

SUGÁRVÉDELEM ÉS DOZIMETRIA

Tanfolyami jegyzet

**Atomerőművi üzemeltetési szakmérnök szakirányú továbbképzés
hallgatói számára**



Készítette: Csige István, Tóth-Bodrogi Edit, Várhegyi András
Paks, 2019. május 31.

OKTATÁSI CÉLOK

A jegyzet anyagának elsajátítása után a tanfolyam résztvevője:

- Ismeri a sugárvédelem célkitűzéseit, alapelveit, fogalmait, rendszerét, gyakorlati megvalósítását.
- Ismeri az ionizáló sugárzások fajtáit, forrásait, a besugárzási útvonalakat.
- Ismeri a sugárvédelemi szakterületen használatos alapvető mérési és dózisbecslési eljárásokat.
- Elkötelezett a biztonsági kultúra, azon belül a sugárvédelem és sugárbiztonság iránt.

TARTALOMJEGYZÉK

1.	Történeti áttekintés, a sugárvédelem célja, alapelvei.....	4
1.1.	A sugárvédelem célja.....	6
1.2.	A sugárvédelem alapelvei.....	6
2.	Az ionizáló sugárzások fajtái, jellemzésük, előfordulásuk.....	9
3.	Az ionizáló sugárzások kölcsönhatása az anyaggal	10
4.	Biológiai, élettani hatások	11
5.	Dózisfogalmak, dózis-hatás összefüggések	15
5.1.	Dózismennyiségek	15
6.	A sugárzás hatását módosító tényezők.....	24
6.1.	Fizikai jellegű tényezők.....	24
6.2.	Kémiai jellegű tényezők.....	26
6.3.	Biológiai jellegű tényezők.....	26
7.	Az ionizáló sugárzások forrásai, természetes és mesterséges eredetű sugárzások.....	28
7.1.	A lakosság sugárterhelése	28
8.	Az ionizáló sugárzások detektálásának, mérésének módszerei.....	31
9.	A sugárzási tér, a besugárzási útvonalak és a dózisos becslésének módszerei	38
10.	A sugárvédelem gyakorlata, nemzetközi szervezetek ajánlásai, az uniós és a nemzeti jogszabályi környezet	44
11.	Sugárvédelem az atomerőműben	50
12.	Radioaktív hulladékok	51
12.1.	Radioaktív hulladékok forrásai	51
12.2.	Radioaktív hulladékok csoportosítása	52
12.3.	Radioaktív hulladékok kezelése.....	55
12.4.	Radioaktív hulladékok elhelyezése.....	55
12.5.	Atomerőművi eredetű radioaktív hulladékok	58
12.6.	Radioaktív szennyezőanyagok kibocsátásának ellenőrzése.....	59
13.	Javasolt irodalom.....	61

1. TÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉS, A SUGÁRVÉDELEM CÉLJA, ALAPELVEI

A sugárvédelem, vagyis az ionizáló sugárzások káros hatásai elleni védekezés úgy egy évvel azután kezdődött, miután Wilhelm Conrad Röntgen 1895. november 8-án felfedezte a később róla elnevezett röntgensugárzást. A röntgensugárzás egyes károsító hatásait (bőrpír, bőrégés, a szőrzet kihullása) már a felfedezés utáni hetekben-hónapokban is észlelték. Az amerikai Wolfram Fuchs 1896. december 12-én javasolta, hogy a bőrégés megelőzésére a besugárzás időtartama lehetőleg rövid legyen (idővédelem!), a röntgensőtől legalább 30 cm távolságot tartsanak (távolságvédelem!), és a besugárzott felületet kenjék be vazelinnal.

1898-ban, miután súlyos égési sérüléseket szerzett a röntgensugárzástól, William Herbert Rollins állatkísérleteket végzett tengerimalacokkal, amelyekben a besugárzási idő függvényében vizsgálta a röntgensugárzás hatására kialakuló károsodásokat, beleértve az állatok pusztulását is. Ezen tapasztalataiból kiindulva javasolta, hogy mindenkinek, aki röntgennel dolgozik, a röntgensövet ólomfoglatba kell helyezni, ólmozott üvegből készült szemüveget kell viselnie, és hogy a vizsgálandó testrészt kivételével a test többi részét sugárárnyékoló viselettel kell védeni (árnyékolásvédelem!). Ezzel tehát lényegében megvoltak azok az eszközök (idővédelem, távolságvédelem, árnyékolás), amelyek a gyakorlati sugárvédelem alapját jelentik mind a mai napig.

Nem sokkal a röntgensugárzás felfedezése után, 1896. február 26-án Antoine Henri Becquerel felfedezte a természetes radioaktivitás jelenségét. Uránsókról állapította meg, hogy hasonló sugárzást bocsátanak ki, mint a röntgen. Ezt követte hamarosan más radioaktív anyagok, mint pl. a tórium sugárzásának felfedezése, vagy a Marie Sklodowska Curie nevéhez köthető polónium és rádium felfedezése 1898-ban. Ezekkel az anyagokkal végzett kísérletek során azt tapasztalták, hogy a radioaktív anyagok sugárzása hasonló károsító hatást fejt ki, mint a röntgensugárzás.

Annak ellenére, hogy a röntgensugárzás és a radioaktív anyagok sugárzásának káros hatásait, és azok elkerülésének lehetőségeit viszonylag hamar felismerték, még hosszú évekig, vagy inkább évtizedekig nem vették azokat kellően komolyan. Különösen elgondolkodtatóak az olyan elhíresült esetek, mint ami a rádiumlányokkal történt. A rádium annyira sugárzik, hogy világít a sötétben, és más anyagokat is világításra készítet – ezt a tulajdonságát használta ki több vállalkozó is az 1910-es és 1920-as években. Az I. világháború elején kezdtek el készíteni világító számlapú órákat és műszereket rádiumtartalmú festékekkel. A munkásnőknek tetszett a világító festék, ezért néha műszakon kívül kicsit még játszottak vele: befestették egymás száját, körmét, arcát. Azok a tudósok és mérnökök viszont, akik ismerték már ekkor a rádium tulajdonságait, csak kesztyűben vagy fogóval, ólomlemezek védelmében dolgoztak az anyaggal. A megdöbbenő az a dologban, hogy míg a munkáltatók tisztában voltak a rádium sugárzásával és annak veszélyeivel is, a számlapokat festő lányokat arra biztatták, hogy az ecsetet nyalogatva gyorsabban tudnak haladni a munkával. Az így a szervezetükbe került rádium évek múltával tömeges megbetegedéssel és halálózással járt.

