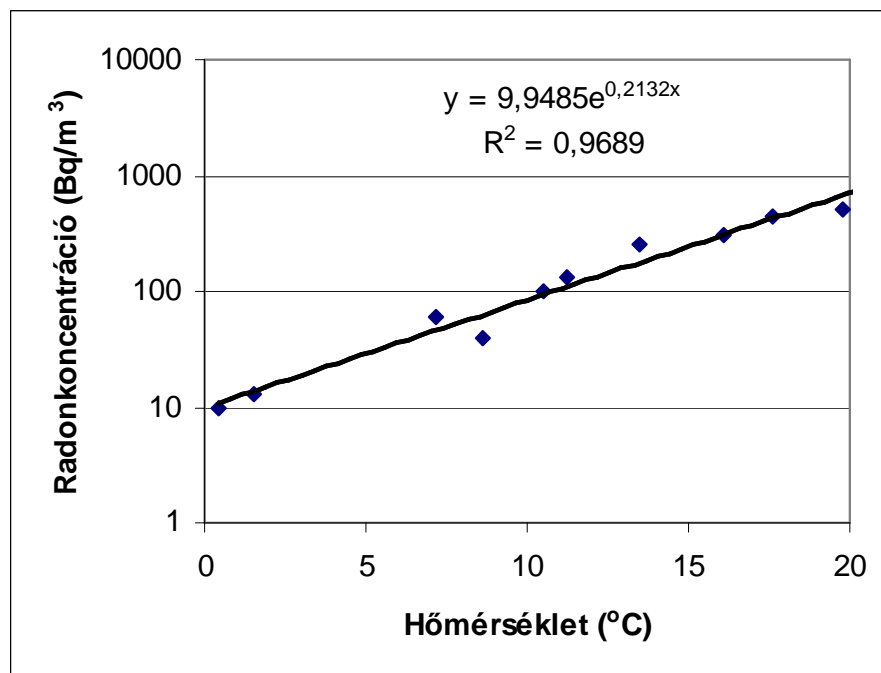
1.kép. A geodinamikai obszervatórium[34]

4.ábra. A geodinamikai obszervatórium alaprajza[34]

A vágtban lévő magas radon-koncentráció már rég óta ismert, az Obszervatórium sugárveszélyes munkahelyként működik. 1989 és 95 között állandó radon-koncentráció mérések folytak [35], melyek azt mutatták (lásd 5.ábra), hogy a „barlang” radon-koncentrációja éves szinten nagy ingadozást mutat és a hőmérséklet változásával nagyon jól korrelál. Téli hónapokban radon-koncentráció akár 5 kBq/m^3 alá is csökkenhet, míg nyári hónapokban, mikor teljesen megszűnik az üreg légcseréje, 900 kBq/m^3 -es értéket is eléri.



5.ábra. A Sopronbánfalvi geodinamikai obszervatórium radon-koncentrációjának időbeli változása 1989 és 1995 között.[35]



6. ábra: Az obszervatórium radon-koncentrációja és a külső hőmérséklet összefüggése Várhegyi mérései alapján

1.3.4. Az épített környezet sugárforrásai

Szabadban élve elődeink egyenletesen voltak kitéve a természetes háttérsugárzásnak, de a barlangban vagy - újabban - a sugárzó anyagokból (is) épített házban lakó ember már korántsem él természetes sugárzási körülmények között. A mai városlakók (különösen a hidegebb tájakon) életük 70 - 90%-át zárt helyen: lakásukban és a munkahelyükön töltik, s ez sugárterhelésükre is kihat.

Ennek fő okai a következők lehetnek:

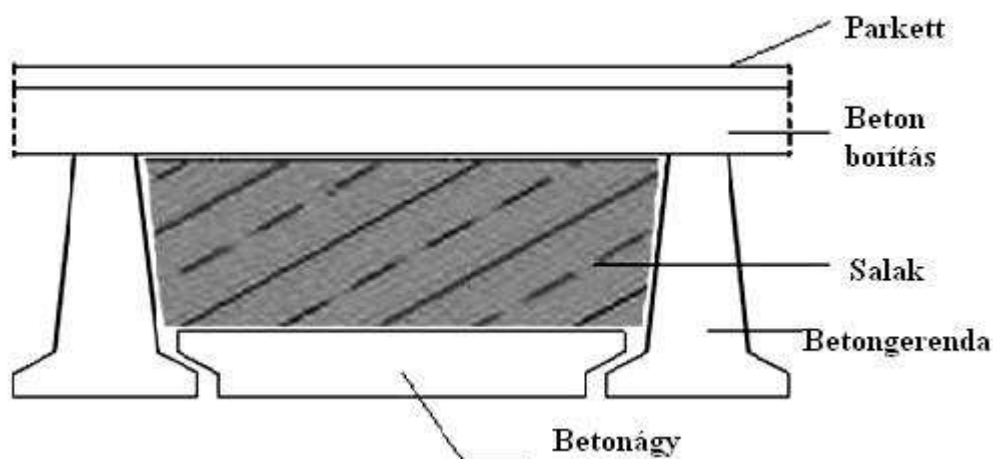
- Építőanyagok okozta megnövekedett gamma-sugárzás (különös tekintettel a salakokra)
- Építőanyagok okozta megnövekedett radon-koncentráció (különös tekintettel a salakokra)
- Lakásokban felgyülemelő, teresztriális eredetű radon

Az építőanyagokban a legmeghatározóbb természetes radioizotópok átlagos aktivitáskoncentrációja a következő: ^{226}Ra : 50 Bq/kg, ^{232}Th : 50 Bq/kg, ^{40}K : 500 Bq/kg [9]. Az épületeken belül a geometria és az építőanyagok átlagosan nagyobb természetes eredetű radionuklid koncentrációja miatt általában nagyobb a dózisteljesítmény (84 nGy/h), mint a szabadban (59 nGy/h). Ezt, illetve az épületekben való tartózkodást figyelembe véve az emberek az egyes országokban évente a lakó-és munkakörnyezetükben lévő magasabb gamma-sugárzás következtében 0,3-0,6 mSv-et szenvednek el átlagosan.[17]

Mind környezetvédelmi, mind gazdasági szempontból egyre nagyobb szerepet kap a bányászat, illetve a feldolgozás során keletkezett melléktermékek ipari, és ezen belül az építőipari célú felhasználása.

A salaknak számos felhasználása ismert. Jól ismert a pernye cement és beton ipari felhasználása. Ezen belül is legelterjedtebben beton téglák és blokkok gyártásánál használják a pernyét és a salakot.[36-38]. Gyártanak továbbá pernye alapanyagú könnyű súlyú építőanyagokat is.[39]

Egy speciális felhasználás terjedt el Magyarországon. Hazánkban az erőművekben vagy egyéb kazánokban, kályhákban keletkezett salak közvetlenül, minden féle adalék nélkül töltő-szigetelő anyagként használták fel, mint azt az 7. ábra mutatja.[40] Ezt a viszonylag kis térfogatsúly, a nagy pórustérfogat miatti jó hőszigetelő képesség és természetesen az olcsósága indokolta.



7.ábra: A salak különleges magyarországi beépítési módja

A szén égetése során a salakban, pernyében koncentrálnak, bedúsulnak a szénben található teresztirális radionuklidok. Ez különösen az eredetileg már eleve magasabb radionuklid koncentrációjú szenek esetén lehet jelentős. Ezek, a feldolgozás után visszamaradt, un. TENORM (azaz Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials) anyagok az építőiparban adalékként és/vagy töltő szigetelő anyagként felhasználva megnövelhetik a lakosság sugárterhelését.

A potenciális sugárterhelés növekedés lehetőségének elkerülésére utal, hogy a világon számtalan helyen radiológiai vonatkozású korlátokat vezettek be ezen anyagok építőipari felhasználhatóságára vonatkozólag.[27-28, 1]

Származási hely	Fajlagos aktivitás (Bq/kg)		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Ajka	1530	56	116
Bánhida	1214	197	187
Bélapátfalva	92	68	423
Borsod	151	90	508
Dorog	147	94	448
Gagarin	64	65	240
Lábatlan	228	75	610
Oroszlány	266	94	396
Pécs	386	231	883
Tatabánya	1075	119	368
Tiszai	220	95	550
Hejőcsabai kohósalak	97	20	72
DCM kohósalak	112	43	88

2. táblázat: A hazai pernyék és salakok radioaktivitása [101]

A Magyarországon, különösen Ajka és Tatabánya környékén, valamint a Mecsekben bányászott szenek jelentenek veszélyt, ahogy az a 2.táblázatban is látható. Bennük a természetes radionuklidok koncentrációja a szokásos értéknél is jóval magasabb lehet. [41-43,101]

A szén hőerőművekben való elégetése után, az éghetetlen melléktermékekben, mint például a salakban a természetes radionuklidok bedúsulnak, a bedúsulás mértéke 5-10 szeres is lehet. Ez, az amúgy is magas koncentrációjú dunántúli szenek esetében különösen magas értéket eredményez. [44-45]

Annak ellenére, hogy a Dunántúli régióban bányászott szenek salakjából a falazóblokk gyártást már 1961-ben betiltották [46], a salak szigetelőanyagként történő felhasználása magánépítkezéseken tovább folytatódott.[47-48]

Szénsalak felhasználása esetén többen beszámoltak már az épületben mérhető magasabb dózisteljesítményről. Ennek értéke természetesen attól is függ, hogy milyen radionuklid koncentrációjú anyagok, hova, és milyen módon (közvetlenül, vagy adalékként) kerültek beépítésre, és a salakot milyen vastagságú árnyékolás (pl. beton réteg) borítja.[49]

Megállapították, hogy az Egyesült Királyságban a legmagasabb, 250 μSv körüli dózisteljesítmény értékeket olyan lakásokban mérték, ahol szénsalakokat vagy pernyét használtak fel az építőanyagokban. [50]

Korábbi csehszlovákiai mérések is arról számolnak be, hogy olyan lakásokban ahol a falakban salakot használtak fel, akár 1000 nGy/h-ás gamma-dózisteljesítmény is mérhető.[51]

Ugyancsak jelentős dózisteljesítmény növekedést okozott a salakok töltő szigetelő anyagként történő használata Magyarországon. A lakásokba beépített salak miatt 1 m magasságban mért dózisteljesítmény 150-650 nGy/h közt [52], így az éves sugárterhelés 0,5-3,1 mSv [53] közt változott. A salakot az említett módon középületekbe is beépítették, így pl. egyes óvodákban, iskolákban 200-800 nGy/h értéket mértek [54-55].

Megállapíthatjuk, hogy a pernye, salak falazóanyag vagy cement adalékként történő felhasználása esetén általában nem jelentős mértékben ugyan, de az átlaghoz képest magasabb dózisteljesítmény mérhető. Magasabb radioaktivitású salak esetén azonban igen jelentős dózisteljesítmény is előfordult, a világátlag több mint tízszerese. Ugyanez a helyzet a salakot nagy mennyiségben a padló alá vagy a mennyezet fölé szigetelő anyagként felhasznált esetekben is. Az ilyen épületekben élők a felhasznált salak által kibocsátott gamma-sugárzástól származó többlet sugárterhelése elérheti a 4 mSv/év értéket is.

Másik sugárterhelés növelő tényező a radon. A radon a talaj mellett az építőanyagból is beáramlik az épületek légterébe, az exhaláció mértéke $0,005 - 0,05 \text{ Bq/s·m}^2$ [56]. Arról, hogy a salakot tartalmazó építőanyagok több vagy kevesebb radont exhalálnak és ezáltal a belégzésből eredő dózist növelik vagy csökkentik, nincs egységes vélemény a szakirodalomban. Egyes kutatások szerint a radontól származó belső sugárterhelés mértéke a salakot vagy pernyét tartalmazó beton épületekben magasabb, mint a normál betonból épült házakban.[9,57] Más kutatások szerint a belső sugárterhelés alacsonyabb ezekben az épületekben élők esetében,[9,58-59] megint mások számítása szerint pedig nem mutatható ki szignifikáns különbség.[60-61]

Egy 1988-as USCEAR jelentés összegzi ezeket az eredményeket. Megállapítja, hogy a salakból és pernyéből készült építőanyagok felhasználása nem eredményez többlet dózist a radon és bomlástermékeinek belégzéséből adódóan.[62]

A Magyarországon alkalmazott beépítési módszer esetén azonban jelentős radontól származó sugárterhelés növekedésre is lehet számítani a felmérések szerint. Az eddig elvégzett mérések alapján a magas ^{226}Ra koncentrációjú salakok beépítése esetén a radontól származó sugárterhelés $0,6 - 22,5 \text{ mSv/év}$ között változik. Az eddig elvégzett, viszonylag kis számú mérés alapján Tatabányán a salakos lakásokban $4,6 \text{ mSv/év}$, Ajkán $15,2 \text{ mSv/év}$ volt a radontól származó effektív dózis. A becsült éves effektív dózis néhány esetben megközelíti, sőt meg is haladja a munkahelyekre megállapított 20 mSv/év határértéket.[63]

1.4. Törvényi szabályozás

A világ országai sugárvédelmi szabályainak döntő többségét nemzetközi ajánlások, és azok irányelvei határozzák meg. Az ajánlásokat nemzetközi szervezetek adják ki, mint az ICRP (International Commission on Radiation Protection), UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on Effects on Atomic Radiations) és az ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements). Ezek közül a legfontosabb az ICRP, amely a legújabb tudományos eredményeket és tapasztalatokat összesítve és elemezve rendszeresen ajánlásokat tesz közzé, pl. ICRP No. 26 (1977), ICRP No. 50 (1987) ICRP No. 60 (1990) ICRP No. 65 (1993). Az ajánlások gyakorlati bevezetéséhez szükséges és konkrét technikai megoldásokat is tartalmazó javaslatok az IAEA (International Atomic Energy Agency) irányításával nemzetközi összefogásban készülnek. Így jelentette meg az IAEA a biztonsági szabályzatát (International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, röviden IBSS) 1995-ben. Ezt követte az Európai Unió EUROATOM direktíváival, valamint hazánk az 1996-ban kiadott atomtörvényével, és az ehhez kapcsolódó végrehajtási rendeletekkel [46, 63, 82-84].

1.4.1. Radonnal kapcsolatos fogalmak

A törvényi szabályozás bemutatása előtt, következzen most néhány a szabályozásban használatos kifejezés bemutatása.

Cselekvési szint: Az a radonkoncentráció, amely mellett beavatkozás ajánlott a lakások és a munkahelyek radon szintjének csökkentésére.

Radon bomlástermék: A radon-222 bomlásából származó izotópok; itt a rövid felezési idejű bomlástermékekre (a polónium-218-tól a polónium-214-en át) használtuk.

Egyensúlyi ekvivalens koncentráció, Rn_EEC: A levegőnek azon (fiktív) radonkoncentrációja, amellyel a ténylegesen a levegőben lévő bomlástermékek radioaktív egyensúlyban vannak.

Egyensúlyi tényező, F: Az egyensúlyi ekvivalens koncentráció és a radon gáz koncentráció aránya.

Potenciális alfa-energia koncentráció, cp: A radon rövidéletű bomlástermékeinek levegőbeli koncentrációját jellemezhetjük a potenciális alfa-energia koncentrációval (pJ/m^3 vagy MeV/l), ami azt a potenciális alfa-energiát jelenti, ami a radon sorozatos alfa-bomlásait követően összességében felszabadul, egészen a ^{210}Pb izotópig bezárólag (mivel ez már „hosszú” élettartamú, $T_{1/2} = 23,3$ év izotóp). [63]

1.4.2. Radonra vonatkozó nemzetközi ajánlások

Az ICRP szabályozási irányvonala különbséget tesz munkahely és lakóépület között. Az ajánlott cselekvési szint radonra lakóépületekben $200-600 \text{ Bq/m}^3$, munkahelyeken pedig $500-1500 \text{ Bq/m}^3$. Ebből származó becsült évi sugárterhelés átlagosan 7000 illetve 2000 óra tartózkodási idővel, mindekét területen 0,4 egyensúlyi faktort használva, 5 illetve 6 mSv. A sugárterhelés becslése eltérő dóziskonverziós tényező alkalmazásával történik. Lakóépületek esetén $1,1 \text{ Sv/Jhm}^{-3}$ -t, míg munkahelyeknél $1,4 \text{ Sv/Jh.m}^{-3}$ -t használtak [54]. Ez radon bomlástermék (Rn-EEC) aktivitáskoncentrációra vonatkoztatva: $6,2 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bqhm}^{-3}$ -t, illetve $7,9 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bqhm}^{-3}$ -t jelent.

Az IAEA a biztonsági szabályzatában (IBSS-ben), követve az ICRP ajánlását és irányvonalát, 1000 Bq/m^3 -es cselekvési szintet javasol munkahelyre. A sugárterhelés öt egymást követő év átlagában nem haladhatja meg a 20 mSv/évet , illetve egyetlen évben sem az 50 mSv értéket. Fontos, hogy az IBSS is a lakóépületekre alacsonyabb dóziskonverziós tényezőt javasol [85].

Az Európai Unió ajánlása az IBSS-nek megfelelően nem a radonra, hanem a leányelemeire vonatkozóan hozza meg direktíváit. A munkahelyi cselekvési szintet nem vezeti be, csupán a dóziskonverziós tényezőre és a maximált munkahelyi sugárterhelésre ad rendelkezést. Az IBSS-hez hasonlóan eltérő dóziskonverziós tényezőt javasol munkahely és lakóház esetében. [30, 63, 82-84]

1.4.3. Magyarországi szabályozás

Az 1996. évi CXVI. Atomenergiáról szóló törvény [86] 2000-ben megjelent 16/2000 (VI. 8.), és 2003. január 1-ével életbe lépett Egészségügyi Miniszter végrehajtási rendelete. A radonnal kapcsolatban szabályozásokat a következő részek tartalmazzák:

- 2. számú mellékletében a *dóziskorlátok, radon-koncentrációk munkavállalókra vonatkozó cselekvési szintjei* című I. fejezete szerint az 1.3 és a 2-es pontjai
- 2. számú melléklet 2. számú függelékének 26. pontja
- *sugárterhelés ellenőrzése* című IV. fejezet 1.5 és 1.6 pontjai [46].

A végrehajtási rendelet cselekvési szintként éves átlagban 1000 Bq/m^3 -t határoz meg a levegő radon-koncentrációjára. A munkavállaló foglalkozás közbeni sugárterhelésénél a dóziskorlátokat a radontól származó dózishányad figyelembevételével kell alkalmazni, vagyis a sugárterhelés egymást követő 5 naptári évre összegezve nem haladhatja meg a 100 mSv effektív dózist. Az effektív dózis egyetlen naptári évben sem haladhatja meg az

50 mSv értéket. Továbbmenve, amennyiben a sugárzási szint mértéke indokolja, az Országos Tisztiorvosi Hivatal elrendeli az egyéni sugárterhelés rendszeres ellenőrzését és meghatározza annak módját. Dózisbecsléssel kapcsolatban az alkalmazandó egyensúlyi faktorra és dóziskonverziós tényezőre vonatkozóan a rendelkezések nem tartalmaznak leírást. Az ajánlott 0,4-es egyensúlyi faktorial és az ICRP ($7,9 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bqhm⁻³) dóziskonverziós tényezőjével számítva, 1000 Bq/m³-es radon-koncentráció 6,3 mSv/éves sugárterhelést jelent.

A magyar szabályozás és nemzetközi ajánlások összevetése a 3. táblázatban látható

	Cselekvési Szint [Bq/m ³]		Megengedett éves sugárterhelés [mSv/év]		Dóziskonverziós tényező [mSv/mJhm ⁻³]	
	Munkahely	Lakóház	Munkahely	Lakóház	Munkahely	Lakóház
ICRP	1000	200	20 (max 50) 6*	5*	1,4 ($7,9 \cdot 10^{-9}$)**	1,1 ($6,2 \cdot 10^{-9}$)**
ISBB	1000	-	20 (max 50)	-	1,4 ($7,9 \cdot 10^{-9}$)**	1,1 ($6,2 \cdot 10^{-9}$)**
EU	-	új:200 régi: 400	20 (max 50)	új: 10* régi: 20*	1,4 ($7,9 \cdot 10^{-9}$)**	1,1 ($6,2 \cdot 10^{-9}$)**
M.Ország	1000	-	20 (max 50)	-	-	-

*várható éves sugárterhelés, **[Sv/Bqhm⁻³]

3. táblázat. A radonra vonatkozó magyarországi szabályozás összehasonlítva az ICRP, IBBS és Európai Unió ajánlásokkal[22]

A radon-koncentráció mérés végrehajtására vonatkozóan több esetben található szabvány leírás is. Például Finnország esetében ez a szabvány a következő, munkahelyekre vonatkozóan:

- a mérési eljárást hatóságilag el kell fogadtatni,
- integrált mérés esetén a minimális mérési időtartam 2 hónap,
- méréseket november és április között a fűtési szezonban kell végrehajtani,
- nagyobb méretű munkaterület esetén meghatározott számú ponton kell a méréseket végrehajtani.

Amennyiben 400 Bq/m³ fölé esik a radon szintje, a további eljárások követendők:

- 400-<500 Bq/m³, ellenőrző mérést kell végrehajtani más időszakban,
- 500-<2000 Bq/m³ a radon-koncentrációt meg kell határozni munkaidőben, vagy csökkenteni kell a mennyiségét,

- $>2000 \text{ Bq/m}^3$ csökkenteni kell a radon-koncentrációját [87].

Ezen szabályozás szerint a cselekvési szintek egész évre vonatkoznak, ugyanakkor az előírt mérések időtartama meg sem közelíti ezt.

A korábban említettek szerint a hazai szabályozás cselekvési szintként éves átlagban 1000 Bq/m^3 -t határoz meg a levegő radon-koncentrációjára munkahelyeken, lakóházakra vonatkozóan nem ad semmilyen szintet. A hazai szabályozás nem tartalmaz iránymutatást az elvégzendő radon mérés végrehajtási módjáról. Nincs arra útmutató, hogy mikor, hány mérési ponton, milyen mérési eljárással és eszközzel történjenek a vizsgálatok.

A végrehajtási rendelet a sugárterhelés jelentős részét okozó leányelemek mérésére és előfordulására vonatkozóan sem nyilatkozik. A sugárterhelés becslésével kapcsolatban nincs útmutatás az alkalmazandó egyensúlyi faktor és dóziskonverziós tényezők értékéről. Eszerint a magyar szabályozásból nem világos, hogy adott radon-koncentráció adott területen milyen sugárterhelésnek felel meg, illetve milyen tényezőket kell a sugárterhelés becslése folyamán figyelembe venni.

