

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

ÉPÜLETEK SUGÁREGÉSZSÉGÜGYI VIZSGÁLATA

Készítette:

Homoki Zsolt

Vegyésmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskola

DOI: 10.18136/PE.2026.993

Témavezetők:

Dr. Kovács Tibor, Dr. Tóth-Bodrogi Edit

egyetemi docens

Pannon Egyetem

Mérnöki Kar

Bio-, Környezet- és Vegyésmérnöki Kutató-Fejlesztő Központ

Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék



**Veszprém
2026**

ÉPÜLETEK SUGÁREGÉSZSÉGÜGYI VIZSGÁLATA

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Vegyészmérnöki és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

bio-, környezet- és vegyészmérnöki tudományágban

Írta: Homoki Zsolt

Témavezetők: Dr. Kovács Tibor, Dr. Tóth-Bodrogi Edit

Elfogadásra javaslom: igen / nem.

.....
témavezető

Elfogadásra javaslom: igen / nem.

.....
témavezető

Az értekezés bírálatra bocsátható.

.....
TDHT elnök

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

A bíráló Bizottság tagjai:

elnök:.....

bírálók:.....

tagok:.....

Veszprém, 2026.

.....
Bíráló Bizottság elnök

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

Veszprém, 2026.

.....
EDHT elnök

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	1
Kivonat.....	3
Abstract.....	4
Abstrakt.....	5
1. Bevezetés és célkitűzés.....	6
2. Irodalmi háttér.....	8
2.1. Radioaktivitás és a radioaktív sugárzások mérése.....	8
2.1.1. Radioaktivitás.....	8
2.1.2. Dózismennyiségek.....	9
2.1.3. Ionizáló sugárzások egészségkockázata.....	11
2.2. Természetes radioaktivitás a környezetünkben és a sugárterhelésünk.....	12
2.2.1. A radioaktivitás természetes formái a környezetünkben és a dózisaink.....	12
2.2.2. Radon és toron.....	15
2.2.3. Építőanyagok radioaktivitása.....	18
2.2.4. Sugárterhelésünk becslése.....	20
2.3. A sugárvédelem koncepcionális és jogszabályi alapjai.....	21
2.3.1. Nemzetközi háttér.....	21
2.3.2. Hazai háttér.....	26
2.3.3. A hazai Nemzeti Radon Cselekvési Tervről.....	28
2.4. Korábbi hazai országos radonfelmérések.....	31
2.5. Radioaktivitás salakos épületekben.....	32
2.6. A rövid- és hosszú idejű beltéri radon mérések kapcsolata.....	33
2.7. Védekezés beltéri sugárzásokkal szemben.....	34
2.7.1. Védekezés gamma-sugárzással szemben.....	34
2.7.2. Védekezés beltéri radon-koncentrációval szemben.....	35
2.8. Természetes sugárterhelésünk forrásai és mértéke.....	39
2.8.1. Sugárterhelésünk világátlaga az UNSCEAR becslése alapján.....	39
2.8.2. A sugárterhelésünk hazai, becsült értéke.....	40
3. Kísérleti rész.....	42
3.1. Épületek radiológiai vizsgálatának háttere és célja.....	42
3.1.1. Épületek radiológiai vizsgálatának háttere.....	42
3.1.2. A vizsgált épületek jellemzése.....	42
3.1.3. Gamma-sugárzás vizsgálatok célja, módja, az eredmények feldolgozása.....	43
3.1.4. Dózismennyiségek közötti átszámítás.....	45
3.1.5. Aktív műszeres radonvizsgálatok célja, módja, az eredmények feldolgozása ...	47
3.1.6. Passzív nyomdetektoros vizsgálatok célja, módja, az eredmények feldolgozása	48

3.2.	Mérőműszerek bemutatása.....	50
3.2.1.	Gamma-sugárzás mérők.....	50
3.2.2.	Aktív radon detektorok	51
3.2.3.	Passzív radon detektorok	53
3.3.	A hazai lakosság természetes sugárterhelésének újraszámítása	54
4.	Eredmények és következtetések.....	56
4.1.	Salakbeépítések előfordulása a hazai épületekben.....	56
4.2.	Salakos és salak nélküli épületekben mért gamma-sugárzások	57
4.2.1.	Gamma-sugárzás a salak nélküli épületekben	58
4.2.2.	Építőanyagok felületén mért gamma-dózteljesítmény	59
4.2.3.	Gamma-sugárzás a salakot tartalmazó épületekben.....	60
4.2.4.	Vonatkoztatási szint származtatása beltéri gamma-sugárzásokra.....	64
4.2.5.	Beltéri gamma-sugárzások értékelése	68
4.3.	Rövid idejű, aktív műszeres beltéri radon mérések	70
4.3.1.	Rövid idejű radonmérések tapasztalatai.....	70
4.3.2.	Beltéri radonszint növekedési szakaszok elemzése	76
4.3.3.	A beltéri radonkockázat értékelési módszere.....	82
4.4.	A beltéri radon-koncentrációk térbeli és időbeli változása.....	85
4.4.1.	Radon-koncentrációk az emeleti szintek függvényében.....	85
4.4.2.	A radon-koncentrációk évszakos változása	88
4.4.3.	Radonszintek térbeli és időbeli változékonysága egy épületben belül	91
4.5.	A hazai lakosság természetes eredetű sugárterhelésének újraszámítása.....	92
	Összefoglalás.....	102
	Irodalomjegyzék.....	106
	Tézispontok	113
	Thesis statements.....	115
	Publikációs tevékenység	117
	Köszönetnyilvánítás	120

Kivonat

A szerző a munkája során hazai épületek beltéri sugárzás szintjét vizsgálta az ország egész területén. Ehhez helyszíni beltéri gamma-sugárzás méréseket végzett szcintillációs elven működő, Automess típusú műszerrel, valamint néhány nap időtartamú beltéri radonkoncentráció méréseket AlphaGuard és RAD7 típusú műszerekkel. A vizsgálatok eredményeiből részletes statisztikai elemzéseket készített, és azok felhasználásával javaslatot tett az épületek rövid idejű méréseken alapuló sugáregészségügyi értékelésének módjára.

A szerző megállapította, hogy az egyes építőanyag típusok által jelentett radiológiai kockázatok jól jellemezhetők a felszínükön mért gamma-dózisteljesítmény értéke alapján. Bemutatta, hogy beavatkozást igénylő gamma-sugárzás egyedül a salakbeépítést tartalmazó épületekben várható, de az esetek 92%-ban a salakos épületekben mért átlagos szint sem volt nagyobb, mint az átlagos külső háttérsugárzási szint 2,5-szerese (250 nSv/h). A szerző a forgalomba kerülő építőanyagok radioaktivitására vonatkozó szabályozásból levezett egy vonatkoztatási szintet a beltéri gamma-sugárzásra, az értékének 350 nSv/h-t kapott, és ezt összehasonlította az épületekben mért értékekkel.

Megállapította, hogy a rövid idejű beltéri radon vizsgálatok során mért radonszint változások tipizálható tendenciát követnek. Elemzésekkel arra jutott, hogy a felmérések ajánlott időtartama legalább 3 nap; és hogy a nem szellőztetett helyiségekben mért radonszint növekedési sebességek alkalmasak a beltéri radonkockázat értékelésére. A szerző kidolgozott egy módszert a beltéri radonpotenciál számszerűsítésére, amely az átlagos, a maximális és az első 24 órára eső radonszint növekmény meghatározásán alapul.

A szerző éves időtartamú beltéri radon vizsgálatok eredménye alapján elemezte a radonszintek évszakos változását és épület szintek szerinti megoszlását. Megfigyelte, hogy az évszakos korrekciós tényezők nem függtek az emeleti szinttől, és 100 Bq/m³ felett az éves átlagos radonszinttől sem; viszont az értékük évtizedes távlatban változhat.

A szerző a hazai, országos kiterjedésű felmérések eredményeit felhasználva újraértékelte a lakosság természetes forrásokból származó sugárterhelését. A mértékét a korábbi 4,1 mSv helyett 4,4 mSv-re becsülte, szemben a 2,4 mSv általánosan elfogadott világszinttel. Megállapította azt is, hogy az ICRP legújabb ajánlásait figyelembe véve ez az érték 6,9 mSv-re becsülhető.

Abstract

The author assessed the radiation levels in buildings in the whole territory of Hungary. Detailed indoor gamma radiation surveys were done by using scintillation-based Automess instruments. Additionally, short-term indoor radon concentration measurements were made using AlphaGuard and RAD7 devices. The collected data were subjected to comprehensive statistical analyses. Their results were used to create a suggestion for the methodology of radiological classification of buildings from a public health perspective.

The author demonstrated that different building materials can be effectively characterized by gamma radiation levels measured on their surfaces. Elevated gamma radiation, which requires intervention, was found exclusively in buildings containing bottom ash as construction materials. But the radiation levels in buildings affected by bottom ash usually showed only a moderate increment. Additionally, the author derived a reference level for indoor gamma radiation using the existing regulation regarding the radioactivity of construction materials. This reference level was compared to the values measured in the investigated buildings.

The author found that the time series of indoor radon concentration observed during short-term measurements follows typical characteristics. The statistical analyses of the results indicated that the suggested minimum duration of measurement is at least three days. It was demonstrated that the speed of radon concentration increment measured in unventilated rooms can be applicable for assessing indoor radon risk. Additionally, a new method was developed to quantify the indoor radon potential, based on determining the average radon level, the maximum value, and the radon increment observed during the first 24 hours.

The seasonal variation of the radon levels was also evaluated using the results of one-year indoor radon measurements. The distribution of the radon levels was analysed by floor level. The spatial and temporal variability was also investigated within individual buildings.

Finally, the author recalculated the radiation exposure of the Hungarian population from natural sources using data from nationwide surveys. The average annual effective dose was estimated as 4.4 mSv, compared to the previously reported 4.1 mSv, applying the same calculation method, compared to the global average of 2.4 mSv. Taking into account the latest ICRP recommendations, this value may be higher: 6.9 mSv.

Abstrakt

Der Autor untersuchte in seiner Arbeit die Strahlungswerte in ungarischen Gebäuden im ganzen Land. Die Messungen der Gammastrahlung in Innenräumen der Gebäude erfolgten mit einem Automess-Gerät, das nach dem Szintillationsprinzip arbeitet. Die Radonkonzentration in Innenräumen wurde mit den Geräten AlphaGuard und RAD7 gemessen. Die Messungen dauerten nur wenige Tage. Die Ergebnisse wurden detailliert statistisch ausgewertet. Auf Grundlage dieser Ergebnisse wurde ein Verfahren zur Beurteilung der Strahlenbelastung in Gebäuden auf Basis von Kurzzeitmessungen vorgeschlagen.

Der Autor stellte fest, dass die auf der Oberfläche verschiedener Baumaterialien gemessene Gammastrahlung proportional zu deren Radioaktivität ist und dass der Messwert daher für deren Charakterisierung geeignet ist. Hohe Gammastrahlungswerte, die ein Eingreifen erforderlich machen würden, können nur in Gebäuden gemessen werden, in denen Schlacke als Baumaterial verwendet wurde. Allerdings können selbst in Gebäuden, die Schlacke enthalten, häufig keine Strahlungswerte gemessen werden, die mehr als das 2,5-fache der externen Hintergrundstrahlung betragen. Der Autor ermittelte den Referenzwert für die Gammastrahlung in Innenräumen anhand der Regelung zur Begrenzung der Radioaktivität von in Verkehr gebrachten Baumaterialien. Der erhaltene Wert wurde mit den in Gebäuden gemessenen Werten verglichen.

Der Autor stellte fest, dass die Veränderungen der Radonkonzentrationen, die bei kurzfristigen Radonmessungen in Innenräumen gemessen wurden, einem typischen Trend folgen. Die Analysen ergaben, dass die empfohlene Mindestdauer von Radonmessungen 3 Tage beträgt. Darüber hinaus eignen sich die in unbelüfteten Räumen gemessenen Radonkonzentrations-Wachstumsraten zur Beurteilung des Radonrisikos in Innenräumen. Der Autor entwickelte eine Methode zur Quantifizierung des Radonpotenzials in Innenräumen, die auf der Bestimmung des Durchschnitts, des Maximums und der Veränderungen der Radonkonzentrationen in den ersten 24 Stunden basiert.

Der Autor nutzte die Ergebnisse von Radonmessungen in Innenräumen über einen Zeitraum von einem Jahr, um die saisonalen Schwankungen der Radonkonzentrationen zu analysieren. Er untersuchte außerdem die Verteilung der Radonkonzentrationen nach Etage.

Der Autor erstellte eine neue Bewertung zur Beurteilung der Strahlenbelastung der ungarischen Bevölkerung durch natürliche Quellen. Die neue Schätzung beträgt 4,4 mSv, verglichen mit dem weltweiten Durchschnitt von 2,4 mSv. Unter Berücksichtigung der neuesten Empfehlungen der ICRP ergibt sich jedoch ein Wert von 6,9 mSv.

1. Bevezetés és célkitűzés

Az élet a Földön radioaktív környezetben fejlődött ki, a radioaktivitás a környezetünk természetes jellemzője. A radioaktív izotópok minden környezeti elemben megtalálhatók körülöttünk, ebből következően az épületeinket alkotó, természetes nyersanyagok felhasználásával készült építőanyagok is radioaktívak valamelyest. A természetes sugárterhelésünk legfőképp a radon bomlástermékeinek belégzésétől, a földkérgi eredetű radioizotópok külső gamma-sugárzásától és az űrből érkező kozmikus sugárzástól származik. A természetes radioizotópok mellett a környezetünkben megtalálhatók az emberi tevékenység eredményeként létrejött, mesterséges eredetű radioaktív izotópok is. Ezek előállítása és felhasználása azonban szigorúan felügyelt keretek között történik; különös figyelmet fordítva arra, hogy az előállításuk és felhasználásuk során a környezetbe csak elhanyagolható mennyiség juthasson ki, amelynek nincs egészségügyi kockázata. Emiatt a környezetünkben lévő mesterséges radioizotópoktól származó sugárterhelésünk mértéke nagyságrendekkel kisebb, mint a természetesektől származó. Az is elmondható, hogy a lakosság természetes forrásokból származó sugárterhelése általában messze meghaladja a sugárveszélyes munkatört betöltő munkavállalók éves dóziséját, köszönhetően a szigorú sugárvédelmi követelményeknek. Időnk legnagyobb részét általában épületekben töltjük, ahol rendszerint a külső háttérnél magasabb sugárzási szintek mérhetők. A nemzetközi és hazai vizsgálatok azt is megmutatták, hogy az épületekben lévő sugárzási szintek között jelentős, akár nagyságrendi különbségek lehetnek. Vannak olyan épületek, ahol a gamma-sugárzás meghaladja a külső háttérsugárzás többszörösét, ami jelentős többlet sugárterhelést jelent a bent tartózkodók számára más épületekhez képest. A hazai vizsgálatok azt is megmutatták, hogy a magasabb gamma-sugárzás rendszerint az épületek födémjére, szigetelő, térkitöltő anyagként terített, emelkedett radioaktivitású salakoknak köszönhető. Ezek a salakok rendszerint hazai hőerőművekből származtak, és az építőipari felhasználásukat már 1960-ban megtiltották miniszteri rendeletben. 1969-től a radioaktívabb pernyék és salakok adalékanyagként való felhasználását is korlátozták. Ugyanakkor a salakok építőanyagként való alkalmazása a '60-as, '70-es és '80-as években is folytatódott. Ráadásul mind a mai napig kapható építőanyagipari kereskedelmi forgalomban. A fentiek miatt kiemelt jelentősége van a beltéri környezet radiológiai szempontú vizsgálatának.

Az épületekben lévő beltéri radon legfőbb forrása az épület alatti talaj és a kőzet, de a radioaktív salak feltöltéssel készült födémek és a salakok felhasználásával készült falak is jelentősen hozzájárulhatnak a beltéri radonszintek megnövekedéséhez. A beltéri radontól származó kockázat mértéke azért különösen fontos, mert a radon és leányelemeinek

belégzésétől származik a természetes, éves sugárterhelésünk mintegy kétharmada. Ez azt jelenti, hogy az általa jelentett radiológiai kockázat önmagában nagyobb, mint a többi tényezőé együttvéve. A tartósan magas radonszintnek való kitettség évtizedek alatt bizonyítottan megnöveli a tüdődaganat kialakulásának kockázatát. Az utóbbi évtizedek vizsgálatai azt is megmutatták, hogy a kockázat növekedése már a 200 Bq/m^3 -es, mérsékelten emelkedett radonszint felett is kimutatható.

A dolgozatom tárgya a hazai épületekben mérhető beltéri gamma-sugárzások és radon-koncentrációk nagyságának, valamint térbeli és időbeli eloszlásának vizsgálata és értékelése volt aktív és passzív eszközökkel végzett mérések alapján. Céлом volt a hazai épületekre jellemző átlagos beltéri gamma-sugárzás szint meghatározása mind salakos, mind pedig salak nélküli épületekben; a gamma-sugárzás nagyságának vizsgálata különböző építőanyagok környezetében; az emelkedett beltéri gamma-sugárzási szintet okozó építőanyagok és építési módok beazonosítása; valamint egy vonatkoztatási szint levezetése annak eldöntésére, hogy mi tekinthető magas beltéri gamma-sugárzás értéknek?

Az aktív és passzív radonmérések eredményei alapján vizsgáltam a radon-koncentrációk térbeli (emeleti szintenkénti) és időbeli (évszakos) változását. Az aktív műszeres radonmérések eredményeinek elemzésével vizsgáltam, hogy kimutatható-e emelkedettség a radonszintekben a salakbeépítéseknek köszönhetően? Vizsgálatom, hogy a radonszint változások tendenciájának elemzéséből nyert információk, mennyiben alkalmasak a beltéri radonkockázat értékelésére? A tendenciák elemzése alapján meg kívántam határozni a rövid idejű radonmérések minimálisan ajánlott időtartamát.

További céлом volt, hogy a helyszíni vizsgálatok tapasztalatait felhasználva javaslatot tegyek az épületek radiológiai felmérésének módszerére és az abból származó eredmények kiértékelésére, értelmezésére. A hazai lakosság természetes forrásokból származó éves, átlagos sugárterhelésének mértékét országos kiterjedésű felmérések eredményeit felhasználva kívántam újraértékelni.

2. Irodalmi háttér

2.1. Radioaktivitás és a radioaktív sugárzások mérése

2.1.1. Radioaktivitás

A radioaktivitás az anyagi világ természetes jellemzője. Azt a folyamatot, amely során az instabil atom átalakul, radioaktív bomlásnak, röviden bomlásnak hívjuk. A bomlások során energia szabadul fel, amely sugárzás formájában távozik. A bomlás során megváltozhat az atommagon belül a protonok és neutronok száma, amely eredményeként új kémiai elem keletkezik; továbbá kilökődhetnek elektronok, amely miatt az atom ionizálódik. A bomlás járhat az atommag és az elektronszféra energiaszintjének megváltozásával is. A bomlás során felszabaduló energiának egy része az új részecskék létrejöttére fordítódik, más része ezek mozgási energiájaként jelenik meg és közben visszalökődik a kibocsátó atommag is. Bomlás azért történik, hogy az atommag a felépítése szempontjából a kiindulásinál energetikailag kedvezőbb állapotba kerüljön. Sokszor a bomlási folyamat nem áll meg egy átalakulás után, hanem továbbiak követik, mivel a keletkező leányelem termék maga is instabil, azaz radioaktív. A radioaktív bomlások során létrejövő sugárzások az anyaggal való kölcsönhatás során ionizálhatják azt. Azon sugárzásokat, amelyek erre képesek, ionizáló sugárzásoknak nevezik, megkülönböztetve a nem-ionizáló sugárzásoktól. Az előbbiekhöz tartoznak az alfa-, béta-, és gamma-sugárzások mellett a röntgen- és a neutron-sugárzások. Továbbá a radioaktív bomlások közé tartoznak még az atommag hasadásával járó spontán módon bekövetkező, vagy indukált bomlások is. A környezetünkben jelen lévő radioaktív bomlási formák közül, az embereket érő sugárterhelés szempontjából az alfa-, béta-, gamma-sugárzások jelentősége a legnagyobb.

A biológiai kockázat szempontjából a legnagyobb károsító képessége az alfa-sugárzásnak van, 20-szorosa a béta- és a gamma-sugárzásénak. Azonban az alfa-sugárzásnak a legkisebb a hatótávolsága, vagyis az átlagos úthossz, amelyet egy anyagban képes megtenni. Az alfa-részecske hatótávolsága a levegőben néhány cm, szilárd anyagban néhány mikrométer, ezért akár egy papírlapban is elnyelődik. Az alfa-részecskék esetében a leggyakoribbak az egységnyi úthosszon bekövetkező ütközések, amely során leadja a teljes mozgási energiáját és eredményül elnyelődik az anyagban. Emiatt az alfa-sugárzást hordozó izotóp a szervezetbe bejutva a legveszélyesebb. A béta-sugárzás a levegőben MeV-onként kb. 1 m távolságot tud megtenni, szilárd anyagban általában néhány cm mélységig jut be. Általában külső forrásként a bőrre és a szemlencsére a legveszélyesebb. Árnyékolására jellemzően plexi lemezt használnak. A környezetünkben előforduló sugárzások közül a legnagyobb áthatoló képessége a gamma-sugárzásnak van. Ennek mértéke függ az energiájától és a besugárzott anyag

minőségétől, sűrűségétől. A gamma-sugárzás árnyékolásához szükségesek a legnehezebb, legsűrűbb anyagok, ezért általában ólmot használnak erre a célra. A gamma-sugárzás az emberi testben csak részben nyelődik el energiájának egy részét átadva. A gamma-sugárzás intenzitása az anyagi közegen való áthaladás közben exponenciálisan csökken az elnyelő közeg tömeggyengítési együtthatójának függvényében.

[Köteles, 2002; OAH, 2019]

2.1.2. Dózismennyiségek

Különbféle dózismennyiségeket használunk az anyagban elnyelődött sugárzás által kiváltott fizikai és biológiai hatások leírására, számszerűsítésére. A fizikai hatás az adott anyag egységnyi tömegében elnyelt energiától függ. A biológiai hatás az előbbin felül függ a sugárzás fajtájának minőségétől és a károsodást szenvedett szövet típusától is, mivel az egyes szervek, szövetek sugárérzékenysége eltérő. Az alábbiakban a sugárvédelemben használatos leggyakoribb dózismennyiségeket mutatom be.

Elnyelt dózis, D :

Az elnyelt dózist, azt a fizikai mennyiséget nevezzük, amely kifejezi, hogy egységnyi tömegben mekkora mennyiségű, általában ionizációt eredményező, mozgási energia nyelődött el. Jele: D , mértékegysége [J/kg], illetve [Gy]. Gyakorlati szempontból ez egy mérhető mennyiség, mivel ezen az elven alapulnak a dózisteljesítmény-mérő műszerek.

Levegő kerma, K_a :

A kerma kifejezés az angol 'Kinetic Energy Released per unit Mass' rövidítéséből származik. A levegőre megadott kermával azt a közölt dózist fejezik ki, amely egységnyi levegő térfogaton áthaladó töltetlen részecskesugárzás (foton, neutron) által átadott energia hatására keletkező szabad elektronok kezdeti kinetikus energiájának felel meg. Jele: K_a , mértékegysége [J/kg], illetve [Gy].

Egyenértékdózis, H_T :

$H_T = \sum_R W_R \cdot D_{T,R}$	(1)
----------------------------------	-----

Az egyes ionizáló-sugárzásoknak eltérő a biológiai károsító képessége. Ezen különbséget fejezi ki a sugárminőségi tényező, W_R , amelynek értéke béta-sugárzás, valamint a gamma- és röntgen-fotonok esetében 1, az alfa-sugárzás esetében 20, a szabad neutronok esetében 2,5 és 20 közötti az energiájuk nagyságának függvényében. Egy szövet egyenértékdózisát az adott

szövetben elnyelt dózis, $D_{T,R}$, és a sugárminőségi tényező, W_R , szorzataként kapjuk sugárzás fajtánként összegezve. Jele H_T , mértékegysége [J/kg], illetve [Sv].

Az egyenértékdózis az egyes szervekre és szövetekre külön-külön határozandó meg. A teljes testre vonatkoztatott értékét ezek összegzésével kapjuk. A hazai jogszabályokban általában a szemlencse, a bőr és a végtagok dóziskorlátjának megadásánál használják. A gyakorlatban a műszerrel közvetlenül mérhető dózisegyenértékek használatosak helyette: H_x , - foton dózisegyenérték, H^* – környezeti dózisegyenérték, H_p – személyi dózisegyenérték.

Effektív dózis, E :

$E = \sum_T W_T \cdot H_T = \sum_T W_T \cdot \sum_R W_R \cdot D_{T,R}$	(2)
--	-----

A teljes testre vonatkozó biológiai kockázat mértékét az effektív dózis fejezi ki. Az értékét az egyes szöveteket ért egyenértékdózisok szöveti súlytényezővel, (W_T), súlyozott összegéből kapjuk, ahol a szöveti súlytényező az egyes szövetek eltérő sugárérzékenységének kifejezésére szolgál. Jele E , mértékegysége [J/kg], illetve [Sv]. A fenti definícióból következik, hogy közvetlenül nem mérhető mennyiség. A hazai jogszabályok a dóziskorlátokat, vonatkoztatási szinteket általában ebben az egységben határozzák meg. A dóziskorlátok és vonatkoztatási szintek a védelmi intézkedések megalapozására szolgálnak.

Környezeti dózisegyenérték, ($H^*(10)$):

A környezeti dózisegyenérték egy operatív dózismennyiség. Azt fejezi ki, hogy a meghatározott összetételű, testszövet ekvivalensnek tekintett ICRU gömb fantomban 10 mm mélységben mekkora dózis lenne mérhető egy vele szemben frontálisan elhelyezett forrásból. A környezeti dózisegyenértékben meghatározott érték az effektív dózist felülbecsüli, ugyanakkor annak jellemzésére használatos mennyiségként szokás rá tekinteni. Jele $H^*(10)$, mértékegysége [J/kg], illetve [Sv].

Lekötött egyenérték és effektív dózis, $H_T(\tau)$, $E(\tau)$):

$H_T(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} H_T(t) \cdot dt \quad \text{és} \quad E(\tau) = \sum_T w_T \cdot H_T(\tau)$	(3), (4)
--	----------

A lekötött egyenértékdózis azt fejezi ki, hogy a szervezetbe jutott radioaktív anyagtól, egyes szöveteknek vagy szerveknek, adott integrálási idő alatt mekkora egyenértékdózisa származtatható. Az integrálási idő gyermekeknél a felvétel időpontjától 70 éves korig, felnőtteknél 50 évnyi időtartamot ölel fel. Ebből a lekötött effektív dózist akkor kapjuk, ha elvégezzük ezek összegzését a teljes szervezetre.

[Köteles, 2002; Fehér, Deme, 2010]

2.1.3. Ionizáló sugárzások egészségkockázata

A sugárvédelemben az ionizáló sugárzások biológiai hatásait a dózis-hatás összefüggések alapján két csoportra osztják. Az egyikbe a sztochasztikus hatásokat sorolják, a másikba determinisztikusokat. A kettő kapcsolatát az **1. ábra** mutatja. [Köteles, 2002]

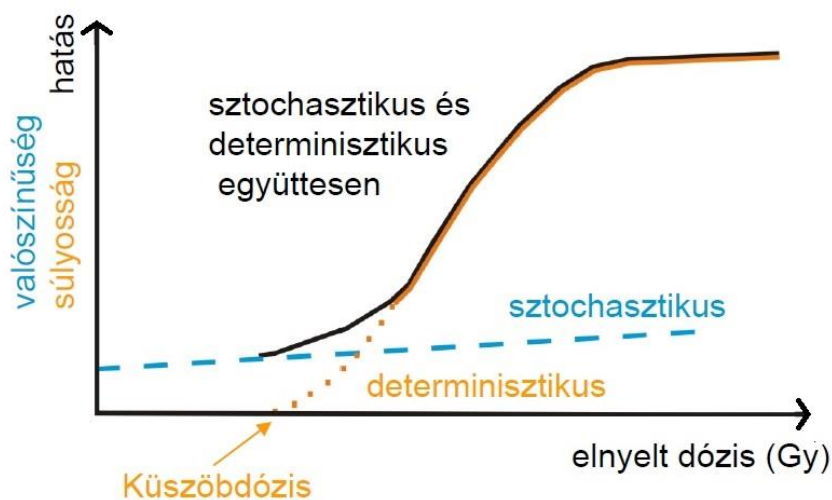
Sztochasztikus biológiai hatások

A kis dózisok tartományában sztochasztikus, azaz statisztikai valószínűség szerint megjelenő, biológiai hatásokkal lehet számolni. Ennél a dózis-hatás összefüggést a lineáris, küszöb nélküli (linear-no-threshold, LNT) modell írja le legjobban. Ez azt jelenti, hogy a késői sugárhatások bekövetkezésének valószínűsége nincs egy küszöbértékhez kötve, a bekövetkezés valószínűsége lineárisan nő az elszenvedett effektív dózis (**E**) mértékével. A késői sugárhatások közé tartoznak a rosszindulatú daganatképződések és örökletes hatásokban megnyilvánuló biológiai károsodások. Ez a modell azt fejezi ki, hogy minden dózishoz társítható valamekkora mértékű kockázat, de az nem minden exponált egyednél és nem mindig következik be. Az egész testet érő, kis dózisok tartománya alatt általában a 100 mSv alatti sugárterhelést értik. Ennél kisebb dózisoknál a rákkeletkezés valószínűsége statisztikailag szignifikánsan nem mutatható ki. [Köteles, 2002; Fehér, Deme, 2010]

Determinisztikus biológiai hatások

A determinisztikus hatásokat a küszöbdózis feletti, szigmoid alakú összefüggés írja le. Ez a modell arra utal, hogy a válasz egy küszöbdózis felett mindenképpen bekövetkezik és a károsodás mértéke nő az elnyelt dózis (**D**) mennyiségével. Az elszenvedett, elnyelt sugárdózistól és az exponált szervek, szövetek típusától függ a tünetek jellege, súlyossága és az észlelhetőségük ideje, ami lehet néhány óra, nap vagy hét. Egyszeri besugárzás esetén, kb. 150 mGy válthat ki enyhe sugárbetegséget és kb. 500 mGy feletti dózis képes orvosi laboratóriumi és klinikai vizsgálattal kimutatható tüneteket okozni.

[Köteles, 2002; Fehér, Deme, 2010]



1. ábra Az ionizáló sugárzás sztochasztikus és determinisztikus hatásainak dózis-hatás összefüggése [Köteles, 2002]

2.2. Természetes radioaktivitás a környezetünkben és a sugárterhelésünk

2.2.1. A radioaktivitás természetes formái a környezetünkben és a dózisaink

A radioaktivitás a környezetünk természetes jellemzője, amelynek szintje időben közel állandó, de a mértéke a világ különböző pontjain jelentősen eltérhet. Az Egyesült Nemzetek Tudományos Bizottsága a Sugárhatások Tanulmányozására (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR) foglalkozik annak becslésével, hogy a Föld egyes részein mekkora mértékű az embereket érő, különböző forrásokból származó sugárzások mértéke. Az UNSCEAR 1993., 2000. és 2008. évi jelentése részletesen foglalkozik a természetes sugárterhelésünk forrásainak értékelésével, bemutatva annak összetevőit, főbb jellemzőit és mértékét az egész világra kiterjedően.

A jelentésekből megismerhetjük, hogy a természetes külső sugárterhelésünk két fő forrása a kozmikus sugárzás, és a földkérgi eredetű radioizotóptól származó gamma-sugárzás. A természetes belső sugárterhelésünk a földkérgi eredetű radioizotópok és a kozmogén radionuklidok lenyeléséből és belégzéséből származik. [UNSCEAR, 1993; UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008]

Kozmikus sugárzás

Az UNSCEAR jelentéseiből megismerhető, hogy a Föld légkörét folyamatosan éri nagy-energiájú sugárzás az űrből, amelynek egyik forrása maga az űr, a másik a Nap, amely körül kering. A kozmikus sugárzás dózisteljesítménye a külső légkör határán a legmagasabb és a tengerszint feletti magasságban a legalacsonyabb. Az értéke a tengerszint közelében $0,03 \mu\text{Sv/h}$, míg 10 km magasságban, ahol a polgári repülőgépek közlekednek, $5 \mu\text{Sv/h}$.

A magasság szerinti változás mellett a kozmikus sugárzás intenzitása térbeli egyenetlenséget is mutat. A belépő sugárzás egy részét a Föld mágneses tere eltéríti a pólusok felé, ezért a sarkpontok felé növekvő értéket mutat az intenzitása. Amíg az űrből érkező sugárzás intenzitása közel állandó, a Napból érkezőt befolyásolják a napfolt tevékenységek. A légkörbe belépő elsődleges kozmikus sugárzás 98%-ban nukleonokból áll és 2%-ban elektronokból. A nukleonok javarészt (88%) protonokból állnak és 11%-ban alfa-részecskékből, a maradékot nehezebb nukleonok teszik ki. A légkörbe belépő részecskék energiája olyan nagy (10^8 - 10^{20} eV közötti), hogy a légkört alkotó molekuláknak ütközve képesek magreakciót kiváltani. Az így létrejövő részecskéket és sugárzásokat nevezik másodlagos kozmikus sugárzásnak az új elemeket pedig kozmogén radionuklidoknak. Sugárterhelésünk szempontjából a tengerszint feletti magasságban a legnagyobb dóziszárulékot a müonok adják, míg 10 km magasságban a neutronok, elektronok, pozitronok, fotonok és protonok hozzájárulása egyaránt meghatározó. Az UNSCEAR jelentései alapján a kozmikus sugárzásból származó külső sugárterhelésünk világszerte kb. $380 \mu\text{Sv}/\text{év}$, amiből a direkt ionizáló komponens részaránya $280 \mu\text{Sv}/\text{év}$, a neutron komponenseké $100 \mu\text{Sv}/\text{év}$. A kozmikus sugárzásból származó dózisteljesítmény a 40 - 50° szélességi körön kb. $32 \text{ nGy}/\text{h}$. [UNSCEAR, 2000]

Földkérgi eredetű radioizotópok

Külső természetes sugárterhelésünk legnagyobb részét a földkérgi (primordiális) eredetű radioizotópok által kibocsátott gamma-sugárzástól származik. Ezek a radioizotópok a minket körülvevő környezet összes elemében jelen vannak valamekkora mennyiségben. Mivel a Föld életkora kb. 4,5 milliárd év, a radioaktív bomlás törvényéből következően a környezetünkben, számottevő mennyiségben csak azok az izotópok és bomlástermékeik találhatók meg, amelyeknek felezési ideje összemérhető bolygónk életkorával. A földkérgi izotópok közül az U-238 sor és Th-232 sor elemeinek, valamint a K-40-nek a legnagyobb hozzájárulása a sugárterhelésünkhöz. A környezeti elemek közül a kőzetekben és a belőlük képződő talajban a legmagasabb ezen izotópok koncentrációja. Eloszlásuk a Földön nem egyenletes. A Földnek vannak olyan pontjai, ahol az átlagos szinthez képest jóval nagyobb a koncentrációjuk a környezetben és ezért a szabadban mérhető dózisteljesítmény is sokkal magasabb, mint általában. Ilyen pl. India, Brazília, Kenya, Irán stb. egyes részei. Környezetünkben jelen vannak még más radioizotópok is, de jóval kisebb koncentrációban, mint pl. az U-235 bomlási sor elemei és a Rb-87. Ezeknek a dóziszáruléka elhanyagolható az előbbieké mellett. Az UNSCEAR 2000. évi jelentése alapján a talajokban az U-238 sor, a Th-232 sor átlag, valamint a K-40 aktivitáskoncentrációjának súlyozott világszerte 33, 45 és $420 \text{ Bq}/\text{kg}$. Az

ebből számított külső háttér gamma-dózisteljesítmény értéke 59 nGy/h, az éves dóziszjáruléka pedig 72 μSv . A külső gamma-sugárterhelés mértéke az épületekben is számottevő. Az építőanyagokat ugyanis a környezetünkben lévő természetes anyagok felhasználásával készítik, ezért ezekben is megtalálhatók ugyanazon földkérgi radioizotópok, akár jóval nagyobb koncentrációban. Az épületben tartózkodás során az építőanyagok általában a tér minden irányából körbe vesznek bennünket közelről. A fentiekből következik, hogy az épületekben általában nagyobb a gamma-sugárzás intenzitása, mint a szabadban. Az UNSCEAR 2000. évi jelentése alapján a beltéri gamma-sugárzás súlyozott világátlaga 84 nGy/h. Az ebből számítható éves sugárterhelés értéke 412 μSv . [UNSCEAR, 2000]

Radon

A természetes sugárterhelésünk legnagyobb részt a radon és a leányelemeinek belégzésétől és főként a leányelemek tüdőben való kiülepedésétől származik. Mindhárom fent említett természetes radioaktív bomlási sorban megtaláljuk a radon egy-egy izotópját. Az UNSCEAR 2000. évi jelentése alapján a beltéri radon súlyozott világátlaga 40 Bq/m³, a 2008. évi jelentése alapján 45 Bq/m³. A radon és leányelemei belégzéséből és járulékos folyamatokból származó éves effektív dózis világátlaga 1,15 mSv. [UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008]

Lenyelés és belégzés

Természetes sugárterhelésünk legkisebb dóziszjáruléka a nem radon bomlásából származó természetes radioizotópok belégzéséből és lenyeléséből ered. A magaslégkörben képződő kozmogén radionuklidok közül a legfontosabbak a Be-7, C-14, H-3, és Na-22. Közülük a legnagyobb dóziszjáruléka a C-14 belélegzésének van, 12 $\mu\text{Sv}/\text{év}$; a többi radioizotópnak 1 $\mu\text{Sv}/\text{év}$ alatti. Fontos megjegyezni, hogy a C-14 és H-3 az atomerőművi kibocsátásokban is jelen van. Tríciumot (H-3) használnak az iparban és a gyógyászatban is. A környezetbe kikerülve, és ott elkeveredve azonban már nem választhatók szét a mesterséges és a természetes eredetű radioizotópok. Ezen felül mindkét kémiai elem fontos szerepet tölt be az élővilágban a víz (H₂O) és a szén (szerves anyag + CO₂) körforgásán keresztül.

A földkérgi radionuklidok közül a sugárterhelésünk szempontjából a K-40-nek a legnagyobb a dóziszjáruléka, ezen izotóptól származik a belső sugárterhelésünk kb. 60%-a. A K-ion nagy mennyiségben, közel egyenletes eloszlásban található meg a szervezetünkben. A K-ionnak fontos szerepe van az érfalon keresztüli transzportban. A nőkben testsúly kilogrammonként átlagosan 1,41 g K, a férfiakban 1,68 g K van. A természetes K fajlagos aktivitása a K-40 előfordulási gyakoriságából adódóan 30,4 Bq/kg. Egy átlagos adottságú felnőtt női és férfi szervezet K-40-től származó éves sugárterhelése 165 és 185 μSv , átlagosan 170 μSv .

Az UNSCEAR 2000. évi jelentése alapján a nem radon bomlástermékek belégzéséből származó sugárterhelésünk mértéke elenyésző, a súlyozott átlaga $6 \mu\text{Sv}$. Az U-238 és Th-232 bomlási sorok elemeinek mennyisége az élelmiszerekben világméretű szinten igen széles tartományon belül változik, illetve az elfogyasztott élelmiszerek mennyisége és összetétele is nagy változatosságot mutat. A K-40 nélkül az U-238 és Th-232 bomlási sorok hosszú felezési idejű radioizotópjainak belégzéséből és lenyeléséből származó éves átlagos dózis az UNSCEAR 2000. évi jelentése alapján $140 \mu\text{Sv}$, az UNSCEAR 2008. évi jelentése alapján $120 \mu\text{Sv}$. [UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008]

2.2.2. Radon és toron

Radon és toron főbb tulajdonságai

A radonnal kapcsolatos vizsgálatok sok évtizedre nyúlnak vissza. A radon a minket körülvevő környezet minden elemében (talajban, kőzetekben, vizekben és levegőben) egyaránt megtalálható különböző mennyiségben. Dolgozatomban a „radon” alatt a radon elem 222-es tömegszámú izotópjára (Rn-222) fogok hivatkozni, amely az U-238 bomlási sorába tartozó Ra-226 alfa-bomlása során jön létre. Felezési ideje 3,82 nap, a Ra-226-nak 1 622 év.

[Somlai et al., 1999; UNSCEAR, 2000; Köteles, 2002; WHO, 2009; Fehér, Deme, 2010]

Radon mennyisége a környezetünkben és bejutása az épületbe

Mivel a radon a nemesgázok közé tartozik, hétköznapi körülmények között nem lép kémiai reakcióba a környezetével és könnyen mozog a környezeti közegekben. A radon bomlástermékei azonban már szilárd halmazállapotú elemek, amelyek a keletkezésüket után rövid időn belül kitapadnak a környezetükben lévő részecskék felületére

A radon-koncentrációja a talajszemcsék közötti pórusterben általában néhány 10 kBq/m^3 , de egyes helyeken meghaladhatja a 100 kBq/m^3 -t is. A radon, mivel gáznemű, a szabadban könnyen eloszlik. A koncentrációja a szabad levegőben általában 10 Bq/m^3 alatti. A radon csak zárt terekben, épületek helyiségeiben tud számottevő mértékben feldúsulni. A hazai épületekben a koncentrációja általában néhány 10 és 100 Bq/m^3 közötti, de előfordulnak olyan épületek, amelyekben rendkívül magas, több $1\,000 \text{ Bq/m}^3$ -es radonszintet mértek. A radon a levegő természetes, szabad mozgása miatt zárt térben egyenletesen elkeveredik.

Az épületek helyiségeiben feldúsuló radon elsődleges forrása az épület alatti talaj és kőzet, másodsorban az épület építőanyaga. A radon a helyiségek levegőjébe az építőanyagból közvetlenül, a talajból a ház alapján, valamint a földfelszín alatti részek falán keresztül, a szerkezeti anyagok pórusain, illetve repedésein át tud bejutni.

Több tényező is befolyásolja egyszerre azt, hogy a talajból az épületbe mennyi radon jut be. Fontos a talaj és a kőzet típusa, porozitása, radioaktivitása. Ez határozza meg a pórusterbe kilépni képes radon mennyiségét. A póruster radon-koncentrációja, nedvesség tartalma és a közeg porozitása adja meg együtt az ún. „geogén radon potenciál”-t. Egyes talajtípusok a levegő számára könnyebben átjárhatók, mint pl. a homokos, löszös talajok; mások tömörebbek, mint pl. az agyagosok, ezekben nehezebben mozog. A radon a talajból az épületbe a nagyobb réseken keresztül (csővezetékek belépési helyei) könnyebben, a kisebb repedéseken keresztül nehezebben, diffúzióval jut be. A diffúzió hajtóereje az épület alatti talaj és a belsőtéri levegő közötti nyomáskülönbség. Ugyanis az épületekben rendszerint alacsonyabb légnyomás van, ami szívó hatást eredményez a talaj felé.

A kialakuló beltéri radon-koncentráció nagyságát több, időben akár változó tényező alakítja egyidejűleg. Egy részről folyamatosan bejut a légtérbe a korábban felsorolt módokon, másrészt távozik az épület természetes és mesterséges szellőztetésével, illetve radioaktív bomlás következtében fog. A pillanatnyi mennyiségét befolyásolják időjárási tényezők is: úgy, mint a légnyomás és páratartalom változása, a csapadék és a szél erőssége. A fentiekből következően a radonszint napszakos és évszakos változást is mutathat. Megfelelő mértékű légcsere biztosításával a radonszint gyorsan lecsökkenthető. A Magyarországon uralkodó kontinentális éghajlat mellett rendszerint ősszel és télen lehet a legmagasabb, tavasszal alacsonyabb és nyáron a legalacsonyabb átlagos radonszinteket mérni. A nyáron mért átlagos érték az őszi átlagérték töredéke is lehet, többek között a sokkal gyakoribb szellőztetésnek köszönhetően. A napi minimum és maximum érték között rendszerint 2-5-szörös különbség is lehet.

[Somlai et al., 1999; UNSCEAR, 2000; Köteles, 2002; WHO, 2009; Fehér, Deme, 2010]

Radonbelégzés egészségkockázata

A radon a dohányosok körében a dohányzás után a második legmagasabb kockázati tényező a tüdőrák kialakulásában, a nemdohányzók körében a legfőbb kockázati tényező. Az USA Környezetvédelmi Ügynöksége (US Environmental Protection Agency, EPA) becslése alapján az USA-ban a tüdőrákos megbetegedések 3 – 14 %-áért a radon a felelős. Az Egészségügyi Világszervezet (World Health Organization, WHO) álláspontja szerint már a 100 Bq/m^3 aktivitáskoncentrációt meghaladó radonos levegő évtizedeken keresztüli belégzése egyértelműen megnöveli a tüdőrák kialakulásának kockázatát. A többlet relatív kockázat (Excess Relative Risk, EER) átlagos mértéke 16% 100 Bq/m^3 -enként. A radon belégzésével összefüggésbe hozható, más egészségkárosító hatás jelenleg nem ismert.