Az első világháborút követően 1925-ben, Londonban szervezték meg az 1. Nemzetközi Radiológus Kongresszust. Itt hozták létre az akkor „X-ray Unit Committee”-nek nevezett bizottságot, melynek utódszervezete, a Radiológiai Egységek és Mérések Nemzetközi Bizottsága (ICRU, International Commission on Radiation Units and Measurements), mely mind a mai napig a sugárvédelemben használatos mennyiségek és mértékegységek meghatározásának legfontosabb szervezete. Három évvel később pedig Stockholmban, a 2. Nemzetközi Radiológus Kongresszuson megalakult a mai nevén

Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (ICRP, International Commission on Radiological Protection), amely a sugárvédelem alapelveinek és ajánlásainak a megfogalmazója. 1934-ben vezették be először a Megengedhető maximális szintet, amelyet mai egységekben 500 mSv/év-ben határoztak meg. Ez a szint az akkor ismert sugársérülések, sugárbetegségek, vagyis a determinisztikus hatások elkerülését célozta meg.

A II. világháború idején, az atombomba fejlesztése során aztán nagyságrendekkel nagyobb mennyiségű radioaktív anyagokkal kellett dolgozni, mint azt megelőzően összességében. Felértékelődött, és a Manhattan Projekt keretében K. Z. Morgan (aki később a Nemzetközi Sugárvédelmi Társulat, az RPA első elnöke lesz) vezetésével intézményesült a sugárvédelem. A II. világháború végét jelentő atomtámadások után elkezdődtek, és mind a mai napig tartanak a legkülönfélébb sugárterheléseket elszenvedő túlélők vizsgálatai. Ezek a vizsgálatok adják az ionizáló sugárzásnak az emberi egészségre való hatására vonatkozó tudásunknak a legnagyobb részét.

Világossá vált, hogy determinisztikus, rövidtávú hatásokon túl léteznek sztochasztikus, hosszú távú hatások, főleg rákos megbetegedések is, amelyeknek nem a súlyossága, hanem a bekövetkezési valószínűsége függ a sugárterhelés nagyságától, és hogy ezek a hatások már viszonylag kis dózisonál is jelentkeznek. Ezt az új helyzetet felismerve 1950-ben megszületett az ICRP 1. ajánlása, amely a dóziskorlát alkalmazása mellett, amelyet ekkor (mai egységekben kifejezve) 150 mSv/év-ben határoztak meg, bevezetett egy új elvet, amelyet ma ALARA-elvnek hívunk: az összes ionizáló sugárzásból származó sugárterhelést a lehető legalacsonyabbra kell csökkenteni. Az alapvető szemléletváltást az jelentette, hogy nincsenek olyan védekezési módok, amelyekkel a kockázat teljes egészében eliminálható lenne, az ionizáló sugárzás alkalmazása során mérlegelni kell az alkalmazásból származó előnyt a járulékos kockázattal összevetve.

Az 1950-es években amiatt is új fejezet kezdődött a sugárvédelemben, hogy az ionizáló sugárzások alkalmazóin kívül a lakosság is egyre fokozottabban kezdett aggódni az őt ért sugárterhelések miatt. Ebben nemcsak az atomtámadások emléke, de a mind intenzívebb légköri atomrobbantások által szétszórt sugárzó anyagok megjelenése a környezetben, és a robbantásokhoz köthetően sok ezer embert ért sugárterhelések is jelentős szerepet játszottak. Ennek köszönhetően az ICRP 1954-ben már a lakosság egyedeire is megállapított egy korlátot (15 mSv/év) az ilyenfajta sugárzásokra vonatkozóan. 1958-ban bekerültek a védendő csoportok közé a betegek is, a dóziskorlátokat pedig lecsökkentették 50 mSv/év (foglalkozási) és 5 mSv/év (lakossági) értékekre. Az 1980-as években a hirosimai és nagaszaki túlélők által elszenvedett dózison újraértékelése során azt találták, hogy azokat korábban legalább egy kettes faktossal túlbecsülték. Ily módon kisebb sugárterhelésekhez kellett hozzárendelni a megfigyelt károsodásokat és kockázatokat, aminek következtében 1990-ben az ICRP az ionizáló sugárzás alkalmazásából származó dóziskorlátok további csökkentését javasolta: dolgozókra 20 mSv/év, a lakosságra pedig 1 mSv/év. Ez annak a kifejeződése is, hogy a korlát megállapítása során valójában az elfogadható kockázat mértékéből indultak ki, amelyet más tevékenységek ismert kockázataival való összevetésből állapítottak meg.

Napjaink legjelentősebb fejleménye talán a lakosságnak a természetes háttérsugárzással szembeni védelmének az előtérbe kerülése. Az 1950-es években először bányászok körében végzett vizsgálatokban bizonyosodott be, hogy a bányák levegőjében található radon gáz radioaktív bomlástermékeinek a belégzéséből származó sugárterhelés mértékével arányosan növekszik a tüdőrák kialakulásának relatív kockázata. Később a

lakások levegőjében lévő radontól származó sugárterhelés és a tüdőrák előfordulások relatív kockázatának növekedése közötti kapcsolatot a lakosság körében végzett vizsgálatok is igazolták. Ennek is tudható be, hogy a jelenleg hatályos Európai Unió irányelv (A Tanács 2013/59/EURATOM Irányelve) már úgy fogalmaz: „*A radonnak tulajdonítható beltéri sugárterhelés sokkal jelentősebb probléma, mint bármely más sugárforrásból származó sugárterhelés.*”