2. Kísérleti rész

Az irodalmi áttekintés után a kísérleti részben szeretném bemutatni kutatásaim eredményeit. Vizsgálataimat teljes egészében Sopronban végeztem. Első lépésben elkészítettem a város gamma-sugárzás térképét. Több mint 700 mérési ponton végzett gamma-dózisteljesítmény mérés alapján készült a nagyon változatos térkép.

Ezután következett az építőanyagok gamma-spektrometriás vizsgálata. Ebben a mérési sorozatban 19 építőanyag aktivitás-koncentrációját mértem meg.

A méréseim következő lépéseként lakóházak gamma-dózisteljesítményét és radon-koncentrációját vizsgáltam, különös figyelmet fordítva, a beépítésre került salakokra és a Nándor-magaslat magas radon-koncentrációjára.

Méréseim alapján elkészítettem vizsgálataim értékelését és összevettem statisztikai adatokkal. Az itt vázolt sorrendnek megfelelően következzen most a méréseim eredményeinek bemutatása.

2.1. Alkalmazott mérési és számítási módszerek, eszközök

Mielőtt ténylegesen rátérnék a doktori munkám során végzett mérések bemutatásának, ismertetni szeretném az általam használt mérési eszközöket és mérési módszereket. Az eszközök nagy része az OM Országos Sugárjelző és Ellenőrző Rendszer soproni állomásán áll rendelkezésre. Az Oktatásügyi Minisztérium célirányos támogatásainak köszönhetően, a labor rendelkezik egy laboratóriumi HpGe félvezető detektoros gamma-spektrométerrel, valamint egy mobil HpGe gamma-spektrométerrel.

Ezen kívül a gamma dózisteljesítmény mérésekhez a Pannon Egyetem Radiokémiai Tanszékének szcintillációs detektorral felszerelt dózisteljesítmény mérő eszközét használtam, amelyért ezúton szeretnék köszönetet mondani.

Az integrális radon-mérésekhez a RADOSYS Kft. nyújtott segítséget, amelynek során több száz nyomdetektort bocsátott a rendelkezésemre kedvezményesen, ezúton köszönöm Hüber Erik Úrnak a segítséget.

2.1.1. Külső gamma sugárzás dózisteljesítményének mérése

A környezeti és épületeken belüli gamma-dózisteljesítmény mérésekhez NaI(Tl) szcintillátorral felszerelt, MÉV gyártmányú, ND-493 típusú mérőfejet és NC-483 jelű hordozható analizátort használtam. A méréseket integrális üzemmódban, >50 keV energiával a diszkriminációs szint beállításával végeztem. A műszer legnagyobb előnye a magas hatásfok, mely viszonylag rövid idő alatt nagy beütésszámot biztosít, alacsony statisztikai ingadozással. Ennek eredményeként a természetes háttérsugárzás kis változásai is megbízhatóan kimutathatók.

A dozimetriai mérések szempontjából ugyanakkor hátránya a NaI(Tl) detektoroknak, hogy erősen energiafüggők. Ezért dozimetriai célú alkalmazásuk csak megfelelő kalibráció és korrekció mellett lehetséges. A kalibrációt a Pannon Egyetem Radiokémiai Tanszékén végeztem, melynek célja az volt, hogy a műszer által kijelzett beütésszámot dózisteljesítménnyé tudjam konvertálni. A kalibráláshoz PI-248 számú, $4,45 \cdot 10^7$ Bq aktivitású ^{226}Ra forrást használtam. A dózisteljesítmény számítására az alábbi összefüggés szolgál pontos források esetén:

$$D = \frac{A}{r^2} \cdot \Gamma$$

Ahol: D : a levegőben elnyelt gamma dózisteljesítmény (nGy/h)

A : a sugárforrás aktivitása (Bq)

r : a sugárforrás távolsága a detektortól m-ben

Γ : dózisállandó $\frac{\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}}{\text{Bq} / \text{m}^{-2}}$

Az így kapott 10,9 i/s / nGy/h konverziós tényezőt használtam a továbbiakban a méréseim során. A kalibrációt egyéb műszerekkel való összeméréssel ellenőriztem.



2.kép: NAI(Tl) detektoros gamma-dózisteljesítmény mérésére használt mérőeszköz

2.1.2. Gamma-spektrometriás mérések, HpGe detektorral

A gamma-spektrometriás módszerrel minőségi analízist végeztem, vagyis a mintáról izotóp-specifikus adatokhoz jutottam. A jeldetektálást egy ORTEC gyártmányú nagy tisztaságú germánium félvezető detektor (HpGe) végzi, melynek a gyártó által megadott relatív hatásfoka 20 %. A detektort állandóan hűteni kell, amely folyékony nitrogénnel történik. A detektort 10 cm vastag ólom árnyékolás veszi körül, annak érdekében, hogy a háttérsugárzást kiszűrje, és a mérés során valóban a mérőcellába helyezett mintáról kapjunk információt.



3.kép: Gamma-spektrometriai mérőrendszer

A detektor feszültségét nagyfeszültségű tápegység biztosítja, az üzemi nagyfeszültség 4000 V. A detektált jel az előerősítőn keresztül egy spektroszkópai erősítőbe jut, ahonnan jelformálás után kerül a sokcsatornás analizátorba. Az analizátor szerepét egy számítógépbe szerelt, szintén ORTEC gyártmányú 8192 csatornás analizátor kártya tölti be. Ennek feladata, hogy a beérkező jeleket energia szerint csoportosítsa, és a megfelelő csatornába gyűjtse, melynek eredményeként alakul ki a gamma-spektrum. A mérés vezérlését, kiértékelését, tárolását Maestro for Windows programmal végeztem.

A gamma-spektrometriás rendszerünk állandó kalibrálást igényel. A gamma-spektrometria esetében megkülönböztetünk energia- és határfok-kalibrációról. Energia-kalibrációt szükség szerint körülbelül 3 havonta, míg határfok-kalibrációt félévente végzünk a laborban.

Az energia-kalibrációt hiteles ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{241}Am sugárforrásokkal végezzük, míg a határfok-kalibráció ismert aktivitáskoncentrációjú balatoni iszapminta segítségével.

A szilárd mintákat a mérést megelőzően elő kell készíteni, alkalmassá kell tenni a mérésre. Ez a mintaelőkészítési folyamat általában szárításból, őrlésből, homogenizálásból áll. A minta előkészítése után a mintát mérőedénybe helyeztem. Mérőedényként 500 cm^3 -es Marinelli edényt használtam, mely alakjánál fogva nagyon jó mérési geometriával rendelkezik. A mérést megelőzően természetesen feljegyeztem a minta tömegét.

A Maestro program segítségével kijelöltem az egyes radioizotópok csúcsait (ROI-lista), majd a csúcs alatti területből a következő képlet segítségével számítottam az egyes izotópok aktivitását, aktivitáskoncentrációját.

$$A = \frac{T}{\eta_{E_i} \cdot \varepsilon_{E_i} \cdot t}$$

Ahol: A – az ismeretlen aktivitású radionuklid aktivitása (Bq)

T – az adott izotóp által keltett gamma csúcs területe (counts)

η_{E_i} - az adott nuklid E_i energiájú gamma-sugárzásának hozama ($\gamma - \text{foton} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1}$)

ε_{E_i} - az E_i energiájú sugárzásnak az adott geometriára vonatkozó energia-határfok görbéről leolvasott határfok értéke.

t – az élőidő (s).

Az így kapott aktivitás értékekből a tömeg ismeretében egyszerűen számolható a minta tömegegységre vonatkoztatott aktivitás-koncentrációja (Bq/kg).

A mérések statisztikus hibája a következő képlettel számolható[88]:

Először kiszámítjuk az abszolút hibát az etalon minta mérésekor:

$$\sigma_{et} = \left(\frac{I_{et} + I_h}{t_{et}} + \frac{I_h}{t_h} \right)^{1/2}$$

Minta mérésénél:

$$\sigma_m = \left(\frac{I_m + I_h}{t_m} + \frac{I_h}{t_h} \right)^{1/2}$$

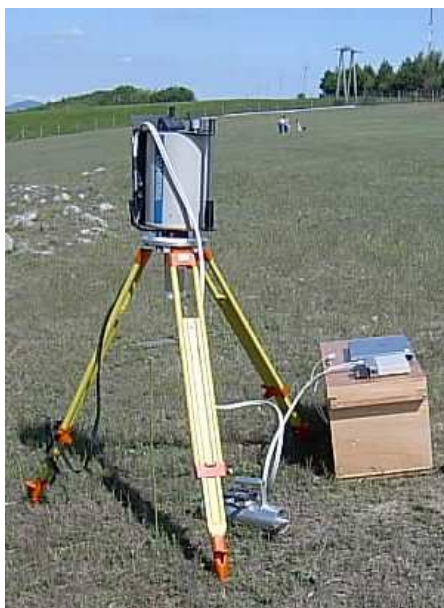
Ahol: t - a mérési idő a minta az etalon és a háttérre vonatkoztatva

I_h - a háttér egységnyi időre vonatkoztatott értéke

Az eredő hibát, pedig a fentiek ismeretében a következő formulával számoljuk:

$$\sigma_{er} = \left(\sigma_{et}^2 + \sigma_m^2 \right)^{1/2}$$

2.1.3. In-Situ gamma spektrometria



2.1.3.1. A rendszer

Az in-situ gamma-spektrometria célja a talaj aktivitás-koncentrációjának fél-quantitatív meghatározása. Ugyanis a mérés számos hibával és bizonytalansággal terhelt, ezt a későbbiekben részletesen taglaljuk.

A követelmény a rendszerrel szemben:

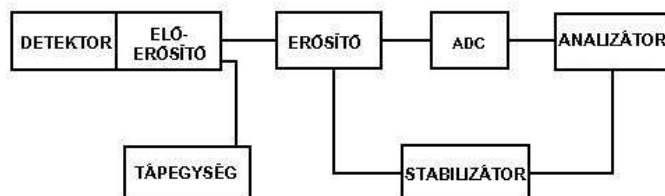
- Hordozható legyen
- Tartozzon hozzá egy sokcsatornás analízátor (min.4096 csatorna)
- Jó hatásfokú HpGe detektor szükséges

4.kép: Terepi gamma-spektrométer

- Nagy stabilitással rendelkezzen a környezeti paraméterekkel szemben (hőmérséklet, nyomás, csapadékviszonyok stb.)
- Rázkódást bírja

Az Soproni OSJER labor in-situ gamma-spektrométerének felépítése a következő:

1. HpGe detektor: n-típusú, 15%-os hatásfokkal, 2 keV-os felbontással
2. Dewar edény: a hűtéshez szükséges folyékony-nitrogén tárolásához. 7,5 literes, a lehüléshez szükséges idő 4,5 óra, a lehűtött időtartam 3 nap.
3. Analízátor: DART elektronika, egyben tartalmazza az erősítőt, az ADC-t és a 8192 csatornás analízátort.



8.ábra.: Gamma-spektr. kapcsolási rajz

Fontos kérdés az in-situ gamma-spektrometriában, hogy mi az a terület amit a detektor értékel. Tehát milyen nagy az a terület, ahonnan az impulzusok érkeznek, illetve milyen mélységből jut el a sugárzás a detektorhoz.

Ha sík területet feltételezünk akkor, a beérkező impulzusok 19%-a 1 m-es sugarú körből érkezik, a következő egy méterből 23%, az azt követő 2 m-ről további 23%, majd a

következő 6 m távolságból 20% származik. Ha ezt összeadjuk kiderül, hogy 10 méteres sugarú körből érkezik az impulzusok 85%-a és csak a maradék 15% érkezik azon kívülről. Ennek ismeretében kijelenthető, hogy a detektor gyakorlatilag 10 m sugarú körből érkező jeleket érzékeli. A detektor körülbelül 15-30 cm mély talajt érzékel, a nagyobb mélységekből érkező sugárzással szemben már olyan mértékben hat a talaj önabszorpciója, hogy az onnan kiinduló sugárzás detektálása lehetetlen.

2.1.3.2. Az in-situ spektrometria hatásfoka [88-90]

A gamma-spektrometriai mérések hatásfokának megállapítása soktényezős feladat. A meghatározásához induljunk ki a gamma-spektrometria alap hatásfok összefüggéséből:

$$\eta(E) = \frac{N_f(E)}{A}$$

ahol: $N_f(E)$: az E energiájú fotocsúcs számlálási sebessége

A: az E energiájú fotocsúccsal rendelkező nuklid aktivitáskoncentrációja.

Ezzel szemben in-situ méréseknél a hatásfok sokkal összetettebb, három tényezős összefüggéssel jellemezhető:

$$\frac{N_f(E)}{A} = \frac{N_f(E)}{N_0(E)} \cdot \frac{N_0(E)}{\Phi(E)} \cdot \frac{\Phi(E)}{A}$$

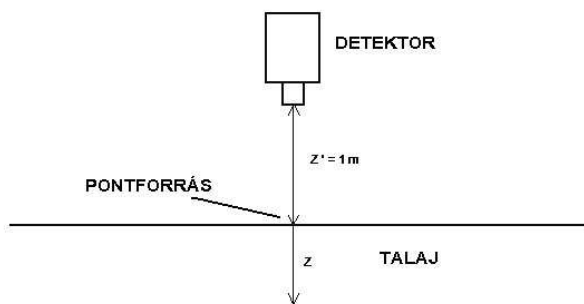
ahol a fentiekén kívül: $N_0(E)$: az E energiájú fotocsúcs számlálási sebessége a detektor hossz tengelyével párhuzamos gamma-nyaláb esetében

$\Phi(E)$: az E energiájú fotonok fluxusa

Vegyük most sorra a képletben szereplő egyes tagokat, nézzük meg, hogy mitől függenek, kezdjük a középső taggal:

$$\frac{N_0(E)}{\Phi(E)}$$

Ez a tényező 200 keV és 3 MeV között (természetes radionuklidok ebben a tartományban sugároznak kivétel nélkül), a detektortól függ. Ez a tényező számolható és mérhető.



A mérése a következőképpen zajlik:

A detektortól egy méter távolságba különböző energiájú csúcsokat produkáló (^{241}Am , ^{152}Eu , ^{60}Co és ^{137}Cs) forrásokat helyezünk el. A mért értékeket ábrázolva az energia függvényében a következő

9.ábra: A $N_0(E)/\Phi(E)$ tényező mérésének elrendezése [11]

összefüggéssel számolt értékekhez nagyban hasonló értékeket kapunk:

$$\ln\left(\frac{N_0(E)}{\phi(E)}\right) = a(\varepsilon) - b(\varepsilon) \cdot \ln E$$

ahol: ε : a detektornak a gyártó által megadott relatív hatásfoka

az a és b tényező pedig a következő összefüggéssel írható le:

$$a = 2,689 + 0,4996 \cdot \ln \varepsilon + 0,0969 \cdot (\ln \varepsilon)^2$$

$$b = 1,315 - 0,02044 \varepsilon + 0,00012 \varepsilon^2$$

A mért és a számított értékek közötti eltérés < 10 %

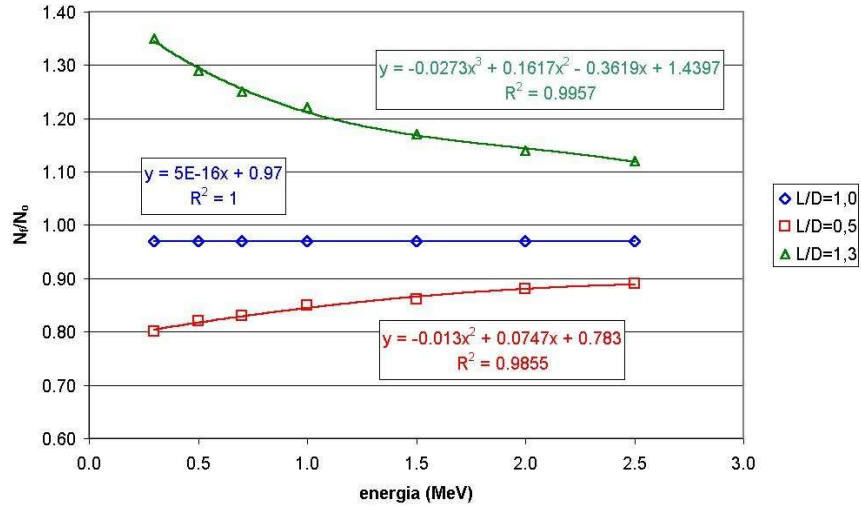
A következő tag a detektor és a forrás geometriájától függ 200 keV és 3 MeV tartományban.

$$\frac{N_f(E)}{N_0(E)}$$

A detektor geometriáján a kristálméretet (és a tokozást) értjük, ami a hossz/átmérő (L/D) tényezővel jellemezhető.

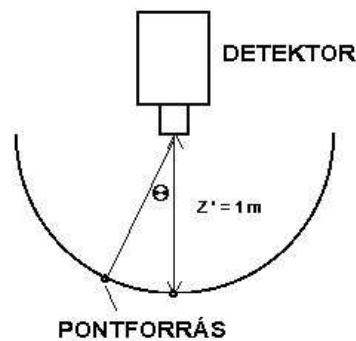
A mérési elrendezés geometriája egyrészt függ attól, hogy a detektor felfelé vagy lefelé néz, illetve hogy a forrás eloszlása homogén sík vagy téreloszlást követ.

$N_f(E)/N_0(E)$ értékek láthatóak az energia függvényében a grafikonon, különböző L/D értékű detektorok esetén. (A mi detektorunk 1,0 értékhez közeli.)



10.ábra: A határfok L/D függése [11]

Ebben az esetben a sík homogén és a detektor a föld felé néz. Az $N_f(E)/N_0(E)$ tényező szintén mérhető a következőképpen:



11.ábra: A mérés elrendezése[11]

A detektortól 1m-re helyezünk el pontforrást, különböző szögben és mérjük a sugárzás intenzitását.

Ha N_0 : a 0° -hoz tartozó fotocsúcs számlálási sebessége

N_θ : a θ° -hoz tartozó fotocsúcs számlálási sebesség

$\Phi(\theta)$: a θ° -hoz tartozó fluxus, akkor a

$$R(\theta) = \frac{N(\theta)}{N_0}$$

összefüggés mérhető, melyből a következő összefüggéssel az N_f/N_0 numerikusan számolható.

$$\frac{N_f}{N_0} = \frac{\int_0^{\pi/2} R(\theta)\phi(\theta)d\theta}{\int_0^{\pi/2} \phi(\theta)d\theta}$$

A mért és a számított értékek közötti eltérés < 20 %

A harmadik tag leginkább a forrás eloszlásától függ. Ez szerint alapvetően három különböző esetet különítünk el:

1. Homogén, végtelen féltér - természetes eredetű radionuklidok esetében beszélhetünk ilyen eloszlásról.
2. Homogén, végtelen sík - mesterséges eredetű radionuklidok friss kihullása jellemezhető ily módon.
3. Inhomogén az eloszlás - mesterséges eredetű radionuklidok régebbi kihullása esetén.

$$\frac{\phi(E)}{A}$$

Ez a tényező meghatározható Monte-Carlo szimulációval. A leggyakrabban használt nuklid-eloszlás a talajban, a következő összefüggésekkel számolható:.

$$S_m(z) = S_m(0) \cdot e^{-\alpha \cdot z}$$

Ahol: $S_m(z)$ a nuklid-koncentráció (Bq/kg) a mélység függvényében

.....z: mélység (m)

$S_m(0)$: a talaj felszínén a nuklidkoncentráció (Bq/kg)

$1/\alpha$: relaxációs hossz (m)

Határesetek: $\alpha/\delta = 0$, homogén tér - természetes radionuklidok

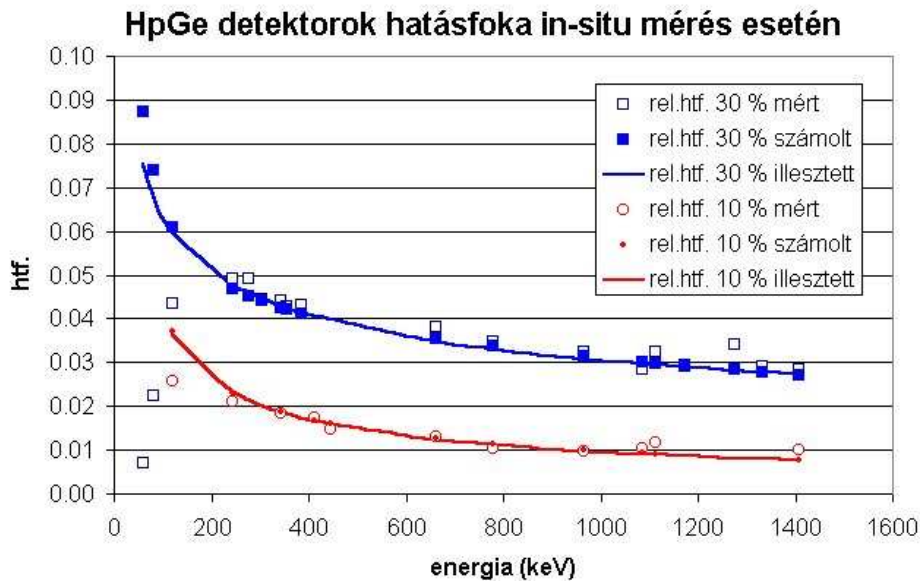
$\alpha/\delta =$ végtelen, homogén sík - mesterséges radionuklidok, friss kihullása.

Hogy egy életszerű példával érzékeltsük ezeket a tényezőket, tekintsük a Csernobili kihullásból származó Cs-137 szennyezést, napjainkban. Ebben az esetben az $1/\alpha \approx 5$ cm, a $\alpha/\delta \approx 0,125$ cm²/g. A talaj felszínén a kihullás a következő képlettel számolható:

$$S_a = S_m(0) \cdot \frac{\rho}{\alpha}$$

A mért és a számított értékek közötti eltérés < 20 %

A három tényező egyesítése után kapjuk az in-situ mérés teljes hatásfokát, amelynek értéke az energia függvényében a 12. ábrán látható.



12.ábra: HpGe detektorok hatásfoka in-situ mérés esetén[11]

2.1.3.3. Az in-situ spektrometriai mérés menete

A műszerrel minden esetben úgy álltam fel a terepen, hogy 10 méteres sugarú körön belül ne legyen tereptárgy. A detektort háromlábú állványra helyeztem úgy, hogy a detektor érzékeny része 1m magasságban legyen. A méréseket rendszerint 1 óra időtartamig végeztem. A méréshez Maestro for Windows programot használtam, a kiértékelés pedig a fent bemutatott hatásfok értékeket felhasználó excell táblázat [11] segítségével végeztem.