[Somlai et al., 1999; UNSCEAR, 2000; WHO, 2009; ICRP 115, 2010; Fehér, Deme, 2010]

Passzív radon mérési módszerek

A radon aktivitás-koncentrációjának meghatározása passzív és aktív eszközökkel egyaránt lehetséges. A passzív mérési módszerek közös jellemzője, hogy általában hosszú idejű (minimum néhány hetes, de jellemzően néhány hónapos) méréseknél alkalmazzák. Olcsók, és velük sok helyszínen megvalósítható egyidejűleg a mérés. A detektorok kiértékeléséhez laboratóriumi háttér szükséges. A vizsgálat eredményeként az integrális expozíció ($\text{kBq/m}^3 \cdot \text{h}$) értékét elosztva az expozíció idejével (h) kapjuk a teljes expozíciós időre vonatkozó átlagos radon-koncentrációt (Bq/m^3). Ily módon ez a módszer a radon-koncentráció hosszú idejű átlagos szintjéről ad információt. A kihelyezés és a begyűjtés időpontját (év/hónap/nap) feljegyzésben szükséges rögzíteni, ebből számítható az expozíciós idő. A detektorokat a mintavételi időszakon kívül védeni kell a radon-expozíciótól. Ezért a detektorok pl. egy, a radon számára nem átjárható, többrétegű fóliába vannak behégesztve, amelyeknél a mérés a fólia felbontásával kezdődik. A begyűjtés után és a kiértékelés előtt külön figyelmet kell fordítani a detektorok megfelelő tárolására, hogy ne érje további radon-expozíció a szállítás és a tárolás során. Passzív működési elvű radon detektorok főbb típusai: a nyomdetektorok (CR-39, LR-115), az elektret ionizációs kamrák, és az aktív szén töltetek.

Aktív radon mérési módszerek

Az aktív mérési módszerek közös jellemzője, hogy általában rövid idejű méréseknél alkalmazzák (perces időtartamtól néhány hétig), de akár hosszú idejű vagy folytonos vizsgálatokra is használhatók. A detektorok működtetéséhez áram szükséges, de laboratóriumi háttér nem. A legtöbbször drágák, de ma már elérhetők a lakossági felhasználásra szánt, monitoring célú olcsó radondetektorok is. Az árak miatt a legtöbbször korlátos mennyiségben állnak rendelkezésre, ezért egyszerre kevés helyen történik velük egyidejűleg mérés. A mérés eredménye a mintavétel módjától függően lehet egyszeri mintavétellel nyert, adott légtérfogatra vonatkozó érték, vagy folytonos mintavételezésnél, integrálási időszakokra meghatározott átlagértékek sorozata. Az eredményt a műszerek többsége egy belső memóriában tárolja el, ahonnan vezetékes vagy vezeték nélküli kapcsolaton keresztül olvasható ki külső eszközzel; ritkábban csak a kijelzőről olvasható le. Ezzel a módszerrel a radon-koncentráció gyors időbeli változásáról kapunk információt. A mérés legtöbbször a radon és leányelemeinek bomlásakor keletkező alfa-részecskék detektálásán alapul, ritkábban a radon leányelemek által kibocsátott gamma-sugárzás mérésén. Egyes műszerek detektálási képessége (pontossága, felbontása, méréstartománya) jelentősen változó a mérés elvétől és a műszer kialakításától függően.

Az alábbi fő műszertípusok különböztethetők meg a mérés elve alapján:

- szcintillációs detektorok, pl. Lucas cella
- ionizációs kamrák, pl. AlphaGuard
- félvezetőt tartalmazó detektorok, pl. DurrIDGE RAD7, SARAD RTM
- folyadékszcintillációs számlálók (LSC), pl. Quantulus
- gamma-spektrométerek (szcintillációs elvűek vagy félvezető detektorok).

2.2.3. Építőanyagok radioaktivitása

Az építőanyagok radioaktivitásáért a dózisteljesítmény-járulékuk alapján, a talajokhoz hasonlóan, elsődlegesen az U-238 és Th-232 bomlási sorok elemei, valamint a K-40 felelősek. Az U-238 bomlási sor elemei közül elsősorban a Ra-226 és leányelemeinek a járuléka a legnagyobb, ezért az U-238 sor aktivitáskoncentrációját gyakran a Ra-226 aktivitáskoncentrációjával fejezik ki. [RP 112, 1999; IAEA SSG-32, 2015].

Az építőanyagok radioaktivitása többféle módon mérhető. A leggyakoribb közülük a laboratóriumban félvezető detektorokkal végzett gamma-spektrometriai vizsgálat. Ennek során a mintákat összetörik és légmentesen zárható mintatartó edénybe helyezik 30 napra. Ennyi idő kell ahhoz, hogy a Ra-226 és leányelemei között a bomlási egyensúly létrejöjjön. A félvezető detektorral felvett spektrum kiértékelésével meghatározható a mintában lévő radionuklidok aktivitása. A félvezető detektorokat az épületben felállítva, in-situ módon is végezhetünk gamma-spektrometriai méréseket. Azonban a radioaktivitás vizsgálatának legegyszerűbb módja a kézi gamma-dózisteljesítmény mérők használata. Ebben az esetben a kapott információ minősége a választott műszer működési elvétől függ. A GM-csőes és a proporcionális számlálók csak a sugárzási tér nagyságával arányos dózisteljesítményt jelzik ki. A szcintillációs detektorok egyszerűbb gamma-spektrometriai elemzések elvégzésére is alkalmasak. [RP 112, 1999, Nuccetelli et al., 2000; Völgyesi et al., 2014]

Az irodalmi adatok alapján elmondható, hogy az építőanyagok radioaktivitása típusonként változó, de egy-egy építőanyagfajtán belül jellegzetes értékeket mutat. Az **1. táblázat** az építőanyagokban lévő, fent említett radioizotópok átlagos aktivitáskoncentrációját mutatja nemzetközi vizsgálatok eredménye alapján [RP 112, 1999]. A **2. táblázat** a hazai építőanyagok vizsgálati eredményeinek statisztikáját mutatja a Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ (NNGYK) 2025-ös összesítése alapján. A táblázatokban megadott építőanyag index (*I*) a **6. képlet** alkalmazásával lett meghatározva. Az építőanyag index felhasználásával az egyes építőipari alapanyagok és termékek alacsony, közepes és magas radioaktivitású csoportba sorolhatók. Erre mutat példát a **3. táblázat**.

Az **1. és 2. táblázatokban** szereplő, 'Gamma-dozt. – fal'-ként hivatkozott érték a **8, 9, és 13. képletek** felhasználásával lett számítva és a falak, **$H^*(10)$** -ben megadott dózisteljesítmény járulékát fejezi ki. [RP 112, 1999; Homoki, Szigeti, 2023, Kövendiné, 2025]

1. táblázat Építőanyagok átlagos aktivitáskoncentrációi nemzetközi mérések alapján [RP 112]

Építőanyag	Aktivitáskoncentráció (Bq/kg)			Építőanyag index, <i>I</i>	Gamma-dozt. - fal (nSv/h)
	Ra-226	Th-232 sor	K-40		
cement	40	30	400	0,42	57
gázsilikát	60	40	430	0,54	75
agyagtégla	50	50	670	0,64	86
homoktégla	10	10	330	0,19	26
terméskő	60	60	640	0,71	96
természetes gipsz	10	10	80	0,11	15

2. táblázat Építőanyagok átlagos aktivitáskoncentrációi az NNGYK mérései alapján (2025)

Építőanyagok aktivitáskoncentrációja	Minta szám (db)	Ra-226 (Bq/kg)	Th-232 sor (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)	Építőanyag index	Gamma-dozt. - fal (nSv/h)
		átlag (min-max)				
égetett agyagtégla	55	44 (27-75)	44 (13-84)	721 (255-1.725)	0,61 (0,24-1,19)	82
Ytong téglá	6	13 (8-21)	9 (7-11)	173 (126-247)	0,14 (0,10-0,18)	20
gipsz	5	2,9 (1,7-6,7)	1,3 (0,8-3,1)	9,4 (5,7-18,6)	0,02 (0,01-0,04)	3
gázsilikát	4	30 (5-34)	30 (2-34)	158 (45-190)	0,31 (0,28-0,34)	41
kavics	15	13 (4-117)	8 (4-29)	160 (100-255)	0,13 (0,08-0,58)	19
salak	47	123 (69-181)	36 (24-84)	258 (16-1.260)	0,67 (0,46-1,28)	97
pernye	84	110 (20-239)	57 (16-141)	403 (47-707)	0,78 (0,25-1,72)	110
hamu	7	642 (25-1.420)	40 (9-75)	254 (22-609)	2,43 (0,13-4,89)	370
andezit	21	34 (8-56)	29 (10-46)	492 (184-610)	0,42 (0,14-0,59)	57
kőzet	18	36 (6-116)	44 (7-81)	565 (240-1.100)	0,53 (0,14-0,97)	71
cement	63	36 (33-39)	20 (17-24)	155 (111-173)	0,27 (0,09-0,49)	38
homok	15	15 (7-23)	14 (6-24)	363 (173-565)	0,24 (0,14-0,38)	33
fapellett, forgács	21	1,7 (0,4-4,8)	1,9 (0,5-6,0)	40 (11-73)	0,03 (0,01-0,05)	4

3. táblázat Építőipari alapanyagok és termékek csoportosítása a radioaktivitásuk alapján

Építőanyagok radioaktivitása	Alacsony radioaktivitású	Közepes radioaktivitású	Magas radioaktivitású
Építőanyag index (I)	$I < 0,5$	$0,5 < I < 1$	$1 < I$
ALAPANYAG hagyományos	cement, homok, víz, fa, kavics, mész, üveg, gipsz	agyag, gránit, hamu, tufa	gránit, hamu, tufa
ALAPANYAG nem hagyományos	polisztirol gyöngy	salak, pernye	salak
TERMÉK hagyományos	beton, gipszkarton, Ytong, üvegfal, fűrészáru, farostlemez, mészhomok téglá, mészkő blokk	tégla, cserép, mázas kerámia, gránit lap, tufa blokk	gránit lap, tufa blokk
TERMÉK nem hagyományos	gázszilikát	gázszilikát, salakbeton	salakbeton

2.2.4. Sugárterhelésünk becslése

Sugárterhelések esetében külső és belső sugárterhelésről beszélhetünk. A külső sugárterheléskor az expozíciókat okozó forrás a testünkön kívül van; belső sugárterhelésnél a testünkön belül, ahová belégzéssel, lenyeléssel vagy a bőrfelületen keresztül juthat be. A külső sugárzások intenzitása közvetlenül mérhető kéziműszerekkel, és a legtöbbször az eredményt a műszerek valamely operatív dózismennyiségben jelzik ki [$H^*(10)$, $H_p(10)$]. A belső sugárterhelésünk közvetlenül nem mérhető, csak méréseken és modelleken alapuló számítással becsülhető. Ehhez szükséges ismernünk magát a radioizotópot, a bejutás (felvétel) időpontját, időtartamát és a módját, valamint a bejutott anyag kémiai formáját, a radioaktivitását. Az egyszeri, egy forrástól származó sugárterhelésünk egyszerűsített esetben az 5. képletben megadott módon számítható. [Köteles, 2002; Homoki et al., 2025b]

$D = A \cdot F \cdot DCF$	(5)
---------------------------	-------

ahol

D	lekötött effektív dózis	Sv
A	aktivitáskoncentráció	pl. Bq/kg, Bq/l, Bq/m ³ , nSv/h
F	felvételi tényező	pl. kg/év, l/év, l/min, m ³ /nap, h
DCF	dóziskonverziós tényező	Sv/Bq, Sv/Sv

A képletben az aktivitáskoncentráció (A) vonatkozhat pl. élelmiszerre (Bq/kg), ivóvízre (Bq/l), levegőre (Bq/m³), de külső sugárzási tér esetében dózisteljesítményre (nSv/h) is. A felvételi tényező (F) lehet pl. az éves fogyasztás mértéke (kg/év), légzésteljesítmény (l/min vagy m³/nap) vagy tartózkodási idő (h). A dóziskonverziós tényező értéke (DCF) függhet korcsoporttól, izotóptól, az izotóp kémiai formájától, és a felvétel módjától. A DCF értékére a nemzetközi irodalmakban található ajánlások.

[IAEA GSR 3, 2014; ICRP 130, 2015; ICRP 134, 2016; ICRP 141, 2019]

2.3. A sugárvédelem koncepcionális és jogszabályi alapjai

2.3.1. Nemzetközi háttér

Vizsgálataim és jogszabályaink háttérét nemzetközi ajánlások adják, amelyek tartalma sokat változott az elmúlt évtizedekben. A jelenlegi ajánlások mélyebb megértéséhez az alábbiakban bemutatom a fejlődésüket, megvilágítva még ma is aktuális dilemmák háttérét.

Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (ICRP)

A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (International Commission on Radiological Protection, ICRP) a kiadványaiban ajánlásokat tesz a sugárvédelem területén alkalmazandó standard értékekre és összefüggésekre, valamint az általános követelményekre. A kiadványaikban megfogalmazott ajánlások sokszor képezik a jogszabályokban rögzített követelmények és számítási módszerek alapját, valamint alapul szolgálnak más tudományos, nemzetközi szervezetek által közreadott ajánlásokhoz.

Az ICRP az 1993-ban megjelentetett ICRP Pub. 65. számú kiadványában tett közzé először ajánlást a lakóterek és munkahelyek beltéri radon-koncentrációinak cselekvési szintjére. A lakóterek esetében a 200-600 Bq/m³ tartományt adta meg ajánlott cselekvési szintként, amelyhez 3-10 mSv/év effektív dózist társított 7 000 óra tartózkodási idővel számolva. Munkahelyek esetében cselekvési szintként 500-1 500 Bq/m³-t javasolt, amelyhez 2 000 óra tartózkodási idő mellett szintén 3-10 mSv/év effektív dózist társított. [ICRP 65, 1993]

Az ICRP 2007-ben adta ki az ICRP Pub. 103. kiadványát, amelyben frissítette a sugárvédelem rendszerére vonatkozó általános ajánlásait. Ez az 1991-ben kiadott ICRP Pub. 60. kiadványt váltotta fel. Megerősítette, hogy a lakóterekre a 10 mSv/év-nek megfelelő 600 Bq/m³-t javasolja a vonatkoztatási szint felső értékének. Munkahelyek esetében azt javasolta, hogy munkahelyei expozícióként csak a nemzeti vonatkoztatási szint feletti expozíciókat szükséges figyelembe venni; ha alatta marad, akkor nem. [ICRP 60, 1991; ICRP 103, 2007]

Az ICRP nem sokkal ezután áttekintette a radon és leányelemeinek belégzésére vonatkozó, akkori legújabb tudományos eredményeket és ez alapján módosította a radon belégzés kockázatára vonatkozó ajánlásait. Egységnyi mennyiségű radon belégzés kockázatát a korábbi szint közel kétszeresére becsülte. Erre tekintettel 2009-ben kiadott egy kiegészítő közleményt ICRP Ref 00/902/09 azonosító számmal, amelyben felülvizsgálta a korábbi álláspontját. Ebben a lakóterek vonatkoztatási szintjének felső korlátjaként a korábbi 600 Bq/m^3 helyett már 300 Bq/m^3 -t javasolt, amelyhez ily módon továbbra is 10 mSv/év effektív dózist társított. Munkahelyek vonatkozásában az $1\,000 \text{ Bq/m}^3$ -t javasolta vonatkoztatási szintnek a meglévő expozíciós helyzetek azonosításához. [ICRP Ref 00/902/09, 2009]

2014-ben jelent meg az ICRP Pub. 126. számú kiadvány, amelyben frissítésre kerültek a radonnal szembeni védekezésre vonatkozó ajánlások. Az új kiadvány elkészítésekor az ICRP Pub. 103. kiadványban foglalt alapelveket és módszertant vették alapul, de az ICRP Pub. 115. kiadványban közzétett radonbelégzés kockázati tényezőjét alkalmazták. Az ICRP, az új kiadványában azt javasolta, hogy továbbra is a 10 mSv/év tekintendő a radontól származó dózis ajánlott felső korlátjának, de nem célszerű különbséget tenni a lakóépületek és munkahelyek között. Az épületekre, a funkciójuktól függetlenül, ugyanazt a vonatkoztatási szintet kell alkalmazni. Ennek ajánlott értékét 100 és 300 Bq/m^3 közé tették, azzal a megjegyzéssel kiegészítve, hogy a radon-koncentrációt minden épületben a lehető legalacsonyabb szinten kell tartani. Továbbá azon munkahelyeket, ahol a radonszint csökkentő intézkedések ellenére eléri a dolgozók sugárterhelése a munkakörük folytán ionizáló-sugárzásnak kitett dolgozókra vonatkozó korlátot, a továbbiakban sugárveszélyes munkahelyként ajánlott kezelni. Bizonyos típusú munkahelyeken és tevékenységek esetében, ahol a munkavégzés jellegéből, körülményeiből adódóan a dolgozók foglalkozási radonexpozíciónak lehetnek kitéve, a hatóságnak a munkahelyet a radonszinttől függetlenül sugárveszélyesként ajánlott kezelnie. [ICRP 115, 2010; ICRP 126, 2014; ICRP ref 4836-9756-8598, 2018]

Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (IAEA)

A Nemzetközi Atomenergia Ügynökségnek (International Atomic Energy Agency, IAEA) az alapvető sugárvédelmi és sugárbiztonsági követelményekre vonatkozó legutóbbi ajánlását az 2014-es GSR Part 3 kiadványa tartalmazza, amelynek elődje az 1996-os IAEA SS 115 kiadvány volt. Ezekre az utóbbi címe után IBSS-ként szokás hivatkozni az International Basic Safety Standards rövidítéseként. Az ezekben foglaltak alkalmazása nem kötelező az IAEA tagállamok számára, de a követésük ajánlott. [IAEA SS 115, 1996; IAEA GSR 3, 2014]

Az IAEA az SS 15 kiadványában a radonnal kapcsolatos követelmények összeállításakor mind a cselekvési szintek, mind a radontól származó kockázatok számítása vonatkozásában az ICRP Pub. 65-ben megjelent ajánlásokat vette át. A Schedule II. foglalkozik a dóziskorlátokkal. A radon és toron bomlástermékek felvételi korlátjának értékeit és az ajánlott dóziskonverziós tényezőket a Table II-I. és a Table II-II. tartalmazza. A Schedule VI. határozza meg a cselekvési szinteket krónikus expozíciókra. A VI-2. pont szerint a lakásoknál az ajánlott optimális szint $200-600 \text{ Bq/m}^3$, A VI-3. pont alapján a munkahelyeknél a beavatkozások ajánlott cselekvési szintje $1\ 000 \text{ Bq/m}^3$. [ICRP 65, 1993; IAEA SS 115, 1996]

Az IAEA GSR 3 kiadvány 50. követelménye foglalkozik a lakosság radontól származó sugárterhelésével. Ez alapján a kormánynak fel kell mérnie a lakosságot érő radon-expozíciók nagyságát és az annak társított egészség-kockázatokat minden olyan épületben, ahol a lakosok számottevő időt töltenek. Továbbá meg kell állapítania egy vonatkoztatási szintet a beltéri radon-koncentrációk éves átlagos értékére, ami nem haladhatja meg a 300 Bq/m^3 -t, illetve cselekvési tervet kell kidolgoznia és végrehajtania a lakosság beltéri radonkockázatának ellenőrzésére és korlátozására. Szükség szerint javasolt az építésügyi előírások (Building Codes) kiegészítése a radon bejutásának megelőzésére és utólagos kezelésére vonatkozó részekkel. Ezen felül meghatározandó az a radonszint, amely felett érdemes a radon-koncentráció csökkentésére intézkedést tenni. Ennek értéke nem szükségszerűen azonos a vonatkoztatási szinttel. A radonmentesítéseket azokon a helyeken érdemes először elvégezni, ahol az a legnagyobb előnnyel jár. Ilyenek pl. a magasabb radonkockázatú területek és bizonyos típusú épületek. [IAEA GSR 3, 2014]

A IAEA GSR 3 kiadvány 52. követelménye foglalkozik a munkahelyi expozíciókkal, köztük a radonnal. Az ajánlás szerint a munkahelyeken is szükséges vonatkoztatási szintet megállapítani a beltéri radon-koncentrációra, amely nem haladhatja meg az $1\ 000 \text{ Bq/m}^3$ -t. Amennyiben a radon-koncentráció nem szorítható a vonatkoztatási szint alá, a tevékenységet tervezett sugárzási helyzetként kell kezelni. [IAEA GSR 3, 2014]

Egészségügyi Világszervezet (WHO)

A WHO 2009-ben adta ki a beltéri radonnal foglalkozó Kézikönyvét, WHO Handbook on Indoor Radon címmel. Ebben a lakóterek beltéri radon-koncentrációjának vonatkoztatási szintjeként 100 Bq/m^3 -t javasolt az egészségügyi kockázatok minimalizálására, a felső értékének pedig 300 Bq/m^3 -t. A 300 Bq/m^3 a 10 mSv/év effektív dózissal felelt meg az ICRP akkoriban kiadott közleménye alapján. A WHO rendelkezései a vonatkoztatási szintek tekintetben csak irányadók. [WHO, 2009]

Európai Unió (EU)

Az Európai Bizottság (továbbiakban Bizottság) először 1990-ben tett közzé ajánlást a beltéri radon expozíciókkal szembeni védekezéssel kapcsolatban, mivel akkoriban sok európai országban az érdeklődés középpontjába került a beltéri radon-expozíciók vizsgálata. A Bizottság javaslata szerint a radonszintet az éves átlagérték alapján kell értékelni az időbeli változékonyság miatt. A megbízható eredmények érdekében ajánlott a mérőeszközök és módszerek metrológiai szempontú ellenőrzése. Az ajánlás megkülönböztette a már meglévő és az újonnan készülő épületeket. A meglévő épületeknél 400 Bq/m³-t javasolt vonatkoztatási szintként, ami felett ajánlott egyszerű, de hatékony radonmentesítési intézkedéseket tenni, ami akkor 20 mSv/év effektív dózissal felelt meg. Az újonnan készülő épületek esetében, 200 Bq/m³-t javasolt tervezési szintnek, ami 10 mSv/év-nek felelt meg. Továbbá javasolta egy lakossági tájékoztató rendszer kialakítását a regionális radon-expozíciókról és az azokhoz társított kockázatokról. Ezenfelül javasolta, olyan kritériumok meghatározását, amelyek alapján beazonosíthatóvá válnak azok a területek, régiók és épület típusok, amelyekben nagyobb a valószínűsége a magas beltéri radon-koncentrációk kialakulásának. Ehhez ajánlott figyelembe vehető paraméterek pl. a talaj radioaktivitása, a talaj gázáteresztő képessége, vagy az építőanyagok radioaktivitása. [90/143/EURATOM]

A Bizottsága által kiadott 2013/59/EURATOM Irányelv tartalmazza az Európai Unió alapvető sugárvédelmi követelményeit, amelyre gyakran EU BSS-ként szokás hivatkozni, utalva az IAEA azonos funkciójú kiadványára. Az abban foglaltak alkalmazása minden uniós tagállam számára kötelező, azonban a mikéntje tagállami hatáskör. Az Irányelv alább felsorolt cikkei és mellékletei fogalmaztak meg követelményeket a lakosság természetes forrásokból származó expozíciójával kapcsolatban: [2013/59/EURATOM; Homoki, Fülöp, 2018]

- 23. cikk NORM anyagok felhasználásával végzett tevékenységek azonosítása
- 25. cikk Bejelentési kötelezettség
- 54. cikk Radon a munkahelyeken
- 74. cikk Beltéri radon-expozíciók
- 75. cikk Építőanyagok gamma-sugárzása
- 100. cikk Programok a meglévő sugárzási helyzetekre
- 103. cikk Radon cselekvési terv
- VI. melléklet NORM anyagokkal foglalkozó ipari ágazatok jegyzéke
- XIII. melléklet Potenciálisan magas gamma-sugárzású építőanyagok jegyzéke
- XVII. melléklet Kiemelt meglévő sugárzási helyzet típusok jegyzéke
- XVIII. melléklet Radon Cselekvési Terv tartalmi elemeinek jegyzéke.

Az Irányelv 54. cikke alapján a tagállamoknak vonatkoztatási szintet kell megállapítani a munkahelyen megengedhető éves átlagos radon-koncentrációra, amely nem haladhatja meg a 300 Bq/m³-t. Továbbá a tagállamoknak elő kell írniuk, hogy a radon-koncentrációk mérésére sor kerüljön a magasabb radonkockázatúként azonosított területeken.

Az Irányelv 74. cikke értelmében a lakótéri levegő éves átlagos radon-koncentrációjára is meg kell állapítani vonatkoztatási szintet, ami nem haladhatja meg a 300 Bq/m³ értéket. Továbbá programot kell készíteni a vonatkoztatási szintet meghaladó radon-koncentrációjú épületek beazonosítására és elő kell segíteni azokban a radonmentesítést műszaki vagy más eszközökkel. A tagállamoknak biztosítani kell azt is, hogy a lakosok helyi és országos szintű tájékoztatást kapjanak a beltéri radon-expozíciók szintjéről és a kapcsolódó egészségügyi kockázatokról, a radonszint ellenőrzésének fontosságáról.

Az Irányelv 75. cikke értelmében 1 mSv/év vonatkoztatási szintet kell alkalmazni az építőanyagok által kibocsátott, a személyeket beltérben érő külső gamma-sugárzásra, ami a kültéri külső gamma-sugárzáson felül értendő. Továbbá össze kell állítani egy indikatív listát a potenciálisan magasabb gamma-sugárzást kibocsátó építőanyagokról. Ezek esetében biztosítani kell, hogy a forgalomba hozatalt megelőzően ellenőrizve legyen bennük a természetes radioizotópok aktivitáskoncentrációja. A NORM anyagokkal foglalkozó ipari ágazatok jegyzékének indikatív listáját a VI. melléklet, a potenciálisan magas gamma-sugárzású építőanyagok jegyzékét a XIII. melléklet tartalmazza.

Az Irányelv 103. cikke alapján minden tagállamnak ki kell dolgozni egy ún. nemzeti cselekvési tervet (Radon Action Plan), amelynek célja a radontól származó sugárterhelések hosszú távú kockázatainak kezelése az összes radonforrásra és funkciótól függetlenül minden épületre kiterjedően. Továbbá elő kell segíteni, hogy az újonnan épült épületek tervezésekor a radonkockázatok elkerülése is figyelembe legyen véve. Egyúttal javasolja az építésügyi előírások (Building Codes) felülvizsgálatának megfontolását. Továbbá be kell azonosítani azokat a területeket, ahol a radon-koncentráció éves átlaga vélhetően számos épületben meghaladhatja a vonatkoztatási szintet. A nemzeti cselekvési tervben megjelenítendő főbb tartalmi elemeket a XVIII. melléklet tartalmazza. [2013/59/EURATOM]

A fent leírtakból látható, hogy a különböző nemzetközi szervezetek a standard összefüggésekre és a sugárvédelmi követelmény rendszerükre vonatkozó ajánlásaik kidolgozásakor nagy mértékben az ICRP aktuális ajánlásait követik. Ezért az ICRP kiadványai jelentősen segítik a nemzetközi szinten harmonizált sugárvédelmi szabályozási rendszer és gyakorlat kialakítását.

2.3.2. Hazai háttér

A hazai sugárvédelem legmagasabb szintű jogszabálya a 1996. évi CXVI. törvény az atomenergiáról (Atomtörvény, Atv.). Ez rendelkezik többek között a felelősségi körökről. 2016 előtt a 16/2000. (VI. 8.) EüM rendelet tartalmazta a sugárvédelem területét érintő fő részletszabályozásokat. A rendelet csak a munkahelyek radonszintjére vonatkozóan tartalmazott előírást, a cselekvési szintet $1\ 000\ \text{Bq/m}^3$ -ben határozva meg, és a munkavállalók foglalkozás közbeni radontól származó sugárterhelését figyelembe kellett venni a dóziskorlátok teljesülésének értékelésekor. [Atomtörvény, 1996; 16/2000. EüM rend.]

2016-ban került sor a foglalkozási és lakossági sugárvédelem hazai hatósági felügyeleti rendszerének jelentős átszervezésére. Ezzel együtt a sugárvédelemre vonatkozó rendelkezések zöme kikerült a 16/2000. EüM rendeletből és a helyébe új jogszabályok léptek. 2016 januárjától lépett érvénybe a 487/2015. (XII. 30.) Korm. rendelet. A 49. § (2) bekezdés a lakó- és középületek, valamint munkahelyek éves átlagos radon-koncentrációjának vonatkoztatási szintjére egyaránt $300\ \text{Bq/m}^3$ -t állapított meg. A jogszabály ezen rendelkezése a Bizottság 2013/59/EURATOM irányelvének 54. és 74. cikkében foglaltaknak való megfelelési kötelezettségből származik. A vonatkoztatási szintet öt évente szükséges felülvizsgálni a nemzeti cselekvési terv keretében végzett országos radon-felmérések eredményére alapozva. Az 50. § (1) bekezdése rendelkezett az építőanyagok által kibocsátott beltéri külső gamma-sugárzás vonatkoztatási szintjéről, amelyet a kültéri külső sugárterhelésen felül $1\ \text{mSv/év}$ -ben határozott meg. A jogszabály ezen rendelkezése a Bizottság 2013/59/EURATOM irányelvének 75. cikkében foglaltaknak való megfelelési kötelezettségből származik. [2013/59/EURATOM; 487/2015. Korm. rend.]

2022-ben a 487/2015. (XII. 30.) Korm. rendeletet a 2/2022. (IV. 29.) OAH rendelet váltotta fel. Az új rendelet a korábban megállapított vonatkoztatási szinteket helyben hagyta. Az azokra vonatkozó rendelkezéseket az 50. § (2) bekezdése és az 51. § (1) bekezdése tartalmazza. A fentiekből megállapítható, hogy hazánkban a meglévő épületekben lévő beltéri gamma-sugárzás megengedhető mértékére nincs sem szabályozás, sem ajánlás. Jogszabály egyedül a forgalomba hozható építőanyagok radioaktivitására vonatkozóan határoz meg korlátozást. A rendelet 6. mellékletében megadott képlet szerint számolt aktivitáskoncentráció index (I) szolgál a vonatkoztatási szint teljesülésének ellenőrzésére. Amennyiben a **6. képlet** szerint számolt aktivitáskoncentráció index értéke kisebb, mint 1, az feltételezhető, hogy az építőanyag felhasználásával készült épületben a kültéri gamma-sugárzáson felüli többlet külső gamma-sugárzásból származó éves effektív dózis nem haladja meg az $1\ \text{mSv}$ -et. A képletben szereplő C_{Ra-226} , C_{Th-232} és C_{K-40} az építőanyag megfelelő

radionuklidjainak a Bq/kg egységben megadott aktivitáskoncentrációját jelöli. [2/2022. OAH rend.]

$I = \frac{C_{Ra-226}}{300 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{Th-232}}{200 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{K-40}}{3000 \text{ Bq/kg}}$	(6)
---	-----

A 2/2022. OAH rendelet a beltéri radon expozíciókkal kapcsolatban további részletszabályozást csak a munkahelyek vonatkozásában tartalmaz; a lakosság tagjaira és a lakóépületek tulajdonosaira vonatkozóan nem. A 12. § (1) bekezdés alapján a munkahelyeken előforduló foglalkozási radon-expozíciókat figyelembe kell venni az éves dóziskorlátok teljesülésének értékelésekor. A rendelet 22. § (7) bekezdése alapján a sugárterhelésnek kitett munkavállalók sugárvédelmét biztosító intézkedések értékeléséért és végrehajtásáért a munkáltató (vagyis az engedélyes) a felelős a radon-expozíciók vonatkozásában is. A rendelet 50. § (4) – (6) bekezdései alapján, ha egy munkahelyen a radonszint csökkentésére megtett intézkedések ellenére a radon- és leányelem koncentrációk mértéke meghaladja a vonatkoztatási szintet, akkor a munkáltatónak erről és a megtett intézkedésekről bejelentést kell tennie az OAH részére és nyomon követni a dolgozók sugárterhelését. Ha a dolgozók sugárterhelése meghaladja a 6 mSv-et, akkor azt tervezett sugárzási helyzetként kell kezelni az expozícióval járó tevékenységet. [2/2022. OAH rend.]

A jogszabály 50. §-a 2024 novemberében a (7)-(12) bekezdésekkel egészült ki a Belügyminisztérium által koordinált, az Országos Atomenergia Hivatal (OAH) és az NNGYK részvételével zajlott egyeztetést követően. Az új rendelkezések értelmében bizonyos típusú és a magasabb radonkockázatú területeken lévő munkahelyeken a radon-koncentráció ellenőrzése kötelezővé vált. Azon információt, hogy mely típusú munkahelyekre és mely területekre vonatkozik, az országos tisztifőorvos teszi közzé. Továbbá a radon és radon leányelem mérések eredményeiről az országos tisztifőorvos nyilvántartást vezet. Szükséges tehát egy központi radon adatbázis létrehozása, amely alapul szolgál a radontól származó kockázatértékelések elvégzéséhez és a magasabb radonkockázatú területek kijelöléséhez. [2/2022. OAH rend.]

A rendelet 52. § (1) bekezdése értelmében a NORM anyagok kezelése, lerakása és újrahasznosítása engedélyköteles. A dolgozók és a lakosság sugárterhelésének korlátozására és ellenőrzésére is kiterjedő további részletszabályozást a (2)-(6) bekezdések tartalmazzák. A potenciálisan nagyobb radioaktivitású, emiatt ellenőrizendő építőanyagok, és a NORM anyagokat bedúsító iparágak, tevékenységek jegyzékét a 6. melléklet tartalmazza. [2/2022. OAH rend.]

A rendelet 4. § (1) bekezdésének 78. pontja alapján a külső sugárterhelésből származó dózisok becslése során az ICRP Pub. 116. számú kiadványát; a belső sugárterhelések becslésénél az ICRP Pub. 119. számú kiadványát kell alkalmazni; a radon és leányelemeinek belégzésétől származó dózisok becsléséhez az ICRP Pub. 115. számú kiadványát; valamint a fenti kiadványok helyébe lépő újabb kiadványokat. Az ICRP az utóbbi számítására vonatkozó ajánlását 2017-ben frissítette, ami az ICRP Pub. 137. kiadványban jelent meg. [ICRP 115, 2010; ICRP 116, 2010; ICRP 119, 2012; ICRP 137, 2017; 2/2022 OAH rend.]

A 280/2024. (IX.30.) Korm. rendelet tartalmazza a településrendezési és építési követelmények alapszabályzatát (TÉKA). A rendelet 74. § (5) pontja alapján az építményeket úgy kell megtervezni és megvalósítani, hogy az megfelelő védelmet nyújtson a természetes és mesterséges forrásból származó sugárzás káros hatásával szemben. Továbbá az építményben a sugárterhelés az ionizáló sugárzás elleni védelemről és a kapcsolódó engedélyezési, jelentési, és ellenőrzési rendszerről szóló rendeletben meghatározott határértéknél nagyobb nem lehet. A TÉKA ezen rendelkezése jelenleg a 2/2022. OAH rendeletben, építőanyagokra és beltéri radonra alkalmazandó vonatkoztatási szinteknek feleltethető meg. [2/2022. OAH rend.; 280/2024. Korm. rend.]

2.3.3. A hazai Nemzeti Radon Cselekvési Tervről

A 2013/59/EURATOM irányelvnek 103. cikkében meghatározott követelmények teljesítése érdekében szükséges volt egy hazai Nemzeti Radon Cselekvési Terv (továbbiakban NRCST) kidolgozása. Erre 2015. és 2017. között került sor az Országos 'Frédéric Joliot-Curie' Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézetben (OSSKI). Az előkészítés egyetemek, tudományos kutatóintézetek és hivatalok (OAH, Országos Tisztifőorvosi Hivatal (OTH) és Emberi Erőforrások Minisztériumának (EMMI)) bevonásával történt. Az NRCST alapjául az 2013/59/EURATOM irányelv 103. cikkében és a XVIII. mellékletében megfogalmazott feladatok és kötelezettségek szolgáltak. Az NRCST összeállítását és szakmai, sugárvédelmi szempontú megalapozását Fülöp Nándorral, az OSSKI munkatársával közösen végeztük el. A megfogalmazott célkitűzésekből származtatható feladatok végrehajtásának előkészítéséről a 1862/2017 (XI. 29.) Kormány határozat rendelkezett, amit később 2022.11.01-ei hatállyal visszavontak. Az NRCST-t a 1114/2019 (III. 13.) Kormány határozat fogadta el, és rendelkezett arról, hogy az EMMI tegye közzé a honlapján. Az NRCST elfogadásának és benyújtásának feltétele egy részletes, költségvetést is tartalmazó végrehajtási terv kidolgozása volt. Ezen szintén Fülöp Nándorral közösen dolgoztunk 2017. és 2018. között bevonva a

korábbi konzultációs partnereket. Az elkészült Országos Reprezentatív Radonvizsgáló Program (ORRP) 2018 végén lett benyújtva az EMMI számára, nyilvános közzétételére nem került sor. Az NRCST elfogadásának a másik feltétele egy Stratégiai Környezeti Vizsgálat lefolytatása volt, amelyet az Öko Zrt. készített el 2018-ban. Az NRCST 9 feladatcsoportot határozott meg, amelyek 6 pillére épülnek. Ezek lényegét az alábbiak szerint lehet összefoglalni. [1862/2017. Korm. hat.; Homoki, 2018; Homoki, Fülöp, 2018; 1114/2019. Korm. hat.]

i) országos hatáskörű felmérések

Az egész ország területére kiterjedő felmérési kampányok lefolytatása az alábbi vizsgálatokra kiterjedően: talajgáz és beltéri radon-koncentráció, kültéri és beltéri gamma-sugárzások, talajminták laboratóriumi vizsgálata. Az eredményeiből radiológiai térképek készítése, amelyek a területi eloszlások értékeléséhez nyújtanak alapot.

ii) radonvizsgálatok minőségbiztosítási háttere

A hiteles, megbízható vizsgálati eredmények biztosításának az egyik pillére a vizsgálatoknál használt műszerek metrológiai megfelelőségének az ellenőrzése. A gamma-sugárzásmérők hitelesítése már régóta kötelező. Hiányzott azonban az aktív- és passzív radonmérő eszközök hitelesítési kötelezettségének elrendelése és ezen eszközök típusvizsgálata, mint a hitelesíthetőség előfeltétele. A minőségbiztosítás másik pillére a visszavezetett, következetes eredményre vezető vizsgálati protokollok, útmutatók kidolgozása és közzététele.

iii) kommunikációs stratégia

A kommunikációs stratégia célja a lakosság számára széles körben elérhető információs tartalmak, tájékoztató felületek kifejlesztése és közzététele. További cél volt egy radontudatosági felmérés lefolytatása a lakosság radonnal kapcsolatos ismereteinek és egészséghez fűződő perspektíváik megismerésére. Ennek eredménye felhasználható a tájékoztató felületek fejlesztéséhez és a figyelemfelhívó, tudatosító és érzékenyítő kampányok lefolytatásához.

iv) radonmentesítés és védekezés

A radon jelentette kockázat tudatosítása mellett fontos a radonmentesítési eljárások hazai meghonosításának elősegítése. Ehhez széles körben állnak rendelkezésre tanulmányok és adaptálható nemzetközi példák a gyakorlatra. A helyes gyakorlat elterjedése útmutatók összeállításával segíthető. Nagy jelentősége van a mentesítést végzők ellenőrzési, elismerési rendszerének is.

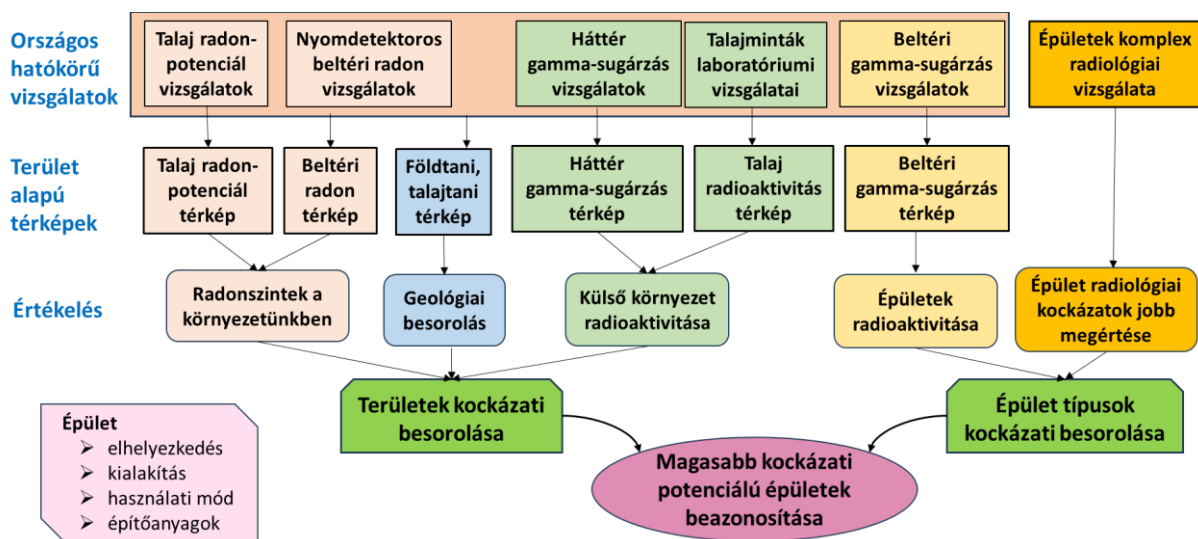
v) epidemiológiai vizsgálatok

Az epidemiológiai elemzések célja annak vizsgálata epidemiológiai módszerekkel, hogy a magasabb radonkockázati besorolású területen élők körében statisztikailag is kimutatható-e egyes megbetegedés típusok gyakoribb előfordulása. Ez az eredmény fontos információval járul hozzá a népegészségügyi célú, preventív intézkedések megtervezéséhez.

vi) állami támogatási, fenntartási és koordinációs rendszer

A radonmentesítési eljárások megvalósításának sokszor jelentős a költsége, megfontolandó ezért egy állami támogatási rendszer kialakítása. Az NRCST célkitűzéseinek megvalósításhoz szükséges feladatok számos minisztérium által koordinált területet érintenek. Szükség van az általános koordináció állami szintű megszervezésére, a megvalósulás nyomon követésére, az elért eredmények értékelésére, és ezek visszacsatolására a tervezésbe.

Az NRCST megvalósítása 2021-ben kezdődött el az NNGYK koordinálásával. A későbbiekben Országos Radon Programként hivatkozok rá. A **2. ábra** mutatja az ORRP-ben kijelölt radiológiai vizsgálatok logikai kapcsolatát és célját. A dolgozatomban bemutatott, általam végzett, illetve koordinált épületek komplex radiológiai felmérése és passzív radon-detektoros vizsgálata és az azokból nyerhető eredmények fontos elemei az Országos Radon Programnak. A később bemutatott lakossági sugárterhelések értékelésénél felhasználtam a kültéri háttér- és a beltéri gamma-sugárzás vizsgálatok, valamint a hosszú idejű beltéri radonkoncentráció mérések eredményeit.