1.1. A sugárvédelem célja

Az ionizáló sugárzás és a radioaktív anyagok a környezet természetes és állandó részét képezik, következésképpen a sugárterheléssel együtt járó kockázatot csak korlátozni lehet, teljesen megszüntetni nem. Ezenfelül az ember által létrehozott sugárzás használata igen széleskörű. Az ionizáló sugárzás a modern egészségügy alapvető tartozéka: sugársterilizált egyszer használatos orvosi felszerelések a betegségek elleni harcban központi szereppel bírnak; a radiológia a diagnosztika elengedhetetlen eszköze; a sugárterápia a rosszindulatú daganatok kezelésének mindennapos módja. Az atomenergia alkalmazása, valamint melléktermékeinek felhasználása, pl. ionizáló sugárzás, radioaktív anyagok, a világon mindenütt tovább nő. A nukleáris technikák felhasználása nő az iparban, a mezőgazdaságban, az egészségügyben és a kutatás sok egyéb területén, aminek százmilliók élvezik a hasznát, és ezen tevékenységek révén millióknak ad munkalehetőséget. A besugárzást világszerte használják élelmiszerek konzerválására és ezzel csökkentik a hulladékot; a sugársterilizációs módszerek segítségével sikerült olyan betegségeket megszüntetni, amelyeket rovarok okoznak. Az ipari radiográfiát rutinszerűen használják pl. hegesztési varratok, repedések vizsgálatára, és ez segíti a szerkezetek tönkremenetelének megelőzését.

A sugárzással kapcsolatos kockázat társadalmi elfogadása a sugárzás használat révén nyert haszon mértékének függvénye. Ettől függetlenül, a kockázatot korlátozni kell, és óvórendszabályok segítségével védekezni kell ellene. A sugárvédelmi normák, szabályok erre és ebből a célból biztosítják a megkívánt nemzetközi konszenzust.

1.2. A sugárvédelem alapelvei

A sugárvédelmi szabályozás a sugárvédelem és sugárbiztonság azon alapelvein nyugszik, amelyeket alapvetően az ICRP fektetett le; az alapelvek részletes kifejtése a testület kiadványaiban található. Az alapelvek egy rövid – bár egyszerűsített – összefoglalása a következőképpen adható meg: Egy tevékenység, amelynek velejárója a sugárterhelés vagy annak lehetősége, csak akkor fogadható el, ha elegendő hasznot eredményez a besugárzott személyeknek vagy a társadalomnak, és ezzel ellensúlyozza a ténylegesen vagy potenciálisan okozott kárt (vagyis a tevékenységet indokolni kell). Ugyanakkor az összes szóba jöhető tevékenységből származó személyi dózisek összege nem haladhat meg egy bizonyos dóziskorlátot. Továbbá, a sugárforrásokat és létesítményeket a körülményeknek megfelelő legjobb védelmi és biztonsági rendszerekkel kell ellátni úgy, hogy a sugárterhelés nagysága és valószínűsége, valamint az érintett személyek száma az észszerűen elérhető legkisebb legyen, figyelembe véve a gazdasági és társadalmi szempontokat. Mindenképpen az elszennvedett dózisek és a velejáró kockázatok minimalizálására kell törekedni, azaz a sugárvédelmet és -biztonságot optimalni kell. Az olyan sugárforrásoktól származó sugárterhelést, amely nem kapcsolatos bizonyos (társadalmilag hasznos) tevékenységgel, beavatkozás révén csökkenteni kell, ha az indokolt, és az ilyen beavatkozás optimalandó.

Az a (jogi) személy, aki felhatalmazással bír sugárforrás felhasználásával járó tevékenység folytatására, a sugárvédelem és -biztonság tekintetében elsődleges felelősséggel tartozik. A biztonsággal kapcsolatosan egy olyan kultúrának kell kialakulnia, mely vezérli minden, sugárforrással foglalkozó egyén és szervezet sugárvédelemmel és -biztonsággal

kapcsolatos hozzáállását és viselkedését. A sugárforrások tervezési és működési eljárásaiban többszörös, a megelőzést szolgáló intézkedéseket kell beépíteni, ezzel is csökkentendő a védelmi és biztonsági intézkedések során esetlegesen bekövetkező hiányosságok hatását. A sugárvédelmet és -biztonságot hibátlan vezetéssel, jó műszaki munkával, minőségbiztosítással, a személyzet képzésével és szakértelmével, a biztonság átfogó elemzésével, és a kutatásból vagy a gyakorlatból adódó példákon való okulással is biztosítani kell.

Az ICRP és IAEA három alapvető elvet fogalmaz meg a sugárvédelem gyakorlati alkalmazására. Ezek egy-egy szóval jellemezhetők: indokoltság, korlátozás, optimalás. A tevékenység optimalását pedig a dózismegszorítások segítik.