2.1.4. Radon-koncentráció mérések integrális módszerrel

Az integrális radonmérések sikerrel küszöbölik ki a pillanatnyi mintavételen alapuló mérések legnagyobb hátrányát, az időbeli fluktuációt. Mindazonáltal az integrális radonmérések eredményei is jeleznek hosszúperiódusú (szezónális) ingadozásokat.

Ez a módszer rendkívüli egyszerűsége, olcsósága, a filmek terepállósága és a gamma- ill. béta sugárzások iránti érzéketlensége következtében nagyon elterjedt. Hátránya, hogy a filmek kiértékelése lassú, nehézkes, speciális laboratóriumi módszereket igényel.

Az integrális radonmérések céljára az olyan detektorok jöhetnek szóba, amelyek nagyszámban kihelyezhetőek és ott is hagyhatók, következésképpen kisméretűek, olcsók és egyszerűek. Erre a célra többféle detektort fejlesztettek ki. Az egyik ilyen detektortípus a szilárdtest-nyomdetektor.

Méréseim során RADOSYS RSFS típusú szilárdtest nyomdetektorokat használtam. Ezek anyagukban leggyakrabban speciális polimerek, melyek molekuláris szerkezetében az alfa-sugárzás maradandó roncsolást végez. A detektor lapka egy detektor tokban kerül kihelyezésre, annak érdekében, hogy megóvja a lapkát a különböző szennyeződésektől.

Az expozíciós idő a lakótéri méréseknél általában 2-12 hónap. Méréseim során rendszerint 3 hónapos mérési idővel dolgoztam. A nyomok közvetlenül a besugárzás után még nem láthatóak, azokat vegyi maratással kell "előhívni", maratószerként NaOH-ot alkalmaztam. A tömény lúg egyenletes sebességgel oldja a sértetlen detektorfelületet, de ahol az alfa-rész elroncsolta az anyagot, ott a maratási sebesség nagyobb. Ez egy idő után a nyomok kitágulásához vezet. A maratást 90 °C-on, 3 órán át végeztem, 6M-os NaOH-ban.

A következő lépés a nyomsűrűség, azaz a detektor egységnyi felületére jutó nyomok meghatározása, vagyis a nyomszámlálás.

Erre a célra szintén a RADOSYS gyártmányú automata radométert használtam. Az automatikus képelemzést számítógéppel összekötött képanalizátor végzi. A detektor egységnyi felületén kialakuló nyomsűrűség a besugárzási idő alatti átlagos radonkoncentrációval lesz arányos. [96]

A detektorok kalibrálását egy Genitron Instruments GmbH által gyártott EV03209 típusú kalibráló kamrában PYLON RN 2000A típusú (^{226}Ra aktivitású) emanációs forrással beállított radon-koncentrációjú gázzal végeztem. A mérések hibája kisebb, mint 10%.

2.1.5. Lakossági sugárterhelések számítása

A lakossági sugárterhelés számításánál a külső gamma-dózisteljesítmény értékeket és radon-koncentrációból számított dózisokat vettem figyelembe.

A gamma-sugárzás effektív dózisének nagysága függ a levegőben elnyelődő gamma-sugárzás dózisteljesítményétől, a sugárzási térben eltöltött időtől valamint a dóziskonverziós tényezőtől, ami életkor függő. A bent tartózkodási időket a helyszíni bejárás alkalmával a lakóktól (dolgozóktól, munkahelyek esetében) megkérdeztem, a későbbiekben ezzel az idővel számoltam, illetve a számításaimat az ICRP és UNSCEAR által javasolt 0,8-as tartózkodási idő-hányadból (ICRP, 1991; UNSCEAR, 1993) származtatott benttartózkodási idővel is elvégeztem. Ebben az utóbbi esetben az egész nap otthon tartózkodok esetében 7000 óra/évvel (19,2 óra/nap) számoltam. Az iskolások esetében 1000 óra/év iskolában tartózkodással, dolgozók esetében 2000 óra/év munkahelyen tartózkodással kell számolni.

A dóziskonverziós tényező felnőttek esetében 0,7-es gyerekek esetében 0,8-as értékkel vettem figyelembe, az ajánlásnak megfelelően.

A külső gamma-sugárterhelést a következő képlettel számoltam:

$$E_{\gamma} = K_{\gamma} \cdot D_{\gamma} \cdot t$$

Ahol: - E_{γ} a külső gamma-sugárzásból eredő effektív dózis (mSv/év)

- K_{γ} a gamma-sugárzás dózisteljesítményének konverziós tényezője

- D_{γ} a gamma-sugárzás dózisteljesítménye (nGy/h)

- t az adott épületben tartózkodás ideje (h)

A radon és bomlástermékeinek belégzéséből származó dózis függ a radon levegőbeli koncentrációjától, a radon és bomlástermékei közötti radioaktív egyensúlytól (Rn_{EEC}/Rn), az adott légtérben eltöltött időtől, valamint a légzési teljesítménytől. A radon-koncentráció és az effektív dózisteljesítmény között a K_{Rn} (nSv/h / Bq/m³) dóziskonverziós tényező teremt kapcsolatot.

Ezeket mind figyelembe véve, a dózis kiszámítását az alábbi összefüggés alapján végeztem:

$$E_{Rn} = K_{Rn} \cdot f \cdot C_{Rn} \cdot t$$

Ahol: - K_{Rn} a radontermék-koncentráció dóziskonverziós állandója (7,13 nSv/h / Bq/m³)

[1]

- f a radon és bomlástermékei közötti radioaktív egyensúlyi tényező (0,4)

- C_{Rn} a légtér ²²²Rn koncentrációja (Bq/m³)

- t az adott légtérben való tartózkodási idő (h)

2.2. Sopron, mint mintaterület bemutatása

A doktori munkám során a méréseim túlnyomórészt Sopron területén végeztem. Sopron a „hűség városa”, Magyarország nyugati határa mellett, az Alpok lábánál, Bécstől 60 km-re, Budapesttől 220 km-re található. A város területe 16 906 hektár, népesség száma 56 257 fő, lakások száma 23 242 db.[91]

2.2.1 A város geológiája és domborzata

A város hazánk három kistájának találkozásánál fekszik. Érinti a Soproni-hegységet, a Soproni-medencét és Fertőmelléki-dombságot. Ennek megfelelően domborzata és geológiája is nagyon változatos, mind a három kistájra jellemző adottságokat magában hordozza.

A Soproni-hegység a város D-i, D-Ny-i részét érinti. A Soproni-hegység 550 m tengerszint fölé emelkedő hegyvonulat, amely a Kőszegi hegységgel együtt, hazánk legidősebb kristályos tönkröghegysége. Fő építőközetei nagyjából átalakult ókori képződmények, mint például gneisz, csillámpala, fillit, csillámkvarcit, a kristályos pala túlsúlyával. A Nándor-magaslat geológiája című részben ezt már bővebben kifejtettem, ahogy azt is, hogy a Soproni-hegység közetei járulékosan kisebb-nagyobb mértékben uránvegyületeket tartalmaznak. A hegység átlagos tengerszintfeletti magassága 410 m, felszíne nagyon változatos, formákban gazdag. Számos törés, vető található benne.[92]

A város É-i, ÉK-i részét a Fertőmelléki-dombság nevű kistájhoz sorolhatjuk. A gyengén tagolt dombságot fiatal harmadidőszaki üledékes kőzetek építik fel: lajtamészke, szarmata mészkő, konglomerátum, homok és homokkő. A mészkőterületekhez karsztjelenségek, kisebb barlangok kapcsolódnak. Vályogos, löszös üledékkel fedett felszínét jobbra csak a kristályos palák kicsiny kibukkanásai tagolják. A dombság földtani kincsei közül első helyen említendő a Soprontól néhány kilométerre található balfi gyógyfürdőközpont. Ezen kívül még említésre méltó az építési alapanyag: lajtamészke és agyag. Ebből a mészkőből épült a régi történelmi városrész legtöbb épülete is. Az agyagot a város határában a téglagyár mellett bányásszák és helyben fel is használják.[92]

A város É-i és ÉNy-i része a Soproni-medence nevű kistájon helyezkedik el, amely a Soproni-hegység és a neogén üledékkel fedett Fertőmelléki-dombság között helyezkedik el. Tektonikus eredetét a főtöréseken kívül a neogén üledékek sztratigráfiai települése, valamint a medenceperemi kristályos és szarmata üledékek jelentékeny rétegdőlései is

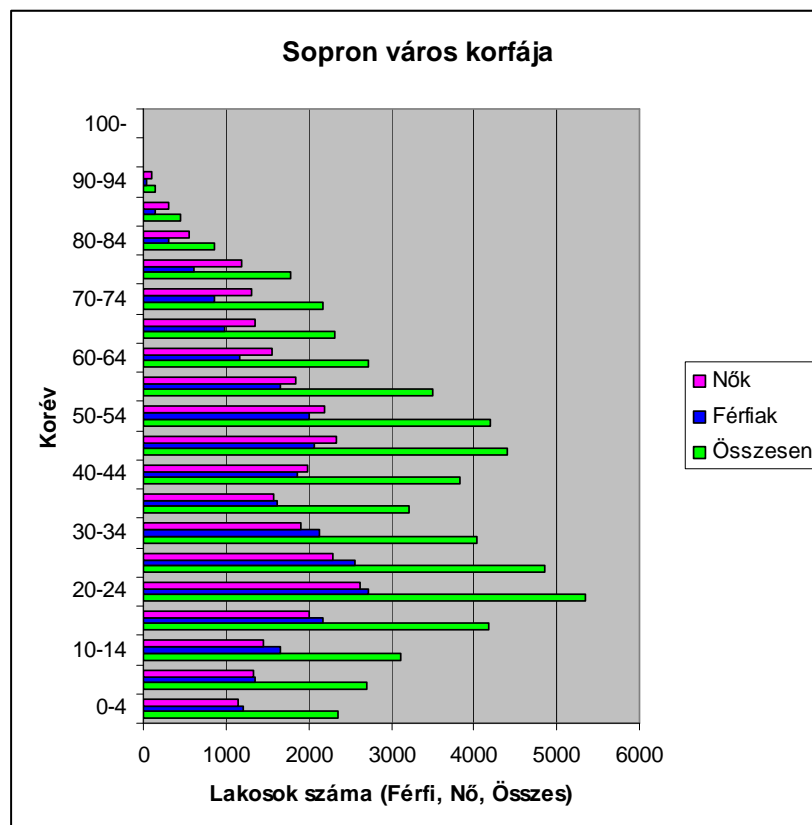
jelzik. Kialakulása több fázisban ment végbe. Süllyedésének kezdete a kristályos hegység lépcsős feldarabolódásával egyidejűleg történhetett, és ekkor különülhetett el a Fertőmelléki-dombság is a hegység fő tömegétől. A medence kristályos aljzatát harmadidőszaki üledék, „bádeni agyag” tölti ki és erre települ rá az Ósikva újpleisztocén kavicstakarója, amelyet jégkori vályog, üledék és hordalékanyag borít.[92]

2.2.2. Demográfiai jellemzők

Az adatokat a Központi Statisztikai Hivatal hivatalos honlapjáról gyűjtöttem össze. A bemutatásra kerülő adatok nagy részéhez a 2001-es népszámlálási adatokat vettem alapul. A 2005-ös mikrocenzus adatai sajnos nem voltak elég részletesek. Azonban ha megnézzük a két adatsorban szereplő népességi adatokat: 2001-ben 56175, illetve 2005-ben 56257 nagy különbség nem tapasztalható. Vagyis a dózisszámításokban, ha a 2001-es adatokkal dolgozom nem követek el nagy becslési hibát.[93-95]

2.2.2.1. Lakosság kor szerinti megoszlása

A rendelkezésre álló adatok alapján a város korfája a 13. ábrán látható.



13. ábra: Sopron lakosságának korfája

Ebből, és a foglalkoztatottsági adatokból a következőképpen osztottam fel a város lakosságát:

Foglalkoztatottság	Lakosok száma
Kisgyerekek	2354
Nyugdíjasok, kismamák	15736
Óvodások, iskolások	12640
Munkanélküliek	984
Foglalkoztatottak	24461
Összesen	56175

4. táblázat: A lakosság felosztása foglalkoztatottság szerint

A kisgyerekek alatt a 0-4 éves korosztályt értem, amelyet miután kivontam az eltartottak számából, kaptam az óvodások, iskolások számát.[93-95]

2.2.2.2. Lakások száma, felosztása

Sopronban összesen 13482 lakóház található, ami 22086 lakást jelent. A következő 5. táblázatban látható ezek megoszlása az emeletek száma és az építési idő szerint.

Lakás típusa	-1919	1920-1944	1945-1959	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-2001	Összes
Földszintes	1741	1436	1948	2395	2694	2462	1347	14023
Emeletes összesen	797	145	359	974	3741	1693	354	8063

5. táblázat: A lakások száma az építési idő és az emeletek száma szerinti bontásban

Az emeletes házaknak majdnem a fele 4 emeletes, melyek a város két lakótelepén helyezkednek el. Öt emeletnél magasabb épület csak 17 (732 lakás) található a városban. Földszintes lakásban él a város lakosságának 67 %-a, vagyis 38236 ember. Négy emeletes vagy annál magasabb panel vagy blokk házban él a lakosság további 18 %-a (10079 fő). A lakosság maradék 15 %-a, vagy több emeletes családi házakban, vagy 2-3 emeletes blokk és panel házban, vagy a régebben épült belvárosi emeletes házakban él.

Arra vonatkozólag is találtam adatokat, hogy az egyes lakóépületek milyen építőanyagból épültek. A 6. táblázatban ezeket az adatokat foglaltam össze. A táblázatban látható, hogy a legtöbb lakóépület téglá, kő, kézi falazóelemből épült. Ezt követik a blokk és panel épületek, amelyek a 60-as-80-as években épültek, a legnagyobb részük 1970 után. Vagyis ezen épületekben a salak, az 1961-es törvényi szabályozás jóvoltából nem jelenthet problémát.

Építési típus	-1945	1945-1959	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-2001	Összes
tégla, kő, kézi falazóelem	6393	800	1934	1899	1074	2022	14122
közép- vagy nagyblokk, öntött beton	0	0	161	683	1024	75	1943
panel	0	0	165	3249	685	0	4099
vályog, szilárd alapozással	8	0	0		0	0	8
vályog, alapozás nélkül	9	0	0	0	0	0	9
fa szilárd alapozással	1	0	6	4	3	39	53
fa alpozás nélkül	1	0	0	0	1	9	11
Összesen	6412	800	2266	5835	2787	2145	20245

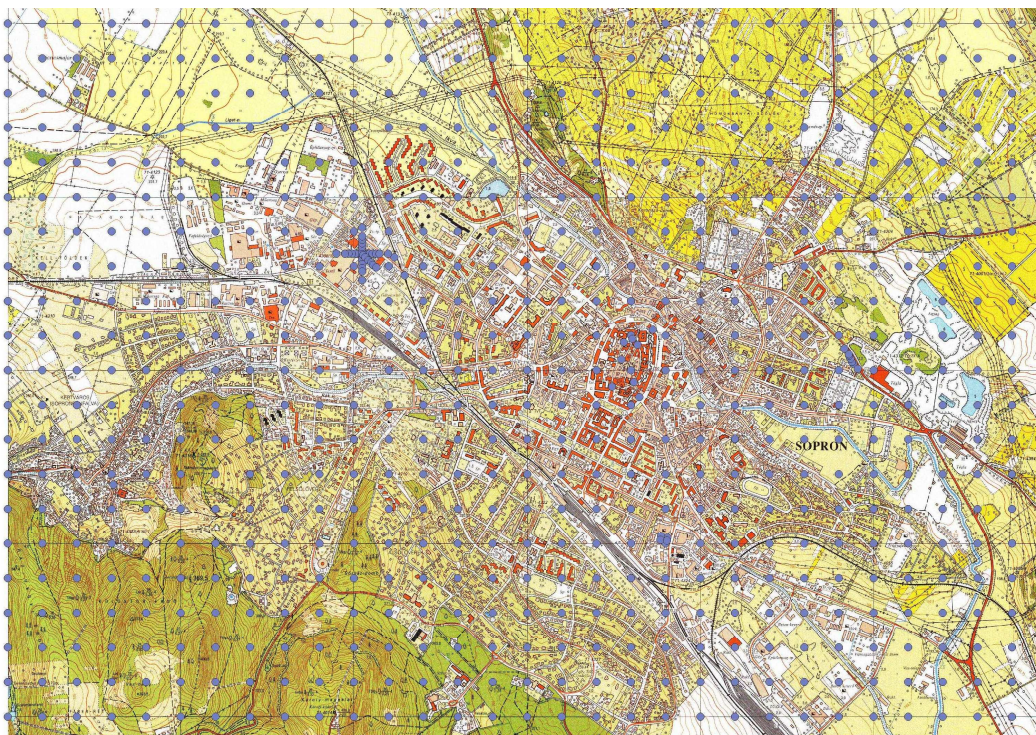
6. táblázat A lakások építési típus és építési idő szerinti megoszlása

A 2001 után épült lakóházakról sajnos nincsenek adataim. Ebben az időszakban főleg több emeletes lakóparki társasházak, illetve földszintes családi házak épültek. Panel, öntött blokk házak ebben az időszakban nem épültek, a könnyűszerkezetes szilárd alapozású házak viszont egyre nagyobb teret hódítanak.[93-95]

2.3 Környezeti háttérsugárzás mérések kültéren

A doktori munkám mérési eredményeit kronológiai sorrendben kívánom bemutatni. Ahhoz, hogy egy adott területen, városban meg tudjuk becsülni a lakosok éves sugárterhelését, ismerni kell mind külső lakókörnyezetük (utcák, terek), mind a belső életterük (lakás, munkahely, iskola) háttérsugárzását. Munkám elején első ízben épp ezért elkészítettem Sopron város háttérsugárzás térképét.

A város térképére egy 200 X 200 méteres rácstávolságú rácshálót fektettem, és a rácspontokban végeztem a gamma-dózisteljesítmény méréseket. A mérések összesen 24 km²-es területet fednek le és a város mesterséges burkolattal ellátott és természetes területeire is kiterjednek. A rácspontokban végzett mérések összesen 651 mérési pontot eredményeztek (14.ábra). A rácspont koordinátákra való felállás egy GARMIN Euro-vista típusú nagy pontosságú műholdas helymeghatározó eszközzel történt (GPS).



14.ábra: A mérési pontok elhelyezkedése a városban

A rácspontokon kívül a magasabb háttérsugárzású területeken további méréseket végeztem, így összesen több, mint 700 mérési eredmény alapján készült a térkép. A terepi mérések során természetesen akadt olyan eset, amikor a műszerrel nem tudtam felállni a GPS által megadott pontos koordinátákon, ebben az esetben igyekeztem a rácsponthoz

minél közelebb felállni és a méréseket ott végezni. A mérések során 6 másodperces integrálási idővel dolgozva jegyeztem fel a beütésszámokat.

A gamma detektoros méréseken kívül a Fő téren, az Orsolya téren, a téglagyár környékén és a hőerőműtől Dk-i irányba kb. 60 m-rel in-situ gamma-spektrometriás méréseket is a végeztem, ORTEC gyártmányú nagy tisztaságú germánium (HpGe) félvezető gamma-spektrométerrel.

Végül a városban mért legmagasabb háttérsugárzás értéket produkáló salakos parkoló salakját és számos magasabb háttérű tér burkolókövét is megmértem, a Nyugat-Magyarországi Egyetem OM-OSJER laborjában található, alacsony háttérű gamma-spektrométerrel.

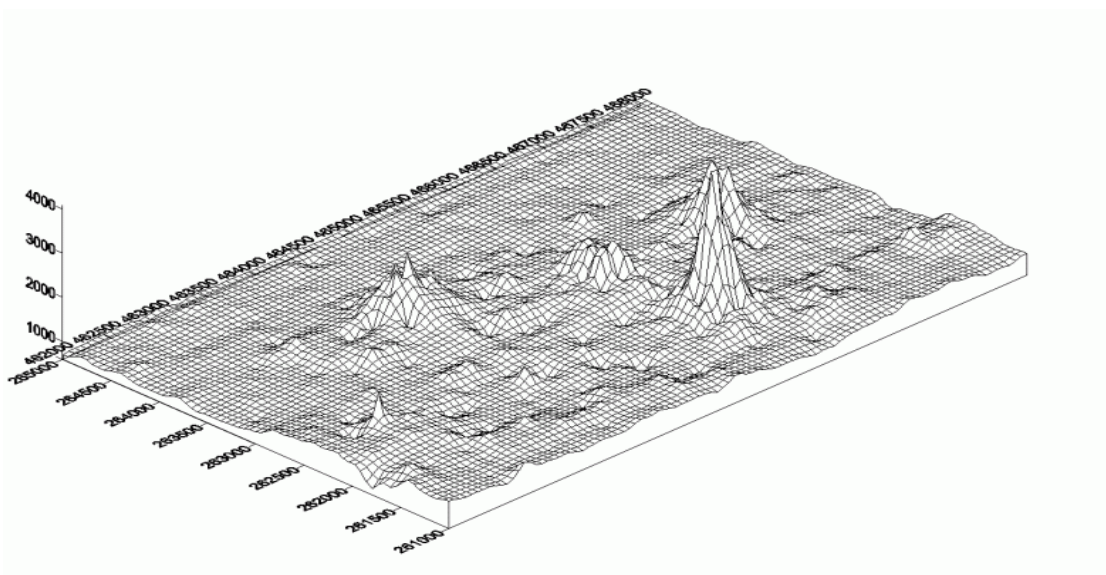
Az adatokat a Nyugat-Magyarországi Egyetem Geomatika és Mérnöki Létesítmények Intézetében fejlesztett DigiterraMap szoftver segítségével szerkesztett térképen jelenítettem meg.

2.3.1. Gamma-dózisteljesítmény mérések eredményei

A mérési munkám jelentős részét a gamma-dózis mérések tették ki. Ezen mérési eredmények alapján készítettem el a város sugárzástérképét. A kapott effektív dózisteljesítmény értékek **47 és 401 nSv/h** között változtak. A mérési terület átlagos dózisteljesítményére **89 nSv/h** értéket kaptam. Számos pozitív anomáliára bukkantam a városban, ezek a következők voltak, (felsorolásban a legnagyobb értéktől haladok az egyre kisebbek felé):

- Kőszegi úti festékház salakos parkolója: Ezen a területen mértem a városban a legmagasabb háttérsugárzást. A parkoló 60 X 80m-es területen helyezkedik el és a mérésem idején teljes területét szénsalak borította. Az itt mért dózisteljesítmények 386 és 402 nSv/h között változtak, nagy homogenitást mutatva. Az alacsonyabb értékek a parkoló széleinél voltak. A parkolótól 20-30 méter távolságra már a környékre jellemző átlagos értékeket mértem. A salakból mintát vettem, melynek vizsgálatát a laborban elvégeztem, ennek eredményeit a későbbiekben mutatom be. A parkolóban in-situ gamma-spektrometriai mérést nem tudtam végezni, mert két héttel a gamma-dózis mérés után, mikor a helyszínre mentem, már a tulajdonos a salakot felszedette, és zúzott kővel borította be a parkolót.