2. ábra Az ORRP-ben kijelölt vizsgálatok logikai kapcsolata és célja

2.4. Korábbi hazai országos radonfelmérések

A magyarországi lakások radon-szintjének meghatározása céljából több felmérés készült. Az első nagy volumenű, országos vizsgálatot Dr. Nikl István végezte, az OSSKI munkatársa, 1993. és 1994. között. A felmérés 998 db lakásra terjedt ki. A felmérés eredménye alapján a mért radon-koncentrációk számtani átlaga $128 \pm 27 \text{ Bq/m}^3$, a mediánja 81 Bq/m^3 , a súlyozott átlaga 107 Bq/m^3 volt. Vizsgálatai alapján a téglafalú épületek földszintjén mért átlagos radonszint 145 Bq/m^3 , a vályogfalúakban 148 Bq/m^3 volt. Az épületek emeleti szintjén ennél kisebb értékek voltak mérhetőek, a téglafalúakban, az emeleti szinten mért átlag 93 Bq/m^3 , a panel épületekben 64 Bq/m^3 volt. [Nikl, 1996]

A legnagyobb volumenű felmérést Tóth Eszter és munkatársai (RAD Labor) végezték 1994. és 2004. között. Néhány száz emeleti lakás radonszint eredménye alapján arra jutottak, hogy az emeleti szinteken nem várható 200 Bq/m^3 -t meghaladó átlagos radonszint, ezért a vizsgálatukban a földszinti lakásokra fókuszáltak. Összesen 15 277 db földszinti lakásban végeztek beltéri radonmérést háromnegyed éven keresztül. Eredményeik alapján a mért radonszintek számtani átlaga 133 Bq/m^3 , a mediánja 97 Bq/m^3 volt. Az elemzésük során abból indultak ki, hogy a különböző méretű és lélekszámú településeken mások a jellemző épület típusok és ezért más arányban várható magas radonszintek. Megállapították, hogy a 100 ezer fő feletti nagyvárosokban a 400 Bq/m^3 -t meghaladó radonszintek aránya 0,52%, a 10 és 100 ezer fő közötti lélekszámú városokban 0,99%, míg a 10 ezer fő alatti településeken 1,63% volt. [Hámori et al., 2004]

4. táblázat A korábbi hazai országos radonfelmérések eredményének statisztikája

Radon felmérést végző laboratórium	OSSKI (Nikl István)	Rad Labor (Tóth E. és mts.)	OSSKI (Déri Zs. és mts.)
Felmérés időszaka	1993-1994.	1994-2004.	2003-2007.
Vizsgálat időtartama	1 év	3/4 év	1 év
Vizsgált ép. száma	998 db	15 277 db	280 db
Érintett település	863 db	424 db	248 db
Számtani átlag	128 Bq/m^3	133 Bq/m^3	93 Bq/m^3
Medián	81 Bq/m^3	97 Bq/m^3	68 Bq/m^3
GM + GSD	$81 \pm 2,7 \text{ Bq/m}^3$	$100 \pm 2,1 \text{ Bq/m}^3$	$68 \pm 2,2 \text{ Bq/m}^3$
$> 200 \text{ Bq/m}^3$	16%	5,9%	13%
$> 400 \text{ Bq/m}^3$	-	0,8%	2,0%
$> 600 \text{ Bq/m}^3$	1,5%	0,2%	-

Az OSSKI munkatársai 2003. és 2007. között, 114 település 280 db épületében végeztek legalább egy évet átfedő beltéri radon-koncentráció mérést földszintes épületekben. A mért értékek számtani átlaga 93 Bq/m^3 , a mediánja 68 Bq/m^3 ; míg a 400 Bq/m^3 feletti értékek aránya 2,0 % volt. A fenti vizsgálatok eredményeit a **4. táblázat** foglalja össze. [Homoki, Szigeti, 2021; Homoki et al., 2025b]

2.5. Radioaktivitás salakos épületekben

A hazai épületek födémjébe tett salakok radioaktivitásával többen foglalkoztak. A vizsgálatok szerint különösen az Ajka és Tatabánya környékéről származó salakoknak volt nagyobb a radioaktivitása, és volt emiatt nagyobb a beltérben mért gamma-sugárzás. Somlai János és munkatársai Ajka és Tatabánya környékén több városban mértek lakásokban gamma-dózisteljesítményt. Az 1 m magasságban mért értékek 82-633 nGy/h közötti tartományba estek. Emelkedett, 200-800 nGy/h közötti, értékeket mértek óvodákban és iskolákban is. Megfigyeléseik szerint a magas gamma-sugárzás sokszor emelkedett beltéri radon-koncentrációval társult. A nyomdetektorral mért radon-koncentrációk akár az $1\,000 \text{ Bq/m}^3$ -t is meghaladták és az átlagértékek is magasabbak voltak, mint a hazai átlagértékek. [Somlai et al., 1997; Somlai et al., 1998; Németh et al., 2004; Somlai et al., 2006]

Spaits Tamás Sopron városában és annak közvetlen környezetében vizsgálta, 97 lakásban a beltéri gamma-sugárzást. Közülük 72 lakásban volt salakfeltöltés és 25-ben nem. A salakos épületek közül 49-nél a salak a közeli, széntüzelésű soproni hőerőműből származott, a többiben öntödei vagy mozdónysalakot építettek be. Vizsgálatai alapján, ahol erőművi salakot használtak az 1 m magasságban mért átlagos dózisteljesítmény 223 nGy/h volt $107\text{-}792 \text{ nGy/h}$ tartomány mellett. Ahol nem volt salak beépítve, kisebb, 113 nGy/h , átlagértéket kapott, és az értékek tartománya is kisebb, $69\text{-}226 \text{ nGy/h}$, volt. Spaits az erőművi salakos lakások több mint felében mért 250 nGy/h -nál nagyobb értéket. Közülük 26-ban, a nem salakosak közül 14-ben végzett 3 hónapos nyomdetektoros radonmérést. Azt tapasztalta, hogy a salakos lakásokban az egyidejűleg mért átlagos radonszint magasabb volt, 422 Bq/m^3 , szemben a nem salakos épületekben mért 221 Bq/m^3 -es átlaggal, és az értékek tartománya is nagyobb volt a salakos épületekben: $92\text{-}1\,050 \text{ Bq/m}^3$, szemben a $137\text{-}446 \text{ Bq/m}^3$ -rel. Egyúttal a 400 Bq/m^3 -t meghaladó radonszintek arányát is magasabbnak találta. Mindez azt mutatja, hogy a salakos lakásokban a salakoknak akár számottevő hozzájárulása lehetett a kialakuló beltéri radonszintekhez. Vizsgálatai szerint a hőerőmű szennyezésének a hatása a kültéri, szabadban mért gamma-dózisteljesítmény értékekben is megmutatkozott. [Spaits, 2007]

Szeiler Gábor Ajkán, Bakonycsernyén, Nádasladányban mért beltéri radon-koncentrációt 1 évig a nyomdetektorok 3 havonkénti cseréjével 105, 50, ill. 37 db lakóépületben. A negyedéves értékekből évszakos korrekciós tényezőt számolt, amit az irodalmi adatokhoz hasonlított. Az épületekben gamma-dózisteljesítmény méréseket is végzett. Az ajkai lakások között voltak salakos érintettséűek (25 db) és olyanok, amelyek nem (80 db). A salakos épületekben átlagosan kb. kétszer nagyobb gamma-sugárzás értékeket mért a nem salakos épületekhez képest. Az átlagos radonszintek legalább négyszer nagyobbak adódtak a salakos épületekben, mint a salakot nem tartalmazókban. A nem salakos lakásokban, a 3 településen mért átlagos radonszint 99-167 Bq/m³ közötti volt, 40-567 Bq/m³ tartomány mellett. Ezzel szemben a salakos épületekben az átlagos szint 668 Bq/m³ volt, 340-2 429 Bq/m³ tartomány mellett. Az évszakos korrekciós tényezők a nem salakos épületekben hasonlóan adódtak a nemzetközi irodalomban megadotthoz. Ugyanakkor a salakos épületeké ettől eltérő volt. Az egyes évszakokban mért átlagos radon-koncentrációk közötti különbség kisebb volt. Mindez megerősítette, hogy a salakos épületekben a salaknak is számottevő hozzájárulása lehetett a mért beltéri radonszintekhez, ami nem függött az évszaktól. [Szeiler, 2012]

2.6. A rövid- és hosszú idejű beltéri radon mérések kapcsolata

Többen vizsgálták már, hogy a rövid idejű beltéri radonmérésekből származó eredményeket hogyan lehet felhasználni a hosszú távon kialakuló radon-koncentrációk becslésére.

Khathutshelo és munkatársai 20 cikket dolgoztak fel annak céljából, hogy vizsgálják a rövid idejű beltéri radonmérések mennyiben alkalmasak az éves átlagos radonszintre való következtetésre. Összefoglalásukban megállapították, hogy a kutatások többsége alapján rövid idejű mérések időtartama jellemzően 1-7 nap és az ajánlott minimális időtartam 4 nap volt. Ugyanakkor radonszint függő, hogy a rövid idejű mérések eredményeiből mennyire lehet pontos következtetést tenni az éves átlagos radonszintre. Összegzésük szerint a 75 Bq/m³ alatti radonszinteknél az egyhetes időtartamú mérés is megbízható eredmény ad, arra, hogy az éves átlagos radonszint 200 Bq/m³ alatt marad. 75 Bq/m³ felett jelentősen nő a bizonytalanság és ajánlott a 3 hónapos mérés elvégzése. Továbbá arra jutottak, hogy a téli hónapokban mért értékekből megbízhatóbban lehet következtetni az éves átlagra, mint más évszakokéból. Egy brit vizsgálat szerint az 500 Bq/m³ feletti értékek detektálása indikátora lehet annak, hogy az éves átlag meghaladja 200 Bq/m³-es cselekvési szintet. A kutatások tapasztalatai azt is megmutatták, hogy évszakos szorzó- és más tényezőkkel korrigált értékek az éves átlagot jobban közelítő eredményt adtak. [Khathutshelo, et al., 2024]

Franz Josef and Marius kidolgozott egy módszert, amellyel a normál szellőztetés mellett, 3 héten keresztül aktív műszerrel mért, óránkénti értékekből képzett, átlagos beltéri radon-koncentrációkból és a külső-belső környezeti paramétereiből megbecsülhető az éves átlagos radon-koncentráció. A modell a következő paramétereket vette figyelembe: évszak; naptári nap; átlagos külső léghőmérséklet és légnedvesség; szélsőbesség; külső-belső léghőmérséklet különbség; az óránkénti radonértékek szórása; a külső légnyomás változás gradiense, és a külső-belső léghőmérséklet gradiense. Megállapításuk szerint a módszerükkel a hosszú távú radon-koncentráció értékének becslése kétszeres faktoral javult a vizsgált épületekben. [Franz, Marius, 2025]

Leonel és António kifejlesztettek egy módszert a potenciális beltéri radonexpozíciók értékelésére (indoor Radon Exposure Potential, RnEP) rövid idejű radonmérések eredményeit felhasználva. A módszer az aktív műszerrel mért beltéri radon-koncentrációk nagyság szerinti osztályozásán, az alacsony ($<200 \text{ Bq/m}^3$), közepes ($200\text{-}300 \text{ Bq/m}^3$), magas ($>300 \text{ Bq/m}^3$) tartományba eső értékek részarányának az elemzésén alapul. A módszer igazolásához azt vizsgálták, hogy a rövid idejű radonmérésekből kiragadott időszakok statisztikai hogyan viszonyulnak a hosszú idejű eredményekéhez háromszög diagramon ábrázolva. [Leonel, António, 2023]

2.7. Védekezés beltéri sugárzásokkal szemben

2.7.1. Védekezés gamma-sugárzással szemben

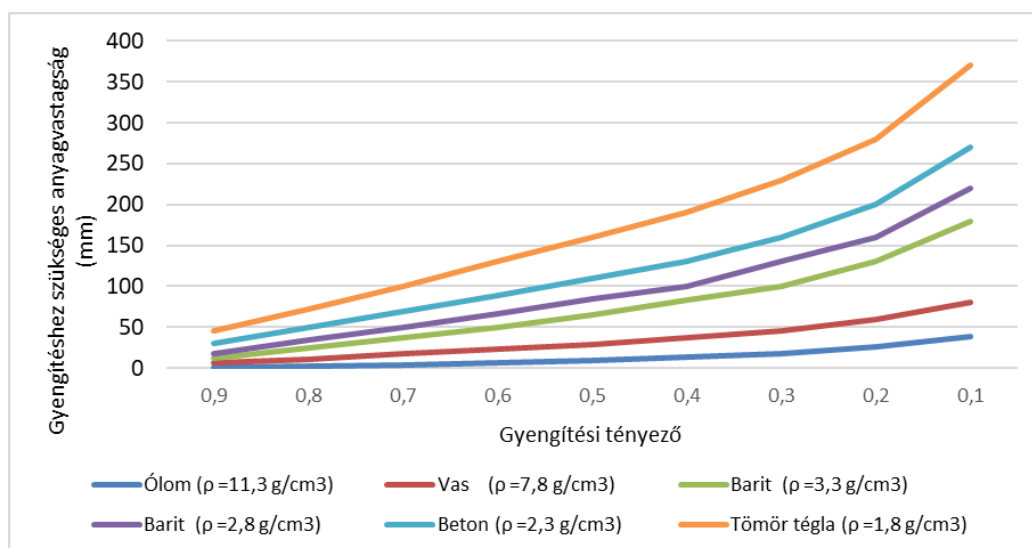
Az IAEA SSG-32 kiadványa foglalkozik a lakosság radontól és más természetes forrásokból származó, beltéri expozíciókkal szembeni védelmével. A kiadvány összefoglalása alapján a nemzetközi vizsgálatok eredményeiből megállapítható, hogy a forgalomba kerülő építőanyagok többségének a radioaktivitása megfelel a vonatkozó előírásoknak. Emelkedett radioaktivitás csak néhány építőanyag típus esetében várható, mint pl. a gránit, a márvány, és amelyeknél adalék anyagként eróművi pernyét vagy salakot, vörösiszapot, foszfor-gipszet használnak. [IAEA SSG-32, 2015]

Több szerző is bemutatta, hogy Magyarországon az Ajka és Tatabánya környékén bányászott és elégetett szenek és az azok felhasználásával készült építőanyagok radioaktivitása jelentősen meghaladhatja a talajra és az építőanyagokra általában jellemző szintet. Ennek a felismerése után a 26/1960. É. M. sz. rendelet megtiltotta az Ajka, Bánhida és Tatabánya környékéről származó salakok felhasználását lakásépítéshez. Ezekben a salakokban a többlet radioaktivitás oka a környezeti szintet jelentősen meghaladó mértékű Ra-226 tartalom volt. A 46/1969. ÉVM. sz. módosítás a tatabányai cementben 10% pernyeadalékot engedélyezett, és

szabályozta a pernyék és salakok sugárvédelmi szempontból történő biztonságos építőipari felhasználását. [Somlai et al., 1997; Németh et al., 2004; Spaits, 2007; Völgyesi et al., 2014]

A fentiekből következik, hogy a hazai lakásokban a többlet gamma-sugárzásért a födémekben lévő salakok, és az azok felhasználásával készült építőanyagok a felelősek. Emiatt elsődlegesen kétféle mód van az emelkedett gamma-sugárzással szembeni védekezésre: az emelkedett sugárzásért felelős építőanyag teljes vagy részleges eltávolítása és kiváltása, vagy az árnyékolása más, nagy sűrűségű építőanyaggal. A padlóban lévő salakok esetében megoldás a salak részleges vagy teljes eltávolítása és kiváltása, vagy ha ez nem lehetséges, akkor az 5-10 cm vastag betonréteggel való takarás. Salakbeton falaknál is alkalmazható a kiváltás, de ez igen bonyolult eljárás. Egyszerűbb megoldás az eléfalazás pl. tömör téglával. Ez azonban több hátránnyal is jár. Ilyen például, hogy csökken a helyiség hasznos belmérete, az érintett falszakaszon a csatlakozási pontok takarásba kerülnek. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy bármilyen beavatkozás előkészítése szakértők bevonását, részletes felmérést és statikai tervezést igényel.

Az egyes anyagok gamma-sugárzás árnyékoló képességét a sűrűsége és a vastagsága határozza meg. A **3. ábra** mutatja be, hogy a különböző építőanyag típusokból milyen vastagságra van szükség adott mértékű gyengítés elérése érdekében. Az ábra az IAEA SSG-32 kiadványban megadott adatok felhasználásával készült. [IAEA SSG-32, 2015]



3. ábra Egyes építőanyag típusok gamma-sugárzás árnyékoló képessége

2.7.2. Védekezés beltéri radon-koncentrációval szemben

A radonnal szembeni védekezési módszerek hatékonyságáról több nemzetközi tanulmány készült. Az alábbi összefoglalás alapját a cseh tapasztalatok adják [IAEA RER/9/127]. A radonnal szembeni védekezési módszerek többféleképpen csoportosíthatók. Az építés ideje

szempontjából megelőző vagy utólagos, azaz korrekciós eljárásról beszélhetünk. A védekezés célját tekintve megkülönböztethetők a radon bejutásának megakadályozására és a légtérbe már bekerült radon eltávolítására irányuló módszerek. Az **5. táblázat** foglalja össze a különböző módszerek hatékonyságát, bemutatva hányad részére csökken a radonszint. A mentesítési eljárás kiválasztását minden esetben meg kell, hogy előzze a radon-koncentrációk részletes felmérése, az épület szerkezetének, kialakításának vizsgálata és a jelentősebb radonbejutási pontok azonosítása. A főbb radonmentesítési eljárások lényegét az alábbiakban ismertetem. További részletes leírás található pl. a WHO Handbook on Indoor Radon című kiadványában. [WHO, 2009; IAEA RER/9/127, 2015; Homoki, Szigeti, 2021]

Megelőző és utólagos mentesítési eljárások

- rések, hézagok tömítése

Egyes építőipari tubusos ragasztók, tömítő anyagok gáztömörek, ezért alkalmasak a padlóban, az aljzatban lévő repedések, falattörési pontok hézagjainak a szigetelésére. A módszer hátránya, hogy a padlóban lévő hajszálvékony repedések nehezen azonosíthatók. Erre szolgál a túlnyomásos légtömörség mérés, ún. Blower door teszt.

- radonnal szembeni szigetelés kialakítása

Bizonyos típusú, az építőiparban vízszigetelésre alkalmazott fóliák, szigetelő lemezek gáztömörek és ezért alkalmasak a radon visszatartására. Ez a módszer csak akkor működik, ha az egymással átfedő fólia rétegek illesztését is gáztömörré teszik és utólagos beavatkozás során sem sérül a felület zártsága. A legjobb eredményt akkor adja, ha a szigetelés a teljes épület alapra kiterjed és benyúlik a falak alá. Az utólagos alkalmazásánál figyelni kell a padló és a falak találkozási pontjánál lévő élek légtömör lezárására, különben az élek mentén be fog tudni szivárogni a radon.

- depresszió kialakítása az épület alatti talajban

Egyik leghatékonyabb eljárás a depresszió kialakítása az épület alatti talajban. Ennél az épület építésekor, az alap alatt egy permeábilis réteget hoznak létre és abba dréncsöveket fektetnek. Korrekciós eljárásnál, a dréncsövek utólag is befúrhatók az épület alá. Ezekből a radont zárt csővezetéseken keresztül vezetik tovább a talaj felső síkjában elhelyezett levegőztető zsomphoz, vagy a talaj síkja feletti ponton vezetik ki a radont a szabadba. Az utóbbinál, passzív rendszernél, fontos a megfelelő kivezetési magasság, ami általában a tető síkja felett van. Ilyenkor a radonos levegő elszívását a hőmérséklet különbségen alapuló légáramlás biztosítja (kémény hatás). Ha a rendszer

hatékonysága nem lenne megfelelő, aktívvá is tehető elszívó ventilátor beépítésével. A kivezetési pont a talajfelszínhez közel is elhelyezhető szellőztető ventilátor alkalmazása mellett, de ekkor az épülettől távolabb kell létesíteni a kivezetési pontot.

- túlnyomás létrehozása az épület alatti talajban, vagy az épület legalsó szintjén

A másik leghatékonyabb módszer a túlnyomás létrehozása az épület legalsó szintjén, vagy az épület alatti talajban aktív szellőztető rendszer kiépítésével. A túlnyomás eredményeként a radonos talajlevegő, az épület körüli, kisebb légnyomású talajrészek irányába fog áramlani.

Megelőző mentesítési eljárások

- alápincézés

Ha a teljes épület alatt van pinceszint vagy szerviszint (pl. a csővezetékek, gépészeti berendezések számára), a radon először ebbe a térbe fog beszivárogni és ott fog feldúsulni. A felsőbb szintekre ezen térrészen keresztül fog tudni továbbjutni, amit jelentősen befolyásol az alsó és a felsőbb szintek kapcsolata. Egy nyitott lépcsőház csatlakozásnál a radon könnyen feljut a magasabban lévő szintekre a levegő természetes mozgásával, és termikus feláramlással.

Utólagos mentesítési eljárások

- pinceszint átszellőztetése

A pince- vagy szerviszinten feldúsuló radon kiszellőztetésével csökkenthető a feláramló radon mennyisége. A szellőztetés történhet passzív módon pl. a pinceablak folytonos nyitvatartásával, vagy aktív módon, kis teljesítményű ventilátor működtetésével. A módszer hatékonysága változó, nagy mértékben függ a helyszín adottságaitól.

- természetes szellőztetés fokozása

A radonmentesítés legegyszerűbb és legkisebb költségű módszere a természetes szellőztetés fokozása az ablakok naponként akár többszöri, teljes kinyitásával. Hátránya, hogy a hatékonysága mérsékelt a radon gyors beáramlása esetén. Továbbá a légcsera sebességét alapvetően meghatározza a kültéri- és beltéri levegő hőmérséklete közötti különbség. A légcsera nyáron lassabb, télen gyorsabb. A természetes légcsera passzív fokozása lehetséges résszellőzők, légbeejtők beépítésével az ablakkeretbe. Az alkalmazásuk mérsékelt radonszinteknél jelenthet előnyös megoldást.

- mesterséges szellőztető rendszer kiépítése

A radonmentesítésnek hatékony, de költséges megoldása az aktív, hővisszanyerős klimatizáló szellőztető rendszer (Heating-Ventillation-Air Conditioning, HVAC) kiépítése, amely az alacsony radon-koncentrációjú kültéri levegőt kicseréli a radonban dúsabb beltéri levegővel. A működtetésének az optimalizálásában segít a radonszintek folytonos mérésével összekötött vezérlés kialakítása.

- radioaktív építőanyag eltávolítása

Fentebb bemutatásra került, hogy a radioaktívabb salakoknak és azok felhasználásával készült építőanyagoknak akár jelentős hozzájárulása lehet a beltéri radonszintekhez. Ezek eltávolításával vagy kiváltásával a hozzájárulásuk megszüntethető. Hátránya, hogy költséges és általában jelentős beavatkozással jár.

5. táblázat Radonmentesítési intézkedések hatékonysága

Radon mentesítési intézkedés	Hatékonyság (%)	
	Tipikus tartomány	Maximum
Padlórekonstrukció radonnal szembeni szigeteléssel	35 - 45	50
Padlórekonstrukció radonnal szembeni szigeteléssel + a talaj vagy az épület alatti tér passzív szellőztetése	45 - 55	60
Padlórekonstrukció radonnal szembeni szigeteléssel + a talaj vagy az épület alatti tér aktív szellőztetése	80 - 90	95
túlnyomás létrehozása az épület alatti talajban padlórekonstrukció nélkül	80 - 95	99
Radon bejutási pontok szigetelése (repedések, faláttörési pontok stb.)	10 - 40	60
Lakótér természetes szellőztetésének növelése	20 - 40	50
Szellőzés növelése aktív légcserélő berendezéssel	50 - 70	75

Szeiler Gábor a doktori értekezésében bemutatta, hogy a napi kétszeri szellőztetés közel a felére lecsökkenti a naponkénti egyszeri szellőztetés mellett kialakuló radon-koncentrációt. Ugyanakkor a szellőztetés gyakoriságának további növelése már nem eredményezett hasonló mértékű csökkenést a napi átlagos radon-koncentrációban. Vizsgálatai alapján a 4 óránkénti szellőztetés is csak 65%-os csökkenést eredményezett. A sugárterhelésünk azonban nem a radon-koncentrációval, hanem a radon bomlástermékeinek koncentrációjával arányos. A leányelem-koncentráció mérésén keresztül bebizonyította, hogy a szellőztetéssel a radonnal együtt a radon bomlástermékek is távoznak, és idő kell az egyensúly újbóli beállításához. Ennek köszönhetően a radon-koncentrációjánál nagyobb mértékben csökken a tényleges

sugárterhelésünket jellemző egyensúlyi egyenértékű radon-koncentráció (Equilibrium Equivalent Concentration, EEC). A fentiekből következik, hogy a vonatkoztatási szint alatti radonszinteknél a szellőztetés fokozása is eredményes módszer lehet. [Szeiler, 2012]

2.8. Természetes sugárterhelésünk forrásai és mértéke

2.8.1. Sugárterhelésünk világátlagja az UNSCEAR becslése alapján

Az embereket érő természetes sugárterhelések forrásait a 2.2.1. fejezetben részletesen bemutattam. A **6. táblázat** foglalja össze a becsült éves dózisek súlyozott világátlagait az UNSCEAR 2000. évi jelentése alapján. Az UNSCEAR 2008. évi jelentésében becsült dózisek nem különböztek a korábban megadottól. Látható, hogy a teljes sugárterhelésünknek több mint 50%-át a radon, a toron és bomlástermékeik dóziszáruléka teszi ki; kb. 20%-ot a kültéri és beltéri gamma-sugárzóké, 16%-ot a kozmikus sugárzásé; és 13%-ot a természetes radioizotópok lenyelése. [UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2008; Homoki et al., 2025b]

6. táblázat Természetes sugárterhelésünk forrásai és mértéke az UNSCEAR 2000. évi jelentése alapján

Természetes sugárterhelésünk forrásai		Sugárterhelés ($\mu\text{Sv}/\text{év}$)
Kozmikus sugárzás	16,1%	392
	közvetlen ionizáló komponens	280
	neutron komponens	100
	kozmozgén radionuklidok lenyelése (H-3, Be-7, C-14, Na-22)	12
Földkérgi gamma-sugárzók	19,8%	484
	épületben	412
	szabadban	72
Belélegzés	51,4%	1 256
Rn-222 (radon)	belélegzés épületben (épületben)	1 008
	belélegzés szabadban (szabadban)	95
	beoldódás vérbe	84
Rn-220 (toron)	belélegzés épületben (épületben)	48
	belélegzés szabadban (szabadban)	7
	beoldódás vérbe	8
U-238 és Th-232 sor	belélegzés aeroszollal	6
Lenyelés	12,7%	310
	K-40	170
	U-238 és Th-232 sor elemei	140
Összesen		2 442

2.8.2. A sugárterhelésünk hazai, becsült értéke

Az Egészségtudomány című folyóirat 1999. évi 1. számában jelent meg Dr. Nikl István közleménye, amelyben a hazai lakosság természetes sugárterhelésére tett becslést az UNSCEAR 1993. évi jelentését és az abban leírt módszertant alapul véve. Számításai során, ahol rendelkezésre álltak hazai eredmények az expozíciós szintekről, azokat vette figyelembe; ahol nem, az UNSCEAR által megadott, súlyozott világszerte számolt. Azon expozíciós kategóriák, amelyeknél a hazai értékekből indult ki a következők voltak:

- kozmikus sugárzás közvetlen ionizáló komponense,
- kültéri és beltéri gamma-sugárzók,
- a kültéri és a beltéri radon-koncentrációk.

Ezeken felül történt vizsgálat az emberi szervezetben lévő K-40 mennyiségére is, de ezen kategóriánál az UNSCEAR által közzétett értékkel számolt a kis mintaszám miatt. A szerző felhívta a figyelmet arra, hogy a radontól származó belső sugárterhelés meghatározására már akkor is kétféle megközelítést használtak. Az UNSCEAR egy epidemiológiai modellen alapuló dózis konverziós tényezővel számolt, míg az ICRP az 1993-ban közzétett 65-ös kiadványában egy tudómodellen alapuló konverziós tényező használatát javasolta. A természetes sugárterhelésünk világszerte az UNSCEAR 1993-ban 2,4 mSv-nek becsülte. Az ICRP modelljét alkalmazva az értéke 2,0 mSv lett volna. Összehasonlításként a hazai átlagérték a tudómodell alapján (UNSCEAR) 4,1 mSv, az epidemiológiai modellel (ICRP) 3,1 mSv volt. A világszerte jelentősen meghaladó hazai érték legfőbb oka a beltéri radon-koncentrációk közötti különbség volt. A hazai átlagérték 107 Bq/m^3 volt, az UNSCEAR által becsült 40, később 45 Bq/m^3 -rel szemben. Ugyanakkor mind a kültéri, mind a beltéri gamma-sugárzóktól származó hazai sugárterhelésünk jól közelítette a világszerte. A természetes sugárterhelésünk hazai források szerinti 1999-es összegzését a **7. táblázat** mutatja be. A tudómodellel számolva a radon és toron belégzéséből származó dóziszárulék 74%-ot, míg az epidemiológiai modellt alapul véve 66%-ot tesz ki, tehát bármelyik modellt vesszük alapul, a teljes természetes sugárterhelésünk legalább kétharmadát. [ICRP 65, 1993; Nikl, 1999; UNSCEAR, 1993; Homoki et al., 2025b]

7. táblázat A hazai természetes sugárterhelésünk forrásai és mértéke 1999-es becslés alapján

Természetes sugárterhelésünk forrásai		Sugárterhelés ($\mu\text{Sv}/\text{év}$)	
Kozmikus sugárzás	9,3%	381	
	közvetlen ionizáló komponens	289	
	neutron komponens	80	
	kozmozgón radionuklidok lenyelése (H-3, Be-7, C-14, Na-22)	12	
Földkérgi gamma-sugárzók	11,1%	453	
	épületben	377	
	szabadban	76	
Belélegzés	tüdőmodell 73,8%	epidemiol. 2 052	tüdőmodell 3 014
Rn-222 (radon)	belélegzés épületben (épületben)	1 800	2 699
	belélegzés szabadban (szabadban)	126	189
	beoldódás vérbe	51	
Rn-220 (toron)	belélegzés	70	
U-238 és Th-232 sor	belélegzés aeroszollal	5	
Lenyelés	5,8%	235	
	K-40	173	
	U-238 és Th-232 sor elemei	62	
Összesen		3 121	4 083

3. Kísérleti rész

3.1. Épületek radiológiai vizsgálatának háttere és célja

3.1.1. Épületek radiológiai vizsgálatának háttere

Az OSSKI-ban (később NNGYK) az egész ország területére kiterjedő, az épületek belső tereinek helyszíni, akkreditált, radiológiai vizsgálata 2002-ben kezdődött. A vizsgálatok prompt, külső gamma-dózisteljesítmény mérésekből és rövid idejű aktív műszeres beltéri radon-koncentráció mérésekből álltak. A vizsgálatok célja annak megállapítása volt, hogy az épületben mérhető-e olyan sugárzási szint, amely egészségügyi kockázatot jelent. A vizsgálatokra legtöbbször lakossági megkeresés kapcsán került sor, máskor saját kezdeményezésre történt. A vizsgálatot gyakran amiatt kérték, mert az épületben salakot, salakbetont, vagy gázbetont használtak építőanyagként, vagy feltételezték ezek jelenlétét és tudni akarták, hogy emiatt mérhető-e benne olyan mértékű radioaktivitás, aminek káros egészségügyi következménye lehet. A kérdés gyakran épületfelújításkor vagy ingatlan vásárláskor merült fel. Más esetekben az épületben lakók, egyes munkahelyeknél pedig foglalkozás-egészségügyi okokból kérték a vizsgálatot.

Az épület radiológiai vizsgálatok végzésébe és az eredmények kiértékelésbe 2008-tól kapcsolódtam be, majd 2011-től váltam a gamma-dózisteljesítmény mérések és 2013-tól az aktív műszeres radon-koncentráció vizsgálatok felelőssévé. Az OSSKI-ban a hosszú idejű passzív detektoros radonmérések is hosszú múltra tekintettek vissza. Az akkreditált vizsgálatokban 2008-tól vettem részt és 2017-től váltam a felelőssévé.

3.1.2. A vizsgált épületek jellemzése

2008 és 2025 között 516 db épület radiológiai felmérésében és kiértékelésében vettem részt, vagy végeztem el magam. Közülük 490 db épületben történt gamma-dózisteljesítmény és 260 db épületben aktív műszeres radon-koncentráció mérés.

A gamma-sugárzásra vizsgált 490 db épületből 273 db (56%) budapesti volt, 217 db (44%) vidéki. Az érintett települések száma a 23 db fővárosi kerülettel együtt 152 db volt. A mérési pontok elhelyezkedése hazánk területén belül nem volt egyenletes. A vidéki települések közül 49 db Pest, további 80 db település Hajdú-Bihar kivételével a többi 17 további vármegye területén oszlott el. Az épületek közül 450 db (92%) lakóingatlan volt, 27 db középület (5,5%) vagy irodaépület, és 13 db (2,5%) egyéb funkciójú épület. A vizsgált lakóingatlanok kétharmada (64%) önálló családi ház, egyharmada (36%) lakás vagy ingatlanrész volt, A 260 db épületben végzett aktív műszeres radonvizsgálatból 127 db budapesti volt (49%), és 133 db vidéki településen (51%) történt. A vizsgálat által érintett települések száma a fővárosi

kerületekkel együtt 118 db volt. A mérési pontok elhelyezkedése ebben az esetben sem volt egyenletes. 56 db Pest (22%), a további 77 db település 17 másik vármegye területén oszlott el Hajdú-Bihar kivételével. Az épületek közül 230 db (88%) lakóingatlan volt, 21 db (8%) középület vagy irodaépület, és 9 db (4%) egyéb funkciójú épület. A vizsgált lakóingatlanok közel háromnegyede (72%) családi ház volt, a maradék (28%) lakás vagy ingatlanrész.

3.1.3. Gamma-sugárzás vizsgálatok célja, módja, az eredmények feldolgozása

A beltéri gamma-sugárzás mérések elsődleges célja annak vizsgálata volt, hogy az épületben mérhető-e a külső háttérszintet jelentősen meghaladó gamma-sugárzás, amely beavatkozást tenne szükségessé a bent tartózkodók hosszútávú egészségügyi kockázata miatt. Hipotézisem szerint ilyen kockázatra egyedül a salakbeépítéses épületekben lehet számítani. A salakot nem tartalmazó épületekben nem mérhető külső háttérszintet jelentősen meghaladó érték. Továbbá az építőanyagok jellemzésére legtöbbször alkalmasak a felszínükön mért gamma-dózisteljesítmény értékek.

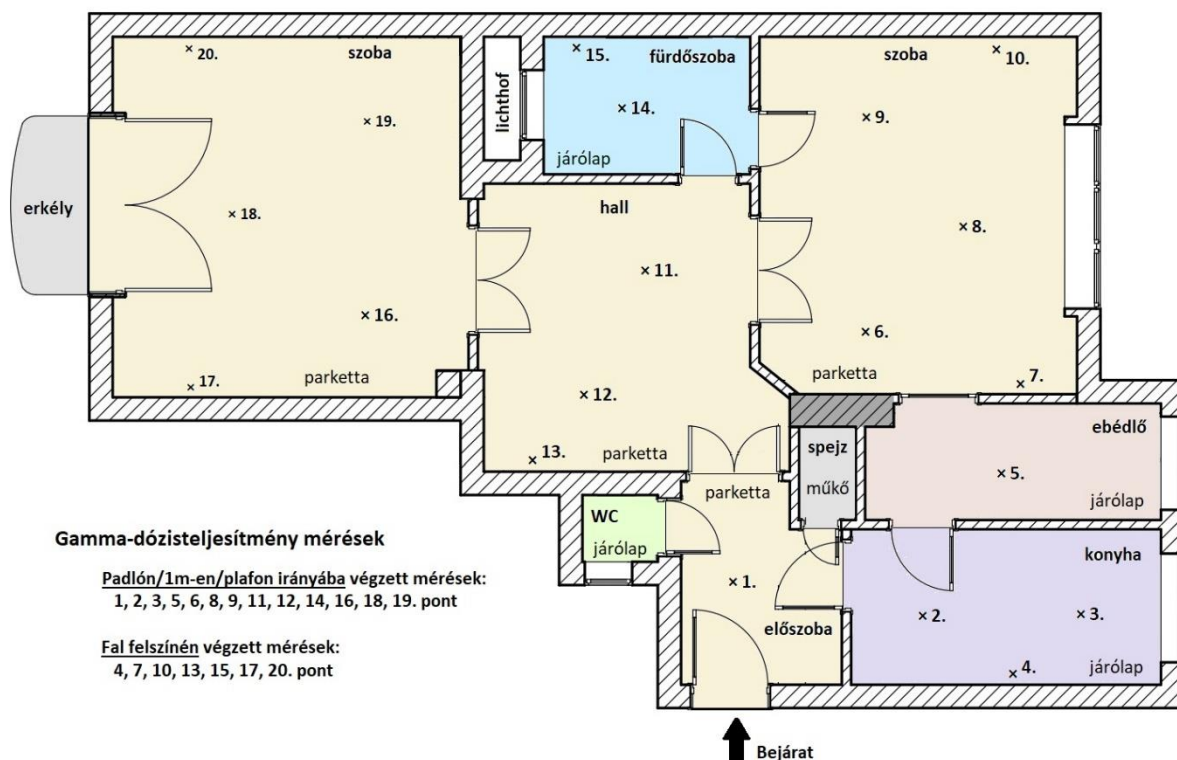
A vizsgálataim célja:

- a hazai épületekre jellemző átlagos beltéri gamma-sugárzás szint meghatározása,
- emelkedett beltéri gamma-sugárzási szintet okozó építőanyagok beazonosítása,
- a salakos érintettségű épületekben a gamma-sugárzás térbeli eloszlásának vizsgálata a salakbeépítés módjától függően,
- a gamma-sugárzás nagyságának vizsgálata különböző építőanyagok környezetében,
- vonatkoztatási szint levezetése annak eldöntésére, hogy mi tekinthető magas beltéri gamma-sugárzás értéknek?

Beltéri gamma-sugárzás mérésre, az ingatlan adottságaitól függően, az összes nagyobb vagy néhány kiválasztott helyiségben került sor. Egy helyiségen belül, a méretétől függően, egy vagy több pontban lett elvégezve a mérés integrális módban, általában 3 magasságban: padlószinten, a padlótól 1 m-re és a mennyezet irányában, kb. 2,5 m magasságban a plafon irányába. Ezen felül további mérések történtek a falak felszínénél változó magasságban és nagyobb beltéri magasságoknál, közvetlenül a mennyezet alatt. A **4. ábra** a gamma-dózisteljesítmény mérési pontok kiválasztására mutat példát egy lakóingatlanban. A mérések esetenként kiterjedtek azon helyiségekre is, amelyeknél nem merült fel tartós emberi tartózkodás valószínűsége. Ilyen volt a padlástér és a pinceszint. Ezen felül a megbontott padlókon és a földemeknél a feltáró gödörben is voltak mérések. Ezeket a később bemutatott

statisztikai elemzések során az előbbiektől külön kezeltem. A fentiek miatt egy felmérés során egy épületben feljegyzett dózisteljesítmény értékek száma tág határok között változott, általában 20-50 db közötti, átlagosan kb. 30 db volt. A beltéri környezet kontrolljaként a szabadban, 1 m magasságban is meg volt mérve a gamma-dózisteljesítmény ugyanazon műszerrel, amennyiben rendelkezésre állt ehhez megfelelő környezet. A mérésekhez általában kert vagy parkosított terület lett választva, ahol a talaj nem volt betonnal vagy más burkoló anyaggal fedve és viszonylag távolabb esett az épületektől.

A nemzetközi ajánlások szerint a sugárterhelésünk szempontjából az 1 m magasságban mért értéket szokás alapul venni, mivel kb. ez felel meg testünk geometriai középpontjának, a sugárzásra érzékeny, reprezentatívnak minősíthető szerveink szempontjából. [ICRP 144, 2020]



4. ábra Példa a gamma-sugárzás mérések helyének kiválasztására egy lakóingatlanon belül

A helyszíni felmérés során rögzítésre került az alkalmazott műszer típusa, a vizsgálat időpontja, a helyszín címe, az épület jellemzésére alkalmas legfontosabb adatok: a tényleges vagy hozzávetőleges építési idő; az épület szintjei; van-e pinceszintje; a falak meghatározó építőanyaga; információ arról, hogy a földem, vagy a falak tartalmaznak-e salakot. Amennyiben nem állt rendelkezésre alaprajz a vizsgálat helyszínéről, helyben rögzítésre került egy. Ezen lettek jelölve a mérési pontok elhelyezkedése az épületen belül. Ha erre nem

volt mód, akkor legalább a helyiségek meglévő vagy tervezett funkciója, vagy azonosítója került feljegyzésre. Ezen keresztül beazonosíthatóvá vált a mérési pontok elhelyezkedése a vizsgált épületen belül. Emellett rögzítésre került a mérési pontok távolsága a padlótól, azaz a mérések magassága. Egy-egy vizsgálati pontban a mérés addig tartott, amíg a mérés statisztikus bizonytalansága 1% alá nem csökkent. Az eredmények feldolgozása és kiértékelése, digitalizáció után MS Office Excel programmal történt. Ennek során rögzítettem azt is, hogy az ingatlan a KSH nyilvántartás szerinti mely településhez, vármegyéhez és járáshoz tartozott. [KSH, 2025]

A fent leírt célok érdekében vizsgáltam az egy épületben mért értékek összességét a mérés helyétől függetlenül; és külön a padlón, 1 m magasságban, a plafon irányában, és a falakon mért értékeket. Feljegyeztem a minimum és maximum értékeket, meghatároztam a számtani átlagot, mediánt, szórást, valamint abszolút és relatív gyakoriságeloszlást számoltam az értékekből. Az elemzéseim során külön kezeltem azon helyszíneket, ahol nem volt salakbeépítés a vizsgált épületben, és ahol igen.

3.1.4. Dózismennyiségek közötti átszámítás

A dózisteljesítmény-mérő műszerek az eredményt többféle egységben jelezhetik ki a mérendő mennyiségtől függően. A műszerek a mért értéket a leggyakrabban levegőben elnyelt dózisteljesítményben (D_a) - gyakorlati szempontból kermában, (Ka) - [Gy/h], vagy környezeti dózisegyenérték teljesítményben, ($H^*(10)$) [Sv/h] mutatják. A hazai jogszabályokban megjelenő dóziskorlátokat és vonatkoztatási szinteket általában effektív dózisban (E) [Sv]; a dózisteljesítményre vonatkozó kritériumokat pedig környezeti dózisegyenérték teljesítményben ($H^*(10)$) adják meg. A nemzetközi irodalomban a dózisteljesítmény értékét általában levegőben elnyelt dózis (D_a), vagy kerma (Ka) egységben szokás megadni. Szükséges volt ezért az ezek közötti átváltás meghatározása. Az effektív dózis (E) és a levegőben elnyelt dózis (D_a) közötti átváltást a **7. képlet** mutatja. A konverziós faktor értéke az UNSCEAR 1993. évi jelentése szerint 0,7 Sv/Gy. [UNSCEAR, 1993; 2/2022 OAH rend.]

$E = D_a \cdot 0,7 \frac{Sv}{Gy}$	(7)
-----------------------------------	-----

A levegőben elnyelt dózis (D_a) és a környezeti dózisegyenérték ($H^*(10)$) között közvetlen átváltási tényezőt nem találtam. Az ISO 4037-3 megadja viszont a környezeti dózisegyenérték ($H^*(10)$) és a levegő kerma (Ka) közötti átváltást különböző energiákra. A természetes és épített környezetünkben megtalálható természetes radionuklidok által kibocsátott gamma-

fotonok energiája széles skálán belül változik. A zöme a 46,5 keV (Pb-210) és a 2 614 keV (Tl-208) közötti tartományba esik. A gamma-sugárzások biológiai kockázata függ az energiától. A szabad környezetben felvett, tipikus spektrumban a gamma-fotonok fluxusának ~70%-át az 500 keV alatti energiájú fotonok adják, azonban az elszennvedett dózis ~70%-áért az 500 keV-nél nagyobb energiájú fotonok felelősek. A levegő kermában megadott, foton energia szerint összegzett dózismennyiség feléhez tartozó fotonenergia ~900 keV, míg a környezeti dózisegyenértékben ($H^*(10)$) kifejezett dózismennyiség feléhez ~750 keV tartozik. A hétköznapiakban használatos radionuklidok közül a Cs-137 fotonenergiája (661,6 keV) áll legközelebb a 750 keV energiához. A Cs-137-et használják leggyakrabban a dózisteljesítmény mérő műszerek kalibrációjakor is. Az ISO 4037-3 szabvány szerint az átváltó faktor értéke 600 keV energián 1,21 Sv/Gy, 800 keV energián pedig 1,19 Sv/Gy. A fentiekből adódik a **8. képlet**, ami a levegő kerma (K_a) és a környezeti dózisegyenérték ($H^*(10)$) közötti átváltást mutatja a Cs-137 energiájához közel. [ISO 4037-3: 1999; Schkade et al., 2018; Homoki, Szigeti, 2023]

$H^*(10) = K_a \cdot 1,21 \frac{Sv}{Gy}$	(8)
--	-----

A levegő kerma (K_a) és az elnyelt dózis (D_a) mértékegysége azonos: Gy. A kettő közötti különbség a dózis számításakor figyelembe vett energiaközlés módjában van. A **9. képlet** mutatja az MSZ 14341 szabvány szerint a D_a és K_a közötti átváltást, ahol g_a értéke 600 keV fotonenergia esetén 0,00148. A **10 képletet** a **7 és 9. képletek** egyesítéséből kapjuk. A **11. képlet** mutatja az effektív dózis (E) és a környezeti dózisegyenérték ($H^*(10)$) közötti átváltást, amit a **8 és 10. képletek** egyesítéséből kapunk. [MSZ 14341: 2017; Homoki, Szigeti, 2023]

$$D_a = K_a \cdot (1 - g_a) \tag{9}$$

$E = D_a \cdot 0,7 \frac{Sv}{Gy} = K_a \cdot (1 - g_a) \cdot 0,7 \frac{Sv}{Gy}$	(10)
---	------

$$E = \frac{H^*(10)}{1,21 \frac{Sv}{Gy}} \cdot (1 - g_a) \cdot 0,7 \frac{Sv}{Gy} = H^*(10) \cdot 0,58 \frac{Sv}{Sv} \tag{11}$$

3.1.5. Aktív műszeres radonvizsgálatok célja, módja, az eredmények feldolgozása

A rövid idejű, aktív műszeres beltéri radon-koncentráció mérések elsődleges célja az átlagos radon-koncentráció meghatározása volt a vizsgált időszakban. A másodlagos cél annak a vizsgálatának volt, hogy mennyire valószínű az, hogy az épületben beavatkozást igénylő, magas radon-koncentráció alakul ki. Hipotézisem szerint a radon-koncentrációk időbeli változásának megfigyeléséből, azaz a mért értékek idősoros grafikonjai által mutatott tendenciákból levonható következtetések felhasználhatók a beltéri radonkockázat értékeléséhez.