- A tevékenység *indokoltsága* azt jelenti, hogy egy tevékenység, vagy ehhez alkalmazott sugárforrás használata csak akkor engedélyezhető, ha a sugárzásnak kitett személyek vagy a társadalom haszna ellensúlyozza a sugárzás esetleges káros következményeit; vagyis a tevékenység indoklásánál társadalmi, gazdasági és egyéb alapvető tényezőket is figyelembe kell venni.
- Az egyének normál sugárterhelését *korlátozni* kell annak érdekében, hogy se a teljes effektív dózis, se pedig a szöveteket és szöveteket érő teljes egyenérték dózis – melyeket az engedélyezett tevékenységből származó lehetséges sugárterhelés kombinációk okoznak – ne haladják meg a sugárvédelmi szabályozásban rögzített megfelelő dóziskorlátokat (kivéve bizonyos rendkívüli körülmények, pl. életmentés, katasztrófaelhárítás – külön szabályozott – esetében). A dóziskorlátozások nem vonatkoznak az engedélyezett tevékenységből eredő orvosi sugárterhelése.
- Bármely sugárveszéllyel járó tevékenység esetén a védelmet és a biztonságot *optimalni* kell annak érdekében, hogy az egyéni dózisok nagysága, a sugárzásnak kitett személyek száma és a sugárterhelés valószínűsége olyan alacsony szinten maradjon (tekintettel a gazdasági lehetőségekre és társadalmi tényezőkre), amennyire csak lehetséges az egyéni dóziskorlátokon belül, figyelembe véve a forrásra vonatkozó dózismegszorításokat. Ezt fejezi ki az ALARA elv (az angol „*as low as reasonable achievable*” rövidítése), azaz tartjuk olyan alacsonyan a sugárzási szinteket, amennyire az észszerűen megvalósítható. A védelmi és biztonsági intézkedések optimalása során az egyszerű minőségi elemzéstől a mennyiségi vizsgálatig többféle döntésegítő technika alkalmazására kerülhet sor, de a fontos tényezőket összefüggéseikben kell számításba venni, a következő célok teljesítése érdekében:
 - a fennálló körülményekhez képest a lehető legjobb védelmi és biztonsági intézkedéseket kell foganatosítani, figyelembe véve a meglévő lehetőségeket, a sugárterhelés természetét, nagyságát és valószínűségét;
 - az optimalás eredményei alapján olyan intézkedésekkel kell korlátozni a sugárterhelés nagyságát és valószínűségét, amelyek megelőzhetik a baleseteket és mérséklék azok következményeit.
- Az orvosi sugárterhelést kivéve, a védelmet és biztonságot szolgáló intézkedések optimalása a tevékenységek során alkalmazott minden egyes sugárforrással kapcsolatban *dózismegszorítás* alá esik, amelyek:
 - nem haladják meg a szabályozó hatóság (hazánkban ez ma az OAH) által megállapított vagy elfogadott, a forrásra vonatkozó értékeket, sem olyan értékeket, amelyek a dóziskorlátok túllépését eredményezik;
 - biztosítják, hogy minden olyan sugárforrás esetében (ide értve a radioaktív hulladék kezelésével foglalkozó létesítményeket is), amely radioaktív anyagok kibocsátásával szennyezi a környezetet, úgy korlátozza az éves kibocsátás kumulatív hatását, hogy az éves effektív dózis a lakosság egy

tagjára nézve sem – beleértve a forrástól távol élő embereket, illetve a jövő generációk egyedeit – lépi át egyik vonatkozó dóziskorlátot sem, tekintettel a kumulatív kibocsátásokra és azokra a sugárterhelésekre, amelyeket egyéb, ellenőrzés alatt álló sugárforrások és tevékenységek várhatóan eredményeznek.

2. AZ IONIZÁLÓ SUGÁRZÁSOK FAJTÁI, JELLEMZÉSÜK, ELŐFORDULÁSUK

A fizikában sugárzásnak nevezzük az energia részecskék vagy hullámok formájában történő kibocsátását vagy valamely anyagi közegen (beleértve a vákumot is) keresztüli átvitelét.

Az olyan sugárzás, amelynek részecskéi **egyenként** elegendő mozgási energiával rendelkeznek ahhoz, hogy a velük kölcsönhatásba lépő atomokat és molekulákat képesek ionizálni, ionizáló sugárzásnak nevezzük.

3. AZ IONIZÁLÓ SUGÁRZÁSOK KÖLCSÖNHATÁSA AZ ANYAGGAL

4. BIOLÓGIAI, ÉLETTANI HATÁSOK

Az ionizáló sugárzásoknak az élő anyagra való hatásaival a sugárbiológia foglalkozik. Ezeknek a hatásoknak az azonosítása, a kialakulásokhoz vezető folyamatoknak a feltárása, megértése alapvető fontosságú a sugárvédelem számára a hatékony, célzott sugárvédelmi módszerek eszköztárának a kidolgozásához.

A sugárzásnak kitett élő szervezetek alapegységének a sejteket tekintjük. A különböző szövetek sejtjei ugyan egyes jellemzőikben lényegesen eltérhetnek egymástól, de a sugárhatás szempontjából leglényegesebb sejtalkotók minden sejtben megtalálhatóak. Ezek a kritikus sejtalkotók a sejtmagban található dezoxiribonukleinsav, vagyis a DNS molekulák, valamint a különféle membránok, úgymint a sejtet a sejtközi tértől elválasztó plazmamembrán, a sejtmagot határoló magmembrán, és a többi sejt szervecskét határoló membránok.

A sugárzás részecskéi kölcsönhatva ezekkel a kritikus sejtalkotókkal közvetlenül is károsíthatják azokat, amit direkt hatásnak nevezünk, de még gyakoribb, hogy a hatás közvetett, amikor a kritikus sejtalkotókat a sugárzás hatására keletkezett szabadgyökök (párosítatlan elektronnal rendelkező atomok, molekulák) kémiai reakció károsítják. Ebből a szempontból igen fontos szerepe van az ionizáló sugárzásnak a vízzel való kölcsönhatása során keletkező szabadgyököknek, mivel a sejtek anyagának legnagyobb részét a víz teszi ki. Ilyen szabadgyökök például a hidroxil szabadgyök ($\text{HO}\cdot$), a peroxidok (H_2O_2), vagy a szuperoxid anion gyök (O_2^-), amelyek kölcsönhatva a biológiailag fontos molekulákkal azok oxidatív károsodását okozhatják, amelyek akár a sejt pusztulásához is vezethetnek. Lehet ezeknek a szabad gyököknek pozitív hatása is, például a fehérvérsejtek által bekebelezett kórokozókat is ilyen szabadgyökök pusztítják el.