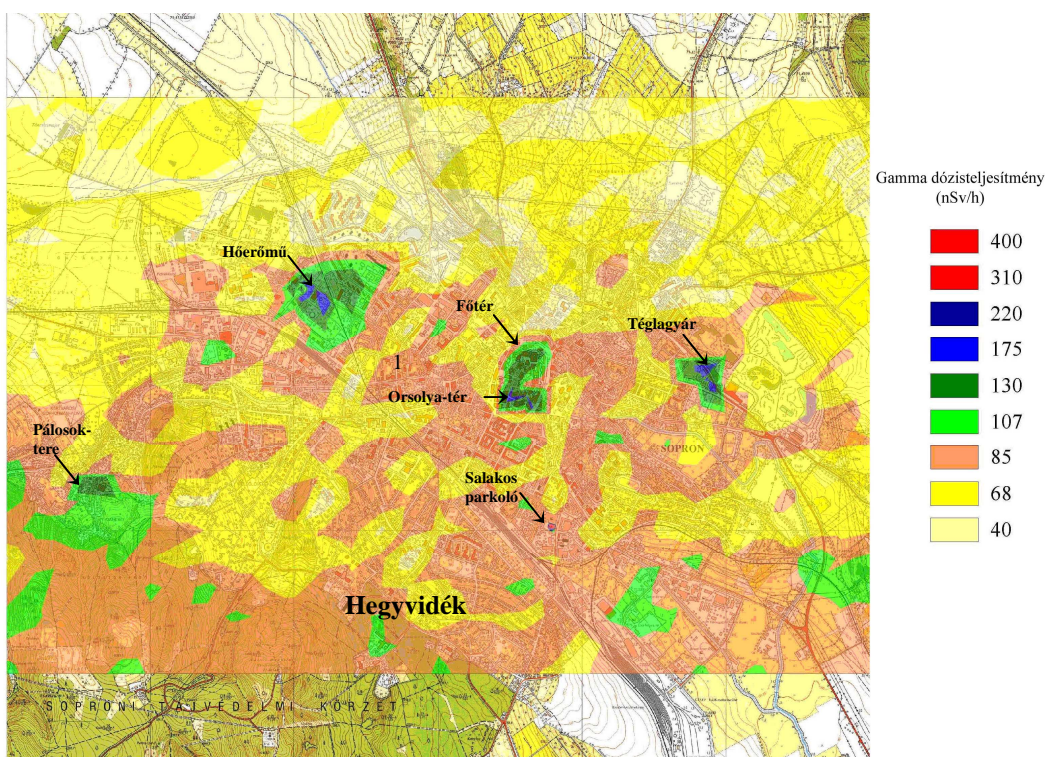
- Az egykori széntüzelésű soproni hőerőmű kéményének környéke: Az egykori erőmű kéménye a város ÉNy-i részén található. Az itt mért gamma-dózisteljesítmény értékek 131 nSv/h és 219 nSv/h között változtak a kéménytől való távolság függvényében. A rácsháló pontjain kívül itt további mérőpontokon is végeztem méréseket, mind a négy égtáji főirányban a kéménytől 10, 30, 40, 60, 80, 100, 150 méter távolságra. Mind a négy irányban magasabb dózist mértem, azonban a mérések során megfigyeltem, hogy az uralkodó szélirányban (É-ÉNy-i) még 150 m távolságban is jelentős háttérsugárzás többlet mérhető, míg a kéménytől É-ÉNy irányban már 100 m távolságban is az adott környékre jellemző háttérsugárzás érték van. A fő terjedési irányban körülbelül 60 méter távolságban mértem a maximum értéket (219 nSv/h). A magasabb háttérsugárzás értékek az égetés idején kihullott melléktermékekből (pernye, salak) erednek, ugyanis az erőműben annak idején ajkai szenet is égettek, aminek jelentős ^{226}Ra tartalma van.



15. ábra: A sugárzástérkép rácshálós formában

- A téglagyár környéke: A téglagyár a város ÉK-i határában található. A téglagyár égető kemencéjét egykor szintén szénrel fűtötték és az elégetett szén salakját a környező területeken szórták szét. A téglagyártól D-DNy-i irányban, a várost elkerülő út mentén lévő 80 méter szélességű sávban sikerült magasabb háttérsugárzású területeket találnom. A város ezen részén a területet már majdnem teljesen beépítették, itt az átlagos dózisértékeket találtam, azonban a fent említett sávban fedetlen területek találhatóak, ahol a talajt a téglagyár megnyitása óta

valószínűleg nem bolygatták, mert itt kiugróan magas értékeket mértem. Az itt mért 161 nSv/h és 273 nSv/h dózisteljesítmény értékek önmagukért beszélnek. A magas háttérű területektől alig 20-30 méterre, ahol már beépítették a területet, már csak a városban jellemző átlagos 85-89 nSv/h érték volt mérhető. A területen in-situ gamma-spektrometriás mérést is végeztem. (ld. később) A téglagyár mögötti agyagbánya területén is végeztem méréseket, ahol teljesen átlagos értékeket mértem.



16.ábra: Sopron város háttérsugárzás térképe

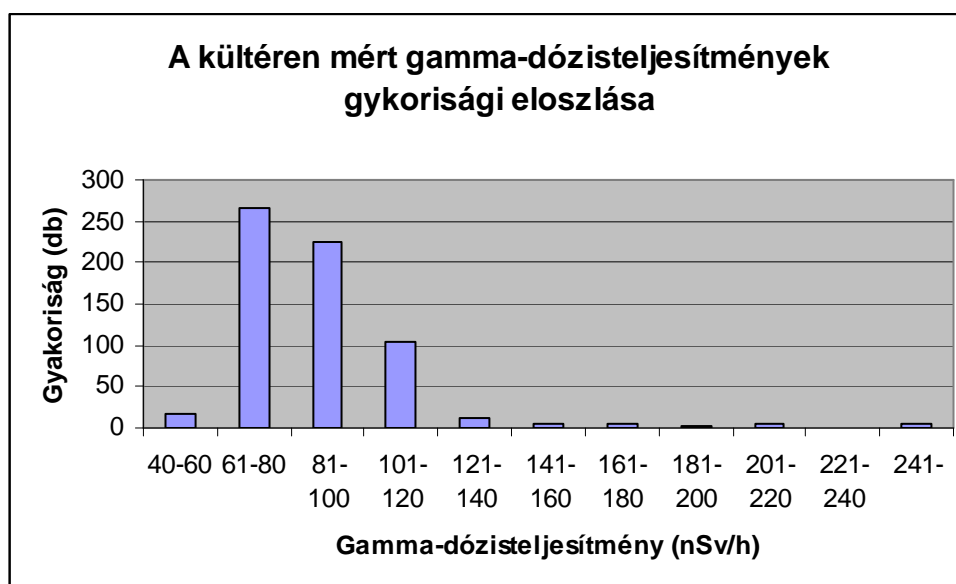
- Főtér, Orsolya-tér Pálosok-tere: Ezen a három közterületen szintén az átlagostól eltérően magas háttérsugárzás értékeket mértem. Azért kezelem együtt őket, mert mindhárom területen a térburkoló kockakövek okozzák a pozitív anomáliát, illetve a sűrű beépítettség. Ezeken a területeken a szokványostól eltérően nem bazalt kockaköveket, hanem gránitot használtak térburkolásra. Ez a kockakő eredményezi a Főtér 150-172 nSv/h-ás, az Orsolya tér 175-193 nSv/h-ás, és a Pálosok-terének 170 nSv/h effektív dózisteljesítményét, amelyet a tékő gamma-spektrometriás vizsgálata is igazolt.

Hely megnevezése	EOV-X	EOV-Y	Gamma-dózisteljesítmény (nSv/h)	Anomália okozója
			Min-Max.	
Kőszegi úti parkoló	E465810,00	N262033,00	386-402	parkolót borító salak
Hőerőmű környéke	E464047,00	N263671,00	131-219	kihullott, pernye, salak
Téglagyár környéke	E466858,00	N263092,00	161-273	kihullott pernye, és a szétszórt salak
Főtér	E465600,00	N263200,00	150-172	térburkoló gránit kockakő
Orsolya-tér	E465490,00	N262907,00	175-193	térburkoló gránit kockakő
Pálosok-tere	E462611,00	N262341,00	165-175	térburkoló gránit kockakő

7. táblázat: Az anomáliák helyeinek és okainak összefoglaló táblázata

- Az eddig bemutatásra került anomáliákon kívül még egy fontos észrevételt tehetünk, ha figyelmesen megnézzük a város háttérsugárzás-térképét. Jól látható különbség van ugyanis a város Soproni-hegyvidék felé eső része (Lővérek) és a város Soproni-medence illetve Fertőmelléki-dombság felőli oldala között. A hegyvidéken a város átlagos dózisteljesítményéhez képest (89 nSv/h) magasabb, 122 nSv/h átlagot mértem, míg a város É-i, ÉK-i részén ez az átlag csupán 72 nSv/h volt. Ennek oka a Soproni-hegység és a Soproni-medence különböző geológiai felépítése. A felszíni kőzetek a hegyvidéken nagyobb mértékben tartalmaznak járulékosan urán vegyületeket.

Az 17. ábrán látható a gamma-dózisteljesítmény mérések eredményeinek gyakorisági eloszlása. Jól látható, hogy a mérések zöme az átlag érték körül mozog. Az ábrát 650 (rácspontokban mért értékek) mérési pont figyelembe vételével készítettem. Az anomáliák területük arányában szerepelnek a pontok között, ugyanis volt olyan anomália, ahova nem esett rácspont. Ilyen módon a parkoló például, egy mérési eredménnyel szerepel a statisztikai vizsgálatban (8. táblázat), holott ezen a helyen több mintavétel is történt, azonban ha mindegyiket figyelembe venném, torzítaná az egész városra vonatkoztatott eredményeket.



17. ábra: A kültéren mért gamma-dózisteljesítmények gyakorisági eloszlása

Mérés szám	650
átlag	89
minimum	47
maximum	402
szórás	33

8. táblázat: A kültéri mérések statisztikai összesítő táblázata

2.3.2. In-situ gamma-spektrometria

A gamma-dózisteljesítmény méréseket követően in-situ gamma-spektrometriás méréseket végeztem. A négy mintavételi helyen mért aktivitáskoncentráció értékeket 9. táblázat foglalja össze. Az aktivitáskoncentráció és az ebből számított elnyelt- és effektív-dózisteljesítmény értékeket DÉRI Zs.(OSSKI) által kidolgozott Excel táblázat alapján végeztem. Az in-situ mérési eredményekből számított dózisok ugyan eltérnek a gamma-dózisteljesítmény mérések eredményeitől, de azokkal nagyon jól korrelálnak. Látható, hogy a Főtér és az Orsolya-tér magasabb dózis értékei főként a közeli épületek és a térburkoló kövek ^{40}K , ^{238}U és ^{232}Th tartalmából erednek. A téglagyár és a hőerőmű környékén főleg a ^{238}U bomlási sorába tartozó izotópok okozzák a magasabb háttérsugárzást. Ezeken a területeken az utóbbi időben a talaj bolygatása nem nagyon történt, így a csernobili nukleáris baleset következtében kihullott ^{137}Cs izotópot is sikerült kimutatni.

A mérések során 1800 s-os mérési idővel dolgoztam, sík területre álltam fel és 10 méter sugarú körön belül nem voltak tereptárgyak.

	Aktivitás-koncentráció (Bq/kg)			
U-238 sor	Főtér	Orsolya-tér	Téglagyár	Hőerőmű
Pb-214	57	88	198	185
Bi-214	55	99	214	201
Th-232 sor				
Bi-212	63	115	103	76
Pb-212	60	113	108	84
Tl-208	69	95	97	76
Ac-228	60	127	103	73
K-40	952	1193	440	348
Cs-137	0	0	23	14

9.táblázat: In-situ gamma-spektrométerrel mért radionuklidok aktivitás-koncentrációja a négy mintaterületen

Az ezekből az aktivitáskoncentráció értékekből számított elnyelt- és effektív dózis értékek a 10-13 táblázatokban olvashatóak. A kozmikus sugárzásra vonatkozó értékek irodalmi adatok.[4] A táblázatban szereplő D/A átszámítási tényező a KFKI által megadott érték, számításaimban ezzel dolgoztam, amikor az aktivitásból dózist számoltam. A táblázatokban különállóan szerepelnek az egyes izotópok/bomlási sorok okozta dózisértékek is. D-vel az elnyelt, E-vel az effektív dózist jelöltem. A táblázatokban megadtam az aktivitáskoncentráció hibáját is. Az elnyelt dózis és az effektív dózis közötti átszámítási tényező 0,7 Sv/Gy-es. A fenti 6. táblázattal ellentétben a ^{137}Cs már Bq/m²-rel szerepel, az átszámítás az ICRU53 alapján történt.[101]

KFKI által használt D/A alapján	D/A		D	E	
	Bq/kg	+/- Bq/kg	(nGy/h)	(nSv/h)	
U-238 sor	55,7	4,8	0,444	24,7	35,3
Th-232 sor	65,0	5,4	0,655	42,6	60,9
K-40	952	40	0,043	40,9	58,4
kozmosz				24,5	35,0
Összesen				133	190

10.táblázat: a Főtéren mért aktivitás-koncentrációból számított elnyelt- és effektív dózisteljesítmény értékek (mért effektív gamma-dózis: 150-172 nSv/h)

KFKI által használt D/A alapján			D/A	D	E
	Bq/kg	+/- Bq/kg		(nGy/h)	(nSv/h)
U-238 sor	92,6	7,2	0,444	41,1	58,7
Th-232 sor	100,3	8,2	0,655	65,7	93,8
K-40	1193	60	0,043	51,3	73,3
kozmiikus				24,5	35,0
Összesen				183	261

11.táblázat: Az Orsolya-téren mért aktivitás-koncentrációból számított elnyelt- és effektív dózisteljesítmény értékek (mért effektív gamma-dózis: 175-192 nSv/h)

KFKI által használt D/A alapján			D/A	D	E
	Bq/kg	+/- Bq/kg		(nGy/h)	(nSv/h)
U-238 sor	204,8	15,4	0,444	90,9	129,9
Th-232 sor	94,0	7,3	0,655	61,6	88,0
K-40	440	30	0,043	18,9	27,0
	kBq/m²	kBq/m²			
Cs-137	2,7	0,0	2,680	7,3	10,4
kozmiikus				24,5	35,0
Összesen				203	290

12.táblázat: A téglagyár környékén mért aktivitás-koncentrációból számított elnyelt- és effektív dózisteljesítmény értékek (mért effektív gamma-dózis: 161-273 nSv/h)

KFKI által használt D/A alapján			D/A	D	E
	Bq/kg	+/- Bq/kg		(nGy/h)	(nSv/h)
U-238 sor	194,8	14,8	0,444	86,5	123,6
Th-232 sor	71,0	6,5	0,655	46,5	66,4
K-40	348	25	0,043	15,0	21,4
	kBq/m²	kBq/m²			
Cs-137	1,7	0,0	2,680	4,5	6,4
kozmiikus				24,5	35,0
Összesen				177	253

13.táblázat: A hőerőmű környékén mért aktivitás-koncentrációból számított elnyelt- és effektív dózisteljesítmény értékek(mért effektív gamma-dózis: 160-237 nSv/h)

2.3.3. A gránit kockakő és a parkolói salak laboratóriumi gamma-spektrometriás vizsgálata

A 14. táblázatban szerepelnek az alacsony háttérű kamrában bevizsgált anyagok aktivitás-koncentráció értékei. A terepi gamma-mérések eredményeit alátámasztják ezek az eredmények is. A gránit kockakő esetében látható, hogy bár mind a ²³⁸U sor elemei, mind a ²³²Th sor elemei megtalálhatóak a mintában, a legnagyobb aktivitáskoncentráció értéket

mégis a ^{40}K radioizotóp okozza. A parkolóból vett salakminta magas aktivitáskoncentráció értékét a ^{238}U sor radionuklidjai eredményezik. A mérést a bomlási egyensúly beállta előtt végeztem, ezért a ^{226}Ra és a többi urán leányelem között aktivitáskoncentráció eltérés mutatkozik. A ^{137}Cs izotóp, mint a felszínre kihullott szennyezés is kimutatható volt.

Gránit kockakő		Parkolói salak	
Radionuklidok	Bq/kg	Radionuklidok	Bq/kg
^{238}U sor		^{238}U sor	
^{226}Ra	83	^{226}Ra	1100
^{214}Pb	41	^{214}Pb	439
^{214}Bi	39	^{214}Bi	390
^{232}Th sor		^{232}Th sor	
^{228}Ac	72	^{228}Ac	33
^{212}Pb	72	^{212}Pb	31
^{208}Tl	71	^{208}Tl	32
^{40}K	1322	^{40}K	310
		^{137}Cs	19
Össz.gamma	1703	Össz.gamma	2308

14.táblázat: A gránit kockakő és parkolói salak aktivitáskoncentrációja

Méréseim eredményeként kijelenthető, hogy Sopron város átlagos háttérsugárzása 89 nSv/h. A 24 km²-es mérési területen számos anomáliát találtam. A legmagasabb mért háttérsugárzás érték 401 nSv/h volt, amit egy salakos parkolóban mértem, több más pozitív anomáliáért pedig a területeket borító szénsalakok voltak a felelősek. Feltételezhetően ez a külterületen megtalált salak az elmúlt évtizedekben egyes lakóházakban is beépítésre került szigetelésként. Ezen lakóépületek felkutatásával és megvizsgálásával szintén foglalkoztam munkám során.

A megtalált magas háttérű területek a lakosságra természetesen nem jelentenek közvetlen veszélyt, hiszen egyik helyen sem tölt senki sem annyi időt, hogy az éves dózisa jelentősen emelkedne. Még a legmagasabb háttérű salakos parkolóban is, az év minden napján napi 7 órát kellene eltölteni az 1mSv sugárterhelés elszenvedéséhez, ez pedig irreálisan túlzó tartózkodási idő.

2.4. Építőanyagok gamma-spektrometriás vizsgálata

Mind a kültéri, mind a beltéri környezetünk háttérsugárzását nagyban befolyásolják a bennünket körülvevő építőanyagok. Sopron város sugárzástérképének készítése közben is találtunk olyan pozitív anomáliákat, amelyekért a térburkoló elemek voltak felelősek. Mielőtt megkezdtem volna a soproni lakások radiológiai felmérését, megvizsgáltam néhány építőanyagot, hiszen a lakások sugárzási viszonyait ezek nagyban befolyásolják. A mérésorozatban a hagyományos értelemben vett építőanyagokat vizsgáltam. A salakok vizsgálatának eredményeit a későbbiekben tárgyalom.

A vizsgált minták mindegyikét porítottam, szárítottam és ezt követően gamma-spektrometriásan analizáltam, a 2.1 fejezetben leírtak szerint. Minden mérés esetében 1 napos, azaz 86400 s-os mérési idővel dolgoztam.

A vizsgált építőanyagok:

- Téglák: Wienerberger, Tatai, Bakony, Tondach, Baranya, Leier,
- Tetőfedő cserepek: Leier, Tondach, Csornai,
- Egyéb falazó-anyagok: Ytong falazóanyag, betonkefni
- Burkolóanyagok: 4 féle járólappal, 3 féle csempe, gipszkarton

2.4.1. A vizsgálati eredmények bemutatása

A téglákban (15.táblázat) mind a ^{232}Th , mind a ^{226}Ra természetes radioizotópokat és bomlástermékeit megtaláltam, valamint a ^{40}K -es izotóp is jelen volt. A megmért hat téglában a ^{40}K izotóp aktivitáskoncentrációjának átlaga 778 Bq/kg volt, a mért értékek 398-978 Bq/kg között változtak. A ^{226}Ra esetében a mérési eredmények 49-96 Bq/kg között szóródtak, átlaguk 76 Bq/kg. A ^{232}Th bomlástermékei voltak minden mintában a legalacsonyabbak, 39 Bq/kg-os (31-45 Bq/kg) átlagértékkel.

	Wienerb.	Tatai	Bakony	Baranya	Leier	Tondach	átlag
^{226}Ra	55	80	96	95	78	49	76
^{232}Th	43	32	43	45	31	41	39
^{40}K	801	756	956	978	778	398	778

15. táblázat: A téglamintákban mért radioizotópok aktivitáskoncentrációja (Bq/kg)

A tetőcserepek esetében hasonló a helyzet. Mivel anyagukban a téglákhoz hasonlóak, bennük is a ^{40}K radioizotóp dominál. A megvizsgált három tetőcserep eredményei a 16. táblázatban láthatóak.

	Leier	Tondach	Csornai	átlag
^{226}Ra	58	43	37	46
^{232}Th	41	35	24	33
^{40}K	583	354	655	531

16. táblázat: A cserépmintákban mért radioizotópok aktivitáskoncentráció (Bq/kg)

Mind a három radioizotóp tekintetében elmaradnak az eredmények a téglákban mértektől, de az egyes izotópok nagyságrendileg azonos mértékben találhatóak bennük.

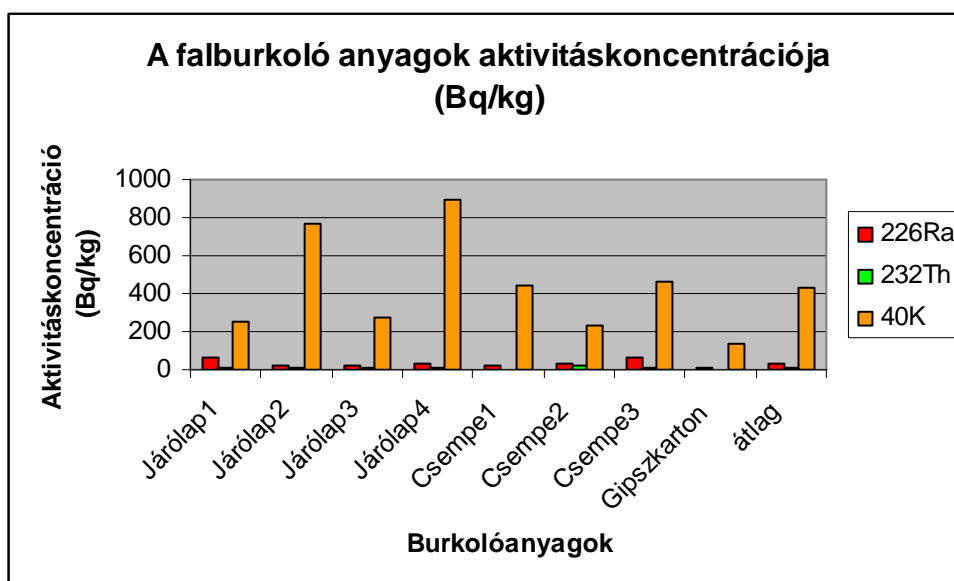
A falazóanyagok közül a Ytong blokk aktivitása bizonyult a legalacsonyabbnak. A napjainkban oly népszerű építőanyag összes gamma aktivitása 286 Bq/kg volt, melynek nagy részét (264 Bq/kg) a ^{40}K izotóp okozza.