A vizsgálataim célja:

- annak elemzése, hogy a salakbeépítéseknek köszönhetően kimutatható-e nagyobb arányban emelkedett radonszint?
- annak meghatározása, hogy mennyi a rövid idejű radonmérések ajánlott minimális időtartama?
- annak vizsgálata, hogy radonszint változások tendenciájának elemzéséből nyert információk, mennyiben alkalmasak a beltéri radonkockázat értékelésére?

Beltéri radonmérés egy épületen belül általában egy, ritkábban több helyiségben történt. Több helyiség vizsgálatánál olykor csak egy műszer volt kihelyezve és mozgatva a helyiségek között, máskor több műszer lett egyidejűleg kihelyezve. A mérések a RAD7 műszernél aktív levegő keringtetéssel voltak végezve, fél órás integrálási idővel. Az AlphaGuard műszereknél legtöbbször 60 perc-es, diffúziós mód volt alkalmazva. A mérések időtartama helyiségenként általában 1 és 7 nap közötti, átlagosan 3,4 nap, legfeljebb 14 nap volt. A 3,4 nap időtartam órás ciklusú méréseknél kb. 80 db, félórásnál kb. 160 db érték rögzítését jelentette.

A vizsgálat során rögzítésre került az alkalmazott műszerek típusa, a vizsgálat időtartama, a helyszín címe, az épület jellemzésére alkalmas legfontosabb adatok, és a helyiség azonosítása, ahol a műszer ki volt helyezve. Továbbá feljegyzésre került az emeleti szint; a minimum és maximum érték; az 1 m magasságban mért gamma-dózisteljesítmény; valamint, hogy a vizsgált helyiség padlójában, földemjében volt-e salakfeltöltés, illetve a falak valamelyike salakbetonból készült-e. A műszer belső memóriájában elmentett értékek kiolvasására a laboratóriumba történő visszaszállításuk után került sor. Az adatok kiolvasása a gyártó által fejlesztett DataExpert, később a DataView szoftverrel történt. Az eredmények feldolgozása és kiértékelése az MS Office Excel programmal történt.

3.1.6. Passzív nyomdetektoros vizsgálatok célja, módja, az eredmények feldolgozása

A passzív nyomdetektoros vizsgálatok elsődleges célja a hazai lakosság radontól származó expozíciójának értékelése volt egyéves mérések eredményei alapján. A radon-koncentráció hosszú idejű, nagy számú helyszínen, egyszerre történő mérésére a legalkalmasabb eszközök egyike a radon nyomdetektorok. Az alábbiakban a 2012-ben, valamint a 2022-ben indult országos beltéri radonfelmérések hátterét és koncepcióját mutatom be, amelyek a későbbi elemzéseim alapját képezik.

ERMAH beltéri radon alprogram

A hazai épületek radonszintjének jobb megismerésére 2012-ben indult egy felmérés a Kormányhivatalok által működtetett, Sugáregészségügyi Decentrumok közreműködésével és az OSSKI és utódintézményeinek koordinálásával az Egészségügyi Radiológiai Mérő és Adatszolgáltató Hálózat (ERMAH) beltéri radon felmérés alprogramjaként. A felmérés 2012 márciusában indult és 2020. végéig tartott. A vizsgálati helyszíneket a Kormányhivatalok Népegészségügyi Főosztályainak laboratóriumai választották ki az illetékességi területükhöz tartozó vármegyék területén. A vizsgálathoz a CR-39 típusú, passzív radon detektorokat (Radosys gyártmány) az OSSKI és utódintézményei biztosították, de az épületekben a Decentrumok helyezték ki és gyűjtötték be onnan. A kiértékelés az OSSKI laboratóriumában történt. A vizsgálat időtartama helyszínenként 4×3 hónap, összesen egy év volt, évente új mérési helyszíneket választva. Egyszerre, egy épületben csak egy detektor volt kihelyezve, általában egy földszinti helyiségben. Az épület fontosabb jellemzői egy rövid kérdőíven keresztül lettek rögzítve. A közel 9 év alatt összesen 77 db település 137 épületében (elsődlegesen lakóépületekben) volt legalább háromnegyed év időtartamú mérés. A felmérésbe a tervezésétől kezdve bekapcsolódtam, önálló koordinátorává 2017-ben váltam. AZ ERMAH beltéri radon alprogram lezárására azért került sor, mert 2021-ben lehetőség nyílt egy nagyobb volumenű, új országos felmérés elindítására. Az addig összegyűlt vizsgálati adatokat rendszereztem és kiértékeltem.

Az új országos radon felmérés

Az NRCST-ben kitűzött célok megvalósításának előkészítése 2021-ben kezdődött el kormányzati támogatásból a Nemzeti Népegészségügyi Központ (NNK) irányításával. Az NNK-t (később NNGYK-t) érintő feladatok szervezésével és koordinálásával engem bíztak meg. Az egyik kiemelt cél egy egyéves időtartamú beltéri radonvizsgálaton alapuló új

országos radonfelmérés megszervezése volt. A radonmérés itt is CR-39 típusú nyomdetektorok kihelyezésével történt a Pannon Egyetem, az NNK és a Kormányhivatalok együttműködésével. A radon detektorok tervezett expozíciós időtartama 4×3 hónap volt. A helyszínek többsége lakóépület volt, de voltak közöttük munkahelyek irodái is. Egy épületben egyidejűleg 1-3 db detektor volt kihelyezve külön helyiségekben, azonos vagy eltérő emeleti szinten. A detektorok kihelyezése a felhasználók által történt a szervezők útmutatása alapján. A detektorok kihelyezésének és begyűjtésének időpontja, a vizsgálati helyszín címe, az emeleti szint és a helyiség megnevezése egy erre szolgáló formalapon került rögzítésre. A detektorok kiosztása és visszagyűjtése postai vagy egyéb hivatali úton keresztül történt. A visszagyűjtéskor a detektorok alufóliába voltak csomagolva több rétegben, a feldolgozásig pedig alacsony radon-koncentrációjú helyen tárolva.

A vizsgálataim célja:

- a radon-koncentrációk területi eloszlásának vizsgálata különböző statisztikai egységek alapján,
- a radon-koncentrációk változásának vizsgálata épületek emeleti szintjei szerint,
- a radon-koncentrációk évszakos változásának a vizsgálata,
- egy épületben egyidejűleg mért radonszintek időbeli és térbeli hasonlóságának az értékelése.

A fent leírt célok érdekében a következő területi statisztikai egységek szerint vizsgáltam az éves átlagos radon-koncentrációk gyakoriságeloszlását: az Európai Bizottság Közös Kutatóintézete (Joint Research Centre of European Commission, EC JRC) által használt 10×10 km-es négyzetrács [Dubois et al., 2010], ezen felül települési, járási, és vármegyei bontásban. Az értékek emeleti szintenkénti gyakoriság vizsgálatánál 4 kategóriát alkalmaztam: i) szuterén vagy pinceszint, ii) földszint, iii) I. emelet, és iv) II. emelet vagy a feletti szint. Az évszakos radonszint változások vizsgálatához meghatároztam helyiségenként az adott évszakra kapott érték és az éves átlagérték hányadosát azon helyszíneknél, ahol a kihelyezési periódusok illeszkedtek az évszakokhoz. Mivel egy épületben, egyszerre rendszerint 2 db detektor volt kihelyezve, alkalmam volt megvizsgálni, hogy a kapott negyedéves eredmények időbeli változása egymással milyen mértékű korrelációt mutatott. Továbbá vizsgáltam, hogy az ugyanazon épületen belüli helyiségek átlagértékei (Rn_1 , Rn_2) közötti különbség milyen mértékben volt szignifikánsnak mondható a vonatkoztatási szinthez képest. Ehhez a **12. képlet** szerinti $I_{\Delta Rn}$ index értéket határoztam meg. A különbséget akkor

tekintetem szignifikánsnak, ha a kapott index értéke legalább 50 volt. Külön vizsgáltam azt is, hogy ahol a különbség szignifikánsnak adódott, a helyiségek milyen arányban helyezkedtek el az épület ugyanazon szintjén.

$$I_{\Delta Rn} = \frac{|Rn_1 - Rn_2|}{300} \cdot \frac{Rn_1 + Rn_2}{2} \quad (12)$$

3.2. Mérőműszerek bemutatása

3.2.1. Gamma-sugárzás mérők

Az épületek beltéri gamma-sugárzásának felmérése Automess 6150AD típusú gamma-sugárzás mérőműszerrel történt (gyártó: Automation and Messtechnik GmbH, Németország). A műszer alapkészüléke egy GM csöves számláló, ami összekapcsolható egy szcintillációs mérőfejjel a méréstartomány kiterjesztésére a háttérszint közeli, alacsony értékek méréséhez. A műszert az **5. ábra** mutatja. Az Automess műszerek a gamma- és a röntgen-sugárzások mérésére alkalmasak. A szcintillációs mérőfej által biztosított méréstartomány: 1 nSv/h – 100 µSv/h. A detektált foton-sugárzás energiatartománya 20 keV – 7 MeV. A műszer érzékenysége 1 000 cps/(µSv/h). A válaszjel energiafüggése ± 20 %, a műszer irányfüggése ± 60 %. Az alkalmazott műszerek rendszeresen hitelesítve voltak a mérésügyi hatóság által. [Automess 6150AD]



5. ábra Automess 6150 AD 6 + b típusú gamma-sugárzásmérő mérőműszer

Az Automess műszer kétféle üzemmódban használható. Normál módban a mért dózisteljesítmény pillanatnyi értékét mutatja szekundum idejű integrálási idő mellett. A

műszer átkapcsolható 'integrális módba', amikor a kijelzett érték a mérés indításától kezdve mért átlagos dózisteljesítményt mutatja. A mérés újraindításával az átlagolás újra kezdődik. Az integrálási időszak hossza nincs limitálva. A mérőműszer egyúttal kijelzi az integrálási időszak alatt mért értékek relatív szórását. A műszer integrális módú használata mellett az egy pontban mért értékek szórása jelentősen lecsökken, és a mérési eredmények reprodukálhatósága jelentősen nő, ezért a vizsgálatoknál mindig ez a mérési mód volt alkalmazva. [Automess 6150AD]

3.2.2. Aktív radon detektorok

A levegő rövid idejű radon aktivitáskoncentrációjának vizsgálata a DurrIDGE RAD7 (DurrIDGE Co., USA) és AlphaGuard PQ 2000 Pro (Genitron GmbH, Németország), valamint AlphaGuard DF 2000 (Bertin Technologies, Franciaország) műszerekkel történt.

A DurrIDGE RAD7 műszerben a radon detektálására egy 0,7 liter térfogatú félgömb alakú detektor szolgál, amelynek a belső felülete elektromos vezető réteggel van bevonva. Ennek a közepén helyezkedik el egy ion-implantált sík, szilícium, ún. PIPS (Passivated Implanted Planar Silicon) detektor. Ez a detektor alkalmas energiadiszkriminációra, azaz a 6-9 MeV energiatartományba eső, radon bomlástermékektől származó beütések megkülönböztetésére. A műszer félvezető detektora érzéketlen a béta- és gamma-sugárzásra. A műszer $4 \text{ Bq/m}^3 - 400 \text{ kBq/m}^3$ tartományban képes mérni. Az érzékenysége normál módban $0,4 \text{ cpm}/(\text{pCi/l})$ (azaz $\sim 15 \text{ cpm}/(\text{Bq/m}^3)$). Az integrálási idő tetszőlegesen megválasztható 2 perc és 24 óra között. A levegő keringtetés aktiválása szintén választható. A beépített szivattyú által biztosított szívási sebesség 1 l/perc . A műszer bemenetére aeroszol szűrőt kell illeszteni, a részecskékhez kötött radon bomlástermékek kiszűrésére. A belső memóriában a mért radon-koncentrációk mellett rögzítésre kerül az adott érték becsült mérési bizonytalansága, a mérés időpontja és sok más paraméterrel együtt a levegő hőmérséklete és relatív páratartalma, amit belső szenzorok mérnek. 10% feletti relatív páratartalomnál romlik a RAD7 műszer detektálási határfoka, ezért az aeroszol szűrőn felül páramegkötőt is kell alkalmazni. Az adatok kiolvasása és kiértékelésre a DurrIDGE co. által kifejlesztett Capture programmal történik. A levegő túl magas páratartalma miatti mérési hiba kompenzálása szoftveresen lehetséges. A korrekció megfelelőségét műszerek közötti összeméréssel ellenőriztem. A műszer pontosságát a rendszeres gyártói kalibráció biztosította.

A RAD7-et a **6. ábra** mutatja. A műszer által megadott relatív mérés-hiba 1000 Bq/m^3 felett kb. 10% alatti, 300 Bq/m^3 -nél kb. 20%, és 100 Bq/m^3 körüli radonszintnél kb. 30-40%. [RAD7, 2009]



6. ábra DurrIDGE RAD7 radonmérő műszer

Az AlphaGuard műszerekben egy 0,6 l térfogatú, henger alakú ionizációs kamra van beépítve. A kamra jele jelfeldolgozáson megy keresztül, aminek a célja az alfa-sugárzástól származó jelek elkülönítése más jelektől. A radon-koncentráció méréstartománya $2 \text{ Bq/m}^3 - 2 \text{ MBq/m}^3$. A detektor érzékenysége $0,55 \text{ cpm}/(\text{pCi/l})$ (azaz $\sim 20 \text{ cpm}/(\text{Bq/m}^3)$). A műszer diffúziós és átáramlásos módban is használható. Diffúziós módban a választható integrálási idő 10 vagy 60 perc, átáramlásos módban 1 vagy 10 perc. A levegő keringtetését a PQ 2000 modellnél külső pumpa biztosítja (AlphaPump), amelyen 0,03 és 1 l/perc közötti a szívás teljesítmény állítható be. A DF 2000 modell beépített szivattyúval rendelkezik. Mindkét modellnél a bemeneti oldalon a levegő útjába egy szűrőt helyeztek, amely a levegőben lévő aeroszolok kiszűrésére szolgál. Ez biztosítja, hogy a műszer belsejébe ne juthasson aeroszol szemcséhez kötött radon bomlástermék, csak gáznemű radon. A mért radon-koncentráció értékek mellett a belső memóriában rögzítésre kerül a mérési bizonytalanság, a mérés időpontja és egyéb paraméterek mellett a levegő hőmérséklete, relatív páratartalma és a légnyomás, amit belső szenzorok mérnek. Az AlphaGuard műszerek érzékenysége a levegő páratartalmára jóval kisebb, mint a RAD7 műszernél, ezért külön kompenzáció nem szükséges. A műszerek pontossága rendszeres gyártói kalibrációval volt ellenőrizve.

Az AlphaGuard PQ2000 Pro műszert a **7. ábra** mutatja. A műszer által megadott relatív méréshiba $1\ 000 \text{ Bq/m}^3$ felett kb. 10% alatti, 300 Bq/m^3 -nél kb. 10%, és 100 Bq/m^3 körüli radonszintnél kb. 15%. Az AlphaGuard DF 2000 típusú műszert a **8. ábra** mutatja. A műszer által megadott relatív méréshiba $1\ 000 \text{ Bq/m}^3$ felett kb. 10% alatti, 300 Bq/m^3 -nél kb. 20%, és 100 Bq/m^3 körüli radonszintnél kb. 30%. [Genitron, 2004; Bertin, 2020]



7. *ábra* Az AlphaGuard PQ200 Pro típusú radonmérő műszer



8. *ábra* Az AlphaGuard DF 2000 típusú radonmérő műszer

3.2.3. Passzív radon detektorok

A hosszú idejű radon vizsgálatok Radosys gyártmányú, RSKS típusú tokban (diffúziós kamrában) szerelt, CR-39 típusú szilárdtest nukleáris nyomdetektorral (Solid-state Nuclear Track Detector, SSNTD) történtek. A detektor anyaga poliallil-diglikol-karbonát (PADC), a mérete 10 mm×10 mm×1 mm. Az RSKS diffúziós kamra külső átmérője 26 mm, magassága 55 mm. A diffúziós kamrán belüli és kívüli levegő között a radonszint egyensúlya kb. 3 óra alatt áll be. Az ajánlott expozíciós időtartam 3-6 hónap. A detektor háttere kb. 30 nyom/cm², az átlagos érzékenysége 2,0 nyom·cm²·m³/(kBq·h), a jellemző mérési tartománya 40 Bq·h/m³ – 8 000 kBq·h/m³. A PADC detektor válaszjele lineáris, azaz a nyomsűrűség lineárisan függ az expozíciótól. A detektor maratása a Radosys gyártmányú RB4 típusú maratókádban, a kiolvasás a Radometer 2000 RSV6 és RSV10 típusú számláló rendszerekkel történt.

A maratás 6,25M-os NaOH oldattal történt, 90°C-on, a gyártó által sarzsónként megadott ideig (általában 5 h). A kiértékelés '2K small tracks' automata üzemmódban történt. Az elemzett felület 46,8 mm² volt detektoronként. A kalibrációs faktort a gyártó határozta meg sarzsónként. Az értéke általában 35-60 (kBq·h/m³)/(nyom/mm²) volt '2K small tracks' kiolvasási protokoll alkalmazása mellett. A kalibrációs faktor meghatározása egyszeri,

500-1 000 kBq·h/m³ radon expozícióval történt, általában 250 db detektor (szarsonként 0,15%) besugárzásával a németországi Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) által. Gyártói protokoll szerint a linearitás ellenőrzésére évente egyszer kerül sor. A detektort a tartósínnel a **9. ábra**, a Radometer 2000 RSV 6 és RSV 10 típusú kiértékelő rendszereket a **10. ábra** mutatja. [Radosys]



9. ábra RSK detektor RSKS tokban tartósínnel



10. ábra Radosys Radometer 2000 RSV 6 (bal) és RSV 10 (jobb) típusú kiértékelő rendszer

3.3. A hazai lakosság természetes sugárterhelésének újraszámítása

A hazai lakosság természetes forrásokból származó sugárterhelésének újraszámításakor a nemzetközileg elfogadott, referenciaként használt UNSCEAR 2000. évi jelentésében foglalt számítási módszert vettem alapul. A számítás első lépéseként beazonosítottam a jelentésben taglalt főbb expozíciós kategóriákat, kigyűjtöttem az egyes kategóriákhoz az expozíciók alapját képező mennyiségek világátlagát, a felvételi értékeket és az alkalmazott dóziskonverziós tényezőket. Ezután összegyűjtöttem az NNGYK számára 2025-ben elérhető adatokat az alábbi expozíciós kategóriák vonatkozásában: kültéri, háttér gamma-sugárzás, beltéri gamma-sugárzás és beltéri radon-koncentráció. Az összegyűjtött adatokból a korábban bemutatott területi statisztikai egységek szerint gyakoriságeloszlást számoltam a

representativitás ellenőrzésére és becslést tettem a fenti expozíciós kategóriák súlyozott értékére. Dr. Nikl Istvánhoz hasonlóan azon kategóriáknál, ahol nem állt rendelkezésemre hazai felmérés reprezentatív eredménye, az UNSCEAR 2000. évi jelentésében közölt világszerte számoltam. [Nikl, 1999; UNSCEAR, 2000; Homoki et al., 2025b]

4. Eredmények és következtetések

4.1. Salakbeépítések előfordulása a hazai épületekben

Az 516 db vizsgált helyszín közül 365 db épületben volt salak építőanyagként használva, ami 71%-ot tesz ki, és 151 db helyszínen nem (39%). A fővároson belül a salakos épületek részaránya 77% volt (222 db épület a 289-ből), Pest vármegyében 62%, a többi vidéki településen 64%. Bár az arányok hasonlóságot mutatnak, vélhetően mégsem tekinthetők reprezentatívnak a salakos épületek hazai részarányára vonatkozóan. Helyette inkább a lakossági érdeklődés fókuszpontját mutatják. A valós részarányt sokkal inkább az építési korszakok és ahhoz tartozó építési trendek határozzák meg. Az épületek jellemző szerkezeti kialakítása és a beépítés módja ugyanis építési korszakonként változott.

Vizsgálataim során a salakbeépítések számos formájával találkoztam, amelyeket az alábbiakban mutatok be.

Salakfeltöltések:

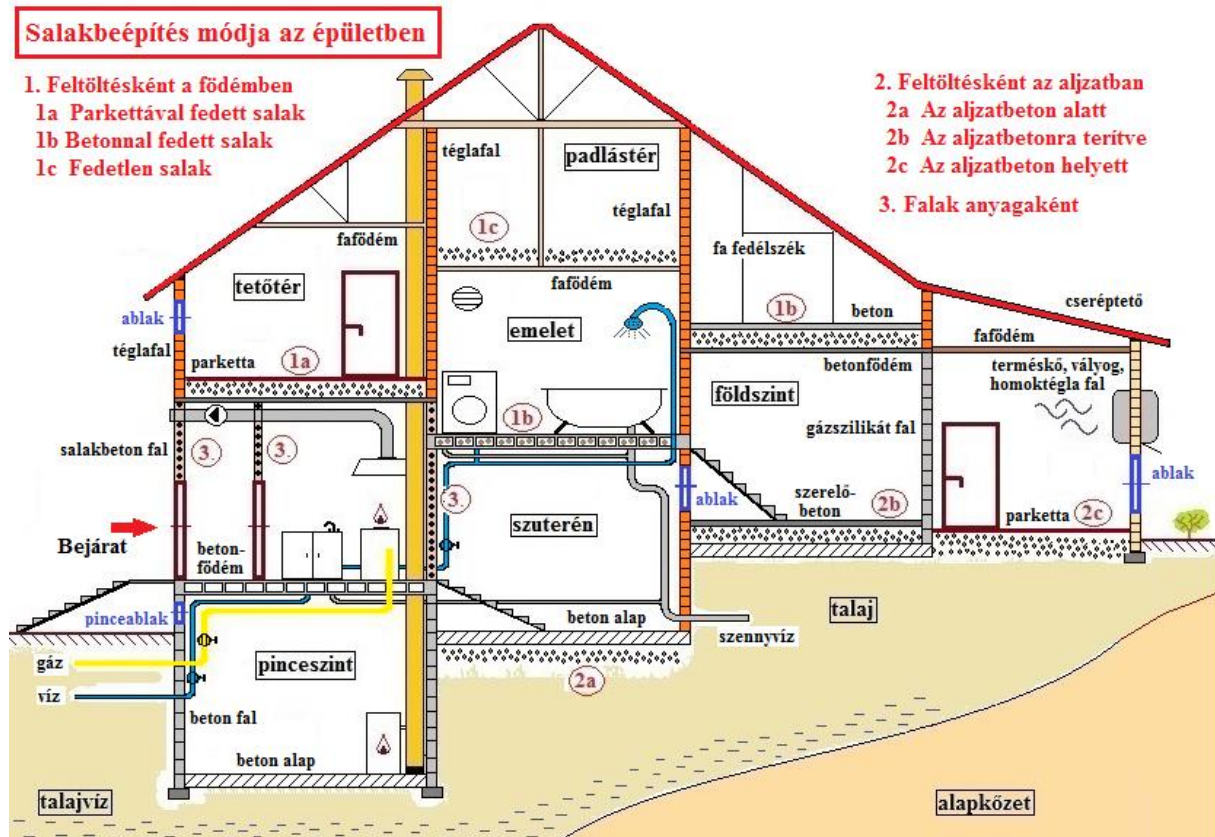
- az épület szilárd alapja (aljzat) alatt,
- feltöltésként a padló burkolata alatt olyan épületeknél, amelyeknél nem készült a teljes épületre kiterjedő szilárd alap,
- emeletes épületek földemjében a padlót alkotó parketta (+ párnafa és vakpadló) alatt közvetlenül vagy betonréteggel takarva,
- a legfelső födémre terítve szabadon, vagy cementlével megszilárdítva, esetleg vékony betonréteggel takarva,
- lapostetős házak esetében két zsaluzott, öntött betonréteg között.

Salak felhasználásával készült fal típusok:

- nagyblokkos salakbeton elemekből készült falak (egy részük házilag),
- ipari módon készült salakbeton fal elemek,
- két kisméretű tömör téglából felhúzott fal között töltőanyagként beöntött salak,
- csömöszölt, vert salak formájában készült fal,
- terméskő, nagyobb méretű salakrögök és kisméretű tömör téglák elemek habarcskötésbe ágyazva.

A földemekben használt salakfeltöltések vastagsága a legtöbbször nem volt ismert. Ahol igen, jellemzően néhányszor 10 cm volt, olykor elérte az 1 m-es vastagságot vagy ennél nagyobbat, de némely esetben csak néhány cm volt. A salak származási helye a legtöbb esetben szintén nem volt ismert. Ahol mégis, az eredetük szerint az alábbi típusokkal találkoztam: kazán-, kohó-, eröművi-, mozdony-salak.

Ritkán ugyan, de családi házaknál salakkal az épületen kívül, a kertben is találkoztam, legtöbbször az épület és a kerítés közötti bejáró alapozásaként. Az épületekben előforduló salakfeltöltések lehetséges helyeit szemlélteti a **11. ábra**. [Homoki, Szigeti, 2023]



11. ábra Salakbeépítések lehetséges helyei épületekben

4.2. Salakos és salak nélküli épületekben mért gamma-sugárzások

A 490 db épület lakótéri részében összesen 16 861 db gamma-sugárzás mérés történt, amelyből 5 402 db mérés esett az 1 m-es referencia magasságba. A hazai épületekre jellemző, átlagos beltéri gamma-sugárzási szintet az 1 m magasságban mért adatokból határoztam meg. Az értékek számtani átlaga 166 ± 62 nSv/h, a mediánja 154 nSv/h, a minimum és maximum értékek 57 és 631 nSv/h, a 10-90% percentilisek 115-221 nSv/h voltak. Ezek az értékek és később, ahol külön nincs jelölve, környezeti dózisegyenérték teljesítményben ($H^*(10)$) vannak megadva.

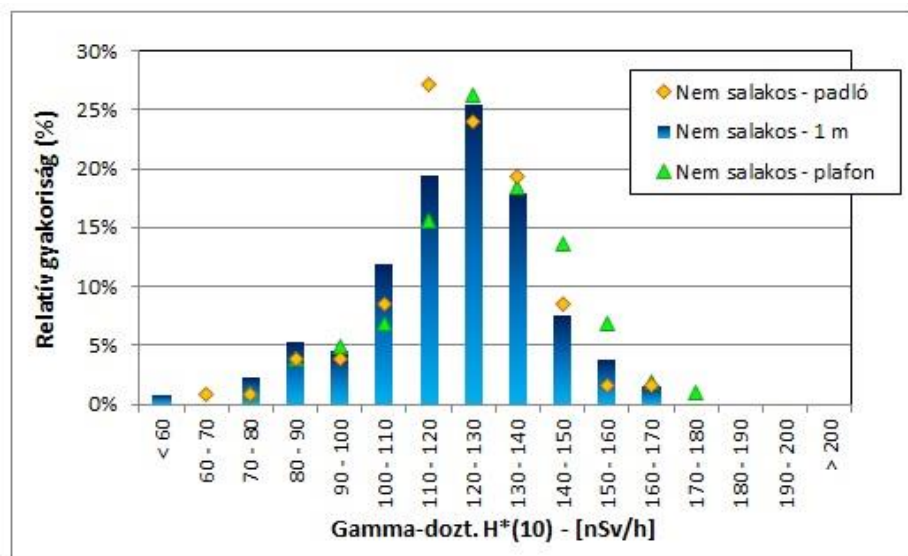
Megfigyelésem szerint a salak nélküli épületekben mért gamma-sugárzási szint mindig egy korlátos tartományon belül maradt, míg a salakfeltöltéses földmű és/vagy salakbeton falazatú épületekben a legtöbbször az előbbieknél nagyobb értékek voltak mérhetőek. Emiatt a két épületcsoport statisztikáját külön tárgyalom.

4.2.1. Gamma-sugárzás a salak nélküli épületekben

A 490-ből 134 db épületben nem volt salakbeépítés. Ezekben összesen 3 998 db mérést történt, ebből 1 358 db 1 m magasságban. Általános esetben, a salakot nem tartalmazó épületekben 200 nSv/h-nál nagyobb érték nem volt mérhető. Kivételt jelentett ez alól, ahol a falak vulkáni eredetű riolittufából készültek, vagy amikor valamely burkolat márványból készült. Az 1 m magasságban mért értékek számtani átlaga 120 ± 19 nSv/h, a mediánja 121 nSv/h, a minimum és maximum értékek 57 és 169 nSv/h, a 10-90% percentilisek 92-142 nSv/h voltak. Elmondható tehát, hogy ezek az értékek alig magasabbak, mint a hazai átlagos külső háttérsugárzási szint, ami kb. 100 nSv/h.

Ezekben az épületekben a padlószinten és a mennyezet irányában mért értékek többnyire legfeljebb csak 10-20%-ban tértek el az ugyanott, 1 m magasságban mért értékektől. Az épületenként meghatározott, padlón, 1 m magasságban és a plafonnál mért átlagos értékek összesített gyakoriságeloszlása nagyon hasonló képet mutatott. Lásd **12. ábra**. A nem salakos épületekben a legmagasabb értékek jellemzően a téglafalakon és a csempézett, járólappal burkolt felületeken voltak mérhetőek. A mázas kerámia lappal burkolt padlók és falak felszínén olykor kb. 20-30 nSv/h-val nagyobb értékek voltak mérhetőek, az ugyanazon módon készült, burkolatlan falakhoz, illetve parkettával burkolt padlókhöz képest. Ennek oka a burkolatok nagyobb radioaktivitása volt az alap vagy földem, illetve a falak anyagához képest.

[Homoki, Szigeti, 2023]



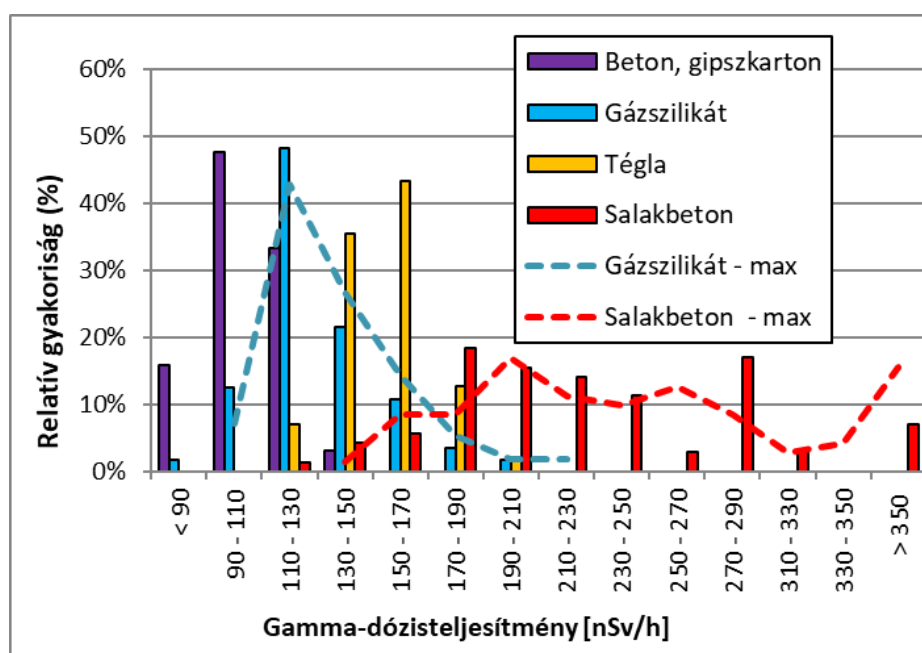
12. ábra A salak nélküli épületekben padlószinten, 1 m magasságban és mennyezet közelében mért gamma-dózteljesítmény értékek gyakoriságeloszlása

4.2.2. Építőanyagok felületén mért gamma-dózisteljesítmény

Hipotézisem szerint az építőanyagok felületén mért gamma-dózisteljesítmények arányosak a radioaktivitásukkal. Megfigyelésem szerint, azon épületekben, amelyekben nem volt beépítve emelkedett radioaktivitású építőanyag, a különböző típusú építőanyagok felhasználásával készült épület szerkezeti elemek felszínén mért értékek egy-egy jellemző tartományba estek. A hipotézisem ellenőrzésére a fenti feltételnek eleget tevő helyszíneken, a falakon és a padlón mért értékeket összepárosítottam az építőanyag típusával és építőanyag típusonként meghatároztam az adott helyszínen az átlagértéket. A kapott átlagértékekből statisztikai gyakoriságelemzést végeztem. Az elemzés alapját az alábbi építőanyagcsoportok adták: beton, gipszkarton, Ytong; gázszilikát (más néven gázbeton); égetett agyagtégla; salakbeton blokk. Az eredményeket a **8. táblázat** és a **13. ábra** mutatja.

8. táblázat Különböző típusú építőanyagok felületén mért átlagos gamma-dózisteljesítmény értékek statisztikája

Gamma-dózisteljesítmény	Helyszín (db)	Átlag (nSv/h)	Medián (nSv/h)	10-90% perc. (nSv/h)	Ép. index I
Beton, gipszkarton, Ytong	63	105 ± 15	106	83 – 124	<<0,5
gázszilikát (v. gázbeton)	56	127 ± 23	122	107 – 160	<0,5
égetett agyagtégla	127	154 ± 15	155	135 – 173	<1
salakbeton blokk	71	234 ± 101	219	163 – 287	>1



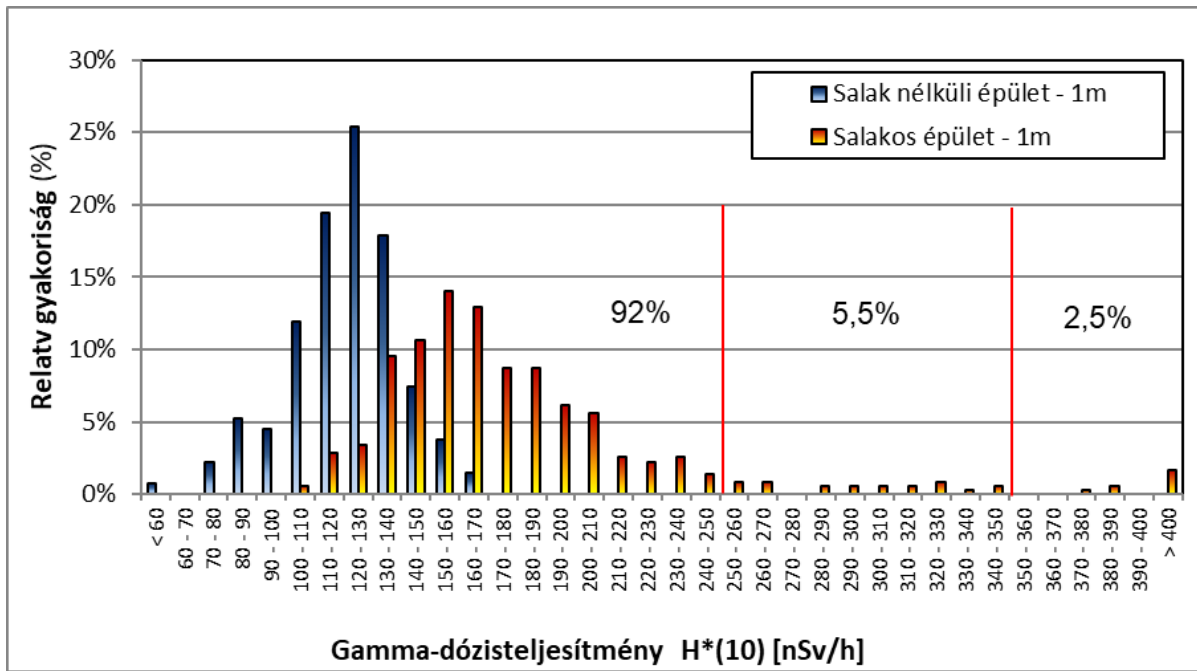
13. ábra Különböző típusú építőanyagok felszínén mért átlagos gamma-dózisteljesítmény értékek gyakoriságeloszlása

Látható, hogy az egyes építőanyag típusok felszínén mért gamma-dózisteljesítmény értékek elkülönülő, de egymással részben átfedő tartományokba estek. A legalacsonyabb radioaktivitást a 'beton, gipszkarton, Ytong' csoport mutatta. Az ezekből készült épület szerkezeti elemek felületén általában 80-120 nSv/h volt mérhető. A gázszilikát falon mért értékek legtöbbször a 110-160 nSv/h tartományba estek, így a radioaktivitásuk az előbbi csoport és az égetett agyagtéglára jellemző tartomány (130-170 nSv/h) között volt. Ezt az eredményt azért is fontosnak tartottam, mert sok olyan lakossági megkereséssel találkoztam, amelynek oka az volt, hogy a gázszilikát építőanyagot kiemelten veszélyesnek tartották a radioaktivitása miatt. 56 db gázszilikát épület falán mért 235 db egyedi érték alapján megállapítható, hogy a gázszilikátok radioaktivitása jellemzően kisebb, mint a normál agyagtégláké. A salakbeton blokkok felületén mért értékek általában a normál agyagtéglákénál magasabbak voltak és a rajtuk mért értékek szóródtak a legszélesebb tartományban (160-290 nSv/h). Ez legvalószínűbben azzal magyarázható, hogy nagyon változó volt a felhasznált salak és a beton egyéb összetevőinek az aránya, valamint a salak radioaktivitása. 71 db salakbeton falú épületben mért 394 db egyedi érték alapján a falon mért dózisteljesítmények maximuma az esetek 76%-ban meghaladta a 200 nSv/h-t és 23%-ban a 300 nSv/h-t is. [Homoki, Szigeti, 2023]

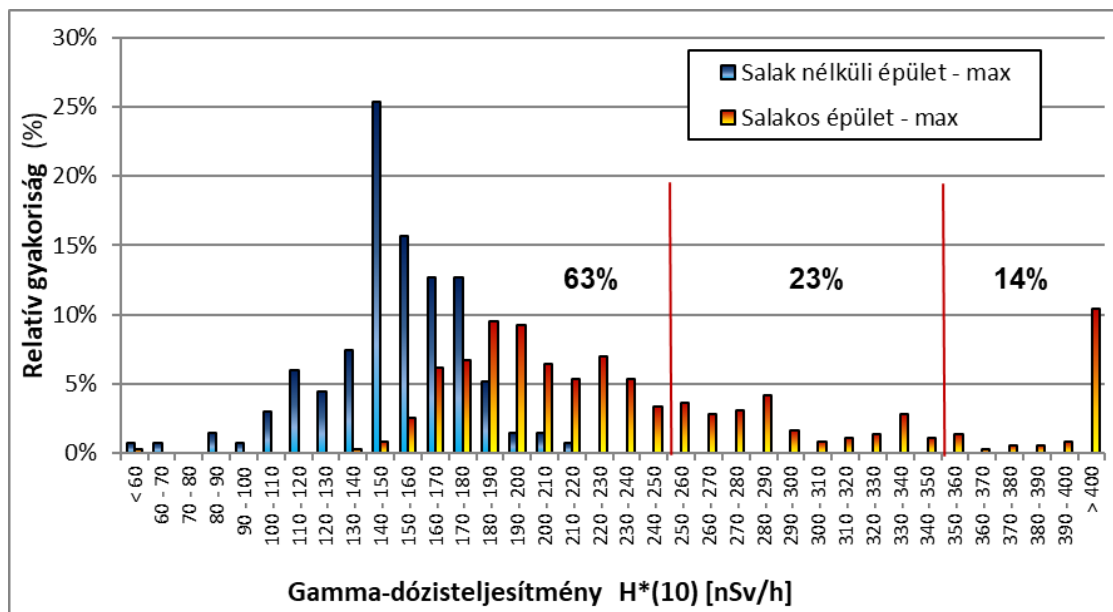
4.2.3. Gamma-sugárzás a salakot tartalmazó épületekben

A 490-ből 356 db épületben volt a földemben salakfeltöltés és/vagy ahol a falak részben salakbetonból készültek. Ezekben összesen 12 863 db mérés történt, ebből 4 044 db 1 m-en. Az ebben a magasságban mért értékek számtani átlaga 183 ± 64 nSv/h, a mediánja 166 nSv/h volt, ami 52 és 37%-kal több mint a nem salakos épületek releváns értéke. A minimum és maximum értékek 102 és 631 nSv/h, a 10-90% percentilisek 134-238 nSv/h voltak. A salakos és salak nélküli épületekben, 1 m magasságban mért átlagos dózisteljesítmény értékek gyakoriságeloszlását egymás mellett a **14. ábra**, a maximumokét a **15. ábra** mutatja.

A salak nélküli épületekben 1 m-en mért átlagértékek maximuma 169 nSv/h volt, ami kisebb, mint a salakos épületekben 1 m-en mért 183 nSv/h átlagérték. Azonban a salakos épületek 92%-ában az 1 m magasságban mért átlagos szint 250 nSv/h alatti volt és az esetek 63%-ában a mért legnagyobb érték sem haladta meg ezt az értéket. Ugyanakkor a salakos épületek 10%-ában volt 400 nSv/h-nál nagyobb érték mérhető. Látható tehát, hogy a salakos épületekben mért átlagértékek rendszerint nagyobbak voltak, mint a nem salakos épületekben mértek, de a többlet gamma-sugárzás mértéke a legtöbbször csak mérsékelt volt.



14. ábra A salakos és salak nélküli épületekben, 1 m magasságban mért gamma-dózisteljesítmény értékek átlagának gyakoriságeloszlása



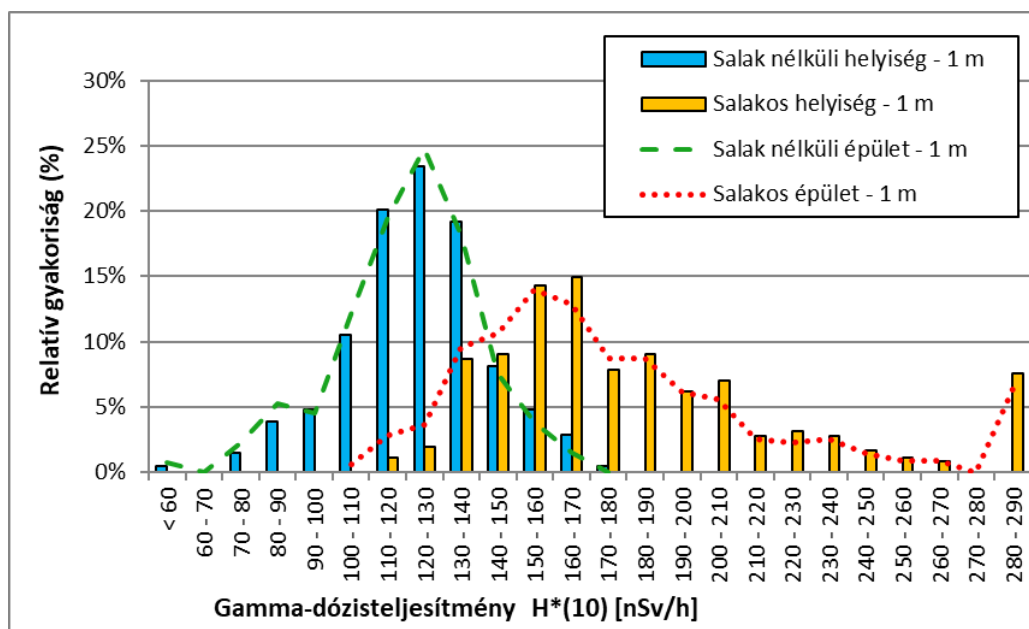
15. ábra A salakos és salak nélküli épületekben mért gamma-dózisteljesítmények maximumának gyakoriságeloszlása

Az előbbieken épület szintű statisztikákat hasonlítottam össze, de egy épületben nem szükséges, hogy minden helyiségben legyen salakos érintettség. Ennek oka lehet például az, hogy az utólagos hozzáépítéseknél, az újabb részben már eleve nem használtak salakot, vagy mert egy felújítás során egyes helyiségekből már eltávolították azt. Ezért minden épületre külön-külön meghatároztam a salakos és nem salakos helyiségekben, 1 m

magasságban mért átlagos értéket. Ily módon 356 db salakos és 209 db nem salakos átlagértéket kaptam. A **9. táblázat** és a **16. ábra** mutatja a helyiségekre és az épületekre vonatkozó statisztikákat egymás mellett. Látható, hogy az azonos csoportokban az átlag és a medián értékek közötti különbség kevesebb volt, mint 5%. Ennek részben az a magyarázata, hogy a 356 db salakos épületből az esetek többségében minden helyiségben volt salakos érintettség, ezért ezek az adatok mindkét statisztikai csoportban ugyanazon értékkel szerepeltek. A 209 db nem salakos helyiségből 134 db, nem salakos épületre vonatkozó átlagérték volt, ami szintén mindkét csoportba beszámítódott.