Akár direkt az ionizáló sugárzás hatása, akár szabadgyökökön keresztül, az a DNS molekulákban súlyos károsodásokat idézhet elő. Ilyen tipikus károsodások a kettős csavar szerkezetű DNS-ben az egyes láncszakadás, a kettős láncszakadás, a bázispárok sérülése, a térbeli szerkezet átalakulása és ennek következtében a génkifejeződések megváltozása, kettős kötések kialakulása fehérjékkel, stb. Ilyenfajta károsodások azonban mindennaposak a sejtek életében. Hogy ez mégsem okoz problémát, annak az az oka, hogy a sejt működés egyik leglényegesebb eleme, hogy ezeknek a károsodásoknak a döntő többsége különféle sejtbiológiai folyamatok révén magától kijavítódik. Akkor van baj, ha ez a kijavítás nem sikerül, vagy rosszul sikerül. Ekkor megváltozik a sejt működése, de az így megváltozott sejt az esetek meghatározó részében elpusztul. Ennek pedig az a magyarázata, hogy a sérült sejt magjában ilyenkor elindul egy folyamat, amelyet programozott sejthalálnak neveznek. Ez egy igen hasznos (evolúciósan előnyös) folyamat, ugyanis a hibásan működő sejt sokkal több problémát tud okozni a szervezet számára, mint a halott sejt. A tömeges sejtpusztulás természetesen már olyan mértékben károsíthatja a szervezetet, szöveteket, hogy azok nem tudnak megfelelni funkciójuknak, nem tudják ellátni feladatukat. Ekkor alakulnak ki azok a sugársérülések, sugárbetegségek, amelyeket determinisztikus hatásnak nevezünk. Az egyes szervekre, szövetekre nézve különböző nagyságú az a sugárterhelés, amikor ezek a hatások már föllépnek, de jellemzőjük, hogy mindegyik szervre vonatkozóan meghatározható egy küszöbdózis, amely alatt a tünetek nem lépnek fel, és a szervezet képes károsodás nélkül elviselni az annál kisebb sugárterheléseket. Mivel ezeknek a hatásoknak a súlyossága az elpusztult sejtek számának az arányától függ, ezért van az, hogy a sugárvédelemben a dózis alapfogalma nem az egyes szövetekben, szervekben elnyelt teljes sugárzási energia, hanem az egységnyi tömegben elnyelt sugárzási energia (elnyelt dózis), vagy ha szervekre, szövetekre vonatkoztatjuk, akkor az átlagos elnyelt dózis. Ez a fogalom tehát a determinisztikus

hatásokhoz kötődik. Ez a hatás a viszonylag rövid idő alatt elszenvedett, és viszonylag nagy sugárterhelés esetén jelentős tehát.

Előfordul viszont, bár nagyon kicsi valószínűséggel, hogy a sugárterhelés következtében (vagy valami más károsító tényező hatására) károsodott sejtben nem javítódik ki a károsodás, és valamilyen oknál fogva a programozott sejt halál sem indul be. Ekkor a sejt életben marad, és ha osztódásra képes, akkor a hibájával (mutációjával) együtt el is szaporodhat. Ahhoz, hogy egy sejt rákos sejté alakuljon, általában az szükséges, hogy benne több, jellemzően néhány jól meghatározott fajta mutáció is létrejöjjön, sokszor még ezek sorrendje is kötött. Az osztódással szaporodó károsodott sejtek között tehát számos olyan lehet, amely hordozza a rákossá fajuláshoz szükséges mutációk egyikét-másikát, de szerencsére csak kevés olyan van, amelyben ezek mindegyike létrejön. Ez a magyarázata annak, hogy a rákos megbetegedéseknek a lappangási ideje sok esetben években, vagy még inkább évtizedekben is mérhető az elsődleges kiváltó okok (mondjuk egy adott sugárterhelés) elszenvedésétől számítva. A hirosimai és nagaszaki atombomba támadások során sugárterhelést kapott túlélők vizsgálata azt mutatja, hogy körükben még mostanság, több mint 70 évvel később is statisztikusan kimutatható az akkori sugárterhelésükkel arányos rákgyakoriság többlet. Az, hogy napjainkban a rák a vezető halálokok között szerepel részben azzal is magyarázható, hogy jórészt az orvostudomány fejlődésének köszönhetően ma az emberek nagy többsége megéri azt a kort, hogy a szervezetében lappangó rákosodásra hajlamos sejtek közül egyesek valóban azzá is váljanak. (Még egy-két évszázaddal ezelőtt is a várható élettartam csak úgy 30-40 év volt.) A rákos megbetegedések megelőzése a kiváltó okok felderítése és elkerülése révén ezért a mai egészségpolitika egyik kulcsfontosságú eleme kellene, hogy legyen. Ebben játszik jelentős szerepet a sugárvédelem is, amikor a sugárterhelések korlátozásával, adott esetben optimalálásával az ionizáló sugárzásnak eme késői káros sztochasztikus hatása ellen megfelelő eszközrendszerrel védi mind az ionizáló sugárzásokkal dolgozókat, mind a lakosság egyedeit.

Ha az ionizáló sugárzás miatt károsodott sejt egy ivarsejt, azaz amelynek a funkciója az, hogy a genetikai információt átvigye az utódba, akkor várható, hogy a besugárzott személy leszármazottaiban különféle örökletes hatások jöhetnek létre. Sugárhatás eredményeként statisztikusan örökletes elváltozásokat észleltek is egyes emlős populációkban, és feltételezések szerint ezek emberek között is előfordulhatnak, az eddigi felmérések azonban ezt eddig nem erősítették meg egyértelműen.

Az egészségre gyakorolt eddig említett hatásokon túl más jellegű hatások is előfordulhatnak gyermekek esetében, az embrió vagy csírasejt besugárzása eredményeképpen. Ilyenek lehetnek pl. a fehérvérűség nagyobb előfordulási valószínűsége, vagy a terhesség bizonyos periódusaiban elszenvedett – bizonyos küszöbdózisok felett jelentkező – súlyos szellemi visszamaradottság vagy születési rendellenességek.

Mivel feltételezhető, hogy a legkisebb dózis is bizonyos valószínűséggel sztochasztikus hatásokat eredményez, a sugárvédelmi szabályozás a teljes lehetséges dózistartományra vonatkozik azért, hogy korlátozza a sugárzástól eredő lehetséges károsodásokat. A sugárkárosodás kialakulásának sokrétűsége nem teszi lehetővé, hogy egyetlen mennyiséggel jellemezzük azt. A sugárvédelemben ezért a károsodásnak az ICRP által javasolt fogalmait használjuk, amely a sztochasztikus hatások tekintetében a következő mennyiségekkel operál: a sugárterhelés számlájára írható végzetes rákos megbetegedés valószínűsége, nem végzetes kimenetelű rák súlyozott előfordulási valószínűsége, súlyos örökletes hatások súlyozott előfordulási valószínűsége, és az életkor megrövidülése, ha az ártalom bekövetkezik.