	Téglák	Cserepek	Ytong	Betonkefni
^{226}Ra	76	46	7	19
^{232}Th	39	33	15	7
^{40}K	778	531	264	167

17. táblázat: A falazó- és tetőfedő anyagok aktivitáskoncentrációjának összehasonlítása

Még alacsonyabb aktivitása volt a beton kefnének, az összes gamma aktivitása 193 Bq/kg, amiből a 164 Bq/kg aktivitású ^{40}K bizonyult ebben az esetben is a legmagasabbnak.

A faburkoló anyagok aktivitásait az 18. ábrán láthatjuk.



18.ábra: A falburkoló anyagok aktivitás-konzentrációi (Bq/kg)

Az ábrán jól látható, hogy mindhárom izotóp tekintetében a gipszkarton aktivitása a legkisebb. A járólapok, csempék anyaga szintén kerámia, ezért esetükben a téglákhoz hasonló aktivitáskonzentráció értékeket mértem.

2.4.2. Következtetések

„Radiation protection 112: Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials”[28], EU direktívát figyelembe véve (18. táblázat) az általam vizsgált építőanyagokra vonatkozóan a következőket állapíthatjuk meg:

	Aktivitáskonzentráció (Bq/kg)			
	Alacsony aktivitású anyag	Átlagos koncentrációjú anyag	A normális szint felső határa	Magas koncentrációjú anyagok
⁴⁰ K	300	400	1000	1500
²³² Th	10	30	100	200
²²⁶ Ra	10	40	100	200

18. táblázat: Az építőanyagokra természetes radioizotóp tartalmára vonatkozó nemzetközi ajánlás[28]

A Magyarországon kapható építőanyagok közül 19-et vizsgáltam meg. Ezek közül a hagyományos kerámia téglák aktivitása bizonyult a legmagasabbnak. A 6 megvizsgált

tégla közül mindegyik a normális szint felső határa alatt volt mindhárom izotóp esetében, illetve egy téglá ^{40}K koncentrációja az átlagos kategóriába sorolható.

A tetőcserepek esetében hasonló volt a helyzet, mindegyik minta a normális felső határ alatt volt. Egy minta mind a ^{232}Th , mind a ^{226}Ra tekintetében átlagos koncentrációjú volt, míg egy másik minta esetében a ^{40}K koncentráció volt átlagosnak mondható.

Az Ytong falazóanyag, ha rádiumot és a káliumot nézzük, akkor az alacsony aktivitású osztályba sorolható, a tórium tartalma is átlagosnak mondható. Hasonló jó tulajdonságokkal rendelkezik a beton anyagú béléstest, amelynek ^{40}K és ^{232}Th koncentrációja alacsony, míg ^{226}Ra koncentrációja átlagos.

Egyetlen megvizsgált anyagról, a gipszkartonról mondható el, hogy benne mindhárom izotóp aktivitása alacsony kategóriába sorolható.

A csempék esetében nem lépte túl egyik izotóp aktivitáskoncentrációja a normális szint felső határát, a ^{226}Ra tekintetében a hét mintából 5 átlagos aktivitású volt, a ^{232}Th koncentráció 2 mintában alacsony, a többiben pedig átlagos, a ^{40}K izotóp pedig a minták felében volt átlagos, míg a másik felében ezt némiképp meghaladta.

Mindezt összegezve megállapítható, hogy a megvizsgált építőanyagok egyike sem lépte túl egyik izotóp tekintetében sem a javasolt normális felső határértéket. Azonban a téglák esetében mind a ^{40}K mind a ^{226}Ra nuklidoknál azt erősen közelíti.

2.5 Lakások gamma-dózteljesítményének vizsgálata

Az építőanyagok vizsgálata után megkezdtem a soproni lakások vizsgálatát. A lakásokban gamma-dózteljesítmény méréseket és radonkoncentráció méréseket végeztem.

2.5.1. Gamma-dózteljesítmény mérések salakos lakásokban

Korábbi kutatások szerint Magyarországon, a Dunántúli-középhegységben a mélységi kőzetek illetve az ásványi szenek ^{238}U és leányelemeinek (^{226}Ra , ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi) aktivitáskoncentrációja a világátlagot messze, akár 10-20 szoros mértékben is meghaladhatják.[1]

Ezen szenek elégetése során a radioaktív izotópok nagy része a salakban, pernyében marad vissza, ami azt eredményezi, hogy a salak aktivitáskoncentrációja még az amúgy sem alacsony aktivitású szén értékét is akár 5-szörösen felülmúlja.

Évtizedekkel ezelőtt az ebből eredő sugárterhelésről kevés ismeretünk volt, így fordulhatott elő az, hogy az átlagosnál sokkal nagyobb ^{238}U és ^{226}Ra -ot tartalmazó salakot használtak fel építkezéseknél, elsősorban szigetelésre. A külföldi és hazai kutatások eredményeképpen, 1960-ban Magyarországon megtiltották a magas radionuklid-koncentrációjú szenek salakjainak építkezési célra való felhasználását. Ez az intézkedés azt eredményezte, hogy az építőanyag, és panelház gyártó cégek nem használhatták fel tovább ezeket az anyagokat.

Azonban magánépítkezés esetében néha még napjainkban is más a helyzet. Sajnos a tiltás ellenére rengeteg esetben építik be a salakokat családi házak padló és fűdémjébe szigetelő anyagként, mit sem sejtve a bennük rejlő veszélyekről.

Az Ajkán és környékén, SOMLAI J. és társai által végzett kutatások szerint, a salakot tartalmazó lakások 1m magasságban mért külső gamma-dózteljesítmény átlagértékei 200-600 nGy/h közt változtak, de egyes esetekben a 800 nGy/h értéket is elérték. Ezek a dózteljesítmény értékek 19,2 órás benntartózkodást feltételezve 1,7-4,5 mSv évi dózist eredményeznek, amelyek a 0,65 mSv/év-es magyarországi átlaghoz képest jelentősnek mondhatók.

A méréseim célja az volt, hogy megvizsgáljam, hogy Ajkától viszonylag egy távolabb eső településen a salakos lakások mekkora hányadában okoz tényleges problémát a salak okozta többlet sugárterhelés, illetve felmérjem Sopronban mennyi lakásban került salak beépítésre.

A gamma-dózisteljesítmény mérések mellett radon-koncentráció méréseket is végeztem, amelynek eredményeit a következő fejezetben tárgyalom. Egyes helyeken, ahol lehetőségem volt rá, salakmintát is vettem, amelyet gamma-spektrometriás módszerrel vizsgáltam.

A munkám megkezdése előtt fel kellett kutatni azokat a házakat, lakásokat, ahol salak került beépítésre, amely egy regionális lapban megjelent cikk (Kisalföld) segítségével valósult meg. Az újságcikk hatására rengetegen jelentkeztek a mérésekre, ezen házak mindegyikében el is végeztem azokat. Mivel a jelentkezők egyikének sem mondtam nemet, ebben a mérési sorozatban is vizsgáltam salakmentes házakat.

Összesen 97 lakásban végeztem gamma-dózisteljesítmény méréseket. A megvizsgált lakások nagyrészt Sopron város területén találhatóak, 4 lakóház kivételével, amelyek Sopron közvetlen közelében lévő falvakban vannak.

A méréseket minden helyiségben elvégeztem, négy magassági szinten: padló szint, 50 cm (fekvő és ülő magasság), 1m (szabványos mérési magasság) és plafon szinten. Az egy méteres magasságon túl azért voltak szükségesek ezek a mérések is, mert a salak beépítése esetén a fekvő magasságban mért értékek jóval nagyobbak is lehetnek az egy méteren mérthez képest, a plafon mérések pedig a födémbe épített salakról árulkodnak.

A mérések mellett a lakókkal kérdőívet is kitöltettünk, amelyben a következőkről érdeklődtünk:

- Került el beépítésre salak, ha igen hol?(padló-födém)
- Mi a salak származási helye?
- Mikor épült a ház?

A megvizsgált lakások közül 72-ben használtak fel valamilyen módon salakot az építkezés során. A lakók a salak származási helyeként az estek nagy részében, 49 épület estében, a soproni hőerőművet jelölték meg. A többi lakásban található salak az öntödéből származik nagyrészt, illetve két esetben a GySEV pályaudvart nevezték meg a salak eredeteként. Összevettem a salak származási helyét az építések idejével, amelynek eredménye a 19. táblázatban látható.

	Erőműi salak	Öntödei salak	nincs salak
1960 előtt épült	6	8	8
1960-70 között	10	2	1
1970-80 között	28	9	6
1980 után	5	4	10
összesen	49	23	25

19. táblázat: A mérési helyek megoszlása a házak építési ideje és a salak származási helye szerint

A kis mintaszám ellenére megállapítható, hogy a Sopronban épült salakos házak 2/3-ában a salak az erőműből származik, az 1960-80 között épült házak esetében pedig, $\frac{3}{4}$ ez az arány. A salakos lakóházak többnyire 1980 előtt, ha még pontosabb akarok lenni 1985 előtt épültek.

Az 1 méter magasan mért elnyelt gamma-dózisteljesítmények átlagértékei és minimum-maximum értékei, valamint az éves effektív dózisértékek láthatóak az 20. táblázatban. A táblázatban szereplő értékeket a nemzetközi irodalomban javasolt 0,8-as benntartózkodási tényezővel, illetve a belőle származtatott 7000 órás éves benntartózkodási időtartammal számoltam és 0,7 Sv/Gy-es dóziskonverziós faktort használtam.

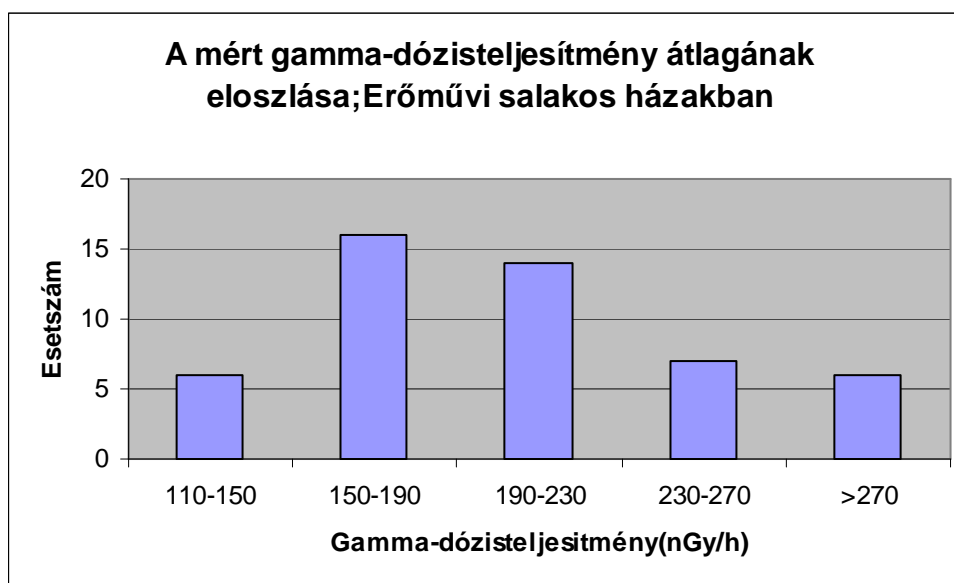
Salak eredete	vizsgált lakások száma	Gamma-dózisteljesítmény a lakóházakban (nGy/h)		Éves gamma-dózis (mSv/év)	
		átlag	Min-max.	átlag	Min-max.
Erőműi	49	223	107-792	1,05	0,63-2,14
Egyéb	23	138	84-226	0,61	0,51-0,87
Nincs salak	25	113	69-226	0,55	0,34-0,88

20. táblázat: A vizsgált lakásokban mért elnyelt gamma-dózisteljesítmény (nGy/h) értékek és a belőlük számított éves effektív dózisek (mSv/év)

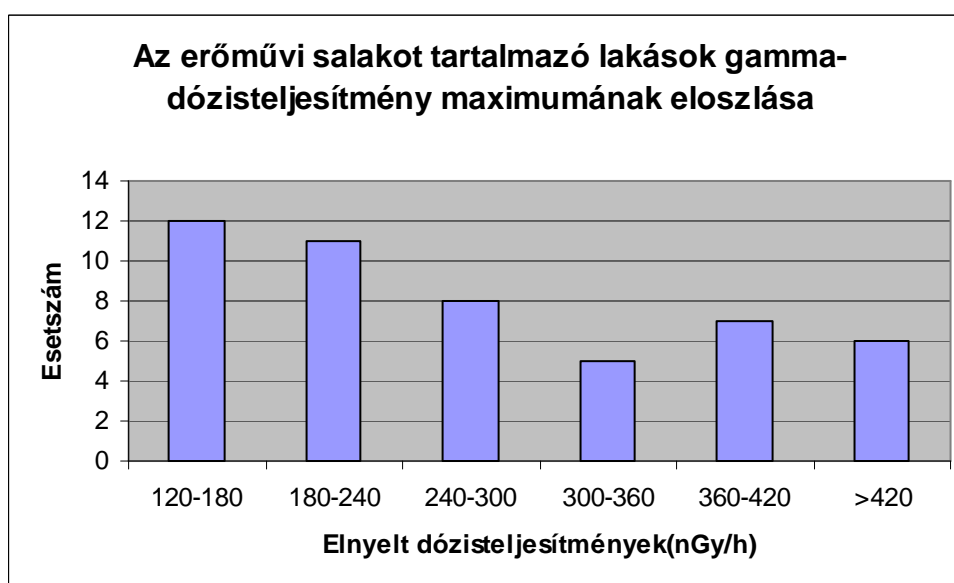
Látható, hogy azokban a lakásokban, ahol az építkezésnél nem használtak fel salakot, az átlagos dózisteljesítmény 113 nGy/h volt, amely a 84 nGy/h-ás (20-190 nGy/h) világátlagot ugyan valamelyest meghaladja [17], de a Nikl által számított magyarországi átlagot 116 nGy/h [64] nagyon jól közelíti. A 23 lakásban ahol az Öntödei és egyéb

salakok kerültek beépítésre, az elnyelt dózisteljesítmények átlaga 138 nGy/h volt. 49 esetben, ahol a beépített salak az erőműből származott, a dózisteljesítmény viszont 223 (107-792) nGy/h volt, amely a lakókra nézve átlagban 1,05 (0,63-2,14) mSv effektív dózist jelent. Ez már sok esetben nem elhanyagolható sugárterheléssel jár.

Az erőműi salakot tartalmazó lakásokban mért gamma-dózisteljesítmények átlagának és maximum értékeinek eloszlási gyakoriságát ábrázoltam a következő 19. és 20. ábrán.



19. ábra: A mért gamma-dózisteljesítmény átlagának eloszlása erőművi eredetű salakos házakban



20. ábra: Az erőművi salakot tartalmazó lakások gamma-dózisteljesítmény maximumának eloszlása

Az átlagok eloszlása az erőműi salakot tartalmazó lakásokban normál eloszlásúnak mondható, amely arra enged következtetni, hogy a gamma-dózisteljesítmény ezekben a lakásokban ugyan magasabb a salak nélküli lakásokban mértékhez képest, de csak kis számú lakást érint ténylegesen ez a probléma. Azonban, ha ehhez a második ábra adatait is figyelembe vesszük, láthatjuk, hogy bár a legtöbb lakásban az átlagos dózisteljesítmény ugyan nem túl magas, viszont a kiugró értékek száma annál gyakoribb. Vagyis az erőművi salakos lakások több, mint a felében található olyan helyiség, ahol a mért elnyelt dózisteljesítmény magas, 250 nGy/h értéket meghaladó.

A számításaimban 7000 órás benttartózkodással számoltam, azonban a terepi bejárás alkalmával a lakóktól is megkérdeztem, hogy mennyi időt töltenek otthon. Ez adott esetben jelentősen eltérhet az irodalmi adatoktól, ami a dózisszámításokban is eltéréseket eredményezhet.

A tényleges sugárterhelést növeli tovább az is, hogy a fenti számítások során az egész lakás (szobák + konyha) átlagával számoltam. Az emberek tartózkodási ideje viszont feltehetően nem egyenletesen oszlik meg az egyes helyiségek között. Ez salakos lakások esetében azért jelenthet különös problémát, mert míg a szobákban, ahol az emberek az idejük nagy részét töltik, sokszor csak egy fapadló borítja a salakot, addig a konyhában 5-8 cm-es betonréteg fedi, ami jelentősen árnyékol, így csökkenti a dózisteljesítményt. Ezt támasztja alá a 20. ábra is. A dózisszámításokat elvégeztem, a lakók által elmondott benttartózkodási időkkel is. A időtartamok megoszlását az egyes helyiségek között a következőképpen vettem figyelembe:

- Hálószoza: 8 óra
- Fürdőszoba: 0,5 óra
- Konyha: 1 óra
- Egyéb helyiségek: 0,5 óra
- Nappali: Teljes otthon tartózkodás – (Háló+konyha+fürdő+egyéb)

A háló esetében az átlagos alvásidőt vettem figyelembe, épp úgy, ahogy a többi helyiség esetében is egy átlagos ember tartózkodásával számoltam. A nappaliban tartózkodást, a fenti módon számítottam, abból a megfontolásból, hogy a fennmaradó időt az emberek többnyire a nappaliban töltik, amit a teljes otthon tartózkodás befolyásol. Minél többet vannak otthon, annál többet töltenek pihenéssel, ugyanakkor a többi helyiségben való

tartózkodás ideje nem változik jelentősen. Ezzel a módszerrel számított gamma-dózis értékek a salakos lakásokban a 21. táblázat szerint alakultak.

Salak eredete	vizsgált lakások száma	Gamma-dózisteljesítmény a lakóházakban (nGy/h)		Éves gamma-dózis (mSv/év)	
		átlag	Min-max.	átlag	Min-max.
Erőműi	49	223	107-792	1,13	0,50-2,41
Egyéb	23	138	84-226	0,59	0,44-0,87

21.táblázat: Valós benntartózkodással számított éves effektív dózisok (mSv/év) salakos lakásokban

Az átlagokat tekintve nincs jelentősebb eltérés az előző számításokhoz képest, azonban az erőművi eredetű salakos lakások egy részében akár 20%-os eltérés is megállapítható az éves dózisokban. Ez az eltérés lehet pozitív vagy negatív is. Látható a táblázatban, hogy bár az átlagérték alig változott, a szélsőértékek viszont igen. Ez olyan esetekben fordulhatott elő, ahol a magas dózisteljesítmény értékek nagyobb benntartózkodási idővel párosultak, illetve ott, ahol az egyes helyiségek között jelentős volt a háttérsugárzások különbsége, és a magasabb érték a többit használt helyiségben volt. A legnagyobb különbséget egy olyan családi ház esetében kaptam, ahol bár két szobában magas volt az elnyelt dózisteljesítmény (513 nGy/h), azonban ezeket a helyiségeket szinte nem is használják. A valós benntartózkodási idővel számolva 0,7, míg a javasolt értékkel számolva 2,1 mSv éves effektív dózist kaptam eredményül.

Ezek alapján kijelenthető, hogy a terepi mérések alkalmával nagy jelentőséggel bír a lakók szokásainak precíz kikérdezése, különös tekintettel a benntartózkodási időre és a helyiségek használatának időtartamára vonatkozóan.

További dózis növelő tényező lehet, hogy otthoni tartózkodás alatt általánosabb az ülő vagy fekvő testhelyzet. Így a dózisszámításánál pontosabb eredményt kaphatunk, ha nem a szakirodalomban elterjedt 1 m magasságban, hanem a 0,4-0,5 m magasságban mért adatokkal számolunk. A következő 22.táblázatban az 50 cm-es magasságban mért elnyelt dózisteljesítmények szerepelnek, és a belőlük számított éves effektív dózisok. Az éves dózis értékeket a valós benttartózkodásból és a helyiségek között előzőekben feltételezett megoszlás alapján számoltam.

Salak eredete	vizsgált lakások száma	Gamma-dózisteljesítmény a lakóházakban (nGy/h)		Éves gamma-dózis (mSv/év)	
		átlag	Min-max.	átlag	Min-max.
Erőműi	49	256	121-899	1,29	0,58-2,81
Egyéb	23	151	92-251	0,65	0,48-0,97

22. táblázat: A salakos lakásokban 50 cm magasan mért gamma-dózisteljesítmények (nGy/h) átlaga és minimuma, maximuma, valamint az ezekből számított éves effektív dózisok (mSv/év)

Méréseim alapján így az erőművi salakos lakásokban megközelítőleg 15%-al magasabb értéket kaptam, míg az öntödei salakot tartalmazó lakásokban az eltérés megközelítőleg 10%-os. Salakos lakásokban érdemes tehát a méréseket a javasolt egy méter helyett 50 cm magasságban végezni, és a dózisszámításoknál is ezeket figyelembe venni. Mivel az emberek otthon töltött idejük nagy részét ülő ill. fekvő helyzetben töltik, ez jobban mutatja a valós sugárterhelésüket.

Méréseim alapján megállapítottam, hogy Sopron városban is felhasználták építőanyagként a különböző kazánokban eltüzelt szenek salakját. Az erőművi salakot tartalmazó lakásokban az elnyelt gamma-dózisteljesítmény 1 méteren mérve megközelítőleg a kétszerese a salakot nem tartalmazó lakásokban mérteknek (223 nGy/h ill. 113 nGy/h). Így a becsült gamma dózis 1,05 mSv/év, illetve 0,55 mSv/év.

Méréseim alátámasztották, hogy a radiológiai szempontból nem megfelelő salak építőanyagként történő felhasználása már jelentős sugárterhelést eredményezhet. Így ennek szisztematikus felmérése, a beavatkozás szükségességének meghatározása fontos további feladat a lakosság sugárterhelésének, és ezen keresztül az esetleges daganatos megbetegedések valószínűségének csökkentése érdekében.