9. táblázat A salakos és nem salakos épületekben és helyiségekben 1 m magasságban mért gamma-dózisteljesítmény értékek statisztikája

Gamma-dózisteljesítmény		Helyszín (db)	Átlag (nSv/h)	Medián (nSv/h)	Min – max (nSv/h)	10-90% perc. (nSv/h)
Nem salakos	épület	134	120 ± 19	121	57 – 169	92 – 142
	helyiség	209	123 ± 20	122	57 – 179	100 – 144
Salakos	épület	356	182 ± 64	166	102 – 631	133 – 237
	helyiség	356	189 ± 67	170	116 – 659	138 – 243



16. ábra Salakos és salak nélküli épületekben és helyiségekben mért átlagos gamma-dózisteljesítmény értékek gyakoriságeloszlása

Külön vizsgálatot végeztem arra, hogy a salakos épületekben mért gamma-sugárzások értéke hogyan függ a salakbeépítés módjától. Sugárvédelmi megfontolásból az volt várható, hogy amikor a padlóban lévő salakfeltöltést betonréteg fedte, kisebb arányban volt magas sugárzási

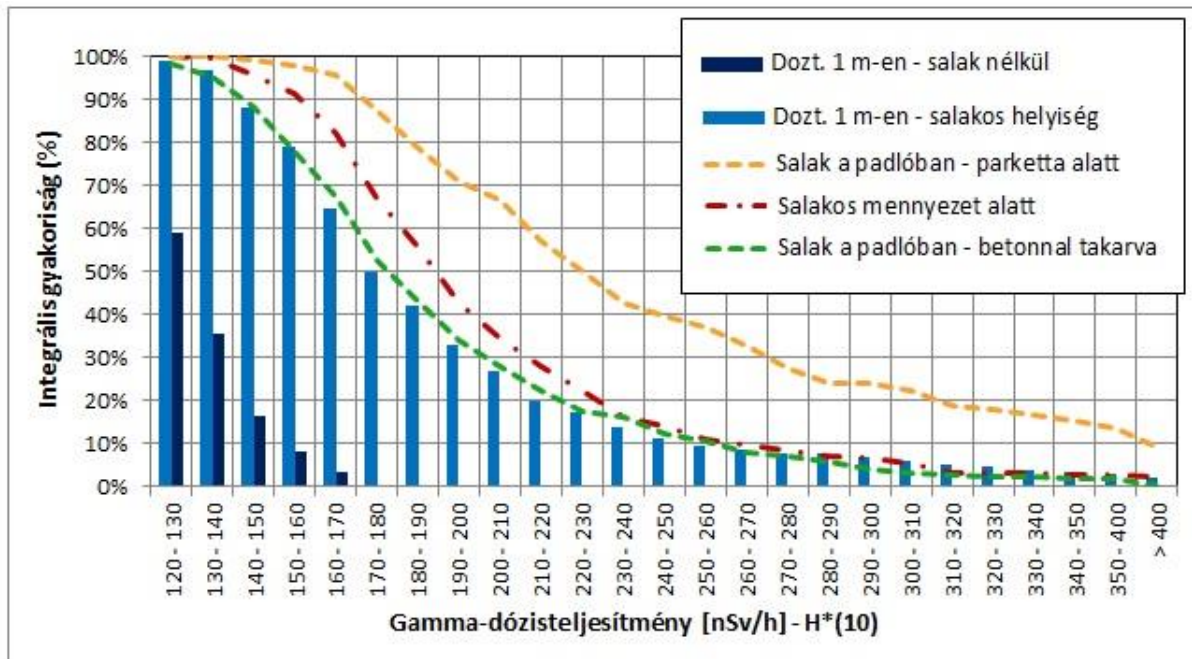
szint mérhető, mint amikor a parketta közvetlenül lett a salakfeltöltésre rakva. Ennek oka, hogy a fának jóval kisebb a sűrűsége, és ezáltal a gamma-sugárzás gyengítő képessége a természetes bomlási sorok elemei által kibocsátott gamma-fotonok energiáján. [IAEA SSG-32, 2015] Ennek ellenőrzéséhez megvizsgáltam a padlószinten, és a mennyezet közelében mért gamma-sugárzás szintek gyakoriságeloszlását az alább felsorolt salakbeépítési módok szerint:

- padlón, ahol a parketta közvetlenül a salakra lett lerakva,
- padlón, ahol a salakot betonréteg fedte,
- mennyezet alatt, ahol a födém salakfeltöltést tartalmazott,
- közvetlenül a fedetlen salakon.

Az eredményeket a **10. táblázat** és a **17. ábra** mutatja. A vártak megfelelően, a legmagasabb átlag és medián értékeket akkor kaptam, amikor a salakfeltöltést nem fedte semmi. Ennél kb. 5-10%-kal kisebbek voltak az átlag és medián értékek, amikor a parketta közvetlenül a salakra volt helyezve és alatta legfeljebb csak párnafa és vakpadló volt. Ezen eseteknél a 250 nSv/h-t meghaladó átlagértékek aránya 37% volt. A nagyobb radioaktivitásra utaló, 350 nSv/h feletti, átlagértékek részaránya pedig 14% volt. Ezzel szemben, amikor a salakot betonréteg takarta, az átlag és medián értékek kb. 40-50%-kal kisebbek voltak a fedetlen salakhoz képest. A 250 és 350 nSv/h-t meghaladó értékek részaránya csak 10,7 és 1,7% volt. Hasonló mutatószámokat kaptam a salakfeltöltést tartalmazó födémek alatt mért gamma-sugárzás értékek esetében is. A két csoportban az átlag és medián értékek közötti eltérés kisebb volt, mint 10%. Látható tehát, hogy emelkedett, a hazai átlagos szintet (166 nSv/h) több mint kétszeresen meghaladó gamma-sugárzás értékek, kevés kivétellel, csak akkor voltak mérhetőek, amikor a parkettát közvetlenül a salakra fektették. [Homoki, Szigeti, 2023]

10. táblázat Salakos beépítés által érintett épületrészekben mért gamma-dózisteljesítmény értékek statisztikája

Gamma-dózisteljesítmény	Helyszín (db)	Átlag (nSv/h)	Medián (nSv/h)	10-90% perc. (nSv/h)	>250 nSv/h (%)	>350 nSv/h (%)
Parkettán alatta salakkal	139	264 ± 139	219	168 – 380	37%	14%
Betonon alatta salakkal	178	185 ± 49	172	137 – 250	11%	1,7%
Salakos helyiség 1 m	356	189 ± 67	170	138 – 243	9,6%	3,1%
Salakot tartalmazó födém alatt	229	199 ± 60	185	151 – 254	11%	2,6%
Salakon közvetlenül	96	283 ± 144	241	177 – 394	48%	19%



17. ábra A salakos érintettségű épületben, különböző magasságokban mért átlagos gamma-dózisteljesítmény értékek csökkenő integrális gyakoriságeloszlása

A vizsgálataim arra is kiterjedtek, hogy a padlótól távolodva, milyen mértékben csökkent a mért gamma-dózisteljesítmény. Azt állapítottam meg, hogy a nagy radioaktivitású salakot tartalmazó padlójú helyiségekben, ahol a parkettán mért érték meghaladta az 500 nSv/h-t, az 1 m magasságban mért érték kb. 40%-kal (>300 nSv/h), a 2,5 m magasságban mért kb. 60%-kal volt kisebb (>200 nSv/h), mint padlószínten. Mérsékelt radioaktivitású salakot tartalmazó padlók esetében, ahol padlószínten csak 200-500 nSv/h volt mérhető, a csökkenés mértéke ennél kisebb, 1 m magasságban általában csak 10-30% volt. [Homoki, Szigeti, 2023]

4.2.4. Vonatkoztatási szint származtatása beltéri gamma-sugárzásokra

Hipotézisem szerint szükséges egy vonatkoztatási szintként használható érték meghatározása a beltéri gamma-sugárzásokra annak eldöntésére, hogy mely értékek tekinthetők emelkedettnek, amelyek lehetőség szerint beavatkozást tennének szükségessé.

Az Európai Unió Radiation Protection 112 kiadványa (RP 112) írja le a forgalomba kerülő építőanyagok radioaktivitásának korlátozására vonatkozó, a **6. képlet** szerint számított aktivitáskoncentráció index (I) koncepciójának háttérét. A koncepció szerint az épületben tartózkodáskor az építőanyagok gamma-sugárzásából származó külső sugárterhelésünk legfeljebb 1 mSv-tel lehet több, mint a szabadban való tartózkodás külső dózisa. Vagyis a beltéri és a kültéri sugárterhelésünk különbsége adja meg a többletdózisunkat, amelyre a korlátozás vonatkozik. [RP 112, 1999]

Az RP 112 koncepciója egy referenciahelyiségre vonatkozó modellszámításon alapul, amely az alábbi paraméterekkel rendelkezik: [Homoki, Szigeti, 2023]

- szélesség × hosszúság × magasság: 4 m × 5 m × 2,8 m
- falak és födémek vastagsága 20 cm, anyaga beton, sűrűsége 2 350 kg/m³
- tartózkodási idő 7 000 óra/év
- az effektív dózis (*E*) és levegő kerma (*Ka*) közötti átváltási faktor: 0,7 Sv/Gy
- háttér gamma-sugárzás: 50 nGy/h (kivonandó a beltéri gamma-sugárzásból)
- dózisterhelés szempontjából a referenciapont a szoba középpontja 1 m-en.

A modellszámításnál meg volt adva az egyes épületrészek (padló, plafon és falak) építőanyagainak aktivitás-koncentrációja és az azokhoz tartozó dózisteljesítmény-járulékok közötti dóziskonverziós tényezők (nGy/h)/(Bq/kg) egységben, amiket a **11. táblázat** foglal össze. Felhasználásukkal, az építőanyagok radioaktivitásának ismeretében, meghatározható a referencia helyiség középpontjában lévő, levegőben elnyelt dózisteljesítményben (*D_a*) kifejezett gamma-sugárzás, amit a **13. képlet** mutat. [RP 112, 1999, Homoki, Szigeti, 2023]

11. táblázat Épületrészekhez tartozó, aktivitáskoncentráció és gamma-dózisteljesítmény közötti konverziós tényezők az RP 112 szerint

Épület szerkezeti elem	Dózisteljesítmény-konverziós tényező (nGy/h)/(Bq/kg)		
	<i>f_{Ra-226}</i>	<i>f_{Th-232}</i>	<i>f_{K-40}</i>
Padló + plafon + falak	0,92	1,1	0,080
Padló önmagában	0,24	0,28	0,020
Plafon önmagában	0,25	0,32	0,023
Falak önmagukban	0,43	0,50	0,037

$$D_a = f_{Ra-226} \cdot C_{Ra-226} + f_{Th-232} \cdot C_{Th-232} + f_{K-40} \cdot C_{K-40} \quad (13)$$

Az RP 112 koncepciója szerint az építőanyagok elfogadható aktivitás-koncentrációjának felső szintje a Ra-226-ra és Th-232-re 100 Bq/kg, a K-40-re 1 000 Bq/kg. Ezen értékekhez az aktivitáskoncentráció index (*I*) képletében a nevezőkbe olyan számértéket választottak, hogy az így képzett hányadosok által kifejezett dóziszjárulékok külön-külön kb. 1/3-ot tegyenek ki, együttesen pedig 1-et. Az *I* = 1 feltétel pontosan például akkor teljesül, ha a *C_{Ra-226}* és *C_{Th-232}* értéke 90-90 Bq/kg és a *C_{K-40}* értéke 750 Bq/kg. Az előbbi értékeket a **13. képletbe** helyettesítve 242 nGy/h-t kapunk a beltéri gamma-sugárzásra a középpontban (*H_{in}*). A **7. képlet** felhasználásával, 7 000 h/év expozíciós idővel számolva kapjuk a **14. képletet**,

amely az éves többlet effektív dózisunkat fejezi ki egyszerűsített módon. A **14. képlet** behelyettesítve az előbb meghatározott H_{in} értéket és a modellben kültéri, háttér gamma-sugárzásként megadott 50 nGy/h (H_{out}) értéket, 0,94 mSv/év többlet effektív dózis (E_{ex}) jön ki, ami közelítőleg 1. [RP 112, 1999, Homoki, Szigeti, 2023]

$E_{ex} = (H_{in} - H_{out}) * 7000 \text{ h/y} * 10^{-6} * 0,7 \frac{\text{Sv}}{\text{Gy}}$	(14)
--	------

ahol

E_{ex} éves effektív többletdózis (mSv/év),

H_{in} beltéri levegőben elnyelt gamma-dózisteljesítmény (nGy/h),

H_{out} kültéri levegőben elnyelt gamma-dózisteljesítmény (nGy/h).

Fontos megjegyezni azonban, hogy a szabályozás csak a gamma-sugárzástól származó sugárterhelésünk korlátozására vonatkozik. Az épületben mért gamma-sugárzás leginkább csak az épület szerkezeti elemeket alkotó építőanyagok gamma-sugárzástól származik, a külső sugárzási tér beltéri mértéke általános esetben nem meghatározó. Ugyanakkor akár az épületben, akár a szabadban tartózkodva a kozmikus sugárzás is ér bennünket és a gamma-sugárzást mérő műszerünk által kijelzett dózisteljesítmény érték tartalmazni fogja a kozmikus sugárzás ionizáló komponensének járulékát is. Az egyes műszerek érzékenysége a kozmikus sugárzásra típusonként eltérhet, ahogy erre rámutatott Nagaoka és mts., illetve Darwish. A kozmikus sugárzást az épületszerkezeti elemek valamely mértékben árnyékolhatják, így annak az intenzitása a szabadban és az épületben eltérő lehet. Az árnyékolás mértékét meghatározza az épület szerkezeti kialakítása, az építőanyagok típusa és a szerkezeti elemek vastagsága. Az UNSCEAR 2000. évi jelentésében az árnyékolási faktor 0,8-ként volt megadva, Sato a későbbi elemzésében már 0,91-et javasolt átlagértéknek.

[Nagaoka et al., 1996, UNSCEAR, 2000; Darwish, 2013; Sato, 2016; Homoki, et al., 2025]

A **15. képlet** fejezi ki, hogyan lehet számítani a többlet gamma-sugárterhelést, ha az épületben belül és kívül mért értékekből kivonjuk a kozmikus sugárzás járulékát, és figyelembe vesszük a műszer érzékenységét is. A képletben az épület kozmikus sugárzás árnyékoló képessége az f_{sh} faktorról, a műszer érzékenysége az f_{cos} faktorról van figyelembe véve. Az f_{cos} érzékenységi faktor értéke 1, ha a műszer ugyanakkora érzékenységet mutat a kozmikus sugárzásra, mint a gamma-sugárzásra. Ha a műszer kevésbé érzékeny, akkor az értéke 1-nél kisebb. A **11.** és a **14. képlet** összevonásával kapjuk a **16. képletet**, ami az éves többlet effektív dózisunkat fejezi ki az épület árnyékolását és a műszer érzékenységét is

figyelembe véve. Az így meghatározott többlet dózis érték pontosságát befolyásolja az R_{cos} , f_{sh} , és az f_{cos} paraméterek ismeretének pontossága. [Homoki et al., 2025a]

$$H_{ex} = (H_{in} - f_{cos} \cdot f_{sh} \cdot R_{cos}) - (H_{out} - f_{cos} \cdot R_{cos})$$

$$H_{ex} = H_{in} - H_{out} + (1 - f_{sh}) \cdot f_{cos} \cdot R_{cos} = H_{in} - H_{out} + F_{cos} \quad (15)$$

$$E_{ex} = (H_{in} - H_{out} + F_{cos}) \cdot \frac{1}{1.21 \frac{Sv}{Gy}} \cdot \frac{1}{1,000,000} \cdot 7000 \frac{h}{year} \cdot 0.7 \frac{Sv}{Gy} \quad (16)$$

ahol

E_{ex} éves effektív többletdózis (mSv/év),

H_{ex} többlet környezeti gamma-dózisegyenérték teljesítmény (nSv/h),

H_{in} beltéri környezeti gamma-dózisegyenérték teljesítmény (nSv/h),

H_{out} kültéri környezeti gamma-dózisegyenérték teljesítmény (nSv/h),

R_{cos} kozmikus sugárzás ionizáló komponense (nSv/h),

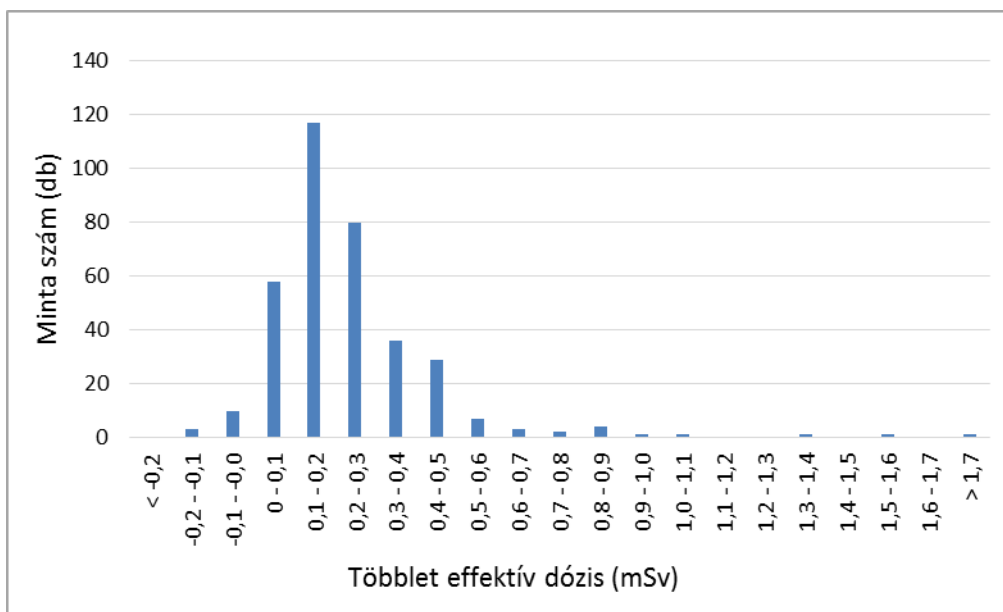
f_{cos} a dózisteljesítmény mérőműszer érzékenységi faktora a kozmikus sugárzásra (-),

f_{sh} az épület kozmikus sugárzás árnyékoló képességét kifejező faktor (-).

F_{cos} beltéri és kültéri kozmikus sugárzás dózisteljesítményének különbözete (nSv/h).

A **16. képlet** felhasználásával a kozmikus sugárzás értékét (R_{cos}) 32 nSv/h-nak, f_{cos} értékét 1-nek véve meghatároztam a gamma-sugárzástól származó többlet éves effektív dózis értékét olyan épületre, ahol volt mérési adat a külső, háttér gamma-sugárzásra is, összesen 354 db-ra. A kapott eredményekből gyakoriságeloszlást számoltam. Ennek eredményét mutatja a **18. ábra**.

Az átlagos éves dózistöbblet 0,23 mSv/év, a medián 0,19 mSv/év, a minimum -0,19 mSv/év, a maximum pedig 2,07 mSv/év volt. A 10-90% percentilis tartománynak a 0,06-0,43 mSv/év felelt meg. Az 1 mSv/év feletti értékek részaránya 1,1% volt. Negatív érték akkor adódott, amikor az épületen belüli gamma-sugárzás átlaga kisebb volt, mint a külső, szabadban mért háttér. Ilyenek tipikusan a betonpanelből készült épületek.



18. ábra Építőanyagokból származó éves, többlet effektív dózisok gyakoriságeloszlása

A 11. képlet felhasználásával kapjuk, hogy az 1 mSv/év többlet effektív dózisnak (E_{ex}) 250 nSv/h környezeti dózisegyenérték teljesítmény ($H^*(10)$) felel meg. Tekintettel arra, hogy a magyarországi külső háttérsugárzás átlagos értéke kb. 100 nSv/h, a beltéri gamma-sugárzás megengedhető szintjére származtatott vonatkoztatási szintnek 1 m magasságban, a helyiség közepén mérve 350 nSv/h-t adódik.

4.2.5. Beltéri gamma-sugárzások értékelése

Egy épület sugárzási terének értékelésekor a teljes épületre kiterjedő dózistér eloszlásából kapott információ adja az értékelés alapját, de figyelembe kell venni azt is, hogy a különböző funkciójú helyiségekben nem azonos mennyiségű időt töltünk. Általában a hálórészen töltjük a legtöbbet és a mosdóban a legkevesebbet. Továbbá ülő és fekvő helyzetben, rendszerint közelebb vagyunk a padlóhoz, ezért a padlón mért dózisteljesítmény értéke lesz a fontosabb az 1 m magasságban mért értékkel szemben a sugárterhelésünk szempontjából.

Egy épületben a gamma-sugárzás térbeli eloszlását az épület szerkezeti kialakítása és az építőanyagok radioaktivitása együtt határozza meg. Ezért érdemes számba venni a főbb épület kialakítási módokat és építőanyagokat. Tapasztalatom szerint az épület alapja kiterjedhet az egész épületre, vagy csak a falak alatti sávra (sávalap). Az anyaga általában beton vagy kő, ritkábban téglá. A födém nyugodhat a tetején betonkoszorúval összefogott tartófalakon, vagy betonból készült vázszerkezeten, amelyek közét kitöltik falazó elemekkel. A falazó anyagok formájuk szerint, lehetnek blokkosak vagy nagyobb felületű, előre gyártott panelek. A felhasznált anyagok köre igen széles. Lehetnek:

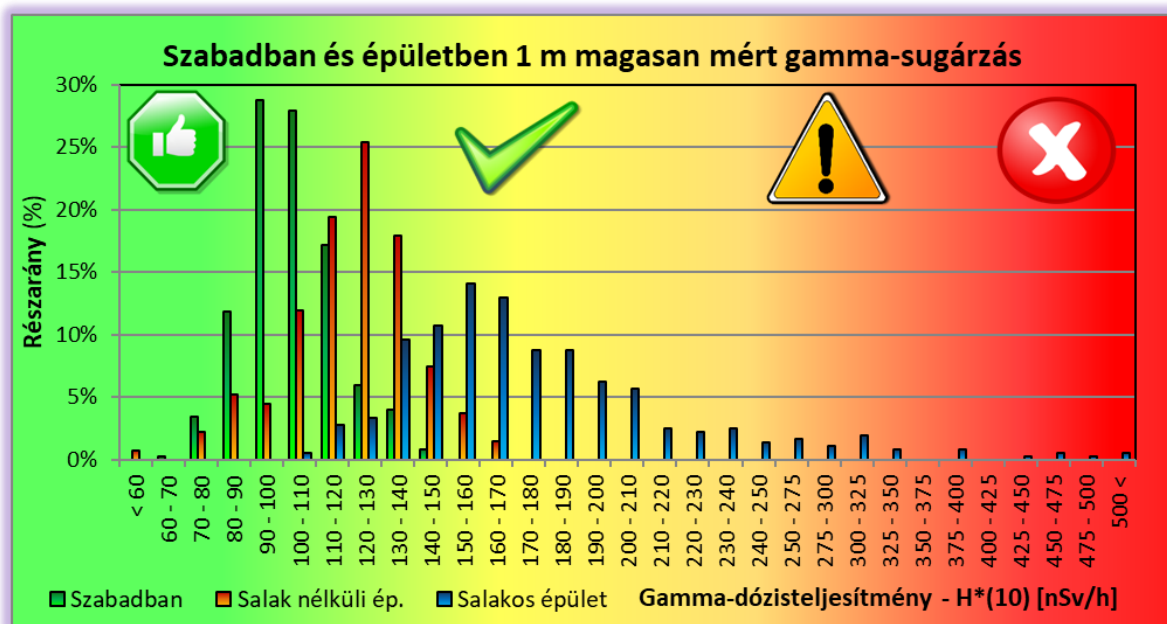
- cement alapúak (pl. zsalukő, beton panel, csúsztatott zsalus fal, gázszilikát, blokkos vagy panel jellegű salakbeton, bauxitbeton),
- agyag alapúak (pl. égetett tömör vagy üreges téglá, vályog),
- mész alapúak (pl. mészhomok téglá, Ytong, gipszkarton),
- fejtett terméskövek (pl. mészkő, homokkő, tufa, andezit vagy bazalt),
- fa vázúak (rönkház, könnyű szerkezetes házak).

A födémek két emeleti szintet választanak el, vagy a földszintet és a tetőteret (ez utóbbit be is építhetik); de gyakoriak a tetőtér nélküli, lapostetős épületek is. A födémek fő vázát gyakran gerendák alkotják, amelyek között kitöltik; de készülhetnek zsalus megoldással, betonból öntve is. Az előbbieket lehetnek például:

- fafödémek (stukatúr), ahol a fa gerendákra alulról deszkát szegelnek,
- poroszsüvegesekek, ahol az acélgerendák közé tömör téglából boltívet építenek,
- betonvázások, ahol a betongerendák között töltik ki (pl. öntött betonnal, nagyblokkos beton elemekkel, égetett agyagtégla betétekkel vagy betonnal és téglával, ún. horcsik födém).

A salak nélküli épületekben, az épületszerkezeti elemeken, általában a 4.2.2. fejezetben leírtak szerinti értékek mérhetők építőanyagtól függően. Azon épületekben, ahol a födémre salakot terítettek, a sugárzási szintek, az építőanyag típusa és az épület kialakítása alapján várható képeket sokkal nagyobbak is lehetnek. Ilyen helyiségekben a gamma-sugárzási tér gyakran nem egyenletes profilú. A dózistér eloszlását a beépített salak mennyisége, radioaktivitása és a beépítés helye és módja határozza meg. A dózistér nagysága helyiségenként és egy helyiségen belül is változhat ugyanazon magasságban mérve. A statisztikai gyakoriságok a 4.2.3 fejezetben lettek részletesen bemutatva.

A **19. ábra** mutatja be a salak nélküli és salakos épületekben mért átlagos gamma-sugárzás értékek gyakoriságeloszlását a szabadban mért értékkel és a 4.2.4. fejezetben levezetett, 350 nSv/h-s beltéri vonatkoztatási szinttel összevetve. A salak nélküli épületek mindegyike megfelelt a fenti követelménynek. Ugyanakkor a salakos épületek 2,5%-ban volt az átlagos szint nagyobb. Tapasztalatom szerint, az 1 m magasságban mért 350 nSv/h, padlószinten már 500 nSv/h-nak felel meg. Ilyen értékek csak olyan parkettázott padlón voltak mérhetők, amely alatt közvetlenül salakfeltöltés volt. Amikor a salak betonnal volt takarva, a padlószinten mért értékek nem haladták meg a 400 nSv/h-t. Egyúttal, ahogy a **14. ábra** is mutatja, hogy a salakos épületek többségében csak mérsékelten emelkedett sugárzási szint volt mérhető. 92%-ukban nem haladta meg a 250 nSv/h-t. [Homoki, Szigeti, 2023]



19. ábra A szabadban és az épületekben mért átlagos gamma-sugárzások gyakoriságeloszlása a származtatott vonatkoztatási érték függvényében.

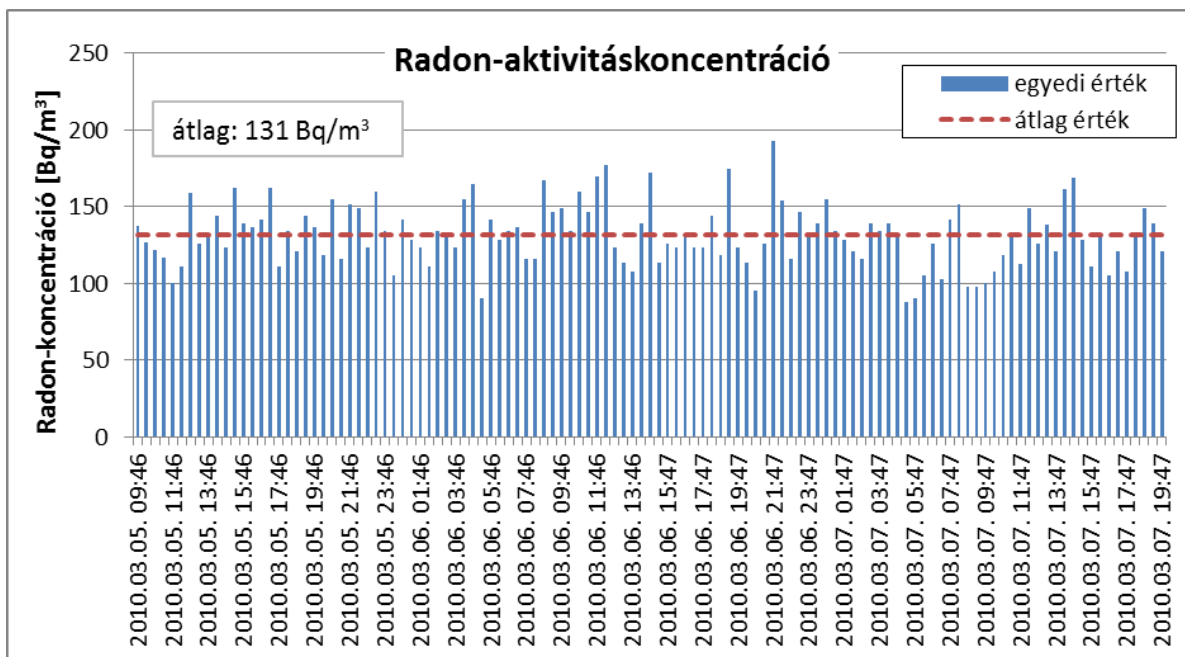
4.3. Rövid idejű, aktív műszeres beltéri radon mérések

4.3.1. Rövid idejű radonmérések tapasztalatai

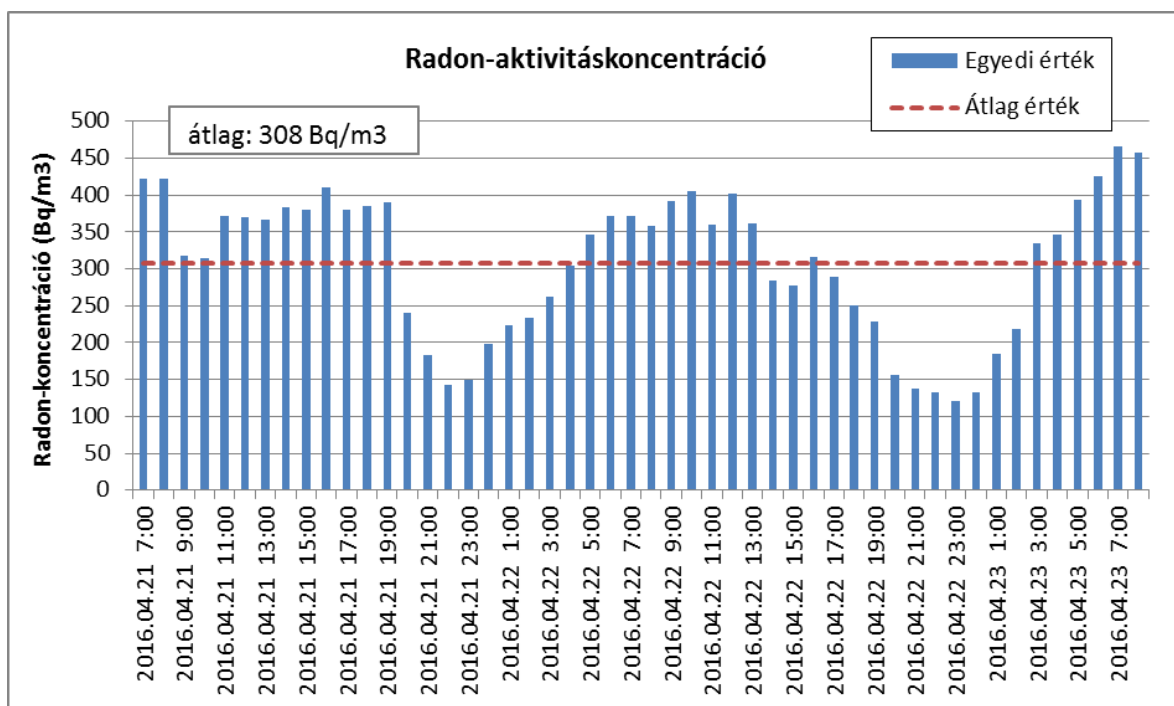
Radonszint változások tendenciái

2008. és 2025. között összesen 260 épület 335 db helyiségében történt rövid idejű beltéri radon vizsgálat aktív műszerrel. Megfigyeltem, hogy az esetek 41%-ban a mért radon-koncentrációk nem mutattak tartós egyirányú változást (növekedést vagy csökkenést), csak stagnálva egy adott érték körül ingadoztak, vagy hullámzó módon változtak. Az esetek 47%-ában a vizsgálati időszak első részében a mért radonszint közel monoton emelkedést mutatott, ami egy idő után megállt, elérve egy kvázi egyensúlyi szintet. Ezután a radon-koncentráció ezen telítési szinten maradt kisebb ingadozás mellett. A továbbiakban eme kvázi egyensúlyi szintre platóként fogok hivatkozni. Ez a kétféle tendencia azért fontos, mert a kettő együtt az összes vizsgált eset 88%-át tette ki. Ezen tendenciák leginkább zárt, szellőztetlen helyiségekben voltak megfigyelhetők. Egyes esetekben a helyiségek mérés alatti direkt szellőztetése jelentősen befolyásolta a radonszintek alakulását, és ez a kapott görbék alakjában is tetten érhető volt. Ezek az esetek kb. 8%-ot tettek ki. Némely esetben (2%) csökkenő tendenciát figyeltem meg. Ennek legvalószínűbb magyarázata az, hogy a helyiségnek nem volt kapcsolata a radon fő forrásával, ezért a helyiség lezárását követően a vizsgált tér el lett választva attól. A **20-25. ábrák** a fent leírt tendenciákra mutatnak egy-egy példát.

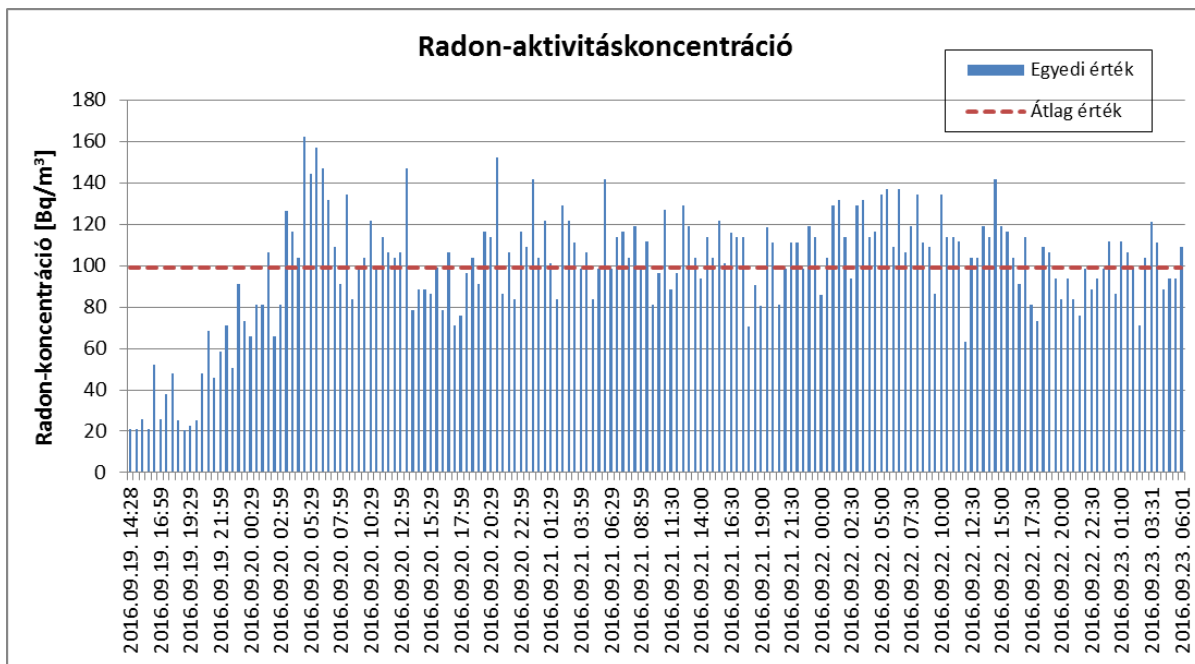
A fentiek alapján elmondható, hogy egy nem szellőztetett helyiségben, a mért radonértékek változása várhatóan egy tipizálható tendenciát fog követni. A radonszint általában vagy addig dúsul, amíg el nem ér egy kvázi telítési szintet és utána ezen érték körül ingadozik, vagy ha már eleve az aktuális körülményeknek megfelelő telítési szint körüli volt, akkor nem mutat jelentős egyirányú változást. [Homoki, Szigeti, 2021]



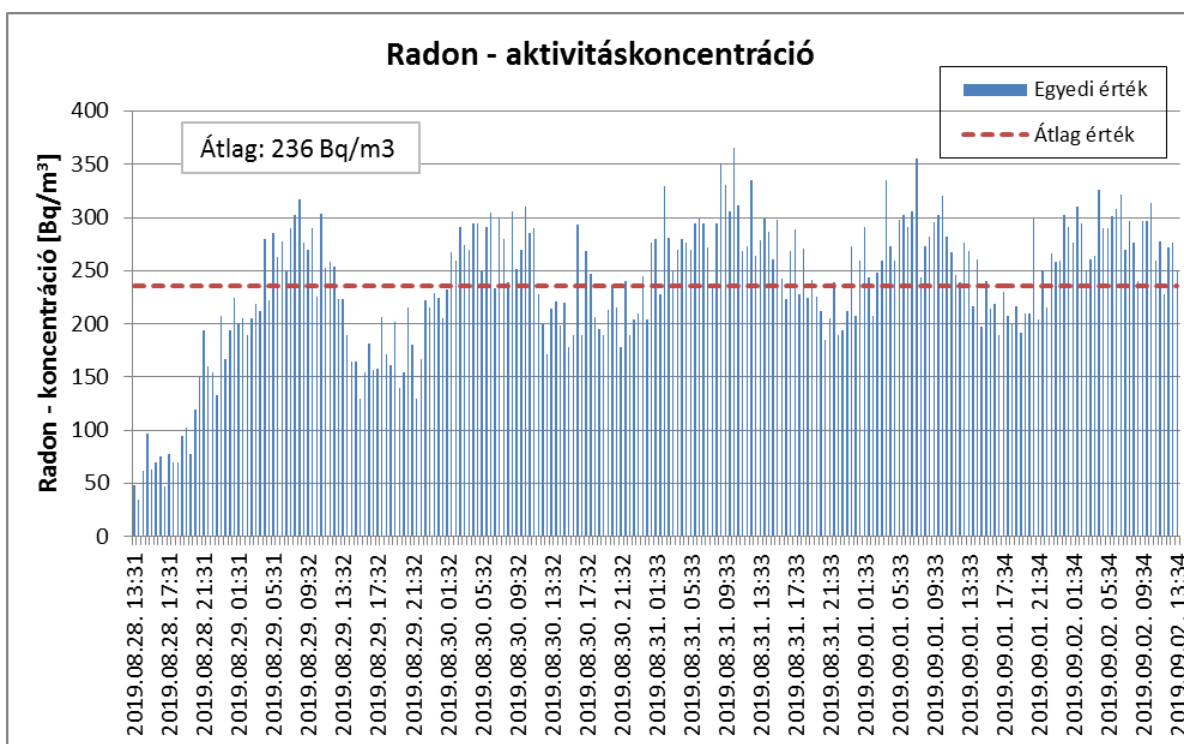
20. ábra Radon-koncentráció változás – stagnáló



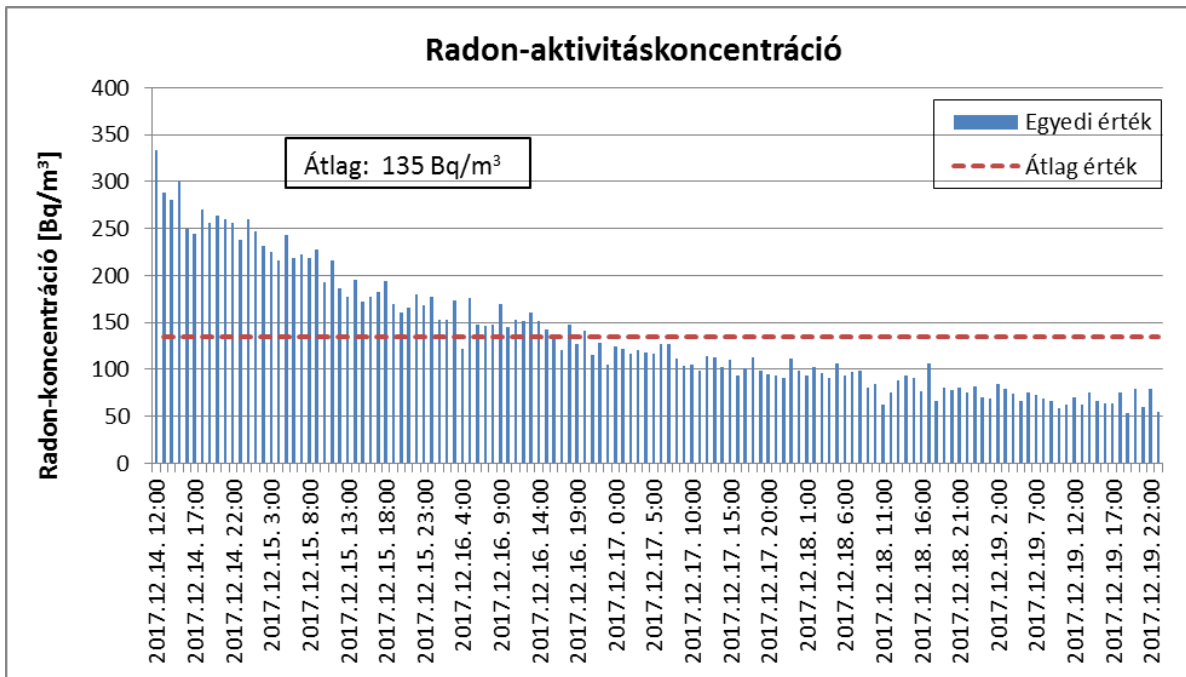
21. ábra Radon-koncentráció változás – ciklikus



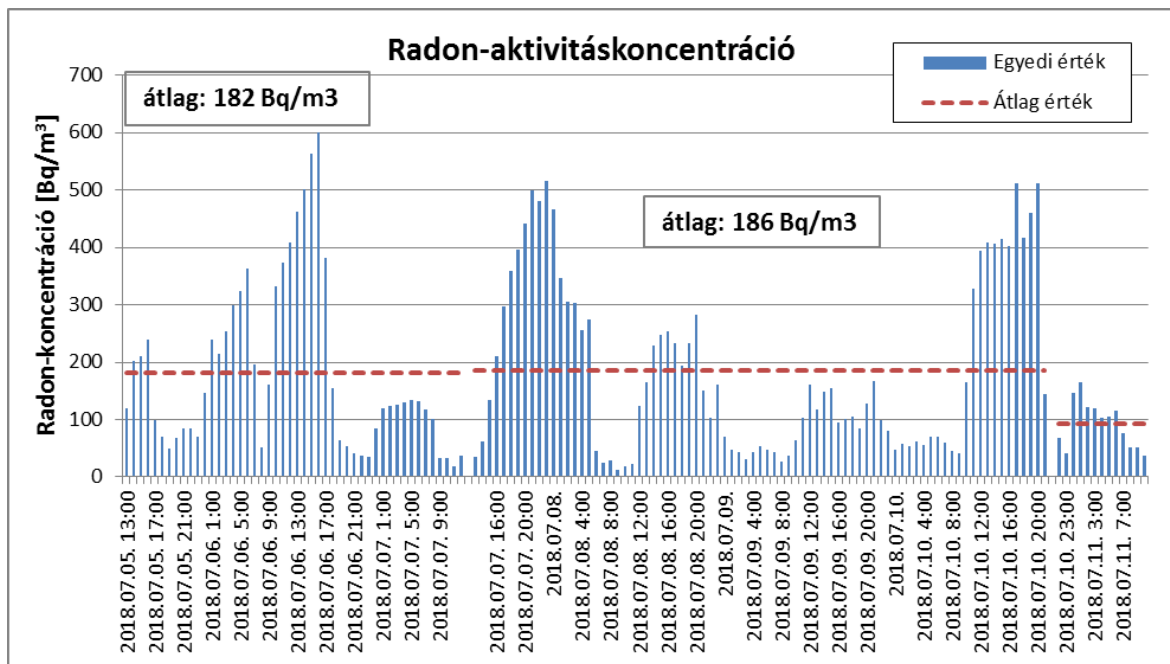
22. ábra Radon-konzentráció változás – emelkedő → stagnáló



23. ábra Radon-konzentráció változás – emelkedő → ciklikus



24. ábra Radon-koncentráció változás – csökkenő



25. ábra Radon-koncentráció változás – szellőztetett

Rövid idejű radonmérések ajánlott időtartama

Vizsgálataim során abból a hipotézisből indultam ki, hogy egy helyiség radonkockázatának értékelésekor fontos, vizsgálható paraméter a szellőztetés nélkül kialakuló radonszint átlaga, maximuma és platósintje. Ezért a vizsgálat ajánlott minimális időtartamát, az alapján lehet becsülni, hogy mennyi időn belül detektáljuk ezeket a szinteket.