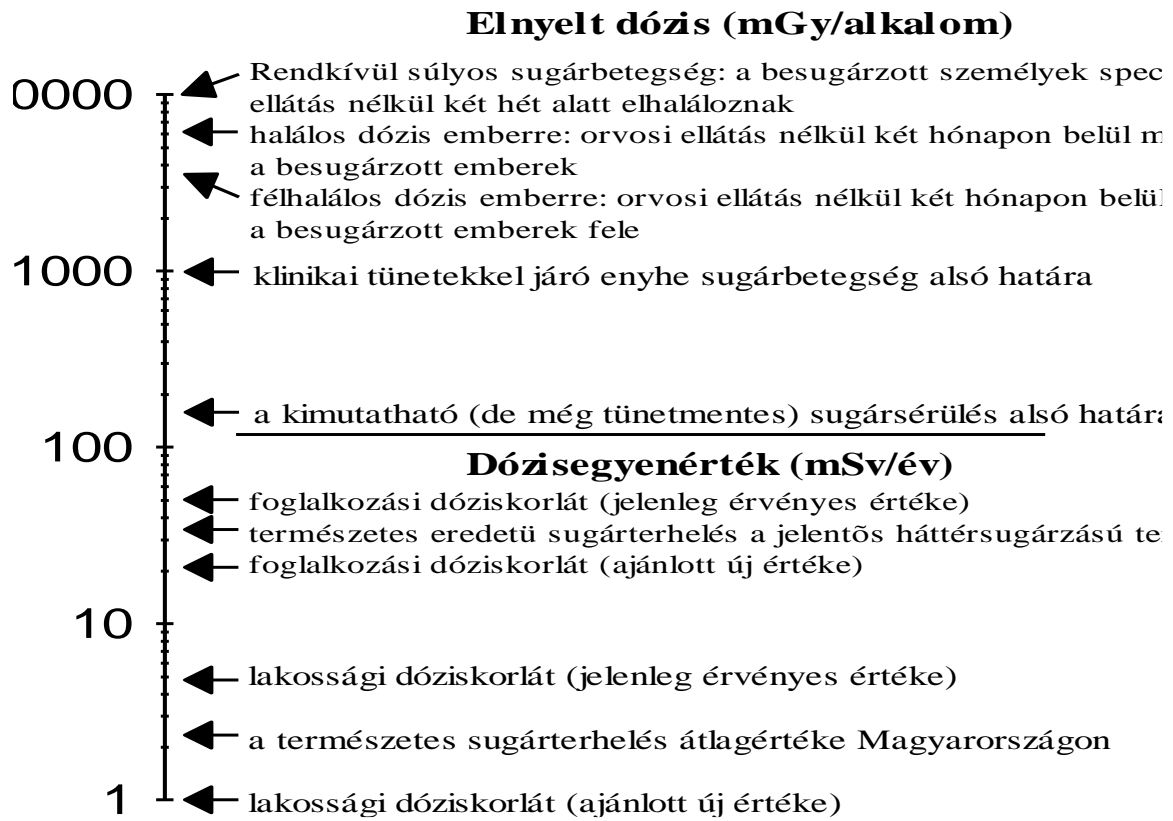
A sztochasztikus hatásnál nem az elpusztult sejtek aránya számít, hanem a besugárzott sejtek összes száma. A daganatkeletkezés szempontjából azonban legalább ugyanilyen mértékben fontos, hogy milyen az illető szövet vagy szerv megújulási képessége, milyen gyakori az osztódás az adott szövetekben. Lényegében e két tényező (a szervben szövetben lévő sejtek száma, és az osztódásra való hajlam) határozza meg azt, hogy az elnyelt dózishoz (vagy a sugárzási súlytényezővel súlyozott egyenértékű dózishoz) képest az egyes szervekben, szövetekben milyen valószínűséggel alakul ki sztochasztikus hatás. A szerveknek, szöveteknek ezt a sugárérzékenységet fejezik a szervi, szöveti súlytényezők, és az ezekkel súlyozott egyenértékű dózisok összegét nevezzük az egész szervezetre vonatkozó effektív dózissal. Az effektív dózis tehát a sztochasztikus hatások alapvető dozimetriai mennyisége. A súlytényezőket úgy állapították meg, hogy összegük 1 legyen, az effektív dózist tehát tekinthetjük úgy, mint az egyes szervek egyenértékű dózisainak a sztochasztikus hatásokra súlyozott átlagát. Az effektív dózis arányos a kockázattal, ami a különféle károsodások súlyosságával és azok bekövetkezési valószínűségével számítható, az arányossági tényezőt pedig epidemiológiai felmérésekből lehet megbecsülni. Az összes sztochasztikus hatásra vonatkozó kockázati tényező értéke: $5 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$, ami azt jelenti, hogy nagyszámú egyedet 1 Sv effektív dózisegyenértékkel terhelve azok kb. 5 %-ánál alakul ki várhatóan valamilyen sztochasztikus hatás.

A determinisztikus sugárhatás elnyelt dózistól és a sztochasztikus sugárhatás dózisegyenértéktől való függését a 4.1 ábra, a jellegzetes számadatokat a 4.2 táblázat mutatja.

4.1 táblázat

Szerv vagy szövet	Várható sztochasztikus hatás	WT
Ivarszervek herék, petefészek	Öröklődő egészségkárosodás az 1-2. generációban	0,20
Vörös csontvelő	Fehérvérűség	0,12
Belek	Bélrák	0,12
Tüdő	Tüdőrák	0,12
Gyomor		0,12
Hólyag		0,05
Női mell		0,05
Máj	Rosszindulatú daganatok	0,05
Nyelőcső		0,05
Pajzsmirigy		0,05
Bőr		0,01
Csontsejtek		0,01
Egyéb szervek és szövetek		0,05

4.2 táblázat



5. DÓZISFOGALMAK, DÓZIS-HATÁS ÖSSZEFÜGGÉSEK

Jóllehet a sugárvédelmi szabályozásban megfogalmazott követelmények többnyire kvalitatív jellegűek, számszerű korlátok és irányadó szintek is megfogalmazásra kerülnek. Ebből a célból a sugárvédelemben használt alapvető fizikai mennyiségek egyrészt a radionuklidok magátalakulási sebessége (az *aktivitás*), másrészt a besugárzott anyag egységnyi tömege által a sugárzásból elnyelt energia (*elnyelt dózis*). Az aktivitás egysége a másodperc reciproka, amely másodpercenként bekövetkező magátalakulást (bomlást) jelent, és SI egysége a *becquerel* (*Bq*).