2.5.2. Salakminták gamma-spektrometriás vizsgálata

A megvizsgált lakások többségénél nem volt mód arra, hogy salakmintát is vegyek. Mintegy 7 lakóház esetében volt csak hozzáférhető a salak. Itt természetesen gyűjtöttem mintát. A minták közül 5 salak erőművi eredetű, míg kettő öntödei. A méréseket 1 napos mérési idővel végeztem, a 2.1.2 fejezetben leírtak szerint. A mérések eredményeinek összefoglalása a 23. táblázatban látható.

	Erőművi eredetű minták aktivitás-koncentrációi (Bq/kg)					Öntödei eredetű salakok aktivitás-konc. (Bq/kg)	
	Salak1	Salak2	Salak3	Salak4	Salak5	Salak1	Salak2
²²⁶ Ra	2090	1400	1100	345	2423	222	879
²³² Th	0	0	32	15	23	14	8
⁴⁰ K	222	361	331	324	321	297	212

23. táblázat: A salakminták gamma-spektrometriás vizsgálatának eredményei

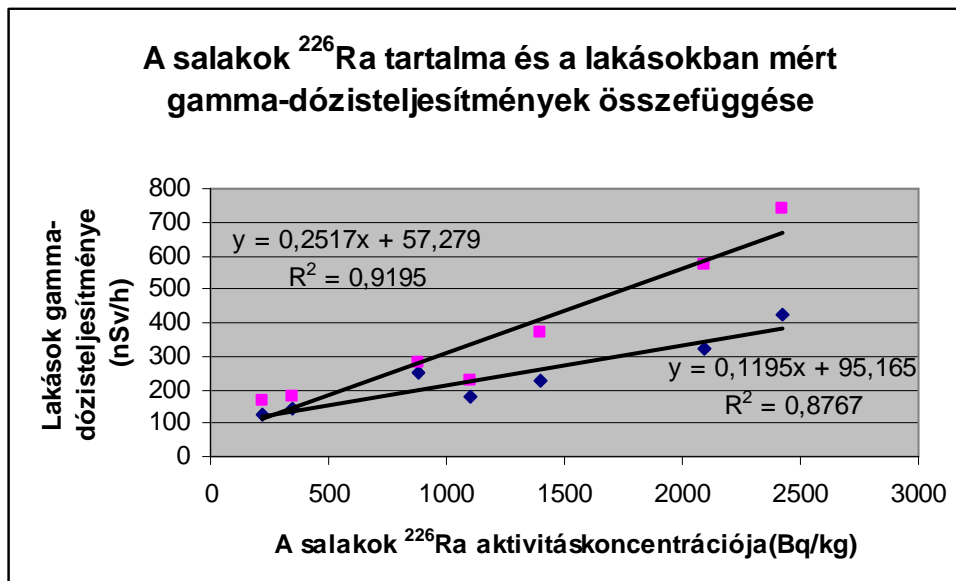
Az erőműi minták ²²⁶Ra aktivitás-koncentrációjának átlaga 1471 Bq/kg (345-2423 Bq/kg), ami ha az építőanyagokra vonatkozó javaslatokat nézzük (18. táblázat) nagyon magas koncentrációjának számít, tehát építőanyagként való felhasználása nem javasolt. Egyértelmű, hogy a salakminták magasabb aktivitáskoncentráció értékeiért a ²³⁸U bomlástermékei, különösen a salakokban égetés során bedúsuló ²²⁶Ra felelős. A másik két izotóp (és bomlástermékeik) tekintetében alacsony, vagy átlagos értékeket mértem.

Az öt mintában mért ²²⁶Ra koncentrációkat vessük össze a lakásokban mért gamma-dózisteljesítményekkel.

²²⁶ Ra akt.konc (Bq/kg)	2090	1400	1100	345	2423	222	879
gamma-dózisteljesítmények átlaga (nGy/h)	323	227	179	144	426	128	250
gamma-dózisteljesítmények maximuma (nGy/h)	572	370	224	177	739	166	282

24. táblázat: A salak-mintákban mért aktivitás-koncentráció értékek és a mért elnyelt gamma dózisteljesítmények közötti összefüggések

Ha a 24.táblázatban lévő adatokat ábrázoljuk egy grafikonon (21. ábra), egyértelműen láthatjuk, hogy a lakásokban mért magasabb gamma-dózisteljesítmény és a salakok ²²⁶Ra tartalma között szoros összefüggés van. A grafikonban kék pontokkal szerepelnek az átlagos, rózsaszínnel a maximum dózisteljesítmény értékek. A szoros összefüggést az adatsorok és a trendvonal mellett feltüntetett R² korrelációs tényező értékek is bizonyítják.



21. ábra: A salakok ^{226}Ra tartalma és a lakásokban mért gamma-dózisteljesítmények összefüggése

2.6 Radon-koncentráció mérések soproni lakásokban

Ahogy már az irodalmi részben említettem, az összes (természetes és mesterséges) sugárterhelésünknek átlagosan mintegy feléért a radon (Rn) izotópjai és bomlástermékeik felelősek.

Összességében elmondhatjuk, hogy a kozmikus és földi eredetű sugárzásból - a külső és a belső terhelést is figyelembe véve - átlagosan 2,4 mSv/év (legújabb vizsgálatok szerint 3,1 mSv/év) sugárterheléssel számolhatunk évente, ebből a radon és bomlástermékei által okozott sugárterhelés körülbelül 1,1-1,3 mSv/év, tehát az összes természetes eredetű sugárzásból származó sugárterhelésnek közel a fele.

A mai városlakók (különösen a hidegebb tájakon) életük 70 - 90%-át zárt helyen: lakásukban és a munkahelyükön töltik, s ez sugárterhelésükre is kihat.

Épp ezért nagyon fontos a lakások gamma-dózisteljesítményén túl a radon-koncentrációt is mérni. A méréseimet két nagy csoportban végeztem. Az egyik mérési sorozat, amely három részből állt, Nándor-magaslat környéki lakóházakban történt. A városnak ez a része azért érdekes, mert - nem számítva a volt mecseki uránbánya üregrendszerét - a hegy oldalába vájt mesterséges barlangban mérhető Magyarországon a legmagasabb radon-koncentráció. Ezt ismerve kíváncsi voltam, hogy ez a lakóházakban érezhető-e és, ha igen, mekkora sugárterhelésnek vannak kitéve a lakosok.

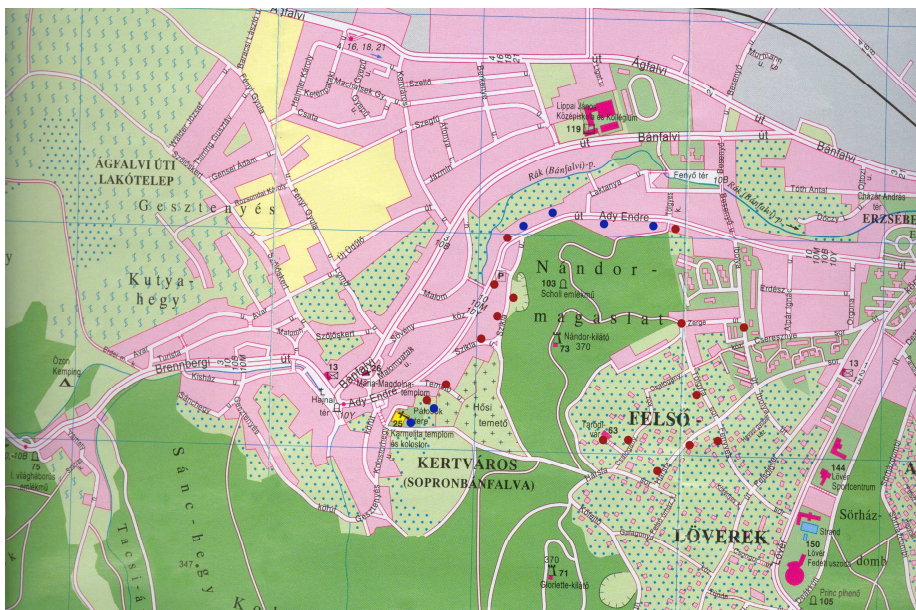
A másik sorozatban a salakos lakások radon-koncentrációját mértem. A ^{222}Rn , mint a ^{226}Ra bomlásterméke a salakokból is keletkezhet, és az ott élők sugárterhelését sokszorosán megnövelheti. Ennek a két mérési sorozatnak a bemutatása következik az alábbiakban.

Mindkét mérési sorozatban a Radosys gyártmányú RSFS típusú szilárdtest nyomdetektorokat használtam. A méréstechnikáról a 2.1.4 fejezetben már írtam.

2.6.1. A Nándor-magaslat környéki radon-mérések

2.6.1.1. Elővizsgálatok

A méréseket három sorozatban végeztem. Az első két mérési sorozat elővizsgálatnak tekinthető. Az első mérési sorozatot 2005.01.10 és 2005.04.10 között, három teljes hónapig végeztem, mintegy 16 szűrőpróba-szerűen kiválasztott lakóházban (22. ábra). A Nándor-magaslatot mind északi, mind déli oldalról lakóövezet veszi körül, a mérések mindkét ezen övezetre kiterjedtek.



22.ábra: Az első és második mérési sorozat mintavételi helyei

Az északi oldalon az Ady Endre úton(4), a Temető utcában(1), a Pálosok terén(1) és a Szikla utcában(2) végeztem a méréseket. A Lőverek felől a Hársfa soron(2), a Zerge utcában(1), Tölgyfa soron(1), a Csalogány közben(1), a Fenyvesi utcában(1), Cseresznye sor(1), illetve a Taródi várban helyeztem el detektorokat. Az első mérési sorozat eredményei a 25. és 26. táblázatban láthatóak.

Északi oldal			
No.	Mérés helye	Radon-koncentráció(Bq/m ³)	Megjegyzés
1	Ady út/1	748	alagsori bicikli tároló
2	Ady út/2	417	földszinti szoba
3	Ady út/3	263	alagsori tároló-szellőztetve
4	Ady út/4	354	pince
5	Pálosok tere 1.	1564	lakószoba
6	Temető utca	180	földszinti bicikli tároló
7	Szikla utca-Kutató áll.	2406	hegybe vajt alagút
8	Szikla utca/2	661	földszinti műhely

25. táblázat: Északi oldalon mért radon-koncentrációk (Bq/m³)

Déli oldal			
No.	Mérés helye	Radon-koncentráció (Bq/m³)	Megjegyzés
9	Zerge utca	41	pince
10	Tölgyfa sor	106	pince
11	Hársfa sor/1	275	földszinti szoba
12	Hársfa sor/2	390	alagsori szoba, nincs szellőztetve
13	Csalogány köz	294	emeleti szoba szellőztetés nélkül
14	Fenyvesi utca	162	alagsori biciklitároló
15	Cseresznye sor	146	1 emeleti lakás
16	Taródi vár	1134	a vár 15m mély pincéje

26.táblázat: Déli oldalon mért radon-koncentráció eredmények (Bq/m³)

Másodízben 2006.01.15. és 2006.04.15. között, szintén három hónapos expozícióval dolgoztam. További 4 detektort helyeztem ki a Pálosok Terére és szintén 4 detektort az Ady útra.

Második mérési sorozat			
No.	Mérés helye	Radon-koncentráció (Bq/m³)	Megjegyzés
II/1	Pálosok tere 1.	2051	lakószoba
II/2	Pálosok tere 1.	548	konyha
II/3	Pálosok tere 2.	610	lakószoba
II/4	Pálosok tere 3.	604	lakószoba
II/5	Ady út/1.	521	szoba
II/6	Ady út 5.	514	szoba
II/7	Ady út 6.	484	1 emeleti lakás
II/8	Ady út 7.	466	szoba

27. táblázat: A második sorozatban vizsgált lakóépületek radon-koncentrációja (Bq/m³)

Két sorozatban összesen tehát 24 mérést végeztem, melyből 14 esetben magas, az EU által javasolt 400 Bq/m^3 határértéket meghaladó aktivitáskoncentrációt mértem. Ezek a táblázatokban kivastagítva szerepelnek. A magas koncentrációjú lakások a hegy északi-északnyugati oldalán voltak, köszönhetően a számos vetőnek, repedésnek és a lepusztult agyagrétegnek, ami ezt a területet jellemzi.

Pálosok tere 1.: A legmagasabb értéket az első ízben a Pálosok terén mértük, egy alacsony, rossz szellőzésű családi házban, ezért ide a második sorozatban újabb két detektort helyeztünk. A második igazolta az első mérés eredményeit. A legmagasabb, 2000 Bq/m^3 feletti érték abban a szobában volt, ahol a parkett alatt közvetlenül a talaj található. Ebben az esetben mindenképp műszaki megoldás javasolt a radon-koncentráció csökkentésére.

Pálosok tere: A Pálosok terén a második sorozatban újabb két lakást vizsgáltunk meg, és bár ezekben alacsonyabb volt a nemesgáz koncentrációja, a határértéket meghaladta. Mindenképp célszerű a környék valamennyi lakóházát megvizsgálni.

Ady úti mérések: A hegyet észak felől szinte teljesen megkerülő út, az Ady út mentén az első esetben négy a második esetben 3 házat, illetve egy házat újra vizsgáltunk. A hét házból ötben meghaladta a radon-koncentráció a 400 Bq/m^3 -es értéket. A legmagasabb mért érték egy bicikli tárolóban volt (1.), az alaksorban, ezért ezt a lakást a második sorozatban tovább vizsgáltuk. Az alagsorhoz képest a lakótérben valamelyest alacsonyabb, de határértéket még mindig meghaladó értéket mértünk.(II/5.)

Szikla utcai mérések: A 7 számú mérőhely a Szikla utcában található Geofizikai Obszervatórium hegybe vájt járatában volt, amelyet már évek óta sugárveszélyes munkahelyként tart számon az ÁNTSZ. Az itt mért, rendszeresen magas radon-koncentrációk adták az ötletet ahhoz, hogy a környék lakóházait megvizsgáljam. Ez az érték valójában sokkal magasabb, de ebben az esetben nagyon hosszú volt az expozíciós idő és a nyomok egymásba folytak.

A szikla utcában egy lakóházat is vizsgáltam. A lakóház a Geofizikai Obszervatóriummal szemben, tőle mintegy 50 méterre található. A detektort az alsó szinten lévő műhelyben helyeztem el. A viszonylag magas 661 Bq/m^3 -es értéket úgy mértem, hogy a helyiség szinte állandóan szellőztetve volt.

A Löverek felőli oldalon: szinte mindenhol alacsonyabb koncentráció értékeket mértem az előzőekhez képest. Kakukktojásnak tűnhet a Taródi várban mért érték, de itt a detektort 15 méter mélyre a bástya alatti pincében helyeztem el, és ez eredményezte az 1134 Bq/m^3 -

es koncentráció értéket. Azonban az itt mért érték bizonyíték arra, hogy a hegy Lövérék felőli oldalát is tovább kell vizsgálni, mert itt is találtam olyan lakást (12), ahol a radon-koncentráció az EU-s határértéket közelítette.

A mérések alapján látható volt, hogy a Nándor-magaslat környéki lakóházakban további radon-koncentráció mérések indokoltak, különös figyelmet fordítva a hegy északi, északnyugati oldalán lévő lakóterületekre, ahol a számos vetővonalnak, illetve a hiányzó agyagborításnak köszönhetően magasabb értékeket mértem. A geológiai felépítéssel a mérések eredményei összhangban voltak. Ezt figyelembe véve kezdtem el a harmadik mérési sorozatot.

2.6.1.2. A harmadik mérési sorozat leírása

A harmadik mérési sorozatban az északi oldalon 25, a déli oldalon további 15 lakást vizsgáltam. A méréseket 2006.10.01. és 2006.12.30. között végeztem, vagyis 3 hónapos expozíciós idővel. A detektorokat a következő utcákban helyeztem el:

Északi oldal:

- Pálosok tere (7)
- Ady E. út (8)
- Bánfalvi út (7)
- Szikla utca (3)

Déli oldal:

- Zerge utca (5)
- Hársfa sor (6)
- Csalogány köz (4)

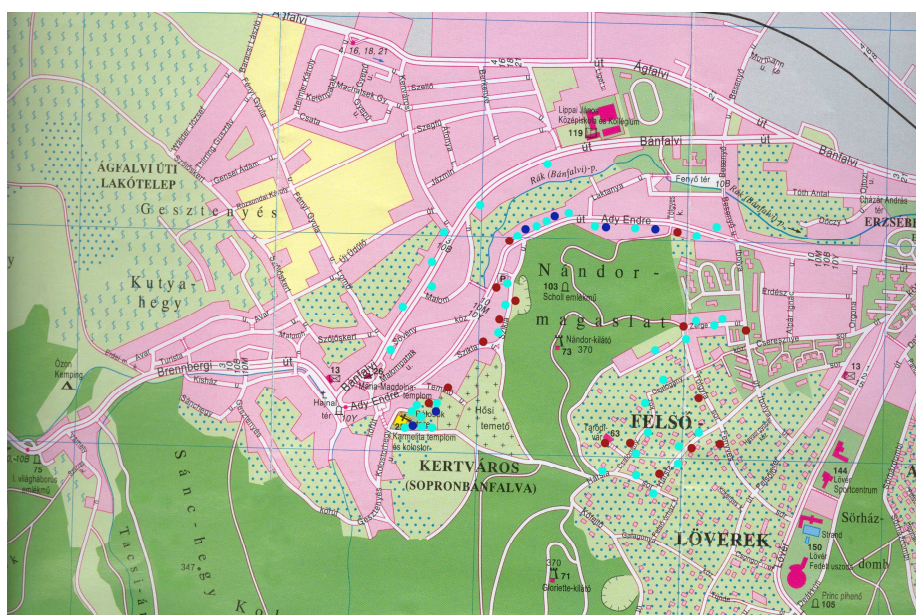
2.6.1.3. A három mérési sorozat összegzése

A Nándor-magaslat környékén összesen 64 nyomdetektoros radon-koncentráció mérést végeztem, ami 62 különböző lakóházat jelent. A mérések eredményeinek értékelése a következő: A 23. táblázat a mért radon-koncentráció értékeket és a belőlük számított éves lakossági sugárterheléseket tartalmazza. A sugárterhelés számításánál 7000 óras éves benttartózkodási idővel, 0,4-es egyensúlyi faktorról és 7,13 (nSv/h / Bq/m³) radon-termék

dóziskonverziós tényezővel számoltam. A 28. táblázatban külön és összesítve is szerepelnek a hegy északi és déli oldalán mért értékek átlagai, minimumai és maximumai.

Elhelyezkedés	vizsgált lakások száma	Radon-koncentráció (Bq/m ³)		Elszenvedett effektív dózis (mSv/év)	
		átlag	Min-max	átlag	Min-max
Északi	40	507	96-2051	10,1	1,9-41,0
Déli	22	261	42-701	5,2	0,8-14,0
Összesen	62	421	42-2051	8,4	0,8-41,0

28. táblázat: A hegy két oldalán mért radon-koncentráció(Bq/m³) értékek és a belőlük számított sugárterhelések (mSv/év) összefoglalása

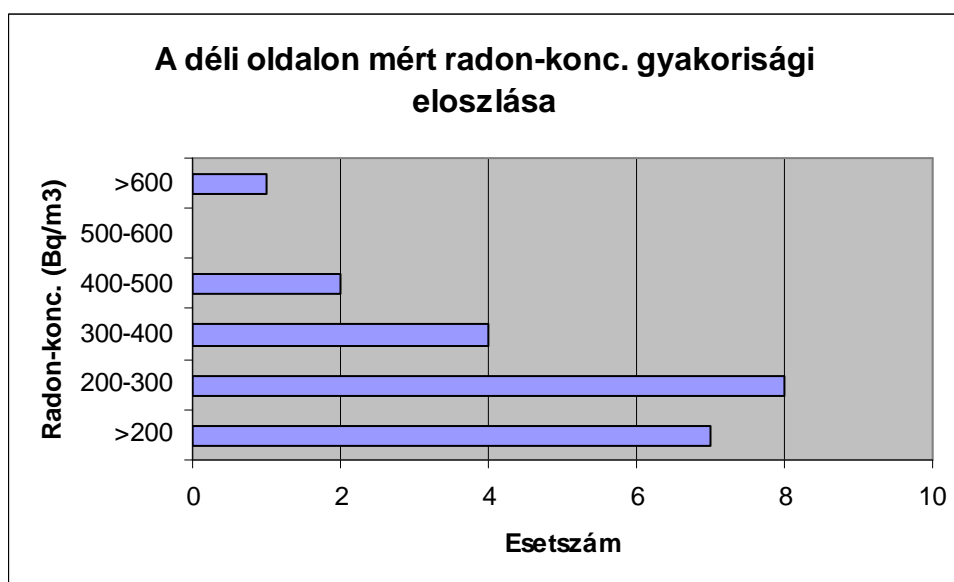


23.ábra: A három mérési sorozat mérési helyei (piros=1.sorozat, s.kék=2.sorozat, v.kék=3.sorozat)

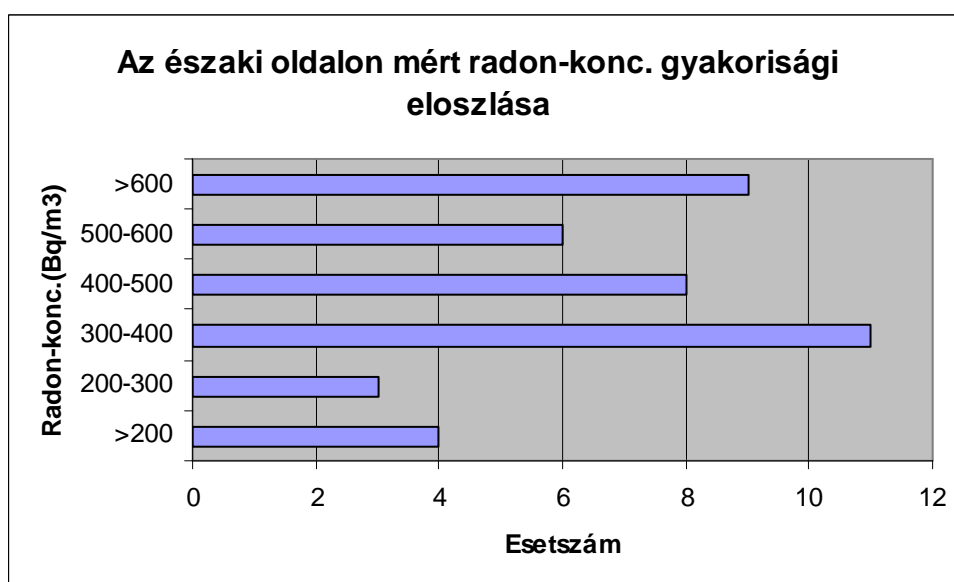
Az elvégzett mérések alapján jól látható a hegy déli (42-701, átl. 261 Bq/m³) és északi (96-2051, átl. 507 Bq/m³) oldalán mért radon-koncentrációk jelentős különbsége. Az északi oldalra számított átlagos radon-koncentráció túllépi az Európai Unió által javasolt 400 Bq/m³-es határértéket. Ha figyelembe vesszük, hogy ez egy területen mért átlag, akkor ez nagyon magasnak mondható. Az északi oldalon mért maximum érték (2051 Bq/m³), pedig már olyan magas, hogy mindenképp műszaki beavatkozás javasolt. Az ezekből az

értékekből számított lakossági sugárterhelés teljes területre számított átlaga 8,4 mSv/év, amely a világ átlagos természetes eredetű 2,4 mSv/év-es sugárterheléshez képest és 4-szeres sugárterhelés növekedést jelent. Az északi területen olyan lakóépületet is találtam, ahol az ott élők radontól eredő éves effektív dózisa **41 mSv/év!**

A mért értékek eloszlása a következő 24. és 25. ábrán látható, külön a déli és az északi oldalon mértéké.