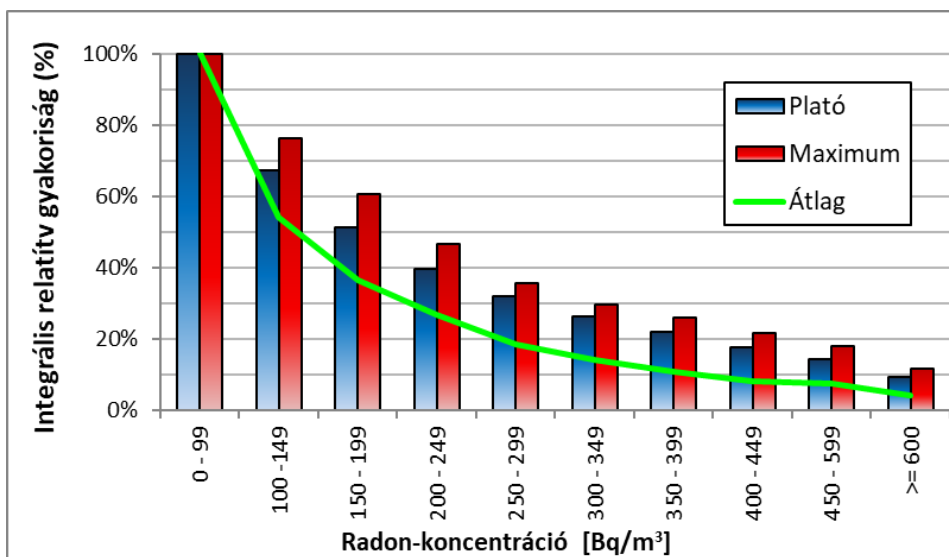
A **12. táblázat** és a **26. ábra** mutatja be a mért átlagos, a plató és a maximális radonszintek gyakoriságeloszlását egymás mellett. A helyszínenként meghatározott plató és átlagértékek hányadosának mediánja 1,32, a maximum és plató hányadosok mediánja 1,22 volt. Vagyis a plató átlagosan kb. 30%-kal volt nagyobb az átlagnál; az abszolút maximum kb. 20%-kal volt több mint a plató, és 70%-kal nagyobb, mint az átlagérték.

Meghatároztam, hogy mennyi idő telt el a vizsgálat kezdetétől a platósztint és a maximális radon-koncentráció eléréséig. 192 esetről jegyeztem fel a platósztint elérési időt, ami 64%-ban kevesebb, mint 24 óra volt, és csak 9%-ban több, mint 48 óra. Az átlagos időtartam 1,2 nap volt. Maximális radonszint elérési időt 265 esetben jegyeztem fel. Az eltelt idő 56%-ban kevesebb, mint 48 óra volt, és csak 15%-ban több, mint 72 óra. Az átlagos időtartam 2,1 nap volt. Az eltelt idők gyakoriságeloszlását a platókra és a maximumokra a **27. ábra** mutatja.

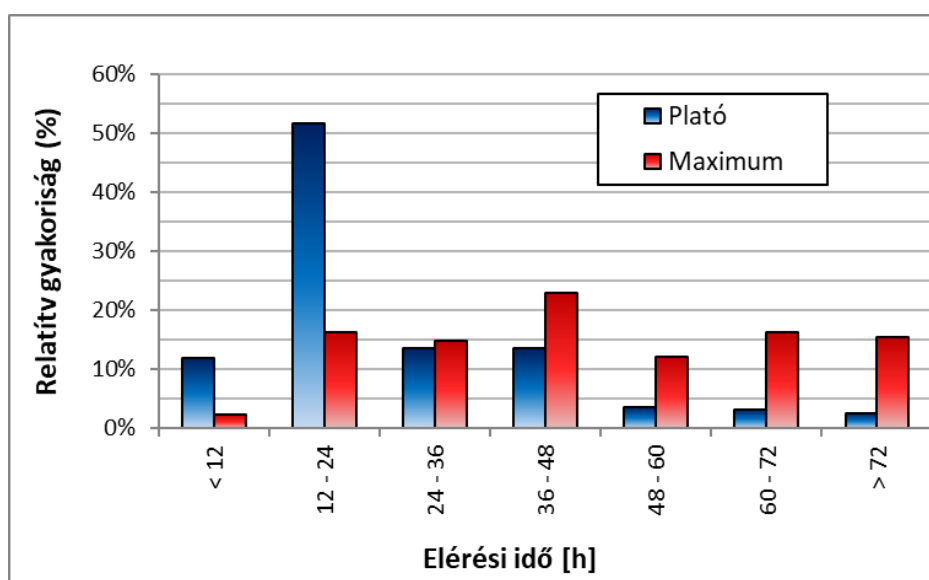
A fentiekből az következik, hogy egy-egy helyszínen, a szellőztetés megszüntetése után a radonszint általában 1 napon belül eléri telítési szintet, nagyobb biztonsággal legfeljebb 2 napon belül. A maximum detektálásáig általában kevesebb, mint 3 nap telik el. Mindebből arra következtettem, hogy a rövid idejű radon vizsgálatok ajánlott időtartama legalább 3 nap, mivel az esetek 97%-ában 72 órán belül detektálható volt a telítési szint, és 85%-ban a maximum is. [Homoki, Szigeti, 2021]

12. táblázat Az átlagos, a plató és a maximális radon-koncentráció értékek gyakoriságeloszlása

Radon-koncentráció (Bq/m ³)	Átlagos radon		Plató		Maximum	
	Érték (db)	Integrális rel. gyak. (%)	Érték (db)	Integrális rel. gyak. (%)	Érték (db)	Integrális rel. gyak. (%)
0 – 99	154	100%	101	100%	80	100%
100 -149	59	54%	48	67%	52	76%
150 – 199	32	36%	36	51%	47	61%
200 – 249	28	27%	24	40%	37	47%
250 – 299	14	19%	17	32%	20	36%
300 – 349	12	14%	13	26%	12	30%
350 – 399	8	11%	14	22%	14	26%
400 – 449	3	8%	10	18%	13	22%
450 – 599	11	7%	15	14%	21	18%
>= 600	14	4%	29	9%	39	12%
Összesen	335	-	307	-	335	-



26. ábra Az átlagos és a maximális radon-koncentrációk, valamint a plató értékek integrális gyakoriságeloszlása



27. ábra Plató és maximumok eléréséhez szükséges időtartamok gyakoriságeloszlása

Természetes szellőztetés hatékonysága

Vizsgáltam azt is, hogy a természetes szellőztetés fokozása hatékony eszköz-e a radonszintek átmeneti csökkentésének még akkor is, ha relatív magas érték volt a maximum? Ehhez a vizsgálati helyszíneket a maximális radon-koncentrációk alapján csoportosítottam és meghatároztam, hogy milyen minimális radon-koncentrációk társultak hozzá. Az eredményeket a **13. táblázat** foglalja össze. Látható, hogy az 500 Bq/m³ feletti, emelkedett maximummal rendelkező helyszíneken is detektálható volt alacsony radon-koncentráció. Ebből arra következtettem, hogy a természetes szellőztetés fokozása a legtöbbször hatékony eszköz volt a radonszintek átmeneti csökkentésére. [Homoki, Szigeti, 2021]

13. táblázat A mért legkisebb radon-koncentrációk a mért legmagasabb radon-koncentrációk függvényében

Radon-koncentráció (Bq/m ³)					Helyszín darab
Maximumok	Abszolút maximum	Abszolút minimum	Minimumok átlaga	Minimumok maximuma	
<100	99	5	12	38	80
100 – 200	198	5	30	94	99
200 – 300	298	5	43	127	57
300 – 400	398	5	66	180	26
400 – 500	488	4	94	246	22
500 – 600	588	5	95	233	12
600 – 700	690	5	71	162	13
700 – 800	792	26	135	364	5
800 – 900	888	15	51	98	3
900 – 1 000	988	12	54	95	2
>1 000	2 976	10	291	1 770	16
Összesen	-	-	-	-	335

4.3.2. Beltéri radonszint növekedési szakaszok elemzése

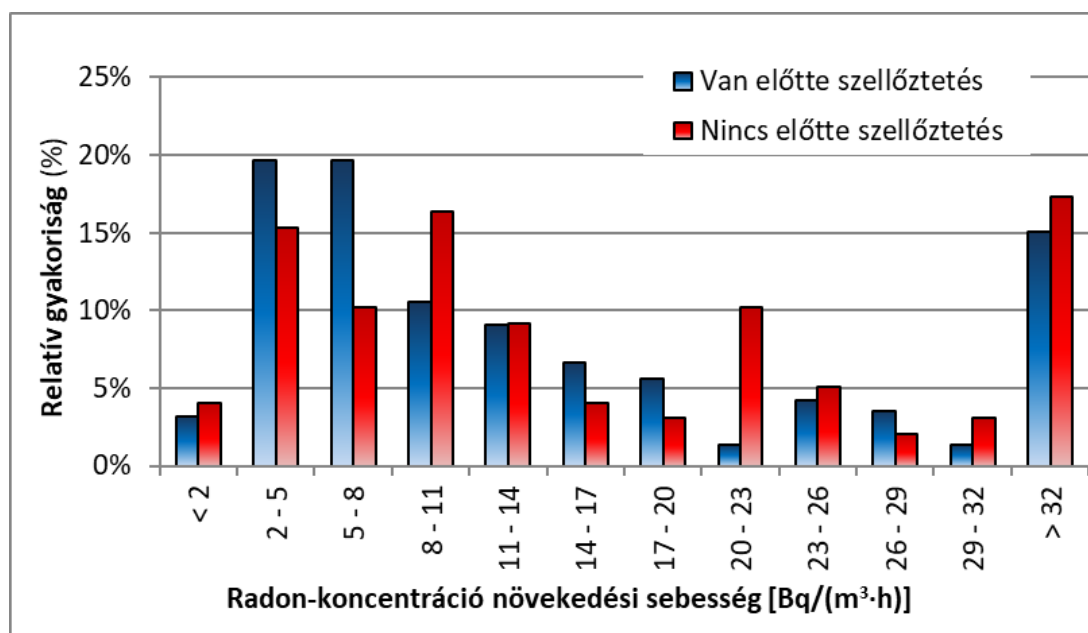
A továbbiakban abból a hipotézisből indultam ki, hogy a radonszint növekedési szakaszokat jellemző átlagos radonszint növekedési sebességek és időtartamok együtt alkalmasak lehetnek a radonkockázati szint, azaz a radonpotenciál jellemzésére. A két érték együtt megmutatja, hogy egy helyiség a kiszellőztetés után milyen gyorsan és milyen mértékig dúsul fel radonnal az aktuális körülmények mellett. Ezen kontextusban a gyorsabb telítődés és a magasabb telítési radonszint nagyobb beltéri radon-kockázatot jelent.

A vizsgálataimat ezért a kvázi monoton emelkedő radonszintet mutató szakaszok statisztikai elemzésével folytattam. A statisztikai elemzésnél csak azokat vettem figyelembe, ahol a növekedés időtartama legalább 4-5 óra volt. Egy helyszínen, egy mérési perióduson belül, olykor több emelkedési szakasz is megfigyelhető volt. Általában azért, mert idő közben szellőztettek. Voltak olyan esetek is, amikor egy korábban már telítést mutató szakasz után újabb növekedési szakasz volt megfigyelhető. Máskor direkt szellőztetés nélkül is megfigyelhető volt egy lassú visszaesés, amit újabb emelkedő szakasz követett.

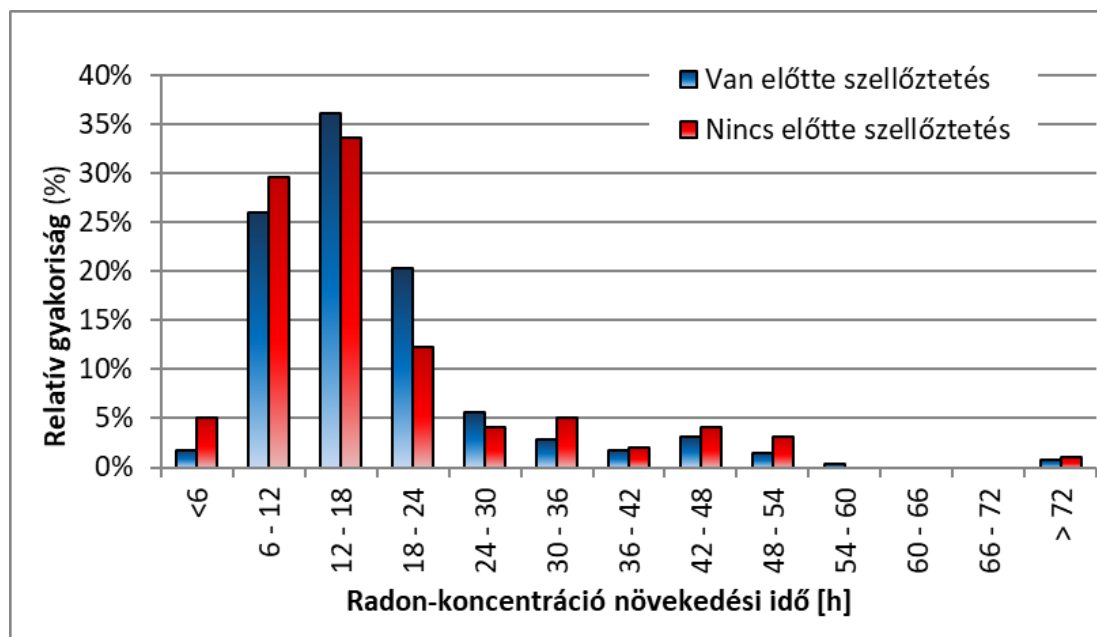
Az elemzéseim során feljegyeztem, hogy mekkora volt a radon-koncentráció a növekedési szakasz kezdetén és a végén (Bq/m³), és hogy mennyi ideig (h) tartott a növekedés. A kettő hányadosa adta az átlagos radonszint növekedési sebességet Bq/(m³·h) egységben. Külön feljegyeztem, hogy egy alacsony, kiszellőzött vagy egy már telítést mutató, közbenes radonszintnél kezdődött-e el a radon feldúsulása.

256 db helyszín, összesen 383 db növekedési szakaszáról jegyeztem fel adatokat. A radonszint növekedési sebességek mediánja $10,8 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, növekedési időké $15,0$ óra volt. A 10-90% percentilisnek megfelelő tartományok $3-44 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, valamint $8-32$ óra voltak. A detektált legnagyobb radonszint növekedési sebesség $190 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ volt, a leghosszabb idő 89 óra. A **28. ábra** mutatja a radon-koncentráció növekedési sebességek gyakoriságeloszlását, a **29. ábra** a növekedési időket.

285 db esetben a feljegyzett radonszint növekedést kiszellőzött állapot előzte meg (74%), és 98 db esetben nem (26%). Az ábrákon a kétféle esetet külön jelöltem és megvizsgáltam, hogy a magasabb radonszintről induló növekedés sebességét és időtartamát befolyásolta-e a kezdeti radonszint? Amikor kiszellőzött állapotról indult a telítődés, a növekedési sebességek mediánja $11,9 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, az időtartamoké $15,5$ óra volt. Amikor magasabb radonszintnél kezdődött, a medián értékek $10,4 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ és $13,0$ óra voltak. Vagyis az átlagos sebesség és az időtartam kb. 15-20%-kal kisebb volt, ha előtte nem volt kiszellőztetve. Ugyanakkor a 90% percentilisnek megfelelő értékek $40,8$ és $44,2 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, valamint $29,6$ és $36,3$ óra voltak. Vagyis 10-20%-kal nagyobbak, amikor nem kiszellőzött radonszintről indult. Ebből arra következtettem, hogy a statisztikai eloszlást nem befolyásolta jelentősen az, hogy a növekedés alacsony radonszintről indult-e el? A továbbiakban ezért a kétféle esetet együtt kezeltem. [Homoki, Szigeti, 2021]



28. ábra Radon-koncentráció növekedési sebességek gyakoriságeloszlása



29. ábra Radon-koncentráció növekedési idők gyakoriságeloszlása

Annak ellenőrzésére, hogy a radonszint növekedési sebességek és időtartamok mennyiben alkalmasak a radonkockázat jellemzésére, az alábbi vizsgálatokat végeztem el.

- 1) Meghatároztam, hogy adott radonszint növekedési sebességekhez mekkora átlagos és maximális időtartamok, valamint átlagos radonszint növekmények társultak.
- 2) Csoportosítottam a radonszint növekedési sebességeket az átlagos radonszint növekmények alapján. Alacsony, közepes és magas sebességcsoportokat képeztem.
- 3) A 3 sebességcsoportból a növekedési időtartamok alapján kockázati kategóriákat hoztam létre.
- 4) A kockázati kategóriákat csoportosítottam, majd úgy ellenőriztem, hogy meghatároztam az egyes kategóriákhoz tartozó növekedési szakaszok milyen átlagos és maximális radon-koncentrációval jellemzett vizsgálatok során voltak megfigyelve.

1) Időtartamok és radonszint növekmények a növekedési sebességek függvényében

Először meghatároztam a 2 és 32 Bq/(m³·h) közötti összes, valamint összevontam a 2-nél kisebb és 32-nél nagyobb radonszint növekedési sebességekhez tartozó átlagos és legnagyobb növekedési időtartamokat, és a hozzájuk tartozó átlagos radonszint növekményeket. Úgy láttam, hogy a 2 és 32 közötti, egyenkénti értékek összevonhatók 3 Bq/(m³·h)-es tartományokba. Ily módon a 32-ből 12 tartományt képeztem. A **14. táblázat** ezen felbontás szerinti statisztikát mutatja.

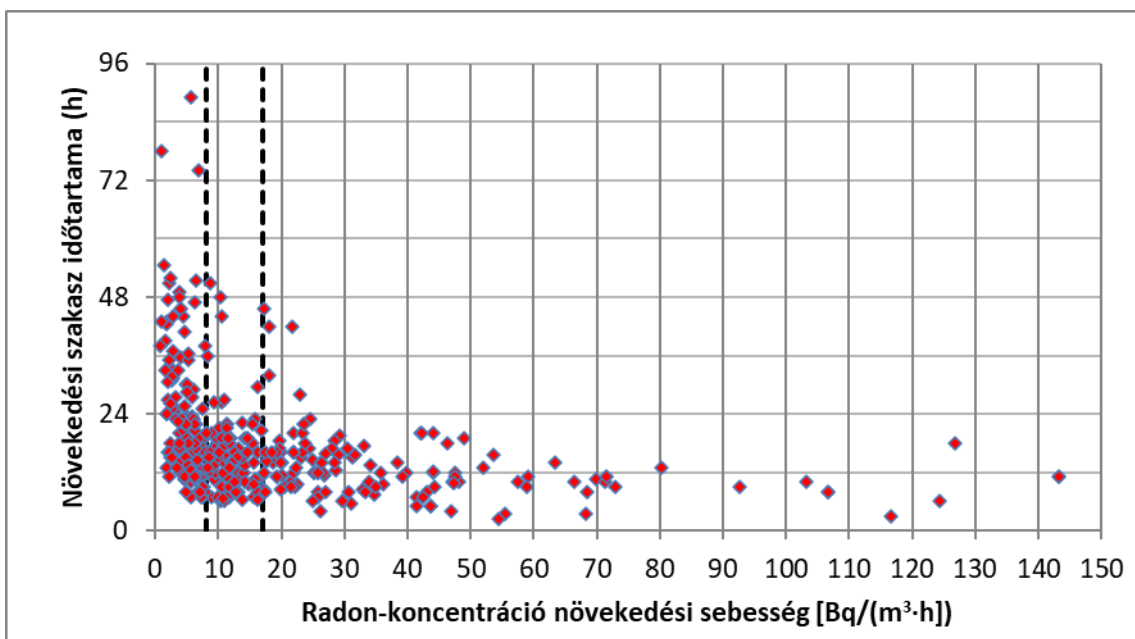
14. táblázat Radon-koncentráció növekedési sebességekhez tartozó átlagos és legnagyobb radonszint növekedési idők, valamint az átlagos radonszint növekmények

Radon-konc. növekedési sebesség (Bq/(m ³ ·h))	Esetszám (db)	Relatív gyakoriság. (%)	Átlagos növekedési idő (h)	Maximális növekedési idő (h)	Átlagos radonszint növekmény (Bq/m ³)
< 2	13	3%	36,8	78	-
2 – 5	71	19%	24,4	52	86
5 – 8	66	17%	19,1	89	123
8 – 11	46	12%	18,0	51	172
11 – 14	35	9%	13,5	22	166
14 – 17	23	6%	14,5	30	222
17 – 20	19	5%	18,7	46	318
20 – 23	14	4%	14,4	42	320
23 – 26	17	4%	16,9	28	377
26 – 29	12	3%	12,8	19	360
29 – 32	7	2%	12,4	20	376
> 32	60	16%	10,4	20	658

2) Radonszint növekedési sebességek csoportosítása

A **14. táblázat** utolsó oszlopában látható átlagos radonszint növekmények alapján a radonszint növekedési sebességek 3 csoportba oszthatók. A 8 Bq/(m³·h) alatti sebességhez tartozó átlagos radonszint növekmények, alacsonyak, 150 Bq/m³ alattiak voltak. A 8 és 17 Bq/(m³·h) közötti sebességhez tartozók, közepesek, 150 és 250 Bq/m³ közöttiek voltak. A 17 Bq/(m³·h)-nál nagyobb növekedési sebességekhez, jellemzően magas, 250 Bq/m³-t akár jelentősen meghaladó radonszint növekmények tartoztak. Vagyis az utóbbi esetekben a radonszint akár a vonatkoztatási szintet meghaladó értékkel nőtt. A fentiek alapján megállapítottam, hogy a radonszint növekedési sebességek a növekmények alapján alacsony (<8), közepes (8-17) és magas (>17 Bq/(m³·h)) csoportokba sorolhatók. Ezen felosztás szerint a 383 db feljegyzett radonszint növekedési sebességből 39% az alacsony, 27% a közepes és 34% a magas csoportba tartozott. A továbbiakban a növekedési sebességek csoportjaira eszerint fogok hivatkozni. [Homoki, Szigeti, 2021]

Az időtartamok az esetek 83%-ában rövidebbek voltak, mint 24 óra, 14%-ban 24 és 48 óra közöttiek, és csak 3%-ban voltak ennél hosszabbak. Alacsony növekedési sebesség mellett gyakori volt a 24 órát meghaladó növekedési idő, a közepes és magas sebességeknél a 24 óra alatti időtartamok voltak a jellemzők. Ez látható a **30. ábrán**. Néhány esetben megfigyeltem 100 Bq/(m³·h) értéknél gyorsabb növekedést is, amely 10 h növekedési időtartam mellett 1 000 Bq/m³-nél nagyobb radonszint növekedést jelentett kevesebb, mint fél nap alatt. [Homoki, Szigeti, 2021]



30. ábra A radonszint növekedési szakaszok időtartama a növekedési sebességek függvényében

3) Kockázati kategóriába sorolás az sebességek és időtartamok alapján

Hipotézisem szerint a kockázati szintet a növekedési sebességek és időtartamok együtt határozzák meg. A következő lépésben a 3 radonszint növekedési sebességcsoportot osztottam az időtartamaik alapján 24 óránál rövidebb, 24-48 óra közötti, és 48 óránál hosszabb alcsoportokba. Ily módon 6 kockázati kategóriát hoztam létre. Lásd **15. táblázat**.

15. táblázat A radonszint növekedési szakaszok kategorizálása a növekedési sebességek és az időtartamok alapján

Radonszint növekedési idő	növekedési sebesség		
	< 8 Bq/(m ³ ·h)	8 -17 Bq/(m ³ ·h)	> 17 Bq/(m ³ ·h)
< 24 h	I. kategória	II. kategória	III. kategória
24 – 48 h	IV. kategória	V. kategória	V. kategória
48 h <	VI. kategória	V. kategória	-

4) Kockázati kategóriák csoportosítása és ellenőrzése

Ezután mindegyik kockázati kategóriánál (I-VI.) összegyűjtöttem a növekedési szakaszokhoz tartozó radonszint növekményeket, és a teljes vizsgálati időt jellemző átlagos és maximális radon-koncentrációkat. Majd meghatároztam az egy kategóriához tartozó adatok átlagát és a maximumát. Ily módon az egyes radonszint növekedési sebességgel és növekedési

időtartammal jellemzett kategóriákhoz tartozó radonkockázatokat kívántam összehasonlítani. Az eredményt a **16. táblázat** mutatja. [Homoki, Szigeti, 2021]

16. táblázat A radonszint növekedési sebességek és idők szerint csoportosított növekedési szakaszokhoz tartozó radonszint növekmények, és a teljes vizsgálati periódusra vonatkozó átlagos és maximális radon-koncentrációk átlagai és maximumai

Radonszint	növekedési sebesség					
	< 8 Bq/(m ³ ·h)		8 -17 Bq/(m ³ ·h)		> 17 Bq/(m ³ ·h)	
növekedési idő	Átlag	Max	Átlag	Max	Átlag	Max
< 24 h	I. kategória – 85 db		II. kategória – 69 db		III. kategória – 86 db	
Rn növekmény	78	147	171	345	538	2283
Radon átlag	67	158	144	328	384	1969
Radon max	122	239	258	528	737	2976
24 – 48 h	IV. kategória – 30 db		V. kategória – 9db			
Rn növekmény	123	300	453	787	-	-
Radon átlag	100	314	375	705	-	-
Radon max	171	488	605	1200	-	-
48 h <	VI. kategória – 6 db					
Rn növekmény	297	514	-	-	-	-
Radon átlag	222	390	-	-	-	-
Radon max	367	690	-	-	-	-

A **16. táblázatban** feltüntetett eredmények vizsgálatakor arra jutottam, hogy a 6 db kockázati kategória 3 csoportba sorolható, amelyekhez alacsony, közepes és magas radonkockázati szint társul. Az I. és IV. kategóriákban voltak a legalacsonyabb, 150 Bq/m³ alatti, átlagos radonszintek és növekmények és az átlagos maximumok sem haladták meg a 200 Bq/m³-t. Közepes radonkockázat társult a II. és VI. kategóriákhoz, amelyben az átlagos radonszintek és növekmények 150 és 300 Bq/m³ közöttiek, az átlagos maximumok pedig 250 és 400 Bq/m³ közöttiek voltak. A legmagasabb radonkockázat a III. és V. kategóriához tartozott. Itt az átlagos radonszintek és növekmények 350 és 550 Bq/m³ közöttiek voltak, az átlagos maximumok pedig 600 Bq/m³ felettiek. A vizsgált esetek 37%-a esett az alacsony radonpotenciálú kategóriákba, 27% a közepes kategóriákba, és 36%-ot tett ki a magas kategóriákhoz tartozók aránya. Vagyis a megfigyelt növekedési szakaszok a 3 kockázati kategória között közel kb. 1/3 -1/3 arányban oszlottak meg.

A fentiek alapján megállapítottam, hogy a radonszint növekedési sebességek és időtartamok együttesen alkalmasak lehetnek a beltéri radonkockázat jellemzésére, azon esetekben, amikor megfigyelhető a radonszint tartós egyirányú emelkedése. [Homoki, Szigeti, 2021]

4.3.3. A beltéri radonkockázat értékelési módszere

Hipotézisem szerint a hosszú idejű beltéri radonvizsgálatok szükség esetén lerövidíthetők és kidolgozható olyan módszer, amellyel a beltéri radon-kockázat értékelhető a rövid idejű, 3 napos vizsgálat eredményeit felhasználva.

Az összes vizsgált esetből 41%-ot tett ki, amikor a mért radonszintek nem mutattak tartós egyirányú növekedést. Ilyen esetekben nem használható a növekedési szakaszok elemzése a beltéri radonkockázat értékelésére. Szükséges volt tehát további paraméterek bevonása az értékeléshez. A legegyszerűbben meghatározható paraméterek közül a teljes vizsgálati periódusra vonatkozó átlagos és maximális radonszint kínálkozott a legmegfelelőbbnek. Ezek az értékek közvetlenül összehasonlíthatók a 300 Bq/m³-es éves átlagos referencia szinttel. A radonszint növekedési sebesség helyett pedig az első 24 órára eső radonszint növekmény tűnt alkalmasabb paraméternek. Ez ugyanis összehasonlíthatóvá teszi a különböző időtartamú radonszint növekedési szakaszokhoz tartozó radonszint növekményeket. Azért is választottam az első 24 órára vonatkozó értéket, mert mint bemutattam, voltak olyan esetek, amikor ugyan alacsony volt a növekedés sebessége, de a növekedés több napon keresztül fennállt és ezért végül, magas telítési radon-koncentrációt eredményezett. Korábban azt is megmutattam, hogy ilyen esetekben a napi rendszerességű szellőztetéssel hatékonyan csökkenthető a kialakuló radonszint. Emiatt ezen esetek is alacsony radonkockázatúként kezelhetők.

A fent megnevezett paraméterekhez olyan súlytényezőket kerestem, amelyekkel elosztva azokat a kapott érték számszerűleg kifejezte a beltéri radonkockázat mértékét. Eredményül a **17. képletet** kaptam. [Homoki, Szigeti, 2021]

$$IRP = \frac{\Delta Rn_{24h}}{150} + \frac{\overline{Rn}}{100} + \frac{Rn_{max}}{100} \quad (17)$$

ahol

IRP	Indoor Radon Potential (beltéri radonkockázat)	(-)
ΔRn_{24h}	az első 24 óra eső radonszint növekmény	(Bq/m ³)
\overline{Rn}	teljes vizsgálati idő átlagos radon-koncentrációja	(Bq/m ³)
Rn_{max}	teljes vizsgálati idő alatt mért legnagyobb érték	(Bq/m ³)

A súlytényezők értékét többlépcsős iterációval, empirikus úton határoztam meg. Első lépésben minden helyszínhez kigyűjtöttem, hogy javasoltam-e és ha igen, milyen jellegű beavatkozást a radonszint csökkentésére a vizsgálathoz tartozó szakvéleményemben a mért radonszintektől és tendenciáktól függően. A javasolt beavatkozások az alábbiak voltak növekvő radonkockázati sorrendben:

- nincs teendő,
- napi egyszeri szellőztetés ablaknyitással,
- napi kétszeri szellőztetés vagy résszellőző beépítése az ablakkeretbe,
- napi egyszeri szellőztetés és résszellőző (légbeejtő) kialakítása az ablakkeretbe,
- külső-belső légcserét megvalósító HVAC szellőztető rendszer kiépítése.

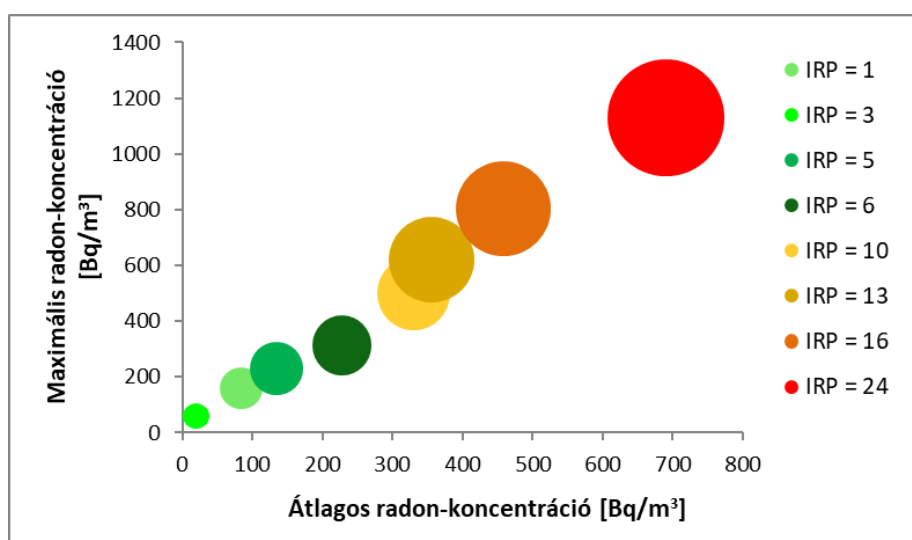
A beavatkozási módok azért csak a szellőztetés fokozására korlátozódtak, mert dolgozatomban megírása idején az ennél sokkal hatékonyabb, az épület alatti talaj szellőztetésén alapuló módszerek, nem voltak elérhetőek Magyarországon. A padló megbontásával, utólagos szigeteléssel és rekonstrukcióval járó beavatkozások hatékonysága az előbbinél kisebb, ugyanakkor a költsége sokkal nagyobb és sok helyzetben, lakott épületnél, nem életszerű lehetőség. Az iteráció során a **17. képletben** megadott súlytényezők értékét változtatva újraszámítottam a radonkockázatot kifejező IRP értékét, majd a kapott érték alapján növekvő sorrendbe állítottam a helyszíneket és a hozzájuk rendelt beavatkozási megoldásokat. Majd azt vizsgáltam, hogy visszakapom-e az eredetileg javasolt beavatkozási módokat növekvő légcserét igénylő radonkockázati sorrendben. A számításaim során, amikor nem volt azonosítható növekedési szakasz, az első tag értékét nullával vettem figyelembe. A **17. képletben** megadott értékeknél kaptam a legjobb egyezést. A **17. táblázat** mutatja a fent hivatkozott radonszint csökkentési módszereket a radon-koncentrációk és a radonpotenciál értékek függvényében.

A bemutatott módszer az aktuális körülmények között mért radon-koncentrációk elemzésén alapul. Az aktuálistól jelentősen eltérő időjárási körülményeknek akár jelentős befolyása lehet a mérhető radon-koncentrációkra és ezáltal az azokból levonható következtetésekre. Ilyen például, ha jelentősen megváltozik a külső és belső léghőmérséklet közötti különbség. Azonban, amikor a mérésre csak rövid idő áll rendelkezésre, akkor ennek vizsgálatára egyébként sincs lehetőség. Továbbá számolni kell azzal is, hogy a szellőztetés fokozása olykor intenzívebb radonbeáramlást eredményezhet. [Homoki, Szigeti, 2021]

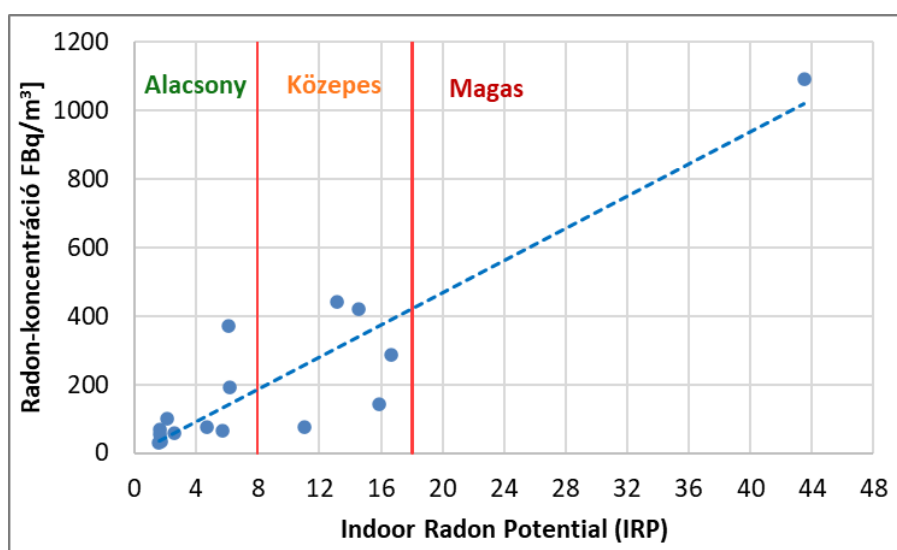
A radonkockázati index értékek 3 kockázati csoportokba sorolhatók a hozzájuk tartozó, ajánlott radonszint csökkentési módszerek alapján. A 8-nál kisebb IRP érték alacsony, a 8 és 16 közötti közepes, a 18-at meghaladók magas radonkockázati szintet mutatnak. A **31. ábra** szemlélteti a beltéri radonpotenciál index (IRP) értékének kapcsolatát az átlagos és maximális radon-koncentrációkkal valós esetek alapján. A **32. ábra** a nyomdetektorral mért éves átlagos radon-koncentrációk és a rövid idejű mérésekből származó IRP értékek kapcsolatát mutatja 17 db helyszín eredménye alapján, ahol lehetőség volt mindkét vizsgálat elvégzésére.

17. táblázat Ajánlott radonszint csökkentési módszerek a radonpotenciál függvényében

Javasolt radonszint csökkentési módszer	Átlagos radon-konc. (Bq/m ³)	Maximális radon-konc. (Bq/m ³)	Napi radon-konc. növekmény (Bq/m ³)	IRP
Nincs teendő	<150	<250	<150	<5
Napi egyszeri aktív szellőztetés	150 – 250	250 – 400	150 – 250	5 – 8
Napi kétszeri aktív szellőztetés vagy résszellőző beépítése	250 – 350	400 – 600	250 – 350	8 – 12
Résszellőző beépítése és napi egyszeri szellőztetés	350 – 450	600 – 800	350 – 450	12 – 16
Aktív szellőztető rendszer kiépítése	> 500	>> 800	>500 – 800	>18



31. ábra A beltéri radonpotenciál (IRP) index értéke az átlagos és maximális radon-koncentrációk függvényében



32. ábra Éves átlagos radon-koncentrációk a beltéri radon potenciál (IRP) függvényében

4.4. A beltéri radon-koncentrációk térbeli és időbeli változása

4.4.1. Radon-koncentrációk az emeleti szintek függvényében

Radon-koncentrációk nagysága az emeleti szintek függvényében

A nemzetközi ajánlások szerint a beltéri radonméréseket elsődlegesen a földszinti és az alatti épület szinteken kell elvégezni, mivel az e feletti szinteken már nem várható magas radon-koncentráció. [2013/59/EURATOM; Hámori et al., 2004]

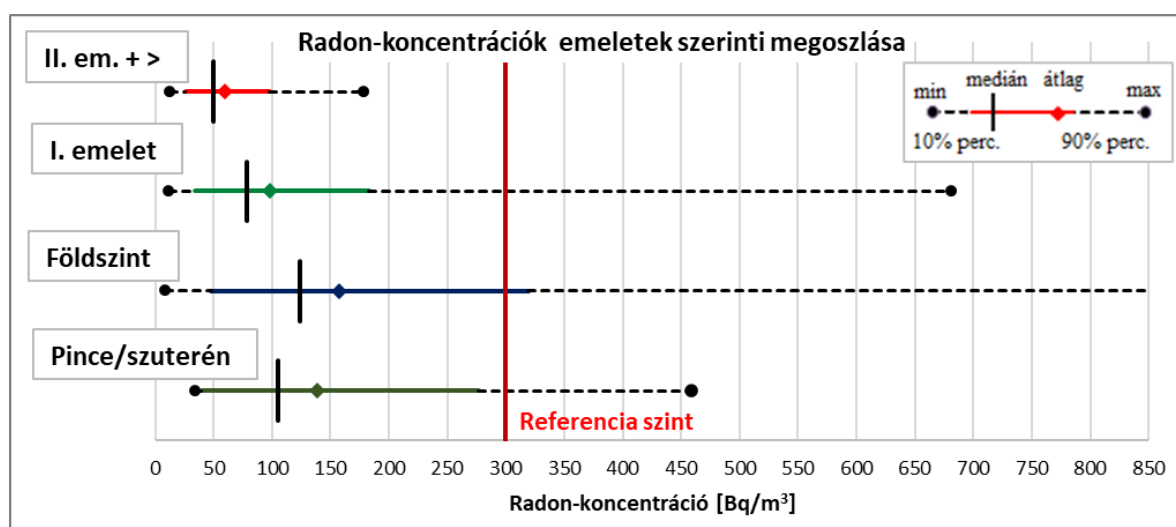
A fentiek teljesülését ellenőriztem az Országos Radon Program keretében végzett, új hosszú idejű passzív nyomdetektoros felmérés eredményein. Ehhez, 2 760 db éves átlagos radon-koncentrációt 4 csoportba soroltam be az emeleti szintek szerint: pince/szuterén, földszint, I. emelet, II. emelet és a feletti szintek. Ezután az adatokból csoportonként meghatároztam az átlag, medián, és a 10-90% percentilis értékeket, valamint a 300 Bq/m³ feletti értékek részarányát. Az eredményeket a **18. táblázat** és a **33. ábra** mutatja. A radonszintek 75%-a földszinten, 19%-a az I. emeleten, 4%-a II. vagy a feletti szinten és 2%-a talajfelszín alatti helyiségben volt mérve.

Látható, hogy a földszinten mért átlag és medián értékek voltak a legmagasabbak (157±117 és 124 Bq/m³) és itt szóródtak az értékek a legjobban (10-90% percentilis: 48-319 Bq/m³). Az I. emeleten a földszintnél kisebb értékek voltak mérhetőek. Az átlag és medián értékek 98±77 és 78 Bq/m³ voltak (10-90% percentilis: 34-183 Bq/m³). Látható, hogy a földszint mellett az I. emeleten is előfordultak 300 Bq/m³-t meghaladó radonszintek, de jóval kisebb, 12% helyett, csak 2% arányban. A II. vagy a feletti emeleti szinteken voltak a legalacsonyabb értékek mérhetőek. Az átlag és medián értékek csak 59±32 és 50 Bq/m³ voltak (10-90% percentilis: 26-98 Bq/m³). Ezeken a magasabb szinteken már nem volt vonatkoztatási szintet meghaladó éves átlagos radon-koncentráció mérhető. Mindez megmutatta, hogy az I. emeleti szinteken is fontos a radon-koncentráció mérése. [Homoki et al., 2024]

A fent leírtak teljesülését a rövid idejű beltéri radonmérések eredményeire is ellenőriztem. Ehhez a mérési eredményeket a korábban bemutatott módon csoportosítottam emeleti szintekre (pince/szuterén, földszint, I. emelet, II. emelet és a feletti szint). Majd meghatároztam csoportonként az előbb bemutatott statisztikai értékeket. Az eredményeket a **18. táblázat** tartalmazza. A 335 db vizsgált helyiségből 21 db esett alagsori szintre, 221 db a földszintre, 59 db az I. emeletre és 34 db a II. vagy a feletti szintre. Az utóbbi két csoportban az átlag és medián értékek 121±146 Bq/m³ és 79 Bq/m³, valamint 53 ± 34 Bq/m³ és 43 Bq/m³ voltak. Az I. emeleten 5 helyiségben az átlagos szint meghaladta a 300 Bq/m³-t, a II. emeleten vagy felette nem volt 150 Bq/m³-t meghaladó átlagérték. Tehát a rövid idejű mérések eredményeiből ugyanazon következtetés volt levonható, mint a nyomdetektoroknál.

18. táblázat Beltéri radon-koncentrációk emeleti szintek szerinti megoszlása, hosszú-és rövid idejű mérések eredményei alapján

Radon-koncentráció	Átlag (Bq/m ³)	Medián (Bq/m ³)	10-90% perc. (Bq/m ³)	Radon-konc. > 300 Bq/m ³	Helyiségek száma (db)
Hosszú idejű, nyomdetektoros mérések					
Pince/szuterén	139 ± 105	105	40-277	9%	44
Földszint	157 ± 117	124	48-319	12%	2 074
I. emelet	98 ± 77	78	34-183	2%	523
II. em. + felette	59 ± 32	50	26-98	0%	119
Rövid idejű, aktív műszeres mérések					
Pince/szuterén	164 ± 175	86	26-372	14%	21
Földszint	214 ± 282	141	43-394	18%	221
I. emelet	121 ± 146	79	19-209	8%	59
II. em. + felette	53 ± 34	43	21-96	0%	34



33. ábra A radon-koncentrációk emeleti szintek szerinti megoszlása a hosszú idejű, nyomdetektoros mérések eredményei alapján

A salakbeépítések járuléka a beltéri radonszintekhez

A salakbeépítések beltéri radonszint járulékának vizsgálatára egy további elemzést végeztem a rövid idejű mérések eredményeiből. A földszinti, I. emeleti és II. emelet vagy a felett mért értékeket további alcsoportokba soroltam aszerint, hogy a helyiség padlójában és födémjében volt-e salakfeltöltés.