Az elnyelt dózis a sugárvédelemben használt legalapvetőbb fizikai dozimetriai mennyiség, bár sugárvédelmi szempontból használata nem teljesen kielégítő, ugyanis a különböző típusú ionizáló sugárzások nem egyformán hatásosan károsítják az emberi szövetet. Következésképpen a szövetre vagy szervre átlagolt elnyelt dózist egy ún. *sugárzási súlytényezővel* kell megszorozni, amely figyelembe veszi az adott sugárzás egészségkárosító hatását; az így nyert mennyiséget *egyenérték dózissnak* nevezzük. Az egyenérték dózist akkor használjuk, ha egyes önálló szervek, szövetek kerültek besugárzásra. A sugárzás hatásaként jelentkező káros sztochasztikus hatások valószínűsége egy adott egyenérték dózis esetén függ attól, hogy milyen szervről vagy szövetről van szó, ezért minden szerv vagy szövet egyenérték dózist meg kell szorozni egy ún. *testszövetre vonatkozó súlytényezővel*, hogy a szerv sugárérzékenységét is figyelembe vegyük. Ezeknek a súlyozott egyenérték dózisoknak az összegét az összes besugárzott szövetre egy egyén esetén *effektív dózissnak* nevezzük. Az egyenérték dózis és az effektív dózis fizikai egysége ugyanaz, mint az elnyelt dózisé (nevezetesen joule per kilogramm), de ezt – az elnyelt dózistól való megkülönböztetés érdekében – *sievertnek* (*Sv*) nevezzük.

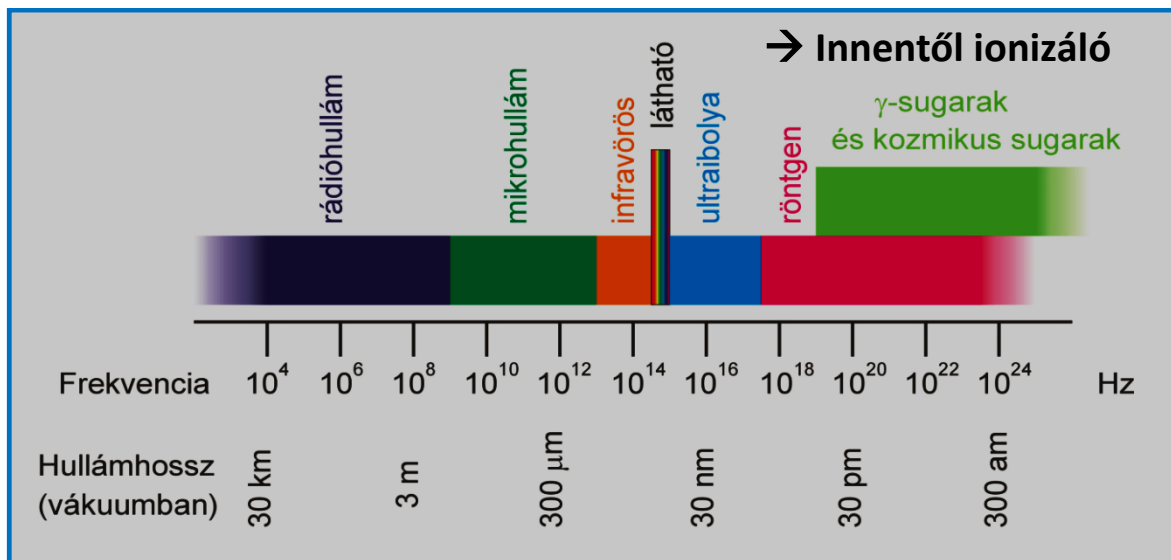
Ha radioizotópok kerülnek a szervezetbe, akkor azoktól mindaddig származik dózis, amíg azok a testben vannak. A *lekötött dózis* az ez idő alatt közölt teljes dózis, amely a dózisteljesítmény határozott időintegráljaként számítható. Bármilyen ebbe a körbe tartozó dóziskorlátozás a bevitelből származó lekötött dózissra vonatkozik.

Egy adott sugárveszélyes tevékenységtől vagy forrástól származó sugárterhelés teljes hatása függ a besugárzott személyek számától és az általuk elszenvedett dózistól. A *kollektív dózis* – definíció szerint az egyes érintett embercsoportok egyedeinek száma szorozva az általuk kapott átlagos dózissal, és összegezve az egész populációra – ennél fogva használható egy sugárveszélyes tevékenység vagy forrás hatásának jellemzésére. A kollektív dózis egysége a személy-sievert ($\text{man} \cdot \text{Sv}$).

5.1. Dózismennyiségek

A sugárvédelem az ionizáló sugárzások hatásai elleni védekezés gyakorlati tudománya, szakterülete. Az ionizáló sugárzások, mint az elnevezés is utal rá, kellő energiával rendelkeznek ahhoz, hogy egy semleges atom kötött elektronpályájáról elektront szakítsanak ki, vagyis ionizáljanak. Ez gyakorlatilag a 10 eV-os nagyságrend feletti részecske- vagy foton-energiájú sugárzásokat jelent, gyakorlatilag ide sorolhatók a nagy energiájú töltött részecske- (alfa, béta, proton-) sugárzások, és a röntgenterományba tartozó, illetve annál még nagyobb energiájú (gamma) elektromágneses (foton-) sugárzások. Ide soroljuk a neutronsugárzást, mint közvetetten (az általa kiváltott magreakciók révén kiváltott) ionizáló sugárzást is. A felsoroltaknál alacsonyabb energiájú sugárzásokkal (pl. nagyfeszültségű távvezetékek sugárzása, „elektroszmog” stb.) szemben is védekezni kell a gyakorlatban, de ezt nem soroljuk a „klasszikus” sugárvédelem tárgykörébe tartozónak. Az 1. ábra az

elektromágneses sugárzás spektrumát mutatja, feltüntetve, hogy honnantól számít ionizáló sugárzásnak.