24. ábra: A déli oldalon mért radon-koncentrációk (Bq/m³) gyakorisági eloszlása



25. ábra: Az északi oldalon mért radon-koncentrációk (Bq/m³) gyakorisági eloszlása

A déli oldalon összesen 22 lakásban mértem. Ebből mindösszesen 3 olyan lakást találtam, amiben a radon-koncentráció meghaladta az EU-s, 400 Bq/m³-es határértéket. Sőt, a lakások közel 70%-ában a 300 Bq/m³-t sem éri el.

Az északi oldalon a megvizsgált 40 lakás több, mint felében, 23 lakásban meghaladta a radon-koncentráció a 400 Bq/m³-t. A nagyon magas, 600 Bq/m³ feletti mérési eredmények gyakorisága is magasnak mondható, ugyanis a lakások majdnem 20%-ban a radon-koncentrációja meghaladta ezt az értéket is.

2.6.1.4. Az északi oldalon mért adatok utcánkénti vizsgálata

A 29. táblázatban láthatóak az egyes utcákban mért összesített adatok. A legmagasabb átlagérték a Pálosok terén és annak közvetlen környékén volt mérhető. Az itt mért 702 Bq/m³-es átlagos radon-koncentráció értéket úgy kaptam, hogy a 12 megvizsgált épületből háromban volt rendkívül magas, 1500 Bq/m³ feletti a radon aktivitáskoncentrációja.

Közterület neve	vizsgált lakások száma	Radon-koncentráció (Bq/m ³)		Elszenvedett effektív dózis (mSv/év)	
		átlag	Min-max	átlag	Min-max
Pálosok tere	12	702	140-2051	14,0	2,8-41,0
Ady út	16	431	263-748	8,6	5,3-14,9
Bánfalvi út	7	387	96-610	7,7	1,9-12,2
Szikla utca	4	501	273-661	10,0	5,5-13,2
Temető utca	1	180	-	3,6	
Összesen	40	507	96-2051	10,1	1,9-41,0

29.táblázat: A mért ²²²Rn-koncentrációk utcánkénti bontásban

Ezen a területen kb. 60 lakóépület található, melyek mindegyikénél javasolt lenne a radon-koncentráció mérése. A többi utcában mért értékek nagyjából hasonlóan tekinthetők, mindenhol volt olyan lakás, ahol a radon koncentrációja a javasolt 400 Bq/m³-es értéket meghaladta. A Szikla utcában és a Temető utcában ez idáig kevés mérést végeztem, ezért a táblázatban szereplő értékek inkább tájékoztató jellegűek, mint tudományos eredmények.

2.6.2. Radon-koncentráció mérés salakos lakásokban

A megvizsgált lakásokban október-november hónapokban mért radon-koncentráció értékek $137\text{-}1526\text{ Bq/m}^3$ között változtak. Az átlagok és a minimum-maximum értékek, valamint az ebből becsült effektív dózis értékek a salak felhasználásától illetve származási helyétől függően a 30. táblázatban láthatók.

Salak	vizsgált szobák száma	Radon-koncentráció (Bq/m^3)		Elszenvedett effektív dózis (mSv/év)	
		átlag	Min-max	átlag	Min-max
Erőműi	26	422	92-1050	7,3	3,0-13,6
Egyéb	14	272	100-435	4,7	1,8-5,8
Nincs salak	14	221	137-446	2,8	1,3-6,6

30. táblázat A radon-koncentráció átlaga, minimuma és maximuma, valamint az ebből becsült effektív dózis

Méréseim során még nem vizsgáltam, hogy a magasabb radon-koncentrációhoz mennyiben járul hozzá a salakból, illetve a talajból kiáramló radon, de tendenciájában jól látszik, hogy az erőműből származó salakot építőanyagként felhasználó lakásokban a radon-koncentráció átlaga (422 Bq/m^3), illetve maximális értéke (1050 Bq/m^3) közel kétszer nagyobb, mint a salakot nem tartalmazó épületekben mért értékek (221 Bq/m^3 , illetve 422 Bq/m^3) és több esetben meghaladja a 400 Bq/m^3 határértéket. Az esetleg szükséges beavatkozások eldöntéséhez még további, más évszakokra is kiterjedő radonvizsgálatokat kell elvégezni.

Ha összevetjük, a radontól származó és a gamma-sugárzásból eredő éves dózisokat egyértelműen látható, hogy a radon és a bomlástermékei a meghatározó radioizotópok a természetes sugárterhelésünkben. A radonból eredő belső és a gamma-sugárzásból eredő külső dózisterhelések összege a következő 31. táblázatban látható.

Erőművi salakot tartalmazó házakban például átlagosan $1,05\text{ mSv/év}$ éves dózist szenvednek el a lakosok a külső gamma-sugárzás következtében, míg a radontól származó éves dóziszárulék átlaga $7,3\text{ mSv/év}$ átlagosan, sőt $13,6\text{ mSv/év}$ értéket is számoltam. Ha a többi lakástípust is szemügyre vesszük, körülbelül hasonló arányt kapunk. A salakot nem

tartalmazó házakban is előfordulhat a radonra nézve magas dóziszárulék, ezekben az esetekben a radon teresztrialis eredetű. Ezeknek a lakásoknak az elhelyezkedése a városban teljesen véletlenszerű, leszámítva a Nándor-magaslat környékén mért, viszonylag homogén, magas koncentrációjú területet.

Salak eredete	Külső effektív gamma-dózis átlaga (mSv/év)	Radontól származó effektív dózis átlaga (mSv/év)	Összesen (mSv/év)	Min.-max. (mSv/év)
erőműi	1,1	7,3	8,4	3,6-15,8
egyéb	0,6	4,7	5,3	2,3-6,7
nincs salak	0,6	2,8	3,4	1,6-7,5

31. táblázat A salakos és salak-mentes lakóházakban élők összes éves dózisa (mSv/év)

2.7. Mérési eredmények összevetése a népességi adatokkal

Méréseim bemutatása után a rendelkezésre álló mérési eredményeket összefoglalom és összevetem a statisztikában szereplő népességi adatokkal. A mérések alapján a lakosság dózisének szempontjából két igazán nagy problémára derült fény Sopronban: a salakok okozta veszélyekre, illetve a Nándor-magaslat és környékének problematikájára. Nézzük meg most, hogy ezek a problémák milyen és mennyi lakást érintenek, illetve ez a lakosság mekkora részére nézve jelent ténylegesen veszélyt.

2.7.1. Salakos lakásokban mért eredmények értékelése

Panel, betonblokk épületek

1961 után hazánkban nem épülhetett salakos panel és betonblokk épület. Ha megnézzük a lakásokra vonatkozó adatokat, akkor láthatjuk, hogy Sopronban az ilyen épületek mindegyike 1960 után épült, túlnyomórészt a 70-es és 80-as években, tehát a blokkok nem tartalmazhatnak salakot adalékanyagként. Az általam megvizsgált ilyen épületekben mért eredmények ezt alá is támasztják. Ezen épületek egyikében sem mértem az átlagosnál magasabb gamma-dózisteljesítményt. Összesen 6042 ilyen építésű lakás található a városban, amelyekben kb. 10000 (4. emeletes vagy annál magasabb épületekben élők száma) ember él.

Meg kell azonban jegyezni, hogy bár a salakok használata ekkor már tilos volt, mégis találtam olyan emeletes blokk-épületeket, ahol a családi házakhoz hasonlóan a földembe szigetelésként felhasználtak salakot. Egy ilyen épület található a Várfal utcában. Ebben az 1974-ben épült házban a 4 megvizsgált lakásból egyben 400 nSv/h feletti gamma-dózisteljesítményt mértem, amely 369 Bq/m³-es radon-koncentrációval párosult. Tisztázandó, hogyan épülhetett ekkortájt salakos épület, és hány ehhez hasonló tálcás blokk-épületet építettek a városban. Ennek felkutatása a jövő feladata.

Mindent összevetve, ennek az egyedi esetnek előfordulása ellenére kijelenthetjük, hogy Sopronban a salakok okozta tényleges veszéllyel a kő, téglá építésű családi házakban kell számolni.

Tégla, kő, kézi építésű lakóházak

Ebbe a csoportba tartozó épületeket három részre lehet osztani:

- Egyrészt a belváros régi építésű házaira, amelyek 1945 előtt épültek. Összesen 6393 ilyen lakóépület van a városban. Ezekben a házakban sehol sem mértem az átlagosnál jelentősen magasabb háttérsugárzást. Salak nagyon ritkán került beépítésre, illetve, ahol volt, ott sem volt mérhető emiatt magasabb érték.
- Második csoportba a II. világháború után épült házakat sorolom. Sopronban politikai okok miatt csak 1960 után épültek új házak. Az ezután épültekben, sok esetben használtak salakot szigetelésként. A méréseim és a lakók megkérdezése alapján megállapíthatom, hogy az 1960 és 1985 között épített házakban fordul elő salak. Ebben az időszakban összesen 4407 lakás épült. Ez az összes kézi építésű ház 31%-a. Nincsenek adatok arra, hogy ebből mennyiben használtak salakot töltőanyagként. A salakok származási helye is különböző. A 72 megvizsgált salakos épületből 49 esetben a salak a soproni hőerőműből származik, vagyis ha hasonló eloszlást feltételezünk, akkor a salakos épületek 68%-ában erőművi salak található, amely több esetben magasabb dózisteljesítmény értékeket eredményezett.
- A harmadik csoportba az 1985 után épületeket sorolom. Ebben az időszakban 2596 lakás épült 2001-ig bezárólag. Ezekben a lakásokban már nem, vagy csak nagyon ritkán használtak salakot szigetelésként, tehát a salakok okozta dózistöbblettel nem kell számolni.

2.7.2. A radontól eredő többlet sugárterhelés várható helyei

A Nándor-magaslat környéki házak nagy részében számítani lehet az átlagosnál magasabb dóziszra. Magasabb értékeket a hegy É-ÉK-i oldalán mértem. Az érintett utcákban lévő házak számára vonatkozólag nem találtam adatokat, a területen csak földszintes családi házak találhatóak, kertvárosias jellegű beépítéssel. Becslésem szerint 800 lakóépületet érinthet közvetlenül „negatívan” a hegy közelsége.

A város egyéb területein mért radon-koncentráció értékek átlagukban ugyan jóval elmaradnak az itteni radon-koncentrációtól, azonban egy-egy esetben máshol is mértem 400 Bq/m³ feletti értéket. Ezeknek a lakásoknak az elhelyezkedése között semmiféle kapcsolat nem mutatható ki, tehát a város legkülönbözőbb helyein is előfordulhat magasabb koncentráció. Például két, egymástól 50 m-re lévő lakóházban mértem teljesen különböző,

(176 Bq/m³ ill. 534 Bq/m³) koncentrációt. Ez is jó bizonyíték arra, hogy a radont becsülni nagyon nehéz, azzal a mérést helyettesíteni nem lehet. Tehát kijelenthetjük, hogy a Sopronban található 14023 földszintes lakás mindegyikében javasolt a radon koncentráció ellenőrzése, a kritikus Nándor-magaslat környékén pedig erősen ajánlott. A radon szempontjából egyedül talán az emeltes házakban, a felsőbb szinteken élők azok, akiknek nem kell számolniuk magasabb radon-koncentrációval, abban az esetben, ha ezekben salak sincs beépítve.

2.7.3. A külterületeken mért eredmények értékelése

A városban kültéren mért gamma-dózisteljesítmények, ugyan nagy változatosságot mutattak, de az emberek éves dózisában ez nem sok eltérést jelent. A városban 89 nSv/h átlagos dózisteljesítményt mértem. Ehhez képest a főtéren 170 nSv/h körüli értékek voltak mérhetőek. A város északi (Soproni-medence) illetve a déli (Soproni-hegység) oldalán mért átlag 72 nSv/h ill. 122 nSv/h volt.

Az ezekből számított éves dózisterhelést két példán keresztül mutatom be:

1. Az emberek idejük nagyon kis részét töltik a szabadban. Feltételezzünk két embert: az egyik egy olyan területen tölti el szabadban az idejét, ahol átlagos dózisteljesítmény mérhető. A másik ember legyen pl. egy téri zenész, aki a Főtéren zenél. Ha napi 3 óra kint tartózkodást feltételezünk mindkettőjük esetében, akkor az utcai zenész éves szinten 0,089 mSv-el több dózist szenved el évente, ami jelentéktelennek mondható.
2. A másik esetben vegyünk két embert, akik naponta 3 órát a kertjük gondozásával töltenek. Az egyik a város északi, másik a déli oldalán teszi mindezt. Éves viszonylatban ez kettejük között 0,055 mSv dóziskülönbséget eredményez, amely szintén jelentéktelen.

A két példából jól látható, hogy a külterületen mért különbségek csupán tudományos érdekességek, a lakosokra számottevő dózistöbbletet nem eredményez. Éppen ezért, a kültéren mért eredményeket felesleges összevetni bármilyen demográfiai adattal.

Mindezt összefoglalva Sopronban az emberek éves dózisát az épített környezetben leginkább a salak megléte/hiánya, illetve a lakásban lévő radon-koncentráció befolyásolja. Ennek értelmében legnagyobb valószínűséggel az a lakos kapja a legnagyobb éves dózist,

aki földszintes lakásban él a Nándor-magaslat környékén, erőművi salakos házban, és ágyhoz kötött, vagyis minden idejét otthon tölti.

A legkisebb dózist azok kapják, akik a negyedik emelten élnek, a lakásukban a radon-koncentráció alacsony, salakot nem tartalmaz, aktív dolgozók, és munkaidejük nagy részét szabadban töltik.

3. Összefoglalás

Méréseim során az épített környezetben lévő természetes radioizotópokat vizsgáltam, és az azokból eredő természetes sugárterhelést becsültem soproni mintaterületen. Azokat a helyeket vizsgáltam, ahol magasabb a természetes háttérsugárzás, és kutattam ezek okait.

A munkám első nagy részeként elkészítettem a város háttérsugárzás térképét. 200 méteres rácshálóval dolgozva, 24 km²-es területen, több, mint 700 mérési ponton végeztem a városban gamma-dózisteljesítmény méréseket. A térképet Nyugat-Magyarországi Egyetemen kifejlesztett DigiTerra program segítségével készítettem. Méréseim alapján kijelenthetem, hogy számos érdekes anomáliát tapasztaltam.

A legmagasabb értéket egy salakos parkolóban mértem, itt 402 nSv/h-ás dózisteljesítmény volt, amelyet vizsgálódásom után (annak hatására) felszámoltak, a salakot elhordták. A városban az átlagos gamma-dózisteljesítmény 89 nSv/h, amelynek körülbelül kétszeresét mértem a város három közterületén, a Főtéren, az Orsolya téren és a Pálosok terén. Itt a térburkoló gránit kockakő magas, 1322 Bq/kg-os ⁴⁰K aktivitáskoncentrációja okozta a magasabb háttérsugárzást.

Szintén magasabb értéket észleltem a hajdan széntüzelésű Hőerőmű környékén. Az itt mért 212 nSv/h-ás maximum értéket a kéménytől 60 m-re, a fő terjedési irányban (uralkodó széljárás) mértem. Ebben az irányban az erőműtől még 150 méterre is magasabb értéket kaptam, míg a többi irányban 100 méter távolságban már az átlagos érték volt mérhető. Megállapítottam, hogy az erőmű környékén a kihullásból származó háttérnövekedés ennyi idővel a működés leállta után is tapasztalható. Hasonló eredmények adódtak a hajdan széntüzelésű téglagyár környékén is.

A sugárzás térképén szintén jól megjelenik a város északi (Soproni-medence) és déli (Soproni-hegység) oldala közötti geológiai különbség. A hegyvidék felőli oldalon 122 nSv/h-ás átlagos dózisteljesítményt, míg a város É-ÉK-i részén 72 nSv/h-ás átlagos értéket mértem.

A kültéri mérések után építőanyagok gamma-spektrometriás vizsgálatát végeztem el. A mérési sorozatban a Magyarországon kapható építőanyagok közül 19-et vizsgáltam meg.

A hagyományos értelemben vett építőanyagok közül a természetes radioizotópok koncentrációja egyetlen esetben sem lépte a túl a normális szint felső határát. Más volt a helyzet az épületekben begyűjtött salakokkal, ezeknek a ²²⁶Ra tartalma rendkívül magasnak adódott: a legmagasabb mért érték 2403 Bq/kg volt.

Ezt követően a lakókörnyezetet vizsgáltam. A korábbi, másutt végzett kutatási eredmények és az építőanyag vizsgálati eredmények ismeretében a legnagyobb figyelmet a salakos épületek vizsgálatának szenteltem.

Egy helyi lapban megjelentetett újságcikk segítségével jutottam be soproni otthonokba. Összesen 97 lakásban végeztem gamma-dózisteljesítmény méréseket, és ezek közül 54-ben nyomdetektoros radon-koncentráció méréseket is. A mérési eredmények tükrében kijelenthető, hogy Ajkától (a bányászás helyétől) viszonylag nagyobb távolságban lévő városban is felhasználták a Dunántúli-középhegységben bányászott szenekből égetett salakokat magánépítkezéseken, szigetelési célzattal. Azokban a lakásokban, ahol az építkezésnél nem használtak fel salakot, az átlagos dózisteljesítmény 113 nGy/h volt, amely a 84 nGy/h-ás (20-190 nGy/h) világátlagot ugyan valamelyest meghaladja [17], de a Nikl által számított magyarországi átlagot, 116 nGy/h-t [64] nagyon jól közelíti. Abban a 23 lakásban ahol az Öntödei és egyéb salakok kerültek beépítésre, az elnyelt dózisteljesítmények átlaga 138 nGy/h volt. 49 esetben viszont, ahol a beépített salak az erőműből származott, a dózisteljesítmény 223 (107-792) nGy/h volt, amely a lakókra nézve átlagban 1,05 (0,63-2,14) mSv effektív dózist jelent. Ez már sok esetben nem elhanyagolható sugárterhelés-növekedést jelent.

A radon-mérések eredményei megvizsgált lakásokban október-november hónapokban 137-1526 Bq/m³ között változtak. Az erőműből származó salakot építőanyagként tartalmazó lakásokban a radon-koncentráció átlaga (422 Bq/m³), illetve maximális értéke (1050 Bq/m³) közel kétszer nagyobb, mint a salakot nem tartalmazó épületekben mért értékek (221 Bq/m³, illetve 422 Bq/m³), és több esetben meghaladja az ajánlott 400 Bq/m³ határértéket.

A salakok gamma-spektrometriás vizsgálata során kimutattam, hogy a lakóházak gamma-dózisteljesítménye és a salakok ²²⁶Ra koncentrációja között szoros összefüggés áll fenn.

A vizsgálatok eredményei alapján kijelenthető, hogy azokban az 1960 és '85 között épült, kézi építésű családi házakban várható salakok okozta magasabb háttérsugárzás, ahol erőművi eredetű salakot használtak fel.

A soproni Nándor-magaslat gyomrába vájt kutatóállomás rendkívül magas radon-koncentrációja ismert volt, ezért munkám következő lépéseként a környező utcák lakóházai radon-koncentrációjának mérésével foglalkoztam.

A Nándor-magaslat környékén összesen 64 nyomdetektoros radon-koncentráció mérést végeztem, ami 62 különböző lakóházat jelent. Az elvégzett mérések alapján megállapítottam, hogy a hegy déli (42-701, átl. 261 Bq/m³) és északi (96-2051, átl. 507

Bq/m³) oldalán mért radon-koncentrációk jelentősen eltérnek. Ez a két oldal geológiai különbségeinek tudható be. Az északi oldalra számított átlagos radon-koncentráció túllépi az Európai Unió által javasolt 400 Bq/m³-es határértéket. Ha figyelembe vesszük, hogy ez egy területen mért átlag, akkor ez nagyon magasnak minősíthető. Az északi oldalon mért maximum érték (2051 Bq/m³) pedig már olyan magas, hogy mindenképp műszaki beavatkozás javasolt. Az ezekből az értékekből számított lakossági sugárterhelés teljes területre számított átlaga 8,4 mSv/év, amely a világ átlagos természetes eredetű 2,4 mSv/éves sugárterheléshez képest közel 4-szeres sugárterhelés-növekedést jelent. Az északi területen olyan lakóépületet is találtam, ahol az ott élők radontól eredő éves effektív dózisa 41 mSv/év.

Végül a mérési eredményeket összevetettem a statisztikai adatokkal, és meghatároztam azoknak az épületeknek, illetve embereknek a számát, akiket az előzőekben bemutatott megnövekedett kockázatok érinthetnek.

Megállapítottam, hogy földszintes lakóépületekben a radon-koncentráció értékeket becsülni reálisan nem lehet, ugyanis a magasabb koncentrációjú helyek teljesen véletlenszerűen helyezkednek el. A Nándor-magaslat környékén a mérés minden lakóépületben ajánlott.