Az ily módon képzett 4 alcsoport a következő volt:

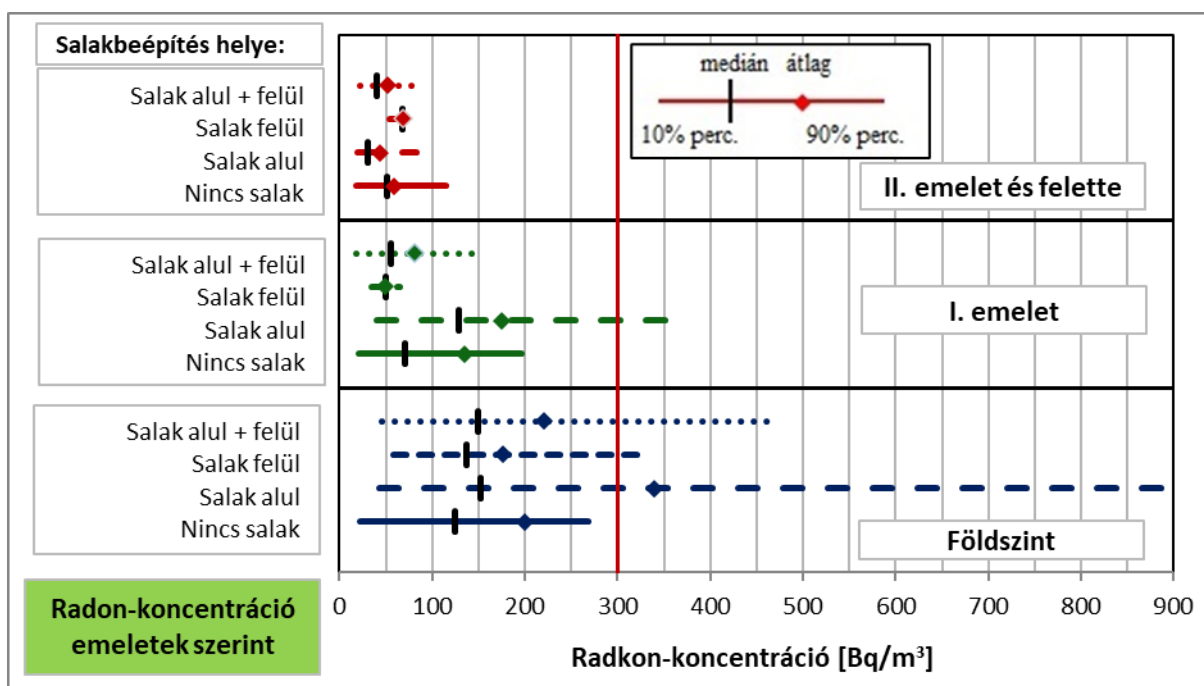
- nincs salak: sem a padlóban, sem a födémbe nem volt salakfeltöltés,
- salak alul: salakfeltöltés csak a padlóban volt,
- salak felül: salakfeltöltés csak a födémbe volt,
- salak alul + felül: salakfeltöltés mind a padlóban, mind a födémbe volt.

Ezután alcsoportonként meghatároztam a hozzájuk rendelt radon-koncentrációk számtani átlagát, mediánját és a 10-90% percentilis tartománynak megfelelő értékeket. A kapott eredményeket a **19. táblázat** és a **34. ábra** mutatja. Az eredmények alapján megállapítottam, hogy mind a földszinti, mind az I. emeleti helyiségekben nagyobb arányban volt magasabb radonszint mérhető, ha volt a padlóban salakfeltöltés. Az ilyen körülmények mellett mért átlagos és medián értékek kb. 30-80%-kal voltak magasabbak, mint amikor nem volt salakos érintettség a vizsgált helyiségben. Továbbá az is megállapítható a vizsgált helyszínek esetében, mind a földszinten, mind az I. emeleten a 90%-nak megfelelő percentilis érték csak akkor haladta meg a 300 Bq/m³-t, amikor a helyiségben volt salakos érintettség. Mindez azt bizonyítja, hogy a salakfeltöltésnek lehet kimutatható hozzájárulása a kialakuló beltéri radonszinthez mind a földszinti, mind az I. emeleti helyiségekben. Továbbá, hogy az I. emeleten akkor várható vonatkoztatási szint feletti radon-koncentráció, ha a padlóban van salakfeltöltés. [Homoki, Szigeti, 2021; Homoki et al., 2024]

19. táblázat Beltéri radon-koncentrációk az emeleti szintek és a salakbeépítés helyének függvényében

Radon-koncentráció	Átlag (Bq/m ³)	Medián (Bq/m ³)	10-90% perc. (Bq/m ³)	Helyiségek száma (db)
Földszinti radonmérések				
Salak alul + felül	221 ± 220	149	46-464	44
Salak felül	176 ± 124	137	58-328	52
Salak alul	340 ± 518	153	43-973	26
Nincs salak	200 ± 283	124	22-268	93
I. emeleti radonmérések				
Salak alul + felül	81 ± 71	56	18-144	20
Salak felül	50 ± 27	50	34-65	2
Salak alul	175 ± 157	128	40-379	14
Nincs salak	135 ± 190	70	21-196	21

A fent leírtakból az is következik, hogy a II. vagy a feletti emeleti szinteken akkor sem volt mérhető vonatkoztatási szint feletti átlagos radon-koncentráció, amikor a padlóban volt salakfeltöltés és a mért gamma-dózisteljesítmény magas értéke megmutatta, hogy a padló alatti salak radioaktivitása átlag feletti volt. Ennek ellenőrzésére a II. vagy a feletti emeleteken mért értékekhez kigyűjtöttem az 1 m magasságban mért gamma-dózisteljesítmény értékeket. A 34 db helyiségből 29-nél állt rendelkezésre érték. Az eredményekről elmondható, hogy az átlagos radon-koncentráció még ott sem haladta meg a 150 Bq/m³-t, ahol az 1 m magasságban mért dózisteljesítmény több volt, mint a 300 nSv/h-t. Vagyis a II. vagy a feletti szinteken a salak hozzájárulása nem volt kimutatható. [Homoki, Szigeti, 2021]



34. ábra A beltéri radon-koncentrációk az emeleti szintek és a salakbeépítések helyének figyelembevételével

4.4.2. A radon-koncentrációk évszakos változása

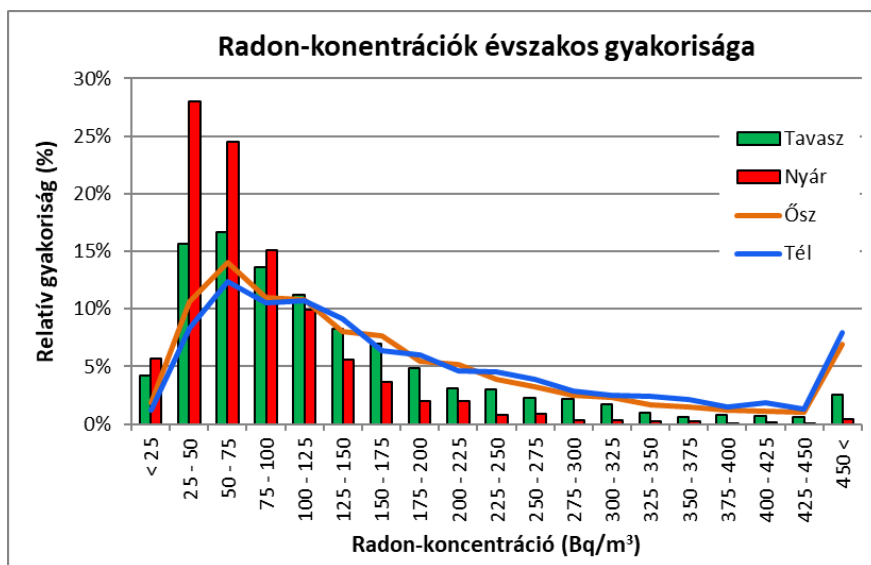
A nemzetközi és hazai irodalomból ismert, hogy az évszakonkénti átlagos radonszintek között akár jelentős eltérések lehetnek. Ennek eredményeként a mért 3 hónapos radonszint és az éves átlagos radonszint viszonya évszakonként változó. [Radon Council, 2001; Hámori et al., 2004; Szeiler, 2012; Szabó et al., 2013; PHE, 2018]

Az évszakos radonfüggést az új országos beltéri radon felmérő program keretében végzett hosszú idejű mérések eredményei alapján vizsgáltam. 1 231 db helyszínen a méréseket úgy lehetett időzíteni, hogy a 3 hónapos vizsgálati periódusok kezdete és vége legfeljebb csak 1 hónappal tért el a naptári évszakok határától.

Az évszakai korrekciós tényezők vizsgálatához évszakonként meghatároztam az adott évszakban mért és az éves átlagos radon-koncentráció hányadosát, majd ezekből emeleti szintenként és az éves átlagos radon-koncentrációk függvényében statisztikát készítettem. Ezeknek az eredményét a **20. és 21. táblázat** foglalja össze.

A **20. táblázatban** feltüntetett eredmények azt mutatták, hogy a legalacsonyabb radonszintek nyáron voltak mérhetőek, majdnem fele az éves átlagnak. A tavasszal mért értékek a nyárinál magasabbak, de az éves átlagnál közel 20%-kal alacsonyabbak voltak. A legmagasabb értékek ősszel és télen voltak mérhetőek, kb. 20-30%-kal magasabbak, mint az éves átlag. A táblázatból az is látható, hogy az egyes évszakokhoz tartozó korrekciós tényezők értéke nem változott emeleti szintenként, emeleti szinttől függetlenül kb. ugyanaz volt.

A radon-koncentrációk évszakfüggését szemlélteti a **35. ábra**, amely a különböző évszakokban mért radon-koncentrációk gyakoriságeloszlását mutatja. Az ábrán jól megfigyelhető a radonszintek évszakai változása. A 100 Bq/m³ alatti radon-koncentrációknak a részaránya nyári időszakban volt a legnagyobb, míg a 450 Bq/m³-t meghaladó radonszinteknek részaránya ősszel és télen volt a legnagyobb. [Homoki, Szigeti, 2021; Homoki et al., 2024]



35. ábra A beltéri radon-koncentrációk évszakok szerinti gyakoriságeloszlása

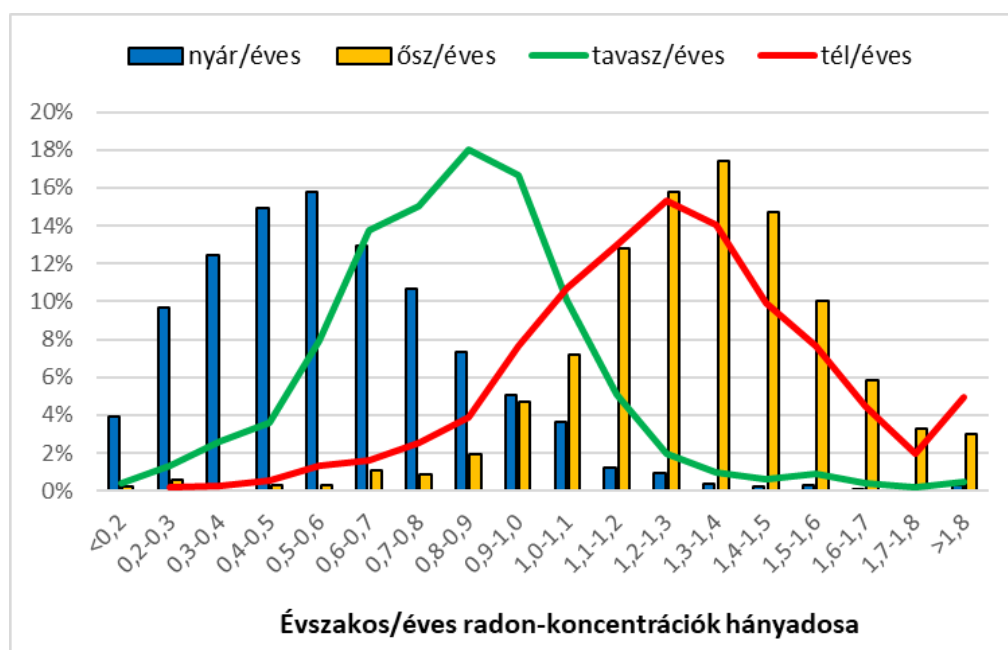
A **21. táblázat** azt mutatja meg, hogy az évszakai korrekciós tényezők középértéke nem függött az éves átlagos radon-koncentrációtól azon helyszíneken, ahol az éves átlag meghaladta a 100 Bq/m³-t. A 100 Bq/m³ alatti, nagyon alacsony radonszinteknél az évszakai korrekciós tényezők, a tavaszi kivételével, jelentősen eltértek a nagyobb radon-koncentrációjú helyszíneknél meghatározott értékektől.

20. táblázat Évszakos radon-koncentráció hányadosok emeleti szintenként

Évszakos radon-koncentráció hányadosok		Fölszint	I. emelet	II. em. vagy felette	Összes
Tavaszi/éves	medián	0,84	0,80	0,82	0,83
	10-90% perc.	0,54-1,10	0,56-1,10	0,58-1,19	0,54-1,10
Nyári/éves	medián	0,53	0,64	0,67	0,56
	10-90% perc.	0,26-0,92	0,28-0,94	0,40-1,06	0,27-0,93
Őszi/éves	medián	1,33	1,32	1,25	1,32
	10-90% perc.	1,01-1,65	0,97-1,57	0,93-1,63	1,00-1,63
Téli/éves	medián	1,27	1,22	1,13	1,26
	10-90% perc.	0,91-1,62	0,89-1,60	0,79-1,69	0,89-1,62
Összesen (db)		973	208	50	1 231

21. táblázat Évszakos radon-koncentráció hányadosok függése az éves átlagos radonszinttől

Évszakos radon-koncentráció hányadosok		<100 Bq/m ³	100-200 Bq/m ³	200-300 Bq/m ³	>300 Bq/m ³
Tavaszi/éves	medián	0,84	0,85	0,80	0,83
	10-90% perc.	0,53-1,16	0,55-1,10	0,54-1,08	0,55-1,05
Nyári/éves	medián	0,72	0,48	0,48	0,41
	10-90% perc.	0,41-1,05	0,24-0,85	0,23-0,77	0,19-0,77
Őszi/éves	medián	1,28	1,31	1,36	1,39
	10-90% perc.	0,93-1,59	0,97-1,63	1,08-1,67	1,10-1,68
Téli/éves	medián	1,14	1,30	1,30	1,34
	10-90% perc.	0,76-1,56	0,91-1,73	1,05-1,61	1,04-1,60
Összesen (db)		405	485	176	165



36. ábra Az évszakos korrekciós tényezők gyakoriságeloszlása

A táblázatokban feltüntetett percentilis értékek azt is megmutatták, hogy minden évszagnál a hányadosok széles tartományon belül szóródtak. Ezt szemlélteti a **36. ábra**, amely az évszagos korrekciós tényezők helyszíntől független gyakoriságeloszlását mutatja. A **20. táblázatban** szereplő 10 és 90% percentilisnek megfelelő értékek által átfogott tartományok 0,55 és 0,75 közöttiek voltak, amik a medián értékek 50-120%-ának feleltek meg. Mindebből az következik, hogy a kapott átlagos évszagos korrekciós tényezők inkább csak általános tendenciákat mutatnak. Egy korábban nem vizsgált helyszínnél való alkalmazása ezen korrekciós tényezőknek, jelentős bizonytalanságot eredményezhet az éves átlag becslt értékében.

A **22. táblázatban** különböző időszakokban végzett hazai és angliai felmérések eredményeiből származó évszagos korrekciós tényezőket hasonlítottam össze. Itt, a korrekciós tényezőknek a nemzetközi irodalomban használatos formáját tüntettem fel, amivel megszorozva az évszagos értéket kapjuk az éves átlagos radon-koncentrációt. Látható, hogy tendenciájában mind hasonló képet mutat, de az abszolút értékek között vannak különbségek. A legkisebb évszagos ingadozás Szeiler Gábor vizsgálata szerint a salakos épületekben volt megfigyelhető. Ez véleménye szerint arra utalt, hogy a salakok hozzájárulása a beltéri radonszintekhez nem volt évszakfüggő. [Radon Council, 2001; Szeiler, 2012; Szabó et al.,2013; PHE, 2018; Homoki, Szigeti, 2021]

22. táblázat A radon-koncentrációk évszagos szorzótényezőjének mediánja és 10-90% percentilis értékei a hazai és nemzetközi felmérések eredményei alapján

Radon felmérő kampány	Tavaszi 3-5. hó	Nyári 6-8. hó	Őszi 9-11. hó	Téli 12-2. hó
ERMAH radon alprogram (2012-2020)	0,95 (0,73-1,39)	1,52 (0,94-2,34)	1,03 (0,71-1,72)	0,82 (0,59-1,20)
Országos Radon Program (2022-2023)	1,20 (0,91-1,85)	1,80 (1,07-3,76)	0,76 (0,61-1,00)	0,79 (0,62-1,12)
Szabó Zsuzsanna (2013)	1,14	2,42	0,68	0,80
Szeiler G. (2012) salakos	1,15	1,01	0,90	0,97
Szeiler G. (2012) nem salakos	1,13	1,54	0,88	0,77
Radon Council, UK (2001)	0,95	1,47	1,05	0,77
Public Health Eng. (2018)	1,15	1,43	0,91	0,77

4.4.3. Radonszintek térbeli és időbeli változékonysága egy épületben belül

Az új országos beltéri radonfelmérés lehetőséget adott annak vizsgálatára is, hogy az egy épületen belül, különböző helyiségekben mért éves átlagértékek közötti különbség mennyire

volt jelentősnek mondható, és hogy a negyedévenkénti radon-koncentrációk időbeli változásának tendenciája mennyire volt egymáshoz hasonló?

Az ugyanazon épületen belüli helyiségek éves átlagértékei közötti különbségek értékeléséhez a 3.1.6. fejezetben megadott **12. képlet** szerinti $I_{\Delta Rn}$ index értéket határoztam meg összesen 1 011 db épületben. A különbséget akkor tekintettem szignifikánsnak, ha a kapott index értéke legalább 50 volt. Vizsgálataim alapján a különbség az épületeknek csak a 7%-ában (83 db) volt szignifikánsnak mondható. Közülük 54 esetben (65%) a mérés az épület ugyanazon emeleti szintjén belül történt, és csak 29 esetben (35%) másik emeleti szinten. Mindebből azt állapítottam meg, hogy a vizsgált helyszínek több mint 90%-ában, egy épület különböző helyiségeiben mért radonszintek közötti eltérés nem volt jelentős. Ahol mégis, az eltérés az esetek több mint felében nem abból adódott, hogy a mérési pontok az épület különböző emeleti szintjein helyezkedtek el. [Homoki et al., 2024]

Az egy épület különböző helyiségeiben mért negyedéves átlagértékek időbeli változásai által mutatott tendenciák összehasonlítását a két 4 elemű adatsor korrelációs együtthatójának meghatározásával vizsgáltam. Eredményül azt kaptam, hogy a helyszínek kb. 80%-ában a korreláció erős ($>0,8$) volt, ami azt mutatta, hogy a két összehasonlított helyiségben a radon-koncentrációk változása a legtöbbször ugyanazt az időbeli tendenciát követte, vagyis a változás azonos irányú és közel azonos mértékű volt. [Homoki et al., 2024]

4.5. A hazai lakosság természetes eredetű sugárterhelésének újraszámítása

A 2.8.1. fejezetben bemutatott, természetes sugárterhelésünk expozíciós forrásai közül a külső háttér, a beltéri gamma-sugárzás, és a beltéri radon-koncentrációról állt rendelkezésemre eredmény hazai felmérésekből. Ezek az NNGYK és jogelődjeinek munkatársai által korábban és az Országos Radon Program keretében végzett felmérésekből származtak.

A számításaim során a kozmikus sugárzás direkt ionizáló és neutron komponense esetében az UNSCEAR 2000. évi jelentése B mellékletének 1. táblázatában szélességi fok szerint megadott értéket vettem alapul. A kozmogén radionuklidok lenyelésére vonatkozó dózist szintén ebből a jelentésből vettem. A kültéri és beltéri gamma-sugárzóktól származó expozíciók értékelésénél a korábbi felmérések és a saját mérési eredményeimből indultam ki. A számításnál az átlagértékekből kivontam a kozmikus sugárzás hozzájárulását. A beltéri radon-koncentrációtól származó expozíciók értékelésekor egyesítettem a korábban végzett vizsgálatok eredményeit az Országos Radon Program 2022. és 2025. közötti eredményeivel. A radon-koncentráció, valamint a természetes radioizotópok belégzéséből és lenyeléséből származó sugárterhelésünk esetében az UNSCEAR 2000. évi jelentésében szereplő értékkel

számoltam. A K-40-től származó belső sugárterhelésünk értékét egy amerikai tanulmányból vettem. [UNSCEAR, 2000; Pacific Northwest, 2009]

A sugárterhelésünk újraértékelésének első lépéseként, expozíciós kategóriánként kigyűjtöttem az UNSCEAR által használt számítási módokat és azok felhasználásával visszafejtettem a Dr. Nikl István értékelésének alapjául szolgáló expozíciós szinteket. Ezután meghatároztam az expozíciók aktuális értékeit a rendelkezésemre álló adatokból. Ezek összegzését a **23. táblázat** mutatja. Látható, hogy az expozíciós források mértékének tekintetében a korábban becsült hazai értékekhez képest egyedül a beltéri gamma-sugárzások esetében van eltérés. A kültéri gamma-sugárzás és a beltéri radon-koncentrációk vonatkozásában hasonló értékeket kaptam. [Homoki et al., 2025b]

23. táblázat Természetes sugárterhelésünk alapjául szolgáló expozíciós források mértéke az UNSCEAR 2000. évi jelentése, Nikl István és a saját számításaim alapján

Természetes sugárterhelésünk forrásai	UNSCEAR 2000.	Nikl I. 1999.	NNGYK 2025.	
Kozmikus sugárzás				
közvetlen ionizáló komponens	31 nGy/h	35,8 nGy/h	32 nGy/h	
neutron komponens	5,5 nSv/h	na.	7,8 nSv/h*	
kozmozgón radionuklidok lenyelése (H-3, Be-7, C-14, Na-22)	na.	na.	na.	
Földkérgi gamma-sugárzók				
épületben	84 nGy/h	73 nGy/h	101 nGy/h	
szabadban	58 nGy/h	62 nGy/h	55 nGy/h	
Belélegzés				
Rn-222 (radon)	belélegzés épületben (épületben)	40 Bq/m ³	107 Bq/m ³	112 Bq/m ³
	belélegzés szabadban (szabadban)	10 Bq/m ³	~ 15 Bq/m ³	10 Bq/m ³
	beoldódás vérbe	40 Bq/m ³	na.	112 Bq/m ³
Rn-220 (toron)	belélegzés épületben (épületben)	10 Bq/m ³	na.	10 Bq/m ³
	belélegzés szabadban (szabadban)	10 Bq/m ³	na.	10 Bq/m ³
	beoldódás vérbe	10 Bq/m ³	na.	10 Bq/m ³
U-238 és Th-232 sor	belélegzés aeroszollal	na.	na.	na.
Lenyelés				
	K-40	na.	na.	na.
	U-238 és Th-232 sor elemei	na.	na.	na.

Az összegzés alapjául szolgáló kültéri és a beltéri gamma-sugárzás vizsgálatok korábbi és a jelenlegi statisztikájának összehasonlítását a **24. táblázat** mutatja. Látható, hogy a korábban becsülthöz képest a kültéri gamma-sugárzás kb. 20 nSv/h-val alacsonyabbnak; a beltéri számtani átlaga közel azonosnak (kb. 155 nSv/h), de a súlyozott átlaga kb. 20 nSv/h-val nagyobbak adódott. Megemlítendő, hogy a táblázatban a kültéri gamma-sugárzás értékek 2025. évi állapot szerinti maximumánál nem a ténylegesen mért legnagyobb értéket adtam meg, ugyanis Magyarországon vannak olyan területek, ahol ezt jelentősen meghaladó értékek is mérhetők. Ezek azonban kis kiterjedésűek és nem reprezentatívak a lakosság egészének külső sugárterhelésére. [Homoki et al., 2025b]

24. táblázat A kültéri- és beltéri gamma-sugárzások értékei a korábbi és a jelenlegi értékelések alapján

Gamma-sugárzás, H*(10) [nSv/h]	Kültéri, háttér gamma-sugárzás		Beltéri gamma-sugárzás	
	Nikl I. 1988.	NNGYK 2025.	Nikl I. 1996.	NNGYK 2025.
Adatok forrása				
Számtani átlag	118	99	154	160
Súlyozott átlag	-	100	132	154
Min - max	82 – 605	45 – 172	52 – 324	58 - 631
10 – 90% perc.	-	80 – 118	-	115 – 207
Helyszín	-	3 350	1 092	900

Az eredmények reprezentativitásának ellenőrzéséhez meghatároztam a következő statisztikai egységek szerinti számtani átlagokat és mediánokat: egyedi értékek, vármegyék, járások, települések, 10×10 km-es cella rácsok, valamint csoportosítottam a településeket a méretük szerint kisközségre (<1 000 fő), nagyközségre (1-4 000 fő), városra (4-30 000 fő) és nagyvárosra (>30 000 fő). A helyszínek és települések megfeleltetésénél a közigazgatási határokat, és a KSH 2025. évi helyiségnévtárát vettem alapul. A súlyozott átlagot a lakosság szám szerint csoportosított települések összesített lakosságával súlyozott átlagértékként határoztam meg. A számítási módot a **18. képlet** mutatja. [KSH, 2025]

Kültéri gamma-sugárzás mérés 3 350 db helyszínen volt, amely együttesen lefedte az ország teljes területét. A mérési pontok a 19 vármegye és Budapest főváros kerületeiben, összesen 1 979 db település területén helyezkedtek, a 3 177-ből. A 197 járásból egyedül a fővárosi VII. kerületben nem volt mérés. Az egyedi értékek átlaga 99 nSv/h, a mediánja 98 nSv/h volt, a súlyozott átlag 100 nSv/h volt.

$$\overline{C_m} = \frac{\sum_{i=1-4} N_i \cdot C_{m,i}}{\sum_{i=1-4} N_i} \quad \text{ahol} \quad C_{m,i} = \frac{\sum C_{m,j}}{n_j} \quad (18)$$

ahol

- $\overline{C_m}$ mérési eredmények súlyozott átlaga
 $C_{m,i}$ adott településcsoportoz tartozó átlagérték
 N_i adott településcsoportoz tartozó összes lakosság
 $C_{m,j}$ adott településcsoportoz tartozó településen mért átlagérték
 n_j adott településcsoporton belüli települések száma.

A fentebb leírt statisztikai mutatószámokat a kültéri, háttér gamma-sugárzásokra a **25. táblázat**, a beltériekre a **26. táblázat**, a beltéri radonra a **27. táblázat** foglalja össze.

25. táblázat A kültéri gamma-sugárzások átlagértékei különböző statisztikai egységekre

Kültéri gamma-sugárzás, H*(10)	Átlag (nSv/h)	Medián (nSv/h)	Érték (db)	Mo. összes (db)
Egyedi érték	99	98	3 350	-
Megye	99	101	20	20
Járás	99	99	196	197
Település	98	98	1 979	3 177
Cellarács	99	98	940	1 036
Település méret szerint csoportosítva				
Kisközség (<1E fő)	101	101	935	1 844
Nagyközség (1-4E fő)	99	100	720	969
Város (4-30E fő)	100	98	275	314
Nagyváros (>30E fő)	105	104	49	50

26. táblázat A beltéri gamma-sugárzások átlagértékei különböző statisztikai egységekre

Beltéri gamma-sugárzás, H*(10)	Átlag (nSv/h)	Medián (nSv/h)	Érték (db)	Mo. összes (db)
Egyedi érték	160	152	900	-
Megye	155	156	20	20
Járás	156	153	187	197
Település	153	150	402	3 177
Cellarács	151	150	337	1 036
Település méret szerint csoportosítva				
Kisközség (<1E fő)	161	156	75	1 844
Nagyközség (1-4E fő)	151	153	131	969
Város (4-30E fő)	154	151	146	314
Nagyváros (>30E fő)	149	155	50	50

27. táblázat A beltéri radon-koncentrációk átlagértékei különböző statisztikai egységekre

Beltéri radon-koncentráció	Átlag (Bq/m ³)	Medián (Bq/m ³)	Érték (db)	Mo. összes (db)
Egyedi érték	111	85	3 217	-
Megye	119	109	20	20
Járás	117	106	196	197
Település	131	104	1 012	3 177
Cellarács	127	109	665	1 036
Település méret szerint csoportosítva				
Kisközség (<1E fő)	135	143	266	1 844
Nagyközség (1-4E fő)	129	126	430	969
Város (4-30E fő)	137	127	266	314
Nagyváros (>30E fő)	109	105	50	50

Beltéri gamma-sugárzás vizsgálat összesen 900 db helyszínen történt, amelyek együttesen lefedték az ország teljes területét, de a mérési pontok sűrűsége jóval kisebb volt, mint a kültéri méréseknél. A mérési pontok a 19 vármegye és Budapest főváros kerületeiben, összesen 402 db település területén helyezkedtek el. A 197 járásból 187-ben volt mérés. A **26. táblázat** alapján látható, hogy a különböző statisztikai egységekre meghatározott átlagos beltéri gamma-sugárzás értékek között csekély különbség volt. Az egyedi értékek átlaga 160 nSv/h, a mediánja 152 nSv/h, a súlyozott átlag 154 nSv/h volt.

Beltéri radonvizsgálat összesen 3 217 db helyszínen történt, amelyek együttesen lefedték az ország teljes területét. A mérési pontok 19 vármegye és Budapest főváros kerületeiben, összesen 1 012 db település területén helyezkedtek el. A vizsgálat a 197 járásból, a fővárosi I. kerület kivételével mindegyiket érintette. A **27. táblázat** alapján látható, hogy a különböző egységek szerint képzett átlagértékek kb. 110 és 130 Bq/m³ közötti tartományba esetek. Az is megfigyelhető, hogy a 30 000 fő alatti településeken a 130 Bq/m³ körüli átlagérték volt a jellemző, ami megfelel a korábbi országos felmérések eredményeinek. Ugyanakkor a nagyvárosokban az átlag csak kb. 110 Bq/m³ volt. A beltéri radon-koncentrációk súlyozott átlagértéke 112 Bq/m³-nek adódott. [Homoki et al., 2025b]

A **23. táblázatban** szereplő értékek felhasználásával, az UNSCEAR számítási módszereit alkalmazva újraszámítottam a hazai lakosság aktuális expozíciós értékek alapján becsülhető sugárterhelését. Az eredményeket a **28. táblázat** tartalmazza. A korábbi hazai becslésekhez képest a legnagyobb eltérés a beltéri gamma-sugárzások esetében volt a súlyozott átlagok értékei közötti eltérés miatt. Ugyanakkor az összegzett éves természetes effektív dózisunk becsült értéke 4,4 mSv lett, ami csak 9%-kal nagyobb, mint a korábban becsült 4,1 mSv. [Homoki et al., 2025b]

28. táblázat A hazai természetes becsült éves sugárterhelésünk összehasonlítása az UNSCEAR és a korábbi hazai becslések eredményeivel

Természetes sugárterhelésünk forrásai	Effektív dózis ($\mu\text{Sv}/\text{év}$)			
	UNSCEAR 2000.	Nikl I. 1999.	NNGYK 2025.	
Kozmikus sugárzás Σ	392 (16,1%)	381 (9,3%)	446 (10,0%)	
közvetlen ionizáló komponens	280	289	280	
neutron komponens	100	80	154	
kozmozgén radionuklidok lenyelése	12	12	12	
Földkérgi gamma-sugárzók Σ	484 (19,8%)	453 (11,1%)	563 (12,7%)	
épületben	412	377	495	
szabadban	72	76	68	
Belélegzés Σ	1 256 (51,4%)	3 014 (73,8%)	3 155 (71,1%)	
Rn-222 (radon)	belélegzés épületben (épületben)	1,008	2.699	2.822
	belélegzés szabadban (szabadban)	95	189	95
	beoldódás vérbe	84	70	84
Rn-220 (toron)	belélegzés épületben (épületben)	48	51	133
	belélegzés szabadban (szabadban)	7	-	7
	beoldódás vérbe	8	-	8
U-238 és Th-232 sor	belélegzés aeroszollal	6	5	6
Lenyelés Σ	310 (12,7%)	235 (5,7%)	276 (6,2%)	
K-40	170	173	136	
U-238 és Th-232 sor elemei	140	62	140	
Összesen	2 442	4 083	4 440	

A 2.3.1. és 2.8.2. fejezetekben bemutatásra került, hogy a radon és leányelemei belélegzésétől származó dózis ajánlott számítási módszere idővel változott és kétféle megközelítés létezett: az epidemiológiai vizsgálatokon és a dozimetriai modell számításokon alapuló. Az ICRP először a 1993-ban megjelent 65. kiadványában (ICRP Pub. 65) tett közzé ajánlást a dóziskonverziós tényezőre vonatkozóan és azóta többször változtatta azt (ICRP Pub. 115, 2010; ICRP Pub. 137, 2017). Az újabb kiadásokban az egységnyi radonexponációhoz társított, effektív dózisban kifejezett kockázat [$\text{nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}/\text{m}^3)$] mértékét jelentősen felértékelte.

A radon belégzéséből származó megnövekedett kockázatnak számos sugárvédelmi kérdésre volt fontos kihatása és jelentős nemzetközi visszhangot váltott ki. Az ICRP a 137. kiadványában foglaltak megerősítésére 2018-ban kiadott egy rövid összefoglalót az álláspontjának háttéréről és a dóziskonverziós tényezők evolúciójáról. Egyúttal az ICRP megerősítette, hogy bár a 137. kiadványában munkavállalók sugárterhelésének számítására tesz ajánlásokat, az ott leírtak a radon belégzés kockázatára vonatkozóan alkalmazhatók lakóépületek beltéri környezetére is.

Az UNSCEAR a 2019. évi jelentésében áttekintette a radon belégzés kockázatára vonatkozó, akkor elérhető, legújabb tanulmányok eredményeit és ez alapján felülvizsgálta korábbi, 2006-os ajánlásait. Az újabb ajánlásában, a kockázat mértékét kifejező paraméterek vonatkozásában nem, vagy csak csekély mértékű változtatásokat tett, lényegében fenntartotta a radontól származó dózisos számítására vonatkozó korábbi ajánlásait.

A **29. táblázatban** gyűjtöttem össze az UNSCEAR és az ICRP korábbi és legutóbbi ajánlásait a radon és leányelemeinek belégzésétől származó kockázatok számítására. A táblázatban szürke háttérszínnel emeltem ki a kiadványokban és közleményekben közvetlenül megadott tényezőket. A többi értéket a kiadványokban megadott összefüggések alapján számoltam ki. A táblázat elkészítésének célja az összevethetőség megteremtése volt, mivel a két szervezet más-más formában adta meg a kockázat számszerűsítésének módját. Az általam kalkulált értékek kerekített értékekből lettek visszszámolva, ezért esetenként hordozhatnak kerekítésből származó bizonytalanságot.

A kérdés sugárvédelmi szabályozási következményeinek fontosságára tekintettel az Európai Unió Bizottsága 2024 februárjában közzétett egy ajánlást, amelyben megerősítette, hogy az ICRP legújabb ajánlásait szükséges alkalmaznia a tagállamoknak az effektív- és egyenértékű dózisos becsléséhez, vagyis az ICRP Pub. 130., 134., 137., 141. és 151. kiadványokat [2024/440 EU Rec.].

[ICRP 65, 1993; ICRP 115, 2010; UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2006; ICRP 130, 2015; ICRP 134, 2016; ICRP 137, 2017; ICRP ref 4836-9756-8598, 2018; ICRP 141, 2019; UNSCEAR, 2019]

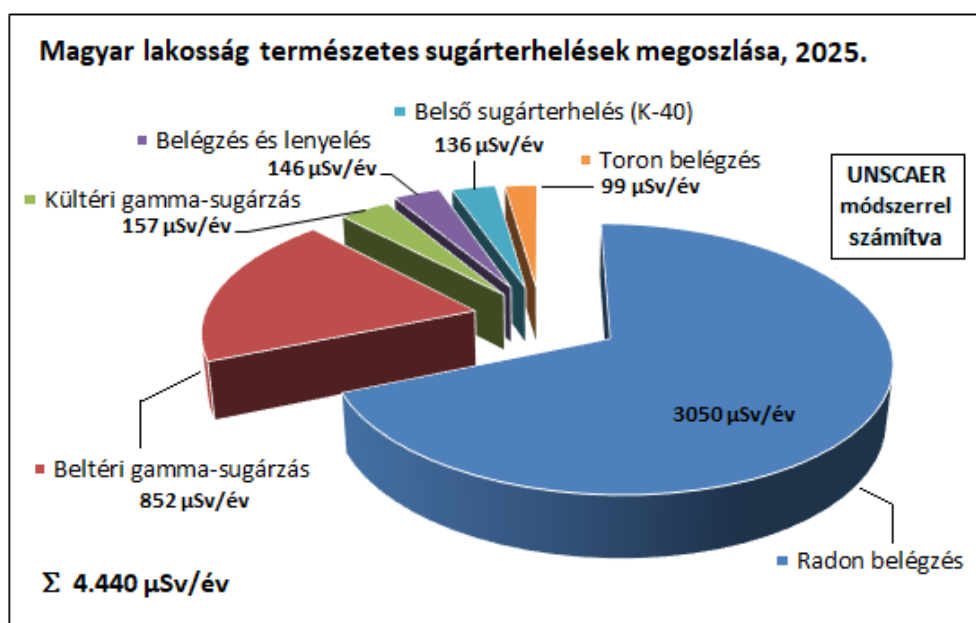
29. táblázat Az UNSCEAR és az ICRP ajánlásai a radon és leányelemeinek belégzéstől származó kockázatok számítására

Risk and dose conversion convention factor	UNSCEAR 2000.	UNSCEAR 2006.	UNSCEAR 2019.	ICRP 65 1993.	ICRP 115 2010.	ICRP 137 2017.
ERR (excess relative risk) of lung cancer/ 100 WLM		0.59 / 100 WLM	0.60/ 100 WLM	1.34/ 100 WLM	0.59/ 100 WLM	
lifetime lung cancer absolute risk / WLM				2.83 E-4/ WLM	5 E-4/ WLM	5.0 E-4/WLM
lifetime lung cancer absolute risk / mJ·h/m ³				8 E-5/(mJ·h/m ³)	14 E-5/(mJ·h/m ³)	
ERR (excess relative risk) of lung cancer/100 Bq/m³		16 %/ 100 Bq/m ³	13 %/ 100 Bq/m ³		16 %/ 100 Bq/m ³	
Effective dose / EEC Rn-222* [nSv/(Bq·h/m ³)]	9 nSv/(Bq·h/m ³)	9 nSv/(Bq·h/m ³)	9 nSv/(Bq·h/m ³)	homes: 6.1 workplaces: 8,0 nSv/(Bq·h/m ³)	11.1 nSv/(Bq·h/m ³)	16.8 nSv/(Bq·h/m ³)
Effective dose / Rn-222 conc. [nSv/(Bq·h/m ³)]	3.6 nSv/(Bq·h/m ³)	3.6 nSv/(Bq·h/m ³)	3.6 nSv/(Bq·h/m ³)	homes: 2.45 workplaces: 3.18 nSv/(Bq·h/m ³)	4.43 nSv/(Bq·h/m ³)	6.7 nSv/(Bq·h/m ³)
Effective dose / potential alpha energy conc. [mSv/(mJ·h/m ³)]			1.6 mSv/(mJ·h/m ³)	homes: 1.10 workplaces: 1.43 mSv/(mJ·h/m ³)	2.0 mSv/(mJ·h/m ³)	3.0 mSv/(mJ·h/m ³)
Effective dose / Rn-222 exposure [mSv/WLM]	5,7 mSv/WLM	5,7 mSv/WLM	5,7 mSv/WLM	homes: 4 workplaces: 5 mSv/WLM	7 mSv/WLM	10 mSv/WLM
effective dose calculated from exposure to radon at 300 Bq/m³ F=0.4; t=7000h	7.6 mSv/ 300 Bq/m ³	7.6 mSv/ 300 Bq/m ³	7.6 mSv/ 300 Bq/m ³	5.1 ; 6,6 mSv /300 Bq/m ³	10 mSv/ 300 Bq/m ³ (= 2.1·10 ⁶ Bq·h/m ³)	14 mSv/ 300 Bq/m ³ (= 2.1·10 ⁶ Bq·h/m ³)
effective dose to 1 kBq/m³ EEC Rn-222 conc.					1.85 10 ⁻⁴ mSv/(kBq·min/m ³)	2.80 10 ⁻⁴ mSv/(kBq·min/m ³)
effective dose to 1 kBq/m³ Rn-222 conc. F=0.4					0.74 10 ⁻⁴ mSv/(kBq·min/m ³)	1.12 10 ⁻⁴ mSv/(kBq·min/m ³)

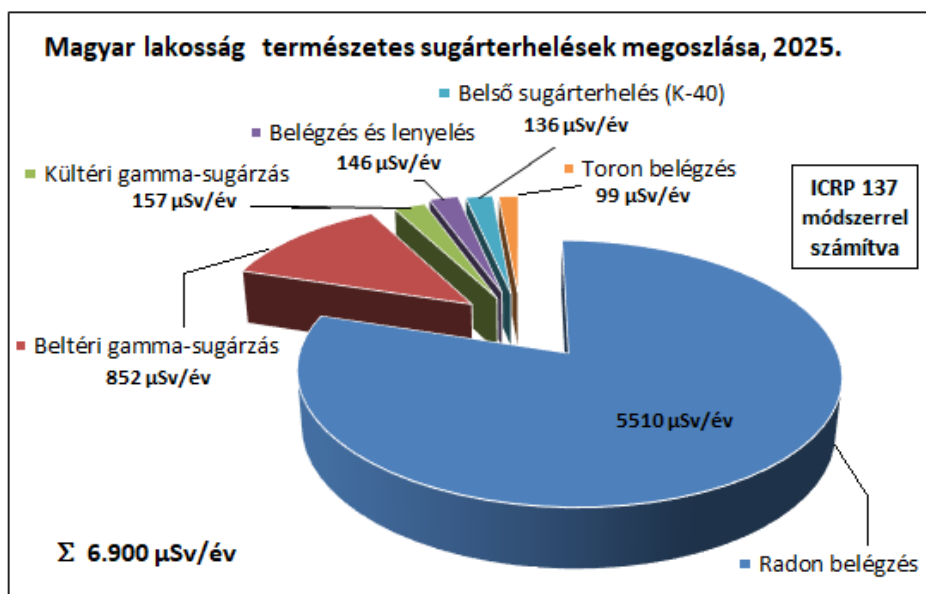
A hazai lakosság természetes sugárterhelésére vonatkozó kalkulációt elvégeztem a **29. táblázatban** megadott, az ICRP Pub. 137. kiadványban szereplő dóziskonverziós tényezővel is. Az újraszámításnál egyedül a radon belégzéstől származó dóziszárulékot számoltam másként, az értéke 3,05 mSv-ről 5,51 mSv-re nőtt. Ez azt jelenti, hogy az ICRP által ajánlott kalkulációval számolva önmagában csak a radon belégzésétől származó dózisunk nagyobb, mint az UNSCEAR módszere szerint számolt teljes természetes sugárterhelésünk. A nagyobb értékeket elfogadva a hazai lakosság teljes éves természetes sugárterhelése a 4,44 mSv helyett 6,90 mSv-nek adódott. Ezt mutatja be a **30. táblázat**, valamint a **37. és 38. ábra**.

30. táblázat A hazai természetes sugárterhelésünk megoszlása az UNSCEAR és az ICRP 137 számítási módszere alapján

Effektív dózisaink ($\mu\text{Sv}/\text{év}$)	UNSCEAR 2019.	ICRP 137 2017.
Radon (Rn-222) belégzés	3 050	5 510
Toron (Rn-220) belégzés	99	99
Beltéri gamma-sugárzás (+ kozmikus)	852	852
Kültéri gamma-sugárzás (+ kozmikus)	157	157
Belégzés és lenyelés (U-238, Th-232-sor)	146	146
Belső sugárterhelés (K-40)	136	136
Összesen	4 440	6 900



37. ábra A hazai természetes sugárterhelésünk megoszlása az UNSCEAR számítási módszere alapján



38. ábra A hazai természetes sugárterhelésünk megoszlása az ICRP 137 számítási módszere alapján

A beltéri radon-koncentrációk statisztikájának birtokában az is meghatározható, hogy a lakosságot a radon-koncentrációk függvényében részarányosan mekkora sugárterhelés éri az UNSCEAR és az ICRP számítási módszere alapján. Az eredményt a **31. táblázat** mutatja be. Mint látható, az éves természetes sugárterhelése a lakosság azon tagjainak, ahol a beltéri radonszint meghaladja a vonatkoztatási szintet, több mint 16 mSv.

31. táblázat A lakosság természetes sugárterhelése a beltéri radon-koncentrációk függvényében az UNSCEAR és az ICRP számítási módszere alapján

Radon-koncentráció	Részarány	Effektív dózis, E (mSv)	
		UNSCEAR	ICRP 137
>100 Bq/m ³	41 %	>4,1	>6,3
>200 Bq/m ³	11 %	>6,8 <	>11,1
>300 Bq/m ³	4,8 %	>9,4	>15,9
>400 Bq/m ³ <	2,0 %	>12,0	>20,7

Összefoglalás

Épületekben végzett gamma-sugárzás mérések eredményei

Dolgozatomban hazai épületek beltéri gamma-sugárzásával és radon-koncentrációjának mérésével foglalkoztam. A gamma-sugárzással kapcsolatos vizsgálataim alapját 490 db épület felmérése képezte, amelyekben összesen 16 861 db mérés történt. A vizsgált épületekben az átlagos gamma-sugárzás szint kb. 150 nSv/h volt környezeti dózisegyenértékben kifejezve, ami 1,5-szer nagyobb, mint az átlagos külső háttérsugárzási szint (100 nSv/h). Megállapítottam, hogy általános esetben azon épületekben, amelyek nem tartalmaztak salakos beépítést (salakfeltöltést és/vagy salakbeton falakat), legfeljebb 200 nSv/h volt mérhető. Az átlagos szint kb. 120 nSv/h volt, függetlenül attól, hogy padlószinten, 1 m magasságban vagy a mennyezet irányában volt mérve.

Ezekben az épületekben a különböző típusú építőanyagokból készült részek felszínén mért dózisteljesítmény értékek egy tipikus tartományba estek. A normál építőanyagok felületén általában 70-180 nSv/h közötti értékek voltak mérhetőek, és a dózisteljesítmény arányos volt a radioaktivitásukkal, ezért indikátorként használható. Pl. a gázszilikát falakon általában 110-160 nSv/h értékek mérhetőek. Kisebb, mint az égetett agyagtéglára jellemző 130-170 nSv/h. A salakbetonból készült falak felszínén ennél akár sokkal nagyobb értékek is mérhetőek, a jellemző átlagos szint 160-290 nSv/h közötti volt. A salakos épületekben a gamma-sugárzási tér profilját a salakbeépítés helye, módja és radioaktivitása határozta meg. Ezen épületekben az átlagosnál akár sokkal nagyobb értékek is mérhetőek voltak, de a 92%-ukban az átlagos szint nem haladta meg a 250 nSv/h-t és 63%-ukban a maximum sem. Vagyis a legtöbb salakos épületben csak mérsékelten emelkedett gamma-sugárzási szint volt mérhető.

A forgalomba kerülő építőanyagok radioaktivitásának korlátozására szolgáló, jogszabályban megadott vonatkoztatási szintből levezettem egy vonatkoztatási értéket a beltéri gamma-sugárzásra. Számításaim szerint az 1 mSv/év többlet effektív dózishoz 250 nSv/h felel meg környezeti dózisegyenértékben kifejezve. Mivel a hazai kültéri háttér gamma-sugárzás átlagos értéke 100 nSv/h, a beltéri gamma-sugárzás hazai vonatkoztatási szintjére 350 nSv/h adódik a helyiség közepén, a padlótól 1 m magasságban. A salakos épületek 3,1%-ában volt ennél nagyobb az 1 m magasságban mért értékek átlaga. Ha a padlóban lévő salakot betonréteg fedte, vagy a salak a földemben volt, a padlón, illetve a mennyezet alatt mért átlagérték csak az esetek 1,7 és 2,6%-ában volt ennél nagyobb. Ha viszont a parkettát közvetlenül a salakra fektették (köztük csak párnafa, és esetleg vakpadló volt), a padlón mért átlagérték az esetek 14%-ában haladta meg a 350 nSv/h-t.

Rövid idejű aktív, műszeres beltéri radon vizsgálatok eredményei

260 db épület 335 helyiségére kiterjedő mérés eredményét dolgoztam fel, ahol az átlagos vizsgálati időtartam 3,4 nap volt. Megfigyeltem, hogy a nem szellőztetett körülmények között mért radonszintek változása a legtöbbször 4 féle tendenciát mutatott: 1) a mért radonszintek egy adott érték körül ingadoztak tartós egyirányú változás nélkül [41%]; 2) az értékek a vizsgálati időszak első részében közel monoton emelkedést mutattak, majd egy idő után a növekedés megállt egy kvázi egyensúlyi szintnél (plató), és utána ezen telítési szint körül ingadozott [47%]; 3) a helyiség direkt szellőztetése jelentősen befolyásolta a radonszintek alakulását [8%]; 4) vagy csökkenő tendenciát mutatott [2%].

Vizsgálataim szerint a beltéri radonkockázat jellemezhető az átlagos és maximális radon-koncentrációval, valamint a radonszint növekedési sebességgel és a telítődéshez szükséges időtartammal. A szellőztetés megszüntetése után a radonszint általában 1, legfeljebb 2 napon belül elérte a telítési szintet és 3 napon belül a maximumot, ezért a rövid idejű radon mérések ajánlott, minimális időtartama 3 nap.

256 db helyszín 383 db radonszint növekedési szakaszát elemeztem. A radonszint növekedési sebességek mediánja $10,8 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, növekedési időké $15,0$ óra volt. Megállapítottam, hogy a radonszint növekedési sebességek és időtartamok együttesen alkalmasak lehetnek a beltéri radonkockázat kategorizálására. A növekedési sebességek 3 csoportba sorolhatók a hozzájuk tartozó radonszint növekmények alapján, és a növekedési időket is figyelembe véve 3 kockázati csoport különíthető el. A $8 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ alatti, alacsony sebességhez és a 48 óránál rövidebb növekedési időhöz alacsony, $150 \text{ Bq}/\text{m}^3$ -nél kisebb átlagos radonszint növekmények és átlagos radon-koncentrációk társultak, az átlagos maximumok sem haladták meg a $200 \text{ Bq}/\text{m}^3$ -t. Közepes radonkockázati szintnek felelt meg az alacsony sebességű, de 48 óránál hosszabb idejű növekedés, valamint a 8 és $17 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ közötti közepes sebességhez tartozó, de 24 óránál rövidebb idejű növekedés. Ezen kategóriában az átlagos radonszint növekmények és átlagos radon-koncentrációk 150 és $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ közöttiek voltak; az átlagos maximumok nem haladták meg a $400 \text{ Bq}/\text{m}^3$ -t. A 24 óránál hosszabb, közepes sebességű növekedés, és a $17 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ -nál nagyobb növekedési sebességhez, rendszerint magas, $350 \text{ Bq}/\text{m}^3$ -t jelentősen meghaladó radonszint növekmények és átlagos radonszintek tartoztak, $600 \text{ Bq}/\text{m}^3$ -t meghaladó átlagos maximumokkal.

A beltéri radonkockázat, azaz Indoor Radon Potential (IRP) számszerűsítésére empirikus módszerrel kidolgoztam egy képletet, amely a rövid idejű radonmérés idősorának átlagát, maximumát és az első 24 órára eső radonszint növekmény meghatározásán alapul. Alacsony

radonkockázati szintet mutat, ha az IRP értéke <8 ; közepeset, ha $8 < \text{IRP} < 16$; és magasat, ha az $\text{IRP} > 18$.

Hosszú idejű beltéri radon mérések eredményei

Az Országos Radon Program keretében végzett hosszú idejű, passzív nyomdetektoros mérések eredményeit több szempontból vizsgáltam. Az emeleti szintek szerinti radon-koncentrációk megoszlást 2 760 db helyiség éves átlagos értéke alapján elemeztem. Megállapítottam, hogy az átlagérték a földszinti helyiségekben $157 \pm 117 \text{ Bq/m}^3$, az I. emeleten $98 \pm 77 \text{ Bq/m}^3$, a II. emeleten vagy felette $59 \pm 32 \text{ Bq/m}^3$ voltak. Továbbá, hogy az I. emeleten is mérhetőek 300 Bq/m^3 -es vonatkoztatási szintet meghaladó radonszintek, de a földszinti 12%-hoz képest csak jóval kisebb, 2%-os arányban. A rövid idejű, aktív műszeres radonmérések azt is megmutatták, hogy emelkedett radonszintekre az I. emeleten elsődlegesen akkor lehet számítani, ha a padlóban salakfeltöltés van. A II. emeleten vagy felette már nem volt 200 Bq/m^3 -nél nagyobb éves átlagérték mérhető.

A radon-koncentrációk évszakos változását 1 231 db helyszín eredménye alapján értékeltem. Egy adott évszakban mért és az éves átlagos radon-koncentráció hányadosairól elmondható, hogy az értéke nem függött az emeleti szinttől, magasságtól függetlenül ugyanaz az évszakos változás volt megfigyelhető. A tavaszi, nyári, őszi és téli hányadosok 0,83, 0,56, 1,32 és 1,26 voltak. Ebből látható, hogy nyáron voltak a legalacsonyabb értékek mérhetőek, az éves átlagnak majdnem fele; ősszel és télen a legmagasabbak, az éves átlagnál kb. 20-30%-kal magasabbak. Ugyanakkor a hányadosok értéke minden évszakban széles tartományon belül szóródott. Emiatt ezek az átlagértékek csak általános tendenciákat mutatnak, a korrekciós tényezőként való alkalmazásuk jelentős bizonytalanságot eredményezhet az éves átlagérték becslésében.

1 011 db épület elemzése alapján megállapítottam, hogy az egy épületben, de külön helyiségekben egyidejűleg mért radon-koncentrációk a legtöbbször nagyon hasonlóak voltak. A különbségek csak az esetek 7%-ában volt szignifikánsnak mondhatók. Az eltérés nagyobb arányban (65%) nem abból adódott, hogy a mérési pontok az épület különböző emeleti szintjén helyezkedtek el. Megállapítottam továbbá, hogy egy épületen belül, de különböző helyiségekben mért negyedéves radonszintek időbeli változásának tendenciája a helyszínek kb. 80%-ában nagyon hasonló volt, közöttük a korreláció erős, 0,8-nál nagyobb volt. Ez azt jelenti, hogy a negyedéves radon-koncentrációk azonos irányba és közel azonos mértékben változtak.

A hazai lakosság természetes eredetű sugárterhelésének újraértékelése

Újraértékeltem a magyar lakosság természetes forrásokból származó, éves, effektív sugárterhelését. Ehhez az UNSCEAR 2000. évi jelentésében megadott számítási módszert alkalmaztam. Beazonosítottam a főbb expozíciós forrásokat és meghatároztam a hazai felmérések eredményei alapján jelenleg rendelkezésre álló adatokból az átlagos expozíciós szinteket. Reprezentatív mennyiségű adat csak a kültéri háttér és beltéri gamma-sugárzás, valamint a beltéri radon-koncentráció vonatkozásában állt rendelkezésemre, de ezek együttesen a teljes sugárterhelésünk több mint 90%-át teszik ki.

Összehasonlítottam az expozíciós források szintjére vonatkozó korábbi és az újabb adatokat. Megállapítottam, hogy a kültéri háttér gamma-sugárzás kicsivel alacsonyabbnak adódott, átlagosan 100 nSv/h volt. A beltéri gamma-sugárzások számtani átlaga a korábbival közel azonosnak, kb. 155 nSv/h-nak adódott. Ugyanakkor, a súlyozott átlagértékét a korábban becsülttől magasabbnak, a számtani átlaggal közel egyezőnek találtam. Ezért a sugárterhelésünk újraszámításakor a dóziszjáruléka a korábbinál magasabbnak adódott. A beltéri radon-koncentráció súlyozott átlaga szintén a korábbival közel azonosnak adódott, az értéke 112 Bq/m³ volt. Megállapítottam azt is, hogy a 30 ezer fő feletti nagyvárosok 110 Bq/m³ alatti átlagos radonszinttel voltak jellemezhetőek, míg az ennél kisebbek 130 Bq/m³ körülivel.

Az újraértékeléskor a hazai természetes sugárterhelésünk éves effektív értékére az UNSCEAR számítási módszerét alkalmazva a korábbi 4,1 mSv-t helyett 4,4 mSv-et kaptam szemben a 2,4 mSv-es világtalaggal. Ugyanakkor, ha a radon és leányelemeinek belégzésétől származó dózisunkat az ICRP 2017-es 137. kiadványában megadott összefüggéssel számoltam, az értéke 6,9 mSv-nek adódott.

Irodalomjegyzék

- Automess 6150AD Automess 6150AD műszer prospektus, Automation and Messtechnik GmbH, https://www.automess.de/assets/documents/en/Prospekt_6150AD_E.pdf
- Bertin, 2020 AlphaGUARD DF_User Manual_EN_2020-04-09 Rev.E, Bertin Technologies, 2020
- Darwish, 2013 Al-Azmi, D., Performance of some handheld dosimeters used for gamma-ray ambient dose rate measurements, Int. J. of Low Radiation, Vol. 9, Issue 2, pp 95-109 (2013), DOI:[10.1504/IJLR.2013.055597](https://doi.org/10.1504/IJLR.2013.055597)
- Dubois et al., 2010 G. Dubois, P. Bossew, T. Tollefsen, M. De Cort, First steps towards a European atlas of natural radiation: status of the European indoor radon map, J. of Environmental Radioactivity, Vol 101, pp 786-798 (2010)
- Fehér, Deme, 2010 Fehér István, Demes Sándor, Sugárvédelem, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 2010, ISBN: 978 963 284 080 2
- Franz, Marius, 2025 Maringer, F. J., Blum, M., Application of Short-Term Measurements to Estimate the Annual Mean Indoor Air Radon-222 Activity Concentration, Atmosphere, Vol. 16, Issue 2, 215 (2025) <https://doi.org/10.3390/atmos16020215>
- Genitron, 2004 The reference in professional radon measurement AlphaGUARD, 2004/05/13 / ag_fb_gb_01 A4, Genitron Inst. GmbH, 2004
- Hámori et al., 2004 Hámori, K., Tóth, E., Köteles, Gy., Pál, L., A magyarországi lakások radonszintje (1994-2004), Egészségtudomány, 48, 283-299 (2004)
- Homoki, 2018 Homoki Zs., A hazai Nemzeti Radon Cselekvési Tervről, XLIII. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam, Hajdúszoboszló, Magyarország: ELFT (2018)
- Homoki, Fülöp, 2018 Homoki Zs., Fülöp N., A hazai radon cselekvési terv, ELFT Sugárvédelmi Szakcsoport évzáró rendezvénye, Budapest, Magyarország (2018)
- Homoki, Szigeti, 2021 Homoki, Zs., Szigeti, Á., Rövid idejű beltéri radon mérések tapasztalatai és javaslat az értékelés módszerére, Sugárvédelem, Vol. 14, 2, 1-15 (2021)
- Homoki, Szigeti, 2023 Homoki Zs., Szigeti Á., Beltéri gamma-sugárzás mérések tapasztalatai és javaslat az értékelés módszerére, Sugárvédelem, XVI. 1. pp 1-16 (2023)

- Homoki et al., 2024 Homoki Zs., Szigeti Á., Csordás A., Kovács T., Az országos radon program 2023. évi eredményei, ELFT XLIX. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam, 2024. április 16-18., Szeged
- Homoki et al., 2025a Zs. Homoki, Á. Szigeti, A. Csordás, G. Tóth, M. Hegedűs, T. Kovács, Framework for evaluating legacy high activity building material based on indoor gamma radiation surveys, Applied Radiation and Isotopes 225 (2025) 112034, <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2025.112034>
- Homoki et al., 2025b Homoki Zs., Elek R., Kövendiné K. J., Osváth Sz., Szarkáné N. Á., Szigeti Á., A hazai természetes sugárterhelésünk újraértékelése, ELFT L. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam, 2025. április 7-9., Hajdúszoboszló
- IAEA SS 115, 1996 IAEA, International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna, 1996
- IAEA GSR 3, 2014 IAEA Safety Standards, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, No. GSR Part 3, IAEA, Vienna, 2014
- IAEA SSG-32, 2015 IAEA Safety Standards, Protection of the Public against Exposure Indoors due to Radon and Other Natural Sources of Radiation, No. SSG-32, IAEA, Vienna, 2015
- IAEA RER/9/127, 2015 Regional Workshop on the Measures to Control Radon Indoor Levels and Inter-Comparison Testing of Radon Active Monitors, Prague, Czech Republic, 29 June – 2 July 2015, International Atomic Energy Agency
- ICRP 60, 1991 ICRP Publication 60, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Ann. ICRP 21 (1-3) (1991)
- ICRP 65, 1993 ICRP Publication 65, Protection Against Radon-222 at Home and at Work, Ann. ICRP 23 (2) (1993)
- ICRP 103, 2007 ICRP Publication 103, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Ann. ICRP 37 (2-4) (2007)
- ICRP Ref 00/902/09, 2009 ICRP Statement on Radon, ICRP Ref 00/902/09 (2009)
- ICRP 115, 2010 ICRP Publication 115, Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon, Ann. ICRP 40 (1)

- ICRP 116, 2010 Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116, Ann. ICRP 40 (2-5)
- ICRP 119, 2012 Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41 (Suppl.)
- ICRP 126, 2014 ICRP Publication 126, Radiological Protection against Radon Exposure, Ann. ICRP 43(3)
- ICRP 130, 2015 ICRP Publication 130, Occupational Intakes of Radionuclides: Part 1, Ann. ICRP 44(2)
- ICRP 134, 2016 ICRP Publication 134, Occupational Intakes of Radionuclides: Part 2, Ann. ICRP 45(3/4)
- ICRP 137, 2017 ICRP Publication 137, Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3., Ann. ICRP 46 (3-4)
- ICRP ref 4836-9756-8598, 2018 Summary of ICRP Recommendations on Radon, ICRP, ICRP ref 4836-9756-8598, January 26, 2018
- ICRP 141, 2019 ICRP Publication 141, Occupational Intakes of Radionuclides: Part 4, Ann. ICRP 48(2-3)
- ICRP 144, 2020 ICRP Publication 144, Dose Coefficients for External Exposures to Environmental Sources, Ann. ICRP Vol. 49 (2) (2020), ISBN 9781529741254
- ISO 4037-3: 1999 X and gamma reference radiation for calibrating dose meters and dose rate meters and for determining their response as a function of photon energy, ISO 4037-3, 1999
- Khathutshelo, et al., 2024 Mphaga, K.V.; Mbonane, T.P.; Utembe,W.; Rathebe, P.C., Short-Term vs. Long-Term: A Critical Review of Indoor Radon Measurement Techniques. Sensors, Vol. 24, 4575 (2024) <https://doi.org/10.3390/s24144575>
- Köteles, 2002 Köteles, Gy., Sugáregészségtan, Medicina Könyvkiadó Rt., Budapest, 2002, ISBN 963 242 7726
- Kövendiné, 2025 Kövendiné K. J., Az NNGYK SSF által elvégzett építőipari anyagok radioaktivitás vizsgálatának eredményei, ELFT L. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam, 2025. április 7-9., Hajdúszoboszló
- KSH, 2025 KSH Helységnévtár (Magyarország közigazgatási helynévkönyve) /Letöltés

MSZ 14341: 2017 MSZ 14341:2017 Külső röntgen- és gamma-sugárzások dozimetriája

Leonel, António, 2023 Leonel J.R. N., António C., Long-term vs. short-term measurements in indoor Rn concentration monitoring: Establishing a procedure for assessing exposure potential (RnEP), Results in Engineering, Vol. 17 100966 (2023)

<https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.100966>

Nagaoka et al., 1996 Nagaoka, K., Honda, K., Miyano, K., Cosmic-ray Contribution in Measurement of Environmental Gamma-ray Dose, Radioisotopes, Vol. 45, Issue 11, pp 665-674 (1996), https://doi.org/10.3769/radioisotopes.45.11_665

Németh et al., 2004 Cs. Németh, J. Somlai, Á. Nényei, M. Skrinýár, 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, J. Radioanal. Nucl. Chem. 245, pp 287–294 (2004)

Nikl, 1996 Nikl, I., The radon concentration and absorbed dose rate in Hungarian dwellings, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 67, No 3, pp 225-228 (1996)

Nikl, 1999 Nikl, I., A népesség természetes forrásokból eredő sugárterhelése, Egészségtudomány, Vol. 43, pp 29-35 (1999)

Nuccetelli et al., 2000 C. Nuccetelli, C. Bolzan, G. Grisanti, S. Risica, Building Materials as a Source of Gamma Radiation and Radon Concentration: Tests and Improvement of Experimental Methods, Japan Health Physics Society, IRPA-10. Proceedings of the 10th international congress of the International Radiation Protection Association on harmonization of radiation, human life and the ecosystem (2000)

OAH, 2019 SV-17. sz. útmutató, Jegyzet alapfokú sugárvédelmi képzésekhez, OAH, (2019)

Radon Council, 2001 The Radon Manual, A Guide to the Requirements for the Detection and Measurement of Natural Radon Levels, Associated Remedial Measures and Subsequent Monitoring of Results, The Radon Council, UK (2001)

RP 112, 1999 European Commission, Radiation Protection 112, Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials, 1999

- Pacific Northwest, 2009 DJ Strom, TP Lynch, DR Weier, Radiation Doses to Hanford Workers from Natural Potassium-40, Pacific Northwest National Laboratory, PNNL-18240, (2009)
- PHE, 2018 Validation scheme for organisations making measurements of radon in UK buildings, Public Health England, UK, (2018)
- Radosys Radosys calibration protocol (prospectus), Radosys Kft
- RAD7, 2009 RAD7 radon detector, User Manual, DURRIDGE Co. Inc., 2009
- Sato, 2016 Sato, T. Evaluation of World Population-Weighted Effective Dose due to Cosmic Ray Exposure. Sci Rep 6, 33932 (2016). <https://doi.org/10.1038/srep33932>
- Schkade et al., 2018 U.-K. Schkade, A. Heckel, H. Wershofen, Gamma spectrometric determination of activities of natural radionuclides, γ -SPEKT/NATRAD-01, BfS/PTB, Version June 2018, ISSN 1865-8725
- Somlai et al., 1997 Somlai, J., Németh, Cs., Lendvai, Z., Bodnár, R., Dose contribution from school buildings containing coal slag insulation with elevated concentrations of natural radionuclides, J Radioanal Nucl Chem, Vol 218, No. 1. pp 61-63 (1997) DOI: 10.1007/BF02033974
- Somlai et al., 1998 J. Somlai, M. Horváth, B. Kanyár, Z. Lendvai, Cs. Németh, Radiation hazard of coal-slags as building material in Tatabánya town (Hungary), Health Physics, Vol 75, pp 648-651 (1998), DOI: [10.1097/00004032-199812000-00010](https://doi.org/10.1097/00004032-199812000-00010)
- Somlai et al., 1999 Somlai J., Tarján S., Kanyár B., „A bomlás virágai” Radioaktivitás és környezetünk, Radioökológiai Tisztaságért Társadalmi Szervezet, Kiadó: Energia Klub Környezetvédelmi Egyesület (1999)
- Somlai et al., 2006 J. Somlai, V. Jobbágy, Cs. Németh, Z. Gorjánác, N. Kávási, T. Kovács, Radiation dose from coal slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary, Radiat Prot Dosimetry, 118, pp 82-87 (2006), Doi: <https://doi.org/10.1093/rpd/nci323>
- Spaits, 2007 Spaits Tamás, Természetes radioaktív izotópok vizsgálata az épített környezetben, Doktori (PhD) értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron (2007)

- Szabó et al., 2013 Zs. Szabó, Gy. Jordán, Cs. Szabó, Á. Horváth, Ó. Holm, G. Kocsy, I. Csige, P. Szabó, Zs. Homoki, Radon and thoron levels, their spatial and seasonal variations in adobe dwellings – a case study at the great Hungarian plain, *Isotopes in Env. and Health Studies*, 2013, DOI: 10.1080/10256016.2014.862533
- Szeiler, 2012 Szeiler Gábor, Radon és leánytermékei okozta sugárterhelés vizsgálata barlangban, épületekben, Doktori (PhD) értekezés, Pannon Egyetem, Veszprém (2012)
- UNSCEAR, 1993 Sources and Effects of Ionising Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with annexes U.N., New York (1993)
- UNSCEAR, 2000 Sources and Effects of Ionising Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, Vol. 1: Sources, Annex B, U.N., New York (2000)
- UNSCEAR, 2006 Effects of Ionising Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2006 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, Vol. 1, U.N., New York (2008)
- UNSCEAR, 2008 Sources and Effects of Ionising Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, Vol. 1, U.N., New York (2010)
- UNSCEAR, 2019 Sources, Effects and Risk of Ionising Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2019 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, U.N., New York (2020)
- Völgyesi et al., 2014 P. Völgyesi, Z. Kis, Zs. Szabó, Cs. Szabó, Using the 186-keV peak for ²²⁶Ra activity concentration determination in Hungarian coal-slag samples by gamma-ray spectroscopy, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 302, pp 375–383 (2014)
DOI 10.1007/s10967-014-3274-z
- WHO, 2009 World Health Organisation (WHO). WHO Handbook on Indoor Radon: A Public Health Perspective. WHO Press, Geneva, 2009

Nemzetközi jogszabályok

90/143/EURATOM Commission Recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon, 90/143/EURATOM (1990)

2013/59/EURATOM Council Directive 2013/59/EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom (2013)

2024/440 EU Rec. A BIZOTTSÁG (EU) 2024/440 ajánlása a 2013/59/Euratom tanácsi irányelv alkalmazásában végzett effektív dózis- és egyenérték dózis- becslések során a dózistényezők használatáról, (2024. február 2.)

Hazai jogszabályok

Atomtörvény, 1996 1996. évi CXVI. törvény az atomenergiáról

16/2000 EüM rend. 16/2000. (VI. 8.) EüM rendelet az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról

487/2015. Korm. rend. 487/2015 (XII. 30.) Kormány rendelet Az ionizáló sugárzás elleni védelemről és a kapcsolódó engedélyezési, jelentési és ellenőrzési rendszerről, Hatályát veszttette 2022.05.27.

1862/2017 Korm. hat. 1862/2017 (XI.29.) Kormány határozat a Nemzeti Radon Cselekvési Terv végrehajtását szolgáló intézkedésekről, Hatályát veszttette: 2022.11.01.

1114/2019. (III. 13.) Kormány határozat a Nemzeti Radon Cselekvési Terv elfogadásáról

2/2022. OAH rend. 2/2022. (IV. 29.) OAH rendelet Az ionizáló sugárzás elleni védelemről és a kapcsolódó engedélyezési, jelentési és ellenőrzési rendszerről

280/2024. Korm. rend 280/2024. (IX.30.) Korm. rendelet a településrendezési és építési követelmények alapszabályzatáról

Tézispontok

1. Az egész országra kiterjedően vizsgáltam épületekben a beltéri gamma-sugárzási tér nagyságát és eloszlását. Megállapítottam, hogy a salakot nem tartalmazó épületekben a gamma-sugárzás egy szűk, alacsony tartományon belül marad (70-180 nSv/h). A padlón vagy födémen mért, az átlagos hazai háttérsugárzási szint kétszeresét (200 nSv/h) meghaladó érték már salak jelenlétére utal. Megállapítottam, hogy az építőanyag típusok jól jellemezhetők és csoportosíthatók a felszínükön mért gamma-dózisteljesítmény értékek alapján. A hagyományos építőanyagok (fa, beton, tégl, mészkő stb.) sugárterhelése alacsony. A felszínükön általában 70-180 nSv/h értékek mérhetők. A radioaktív salak felhasználásával készült falazóelemek felszínén az előbbinél rendszerint nagyobb, 160–290 nSv/h értékek mérhetők, de akár meghaladhatják az 1 μ Sv/h-t is. Ezen eredményeim összhangban vannak az építőanyagok laboratóriumi gamma-spektrometriai vizsgálati eredményeivel.
2. Az építőanyagok radioaktivitásának korlátozására vonatkozó előírás közvetlenül nem alkalmazható épületek beltéreibre. A födémekbe széles körűen beépített salakok radioaktivitása miatti emelkedett beltéri gamma-sugárzások értékeléséhez szükséges volt egy referencia szint levezetése. Ezt a forgalomba kerülő építőanyagok radioaktivitásának értékelésére vonatkozó szabályozásból vezettem le, amelyhez az EC RP 112-es kiadványban leírt modellt vettem alapul. Számításaim szerint az 1 mSv/év effektív dózis 250 nSv/h környezeti dózisegyenértéknek [H*(10)] felel meg, amely alapján 350 nSv/h adódik a beltéri gamma-sugárzás referencia szintjének. A lakásokban végzett felmérések eredményei alapján igazoltam, hogy a származtatott vonatkoztatási szintet meghaladó radioaktivitás csak salakfeltöltéses épületekben volt mérhető.
3. A radon és leányelemei okozta sugárterhelés meghatározásához általában hosszú idejű mérésre van szükség. A szükséges mérési idő lerövidítése érdekében a rövid idejű, aktív műszeres beltéri radonmérési eredmények idősoraiból statisztikai elemzéseket készítettem. A vizsgált helyszínek többségénél, zárt terekben a radonszint dúsulását figyeltem meg. Ezeknél meghatároztam a radonszintek átlagos növekedési sebességét, a növekedési időket és a radonszint növekményeket. Statisztikai elemzéssel kimutatható, hogy a növekedési sebességek kategorizálhatók a hozzájuk tartozó radonszint növekmények alapján. A 8 Bq/(m³·h) alatti sebességekhez 150 Bq/m³ alatti növekmények

tartoznak. A 8 és 17 Bq/(m³·h) értékekhez rendszerint 150 és 250 Bq/m³ közötti radonszint növekmények tartoznak. Az ennél nagyobb növekedései sebességekhez a legtöbbször, a 300 Bq/m³-es referencia szintet meghaladó, radonszint növekmények társíthatók. Megállapítottam, hogy ezek az információk felhasználhatók egy beltéri radon kockázati index (IRP = Indoor Radon Potential) számításához. Az IRP érték meghatározásának alapját az első 24 órára első radonszint növekmény, az átlagos és a maximális radon-koncentráció értékek képezik.

4. A hazai lakosság természetes sugárterhelésének becslése alapjául szolgáló korábbi országos felmérések eredményei nem hozzáférhetők. Azóta sor került új felmérések megszervezésére. Ezek eredményeinek felhasználásával, az UNSCEAR által megadott összefüggéseket alkalmazva újraértékeltem a lakosság természetes sugárterhelését. A mértéke a korábban becsült 4,1 mSv-hez képest valamivel nagyobb, 4,4 mSv-re tehető, szemben a 2,4 mSv-es súlyozott világtalaggal. Ennek elsődleges oka a világtalag 40 Bq/m³-es radonszintjével szemben a hazai súlyozott átlag 112 Bq/m³. A korábbi, hazai becslésekhez képest a legnagyobb eltérés a beltéri gamma-sugárzásnál adódott, amely 73 nGy/h helyett 101 nGy/h-nak becsülhető.

Thesis statements

1. According to my hypothesis, the building materials (BM) can be characterised by the gamma dose rate measured on their surface, and they can be separated into low, medium, and high radioactivity category groups. Additionally, mainly the bottom ash and the BM produced using bottom ash belong to the high-radioactivity group. To check this, I had examined the indoor gamma radiation in dwellings and workplaces on the entire territory of Hungary. I concluded that the gamma radiation in buildings which does not contain bottom ash varied in a narrow and low range (70-180 nSv/h). If the dose rate value measured on the floor or under the ceiling exceeds 00 nSv/h, it indicates the presence of bottom ash in the floor space with relatively higher radioactivity. I concluded that the BM can be characterised and separated into groups based on the gamma dose rate measured on their surface. The radioactivity of the generally used BM (like wood, concrete, brick, limestone) is low. Only 70-180 nSv/h can be measured on their surfaces. But elevated gamma dose rate can be detected usually on the surface of the bottom ash concrete blocks (160–290 nSv/h), and the dose rate can exceed 1 μ Sv/h. These findings are supported by the gamma-ray spectrometry measurement of the BM.
2. There is no reference level for the permitted level of indoor gamma dose rate in Hungary. According to my hypothesis, the legislation applied to control of the radioactivity of the BM is not applicable directly to the indoor gamma radiation. But the interest in its acceptable level is high among the general public, because radioactive bottom ash was built into the floor spaces in a large number of Hungarian buildings. Therefore, it was necessary to derive a reference level for the indoor gamma radiation. I adapted the legislation dealing with the radioactivity of BM and determined a value that can be used as a reference. I have used the model described in the European Commission Radiation Protection 112. I concluded that 250 nSv/h expressed in ambient equivalent dose rate $[H^*(10)]$ is equal to the 1 mSv annual effective excess dose defined by the 2/2022. (IV. 29.) HAEA Decree. According to my hypothesis, such high radiation levels can occur in buildings where radioactive bottom ash was used as building material. The results of radiological surveys conducted in the buildings supported my hypothesis. Such high radiation, exceeding the calculated reference level, was measured only in those buildings where highly radioactive bottom ash was built into the floor spaces.

3. Generally, long-term measurement is needed to determine the exposure to radon and its daughter elements. According to my hypothesis, the required detection time can be significantly minimised. To ensure this assumption, I made a detailed statistical analysis of the results of short-term indoor radon measurements. During the radiological surveys of buildings, active radon detectors were placed in confined rooms for several days. In the majority of cases, the representation of the radon level could be observed. I had determined for each case the average radon accumulation speed, the accumulation time, and the increment of the radon level. By applying detailed statistical analysis, it could be established that the radon accumulation speeds can be grouped according to the contributing radon level increments. I observed that if the radon accumulation speed was less than $8 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, the contributing radon level increment did not exceed $150 \text{ Bq}/\text{m}^3$. If the radon accumulation speed was in the range of $8\text{-}17 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, the contributing radon level increment was in the range of $150\text{--}250 \text{ Bq}/\text{m}^3$. If the radon accumulation speed exceeds $17 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, the contributing radon level increment exceeded $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ with high probability. $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ is equal to the annual average reference radon level. Furthermore, I concluded that this type of information can be used to calculate the Indoor Radon Potential (IRP) index. The following data are used to calculate the IRP index: the radon level increment in the first 24 hours, the average, and the maximum of the radon concentration over the entire detection period.
4. I have recalculated the annual average level of our naturally occurring radiation exposure, taking into account the new results of the following examinations: indoor and outdoor gamma radiation, as well as the indoor radon concentration. During my calculations, I had used the methods described in the UNSCEAR Reports. I concluded that the new national value is $4.4 \text{ mSv}/\text{y}$ compared to the previously calculated $4.1 \text{ mSv}/\text{y}$ value, and instead of the $2.4 \text{ mSv}/\text{y}$ value, which is referred to as the global average. The main reason behind the differences between the global and national average values comes from the differences between the representative values of the indoor radon concentrations. The worldwide average is $40 \text{ Bq}/\text{m}^3$, compared to the Hungarian $112 \text{ Bq}/\text{m}^3$. The biggest difference between the previous and the actual level of exposure sources was found regarding the indoor gamma radiation. Its earlier value was found to be $73 \text{ nGy}/\text{h}$, and its actual value is $101 \text{ nGy}/\text{h}$.

Publikációs tevékenység

Az értekezés témájával kapcsolatos publikációk

Folyóiratban megjelent publikációk

1. Homoki Zs., Szigeti Á., Rövid idejű beltéri radon mérések tapasztalatai és javaslat az értékelés módszerére, Sugárvédelem (on-line), XIV. évf. 2. szám, 1–15 (2021)
2. Homoki Zs., Szigeti Á., Beltéri gamma-sugárzás mérések tapasztalatai és javaslat az értékelés módszerére, Sugárvédelem (on-line), XVI. évf. 1. szám, 1–16 (2023)
3. Zs. Homoki, G. Tóth, A. Csordás, E. Tóth-Bodrogi, M. Hegedűs, T. Kovács, Assessment of the residential radon concentrations in the Bakony Region, Hungary, Radiation Medicine and Protection 5 pp 243–247 (2024)
4. M. Novák, Zs. Homoki, G. Tóth, A. Csordás, E. Tóth-Bodrogi, M. Hegedűs, T. Kovács, Radon exhalation and emanation assessments in the Transdanubian Central Mountain in Hungary, Radiation Medicine and Protection, Vol. 5, Issue 4, pp 254–259 (2024)
5. Zs. Homoki, Á. Szigeti, A. Csordás, G. Tóth, M. Hegedűs, T. Kovács, Framework for evaluating legacy high activity building material based on indoor gamma radiation surveys, Applied Radiation and Isotopes 225 (2025)

Konferencia megjelenések

1. Zs. Homoki, Experiences of radiohygiene examinations of buildings in Hungary, V. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Hungary: Social Organisation for Radioecological Cleanliness (2016)
2. Homoki Zs., A hazai Nemzeti Radon Cselekvési Tervről, XLIII. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam: ELFT, Hajdúszoboszló, Magyarország (2018)
3. Homoki Zs., Kell-e félnünk a salaktól az épületben?, XLIII. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam: ELFT, Hajdúszoboszló, Magyarország (2018)
4. Zs. Homoki, The Hungarian Radon Action Plan (HUN RAP), VI. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Hungary: Social Organisation for Radioecological Cleanliness (2018)
5. Homoki Zs., Fülöp N., A hazai radon program aktualitásai, XLIV. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam: ELFT, Hajdúszoboszló, Magyarország (2019)

6. Zs. Homoki, National Radon Action Plan in Hungary, VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Hungary: Social Organisation for Radioecological Cleanliness (2020)
7. Zs. Homoki, Á. Szigeti, Gamma dose rate levels and radon concentrations in Hungarian homes, VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Hungary: Social Organisation for Radioecological Cleanliness (2020)
8. Zs. Homoki, Á. Szigeti, Methodology of Radiohygiene examination of buildings, XVI. Carpathian Basin Conference for Environmental Sciences, ELTE, Hungary (2021)
9. Homoki Zs., Szigeti Á., Az országos radon program előrehaladása, XLVI. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam: ELFT, Zalakaros, Magyarország (2021)
10. Zs. Homoki, Á. Szigeti, Gamma radiation and radon concentration in Hungarian dwellings, 10th. Jubilee Interdisciplinary Doctoral Conference, Pécsi Tudomány Egyetem (PTE), Hungary (2021)
11. Zs. Homoki, Á. Szigeti, Indoor gamma radiation and radon risk assessment in Hungarian dwellings, 6th European Congress on Radiation Protection, IRPA 2022, Budapest, Hungary (2022)
12. Zs. Homoki, Á. Szigeti, A. Csordás, G. Tóth, T. Kovács, The Hungarian Radon Action Plans is going on, VIII. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Vonyarcvashegy, Hungary: Social Organisation for Radioecological Cleanliness (2022)
13. Homoki Zs., Szigeti Á., Osváth Sz., Magyarországi épületek radonfelmérése, Őszi Radiokémiai Napok 2022, Balatonszárszó, Magyarország: Magyar Kémikusok Egyesülete (2022)
14. Homoki Zs., Szigeti Á., A radon program előrehaladása, a számok bővületében, XLVIII. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam: ELFT, Gyula, Magyarország (2023)
15. Zs. Homoki, Á. Szigeti, A. Csordás, T. Kovács, Experiences of the radiological survey of Hungarian buildings, PhD hallgatók anyagtudományi napja XXIII., Pannon Egyetem, Veszprém, Magyarország (2023)
16. Homoki Zs., Szigeti Á., Tóth G., Csordás A., Kovács T., A hazai országos radon programról, XV. Környezetvédelmi Analitikai és Technológiai Konferencia, Magyar Kémikusok Egyesülete, Balatonszárszó, Magyarország (2024)

17. Homoki Zs., Szigeti Á., Csordás A., Kovács T., Az országos radon program 2023. évi eredményei, XLIX. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam: ELFT, Szeged, Magyarország (2024)
18. Homoki Zs., Szigeti Á., Tóth G., Csordás A., Kovács T., A hazai talajradon potenciál vizsgálatok háttere, gyakorlata és eredményei, Őszi Radiokémiai Napok: Magyar Kémikusok Egyesülete, Balatonszárszó, Magyarország (2024)
19. Zs. Homoki, Á. Szigeti, T. Gergely, A. Csordás, T. Kovács, The background, the method and the results of the soil gas radon potential examinations on the territory of Hungary, PhD hallgatók anyagtudományi napja XXIX., Pannon Egyetem, Veszprém, Magyarország (2024)
20. Homoki Zs., Radon mérésekkel az egészségesebb környezetért, Szimpózium a Metrológiai Világnap alkalmából, BFKH, Budapest, Magyarország (2024)
21. Homoki Zs., Szigeti Á., Csordás A., Kovács T., Radioaktivitás a környezetünkben, az épületekben és a mindennapokban, A Honvédelmi Ágazat Munkabiztonsági, Munkaegészségügyi és Sugárvédelmi Szakembereinek Éves Konferenciája: Honvédelmi Minisztérium, Bálna, Honvédelmi Központ, Magyarország. (2024)
22. Zs. Homoki, Á. Szigeti, A. Csordás, G. Tóth, T. Kovács, Status and achievements of the Hungarian national radon program, IX. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Vonyarcvashegy, Hungary: Social Organisation for Radioecological Cleanliness (2024)
23. Homoki Zs., Szigeti Á., A hazai beltéri radioaktív sugárzások értékelése és lehetséges innovációk a csökkentésére, 10. ÉTE Építéstudományi és Innovációs Konferencia, Építéstudományi Egyesület, Budapest, Magyarország (2024)
24. Homoki Zs., Elek R., Kövöndiné K. J., Osváth Sz., Szarkáné N. Á., Szigeti Á., A hazai természetes sugárterhelésünk újraértékelése, L. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam: ELFT, Hajdúszoboszló, Magyarország (2025)
25. Homoki Zs., Elek R., Osváth Sz., Szigeti Á., Sugárözönben élünk! De mennyire?!, Magyar Fizikus Vándorgyűlés 2025: ELFT, Pécs, Magyarország (2025)
26. Homoki Zs., Szigeti Á., Osváth Sz., Csordás A., Kovács T., A hazai lakosság radontól származó egészségkockázata az Országos Radon Program eredményeinek tükrében, L. Vándorgyűlés: Magyar Higiénikusok Társasága, Budapest, Magyarország (2025)

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőimnek: Dr. Kovács Tibornak, Dr. Csordás Anitának, Dr. Tóth-Bodrogi Editnek a kitartásukat, bátorításukat, türelmüket, valamint a szakmai, technikai és emberi támogatásukat, amellyel a munkámat segítették és végig kísérték.

Köszönöm a segítséget és támogatást a Pannon Egyetem Radiokémia és Radioökológia Intézeti Tanszékén dolgozó kollégák közül Tóth Gergelynek és Dr. Hegedűs Miklósnak. Tapasztalatukkal, aktív közreműködésükkel jelentősen segítettek munkámat.

Köszönöm feletteseimnek a támogatást, elismerést, amivel munkámat segítették. Közülük kiemelten Dr. Sáfrány Géza volt főigazgató főorvosnak, Fülöp Nándor volt főosztályvezetőnek, és Kocsy Gábor volt osztályvezetőnek. Külön köszönetet szeretnék mondani Dr. Osváth Szabolcs volt osztályvezetőnek, aki a hivatali feladatok ellátásának átvállalásával önzetlenül segített, hogy több időm jusson a szakmai feladatok végzésére és az Országos Radon Program megvalósításának koordinálására.

Kollégáim közül kiemelt köszönetet szeretnék mondani Elek Richárdnak, akivel együtt indult a pályafutásunk az OSSKI-ban. Aki az eddig eltelt majd két évtized alatt folyamatosan segített, támogatott és továbblendített az ötleteivel, tanácsaival. Aki szakmai lektorálásával jelentős segítséget nyújtott a dolgozatom jobbításához.

Külön köszönet illeti Szigeti Ágneszt, munkatársamat és feleségemet, aki közvetlen közelben állva kísérte végig a munkámat. Ötleteimet, kísérleti terveimet és következtetéseimet vele osztottam meg. Mélységében, jelentőségében értve célkitűzéseimet, támogatta, segítette szakmai fejlődésemet.

Ez úton szeretném kifejezni tiszteletemet Dr. Csige István, Dr. Déri Zsolt és Dr. Somlai János professzorok munkája iránt, akik sokat tettek a hazai radioökológia területén és különleges eredményeket értek el.

Végül köszönetet szeretnék mondani szüleimnek és nagymamámnak, akik mindig önzetlen szeretettel segítettek és támogattak minden rendelkezésükre álló lehetséges eszközzel.

Nagymamát idézve: „Azért adok kisfiam, mert van. Ne félj, ha majd nem lesz, nem adok!”