4. Irodalomjegyzék

1. J. Somlai, B. Kanyár, R. Bodnár, Cs. Németh, Z. Lendvai, Radiation dose contribution from coal-slugs used as structural building material, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 207.(2) (1996), pp. 437-443.
2. Balázs L.: A kémia története I—II. kötet, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 1996
3. Somlai J., Tarján S., Kanyár B.: Radioaktív sugárzások és környezetünk, Energia Klub Környezetvédelmi Egyesület, Budapest, 2000
4. Déri Zs.: Kozmikus sugárzás mérési eredményei, MORAL14, 2002. 09.14, Balaton
5. Kanyár B., Béres Cs., Somlai J., Szabó S. A.: Radioökológia és környezeti sugárvédelem, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém, 2000
6. Kiss Ervin: Környezetünk nukleáris veszélyeztetettsége, Diplomamunka, 1999.
7. Kanyár B., Somlai J., Szabó D. L.: Környezeti sugárzások, radioökológia, Veszprémi Egyetem, Radiokémia Tanszék, Veszprém, 1996
8. Virágh E., Zöld E.: Radioaktív szennyeződések hatása a környezetre, Budapesti Műszaki Egyetem Mérnöki Továbbképző Intézete, Budapest, 1980
9. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation, United Nations, New York, 1993
10. <http://www.epa.com>
11. Déri Zs.: In-situ gamma-spektrometriában leggyakrabban alkalmazott modellek gyakorlati kérdései, OSSKI, 2004.
12. Pálfi F., Sági L., Zagyvai P., Fehér Á., Kanyár B., Homonnay Z., Nánási P., Szakál B.: Nukleárisbaleset-elhárítási Kormánybizottság Titkársága: Vele - vagy nélküle? (Ismeretek az atomenergiáról és a nukleáris biztonságról), Műegyetemi kiadó, Budapest, 1997.
13. Élet és Tudomány: XLVIII. évf. 4. szám
14. Nagy L. Gy.: Radiokémia és izotóptechnika, Tankönyvkiadó, Budapest, 1989
15. J. Falbe, M. Regitz: Römpf Chemie Lexikon, Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, 2001
16. A. Cavallo: The Radon Equilibrium Factor and Comparative Dosimetry in Homes and Mines, *Radiation Protection Dosimetry*, 92, 295-298, 2000
17. UNSCEAR Report, 2000. Sources and effects of ionizing radiation, UN, New York; Optimization of Radiation Protection in the Control of Occupational Exposure. IAEA SRS No. 21. Vienna, 2000

18. G. Gallelli, D. Panatto, P. Lai, P. Orlando and D. Risso: Relevance of main factors affecting radon concentration in multi-story buildings in Liguria (Northern Italy), *Journal of Environmental Radioactivity* 39, 117-128, 1998
19. BEIR IV. Health Risks of Radon and Other Internally Deposited Alpha-Emitters. National Academy Press, Washington, D. C., 1988
20. ICRP-47. Radiation Protection of Workers in Mines. *Annals of the ICRP* 16 Pergamon Press, 1986
21. Balogh K., Csige I., Hakl J., Hertelendi E., Hunyadi I., Koltay E., Kovách Á., Rajta I.: Fejezetek a környezetfizikából, Kézirat KLTE-ATOMKI Közös Fizikai Tanszék, Debrecen, 1994
22. Kávási N.: Évi átlagos radon-koncentráció és sugárterhelés meghatározása különböző munkaterületeken, Pannon Egyetem, Radiokémia Tanszék, Veszprém, 2006
23. C. R. Cothorn, Jr. J. E. Smith: *Environmental Radon*, Environmental Science Research, Plenum Press, New York and London, 1987
24. Dezső Z., Papp Z., Daróczy S.: Hőerőművi eredetű radioaktív szennyezés és lakossági sugárterhelés Ajkán, *Fizikai Szemle*, XLVII. Évf. 8, 244-247, 1997
25. Várhegyi A., Hakl J.: A hazai geológiai viszonyok sajátosságai és az ebből eredő radon-expozíció lehetőségei, *Környezeti ártalmak és a légzőrendszer*, 252-265, Hévíz 1999
26. Kiss J.: *Ércteleptan II.*, Tankönyvkiadó, Budapest, 1982
27. Somlai J., Kanyár B., Lendvai Z., Németh Cs., Bodnár R.: Az Ajka környékén építőanyagként felhasznált szénbányameddő és szénsalak radiológiai minősítése, *Magyar Kémiai Folyóirat*, 103. évf. 2, 53-61, 1997
28. European Commission Radiation Protection 112, Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials Directorate-General Environment, 1999
29. Ormai P.: Nemzetközi és hazai törekvések a radioaktív hulladékok biztonságos kezelésére és elhelyezésére, *Radioaktív hulladékokat Kezelő Közhasznú Társaság*, Budapest, 2003
30. P. Szerbin: Radon and exposure levels in Hungarian Caves, *Health Physics*, 71, 363-369, 1996
31. Dr. Kisházi Péter - Ivancsics Jenő: A Soproni Gneisz Formáció genetikai közettana; *Földtani közlöny*, 1988.
32. Dr. Kisházi Péter - Ivancsics Jenő: Újabb adatok a Sopron környéki leuchtenbergittartalmú metamorfitek keletkezésének problematikájához; *Földtani közlöny*, 1985.

33. Sopron-5.sz furás rétegsora
34. <http://www.ggki.hu/new/fo.html>
35. A. Várhegyi and J. Hakl: A silicon sensor based radon monitoring device and its use in environmental geophysics, *Geophysical Transactions*, Vol. 39. No. 45. pp. 289-302. 1992.
36. H.Yazici: The effect of curing conditions on compressive strength of ultra high strength concrete with high volume mineral admixtures, *Building and Environment* 42, 5 (2007b), pp. 2083-2089.
37. H.Yazici, Utilization of coal combustion byproducts in building blocks, *Fuel Processing Technology* 86 (2007a), pp. 929-937
38. G. Skodras, P. Grammelis, E. Kakaras, D. Karangelos, M. Anagnostakis and E. Hinis, Quality characteristics of Greek fly ashes and potential uses, *Fuel Processing Technology* 88, 1 (2007), pp. 77-85
39. H.C. Wu and P. Sun, New building materials from fly ash-based lightweight inorganic polymer, *Construction and Building Materials* 21, 1 (2007), pp. 211-217
40. Cs. Németh, J. Somlai, Á. Nényei, M. Skrinyár, B. Kanyár, P. Németh, K. Hoffer, Measurement of gamma-dose caused by built in coal-slags with elevated ²²⁶Ra concentration, and the modelling of shielding, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 245, 2 (2000a), pp. 287-291.
41. Szalay S.: Hazai kőszenek radiológiai vizsgálata, Magyar Tudományos Akadémia Műszaki Tudományok Osztályának Közleményei (1952),pp. 168-185.
42. Szalay S., Almássy Gy.: Analitikai vizsgálatok hazai kőszenek urántartalmára vonatkozólag. MTA Kémia Tudományok Osztályának Közleményei 8, 39 (1956).
43. Bodrogi F., Vados I.: Az ajkai szénmedence felsőcsingeri bányamezőjében előforduló lencsés településű urán felhalmozódások. MEV Adattár, Kővágószőlős J-1882 (1959).
44. H.I. Beck, Radiation exposure due to fossil fuel combustion, *Radiat. Phys. Chem.* 34 (1989), pp. 285–93.
45. D. Bódizs, L. Gáspár, G. Kömley, Radioactive emission from coal-fired power plants, *Periodica polytechnica physics* 11 (1993), pp. 87-99.
46. Az egészségügyi miniszter 16/2000. (VI.8.) EüM rendelete, az Atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról. Magyar Közlöny 55. szám, Budapest, 2000
47. J. Somlai, Cs. Németh, Z. Lendvai, R. Bodnár, Dose contribution from buildings containing coal slag insultation with elevated concentrations of natural radionuclides, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 218.(1) (1997), pp. 61-63.

48. Somlai J., Kanyár B., Nényei Á., Németh Z., Németh Cs., Radiation doses in buildings containing coal slag (in Hungarian), *Magyar Kémiai Folyóirat* 107 (3) (2001), pp. 116-124.
49. Nényei Á., Somlai J., Kanyár B., Skrinýár M., Hoffer K., Tarján S.: Possibilities of intervention to reduce doses in buildings due to natural radionuclides (in Hungarian), *Magyar Kémiai Folyóirat*, 107 (5) (2001), pp. 203-207.
50. J.S. Penfold, K.R. Smith, M.P. Harvey et al.: Assessment of the radiological impact of coal-fired power stations in the United Kingdom. Proceedings of NORM II, Second International Symposium on the Treatment of Naturally Occurring Radioactive Materials, Krefeld, Germany (1998), pp. 67-71.
51. J. Thomas., J. Hulka and J. Slava: New houses with high radiation exposure levels, Proceedings of the International Conference on High Levels of Natural Radiation, Ramsar, (1990), pp.177-182.
52. Cs. Németh, J. Somlai, B. Kanyár: Estimation of external irradiation of children due to the use of coal-slag as building material in Tatabánya, Hungary, *Journal of Environmental Radioactivity* 51 (2000), pp. 371-378.
53. J. Somlai, V. Jobbágy, Cs. Németh, Z. Gorjánácz, N. Kávási T. Kovács: Radiation dose from coal-slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary, *Radiation Protection Dosimetry* 118 (2006), pp. 82-87.
54. J. Somlai, M. Horváth, B. Kanyár, Z. Lendvai, Cs. Németh: Radiation hazard of coal-slugs as building material in Tatabánya town (Hungary), *Health Physics* 75 (1998), pp. 648-651.
55. Somlai J., Kanyár B., Lendvai Z., Németh Cs., Bodnár R.: Radiation dose contribution from coal-slag from the Ajka region used as structural building material (in Hungarian), *Magyar Kémiai Folyóirat* 103 (1997), pp. 515-518.
56. B. Kanyár, J. Somlai, Á. Nényei: Simulation of the Radioactive Concentrations of Radon and its Daughters in the Dwellings, *Mathematical and Computer Modelling* 31 (2000), pp. 93-98.
57. Z. Papp: Estimate of the annual per capita surplus dose due to the elevated indoor exposure to ²²²Rn progeny caused by the use of slag and spoil of uranium rich coal for building purposes in Ajka Town, Hungary, *Health Physics* 74 (1998), pp. 397-397.
58. K. Kovler, A. Perevalov, V. Steiner and L.A. Metzger: 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 (2005), pp. 321-334.
59. K. Kovler, A. Perevalov, A. Levit, V. Steiner and L.A. Metzger: Radon exhalation of cementitious materials made with coal fly ash: Part 2 – testing hardened cement–fly ash pastes, *Journal of Environmental Radioactivity* 82, 3 (2005), pp. 335-350.

60. K. Ulbak, N. Jonassen and K. Backmark: Radon exhalation from samples of concrete with different porosities and fly ash additives, *Radiat. Prot. Dosim.* 7 (1988), pp. 45-48.
61. G. Van der Lugt, L. C. Scholten: Radon emanation from concrete and the influence of using fly ash in cement, *Sci. Total Environ.* 45 (1985), pp. 143-150.
62. UNSCEAR, 1988.: Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York.
63. ICRP65, International Commission on Radiological Protection, Protection against ²²²Rn at Home and at Work, Oxford, Pergamon Press, ICRP Publication No.65; 1994
64. Nikl: The radon concentration and absorbed dose rate in Hungarian dwellings, *Radiation Protection Dosimetry* 67 (1996), pp. 225-228.
65. Köteles Gy.: A sugárhatás késői következményei, Sugársérülések megelőzése és gyógykezelése, Zrínyi Kiadó, Budapest, 1989
66. ICRP 60, International Commission on Radiological Protection, Oxford, Pergamon Press, ICRP Publication No.65; 1993
67. J. Uzan-Elbez, L. Rodríguez-Rodrigo, M. T. Porfiri, N. Taylor, C. Gordon, P. Garin, J. P. Girard, EISS Team: Alara applied to ITER design and operation, *Fusion Engineering and Design*, 75-79, 1085-1089, 2005
68. B. L. Cohen: A test of the linear no threshold theory of radiation carcinogenesis, *Environmental Research* 53, 193-200, 1990
69. E. Tóth, I. Lázár, D. Selmeczi, Gy. Marx: Lower Cancer Risk in Medium High Radon, *Pathology Oncology Research*, 4/2, 1998
70. S. Kondo: Health Effects of Low-Level Radiation, Kinki University Press Osaka, Japan and Medical Physics Publishing, Madison, WI USA, 1993
71. R. W. Hormung, J. A. Deddens, R. J. Roscoe: Modifiers of lung cancer risk in uranium miners from the Colorado Plateau. *Health Physics* 71, 12-21, 1998
72. B. L. Cohen: The cancer risk from Low Level radiation, *Radiation Research* 149, 525-526, 1998
73. B. L. Cohen: Lung Cancer Rate Vs. Mean Radon Level in U.S. Counties of Various Characteristics, *Health Physics* 72(1), 114-119, 1997
74. A. Auvinen, I. Makelainen, M. Hakama, O. Castren, E. Pukkala, H. Reisbacka, T. Rytomaa: Indoor radon exposure and risk of lung cancer: a nested case-control study in Finland, *Journal of the National Cancer Institute* 88, 966-972, 1996

75. F. E. Pisa, F. Barbone, A. Betta, M. Bonomi, B. Alessandrini, M. Bovenzi: Residential radon and risk of lung cancer in an Italian alpine area, *Archives of Environmental Health* 56, 208-215, 2001
76. H. Baysson, M. Tirmarche, G. Tymen, S. Gouva, D. Caillaud, J. C. Artus, A. Vergnenegre, F. Ducloy, D. Laurier: Indoor radon exposure and lung cancer risk. Results of an epidemiological study carried out in France, *Revue Des Maladies Respiratoires*, 22(4), 587-594, 2005
77. I. V. Iarmoshenko, I. A. Kirdin, M. V. Zhukovski, The relative biological effectiveness of alpha-radiation during human lung exposure to irradiation, *Radiatsionnaia Biologiya, Radioecologiya, Rossiiskaia Akademiia Nauk*, 45(4) 422-432, 2005
78. M. C. R. Alavanja, J. H. Lubin, J. A. Mahaffey, R. C. Brownson: Residential radon exposure and risk of lung cancer in Missouri, *American Journal of Public Health* 89, 1042-1048, 1999
79. J. M. Barros-Dios, M. A. Barreiro, A. Ruano-Ravina, A. Figueiras: Exposure to residential radon and lung cancer in Spain: a population-based case-control study, *American Journal of Epidemiology*, 156, 548-555, 2002
80. L. Tomásek, T. Müller, E. Kunz, A. Heribanová, J. Matzner, V. Placek, I. Burian, J. Holecek: Study of lung cancer and residential radon in the Czech Republic, *Central European Journal of Public Health* 3, 150-153, 2001
81. Z. Wang, J. H. Lubin, L. Wang, S. Zhang, Jr. J. D. Boice, H. Cui, S. Zhang, S. Conrath, Y. Xia, B. Shang, A. Brenner, S. Lei, C. Metayer, J. Cao, K. W. Chen, S. Lei, R.A. Kleinerman: Residential radon and lung cancer risk in a high-exposure area of Gansu province, China, *American Journal of Epidemiology* 155, 554-564, 2002
82. EC, 1996. Council Directive 96/29/Euroatom of 13 May 1996 laying down the basic safety standards for the protection of health of workers and the general public against the dangers of ionizing radiation. *Official Journal of the European Commission* 1996 39 L159 1-114, 1996
83. EC, 1997. Recommendations for the implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards concerning significant increases in exposure due to natural radiation sources. *Radiation Protection* 88. European Commission, Office for Official Publications of the European Commission. *Radiation Protection Series*, 1997
84. EC, 1990. Commission recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon. (90/143/Euroatom). *Official Journal of the European Commission* 1996 39 L80 26-27, 1990
85. *International Basic Safety Standards, Safety Series 115-I*, Vienna: IAEA, 1996
86. Az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. Törvény
87. H. Synnott, D. Fenton: *An Evaluation of Radon Reference Levels and Radon Measurement Techniques and Protocols in Europe Countries*, European Radon

Research and Industry Collaboration Concerted Action, European Commission
Contract N^o: FIRI-CT-2001-20142, 2005

88. Gorjánác Z.: Az uránbányászat utólagos hatásai a nyílt és zárt terek radonkoncentrációjára, beavatkozási lehetőségek, Pannon Egyetem, Radiokémia Tanszék, 2006
89. Iren K. Helfer and Kevin M. Miller, Calibration factors for Ge Detectors used for field spectrometry, Health Physics Vol. 55, No. 1 (July) pp. 15-29, 1988.
90. In Situ Spectroscopy, M-1-B32, M-1 Setup, Supervisor Program
91. <http://www.sopron.hu>
92. Marosi S., Somogyi S.: Magyarország kistájainak katasztere I-II., MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 1990.
93. <http://www.nepszamlalas.hu>
94. <http://www..mikrocenzus.hu>
95. <http://www.portal.ksh.hu>
96. <http://www.radosys.com>
97. Z. Jaworowski: A dózis-kockázat arányosság paradigmájának felemelkedése és bukása, Fizikai szemle, XLIX. Évf. 11, 317-321, 1999
98. Köteles Gy., Tóth E.: Gondolatok az ionizáló sugárzás kis dózisainak hatásáról, Fizikai Szemle, XLIX.. Évf. 11, 394-400, 1999
99. Gy. Köteles: The low dose dilemma, Central European Journal of Occupational and Environmental Medicine 4, 103-113, 1998
100. ICRU 53
101. Várhegyi A.: Szakvélemény - Ajkai erőműi zagy (pernye) és vörösiszap felhasználhatósága útépitéshez, Pécs 2002.

5. Tézisek

1. Mérésekkel igazoltam, hogy azokban a lakásokban, ahol salak került beépítésre a gamma-dózisteljesítmény és a salakok ^{226}Ra koncentrációja között szoros összefüggés van, így kijelenthető, hogy ezekben az épületekben a fő sugárforrás a salak és a benne lévő rádium.
2. Magyarországon Ajkától viszonylag távolabbi településen is valós veszélyt jelentenek a bakonyi szénből égetett salakok azokban a magánépítésű házakban, ahol azt szigetelőanyagként felhasználták. Sopronban azokban az 1960-85 között épült salakos házakban várható magasabb háttérsugárzás, ahol a salak a hőerőműből származott.
3. Épített környezetben a gamma-dózisteljesítmény egy kisvárosnyi területen is nagy változatosságot mutathat, a teret burkoló anyagok függvényében. Az átlagostól 4-5-szörös eltérés is tapasztalható.
4. Az adott terület geológiája nagyban befolyásolja a kültéren mért gamma-dózisteljesítményeket. Ennek eredményeként Sopronban a hegyvidék és a sík területek átlagos dózisteljesítménye között 50 nSv/h-s különbség tapasztalható.
5. A soproni Nándor-magaslat északi oldalán található lakóépületekben a radon koncentrációjának átlaga meghaladja a 400 Bq/m³-es javasolt EU-s határértéket. Ezen a területen lévő valamennyi lakás vizsgálata erősen ajánlott.
6. A soproni lakóépületekben végzett radon mérések alapján kijelenthető, hogy az épületek radon-koncentrációja nem becsülhető, megállapításához minden esetben mérésre van szükség.
7. A már nem működő széntüzelésű erőművek környékén akár 3-4 szeres háttérsugárzás növekmény is megfigyelhető, a fő széliránynak megfelelően

akár 150 méter távolságban is. Más irányokban az anomália rövidebb távon (> 100 m) lecseng.

5. Theses

- 1. I proved with measurements that those flats and houses in which slag was built in there is a strong correspondence between the gamma-dose rate and the ^{226}Ra concentration of the slag. Hence it can be declared that the main radiation source in these buildings is the slag and the radon it contains.**
- 2. Slag from the coal mined in mountain Bakony that is built into the private houses as isolation mean real threat in Hungary in settlements further away from Ajka, as well. More background radiation can be expected in the buildings built 1960-85 in Sopron where slag originates from thermal power stations.**
- 3. Gamma-dose rate values can show big diversity in built environments in hick town areas depending on the paving materials. Even 4-5-fold divergence from the average can be observed.**
- 4. The geology of a given area influences the gamma-dose rate measured outdoors on a large scale. As a result of this, a difference in dose-rate of 50 nSv/h can be observed between the mountainous and flat areas in Sopron, Hungary.**
- 5. The radon-concentration in the buildings on the north side of the Nádor-magaslat in Sopron exceeds the threshold limit of 400 Bq/m^3 (suggested limit of the European Community). It is strongly recommended that all the flats and buildings in this area be inspected.**
- 6. Based on the measurements made in the buildings in Sopron it can be stated that radon-concentration cannot be forecast: measurements are necessary to determine it in each case.**
- 7. Even a 3-4-fold background radiation increment can be observed in the environments of idle (not anymore operated) coal power plants in the main**

wind direction at a distance of 150 metres, as well. The anomaly rings off in other directions within a shorter distance (<100m).

Köszönetnyilvánítás

Szeretném köszönetemet kifejezni a Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdészeti Géptani Tanszék minden dolgozójának, különösen Dr. Horváth Béla professzor Úrnak, akik erejükhöz mérten támogatták és segítették munkámat!

Ezen túlmenően külön köszönetet szeretnék mondani témavezetőmnek Dr. Divós Ferencnek, aki a szakmai tanácsok mellett, élete példájával hozzájárult, ahhoz is, hogy jobb ember váljon belőlem!

Köszönet a Pannon Egyetem, Radiokémiai Tanszékének dolgozóinak, különösen Dr. Somlai Jánosnak és Dr. Kovács Tibornak, akik mind műszerekkel mind szakmai tanácsokkal hozzájárultak disszertációm elkészüléséhez. Nélkülük minden bizonnyal nem sikerült volna!

Köszönet Hüber Erik Úrnak, a Radosys Kft. első emberének, aki a radon-méréseimhez nyújtott óriási segítséget!

Köszönet kollegámnak és barátomnak Horváth Miklósnak a munkámban nyújtott segítségéért és a feledhetetlen párizsi élményekért!

Köszönet Simon Tamás barátomnak kitartásáért, aki több száz mérési pont és utca bejárása után is ugyanazzal a jó kedvvel és lelkesedéssel segítette munkámat!

Köszönet általános iskolai osztályfőnökömnek Szita Istvánnénak, aki eddigi életem legkiválóbb pedagógusa volt!

Köszönet Dr. Wolfgang Raskob Úrnak, aki Németországban tartózkodásom ideje alatt mindig tekintettel volt, doktori tevékenységemre és adott időt, hogy disszertációm be tudjam fejezni!

Köszönet szüleimnek, akik megteremtették lehetőségét mindannak, hogy idáig eljussak.

Köszönet kedvesemnek a sok türelemért és biztatásért amivel mindvégig mellettem állt és bátorított!

Köszönet barátaimnak a közös élményekért, melyek mindig új erővel töltöttek fel!