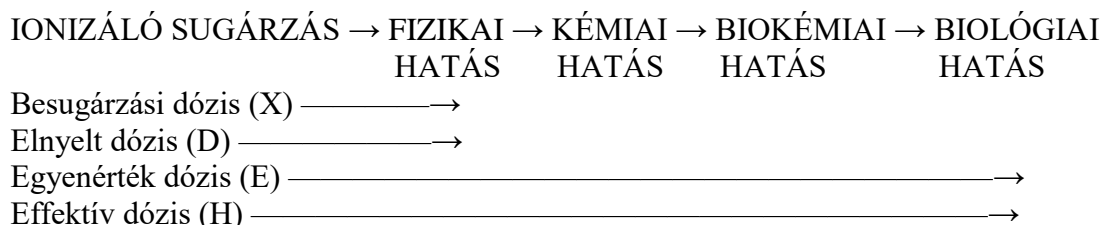


1. ábra: Az elektromágneses sugárzás spektruma

Az ionizáló sugárzások károsító hatásainak számszerű jellemzésére használjuk a *dózismennyiségeket*. A sugárvédelmi gyakorlatban többféle dózismennyiség használatos. A következőkben ezek ismertetése mellett röviden megmutatjuk a dózismennyiségek közötti kapcsolatokat is.

Az ionizáló sugárzások felfedezésével egyidős az a felismerés, hogy e sugárzások károsak az ember szervezetére. A következőkben megismerkedünk a sugárkárosodás biológiai alapjaival, ehhez szükségünk lesz a sugárzás mennyiségének számszerű jellemzésére. Erre szolgálnak a dózismennyiségek.

Ha a szervezetet sugárzás éri, a sejteket alkotó anyagok és a sugárzás között az előzőekben tárgyalt kölcsönhatások alakulnak ki; ezt a továbbiakban *fizikai hatásnak* nevezzük. A sejtekben bonyolult kémiai kötések találhatók. A fizikai hatás eredménye általában *kémiai hatás*, az élő szervezetben *biokémiai hatás*, amelynek során a kémiai kötésekben strukturális változások jelentkeznek. Ezek a változások kihatnak részben a károsodást szenvedett sejtre és ezen keresztül a szervezet egészére. Végző soron bekövetkezik a *biológiai elváltozás*. Az elmondottakat szemlélteti az alábbi vázlat:



A szervezet biológiai elváltozásának várható mértéke összefüggésben van a szervezetet ért sugáradaggal, a dózissal. Mivel bonyolult élettani folyamatokról van szó, érthető, hogy a sugárvédelem gyakorlatában több dózismennyiség terjedt el. E mennyiségek egy része a fizikai hatások alapján értelmezhető (elnyelt dózis, besugárzási dózis), míg a szervezetben végbemenő bonyolult biológiai folyamatokat is igyekszik figyelembe venni az *egyenérték dózis* és *effektív dózis*, amelyek a sugárvédelemben elsődleges jelentőséggel bíró dózismennyiségek.

Az elnyelt dózis

A sugárzás és az anyag kölcsönhatása során a sugárzásból energia nyelődik el az anyagban, kézenfekvőnek látszik tehát a sugárzás mennyiségét a tömegegységben elnyelt sugárzási energiával jellemezni. Ennek megfelelően definiáljuk az *elnyelt dózist*:

$$D = dW_e/dm = 1/\rho \cdot dW_e/dV \quad (2)$$

ahol D az elnyelt dózis, W_e a sugárzásból elnyelt energia, m az elnyelő anyag tömege. Ez utóbbi az anyag sűrűségének és térfogatának a szorzata, azaz $m = \rho \cdot V$.

Közvetve ionizáló sugárzásoknál (foton- és neutronsugárzás) használjuk a közölt dózis fogalmát is, de ennek részletezésével itt nem foglalkozunk.

Az elnyelt dózis SI egysége (2) -ből következően:

$$[D] = [\text{energia}] / [\text{tömeg}] = 1 \text{ joule} / 1 \text{ kg} = 1 \text{ Gy (gray)} \quad (3)$$

Napjainkban még gyakran előfordul az elnyelt dózis régi egysége a rad, amely a CGS (centiméter-gramm-szekundum) mértékegység-rendszeren alapul:

$$1 \text{ rad} = 100 \text{ erg} / \text{g} = 0,01 \text{ J/kg} = 0,01 \text{ Gy} \quad (4)$$

Az elnyelt dózis időegységre jutó értékét, más szóval az idő szerinti differenciálhányadosát elnyelt dózisteljesítménynek nevezzük:

$$D' = dD / dt = dW_e/dm / dt \quad (5)$$

Ennek SI egysége:

$$[D'] = 1 \text{ Gy} / 1 \text{ s} = 1 \text{ Gy/s} \quad (6)$$

A Gy/s meglehetősen nagy egység, így a sugárvédelem gyakorlatában a mGy/h, μ Gy/h, a háttérsugárzás jellemzésére pedig a nGy/h használatos.

Az ionizáló sugárzásból az anyagban elnyelt energia közvetlen mérése nehézkes, ezért vezették be történetileg először a besugárzási dózis fogalmát.

A besugárzási dózis

A dozimetria gyakorlatában elsősorban ionizációs detektorok (ionizációs kamrák, GM-számlálócsövek) használatosak, ezekkel közvetett módon határozhatjuk meg valamely anyagban az elnyelt dózist. A besugárzási dózis fogalma *levegő-ionizáción* alapul és csak *fotonsugárzásokra* értelmezzük (pl. röntgen- és γ -sugárzás.) A sugárveszélyes munkahelyek nagy hányadában vagy kizárólagosan vagy részben fotonsugárzásoktól ered a külső sugárterhelés, ezért jelentős számunkra a γ -dozimetria.

Tekintsük át röviden, milyen magfizikai folyamatok játszódnak le a levegőben fotonsugárzás hatására. A levegő atomjai és a sugárzás között fotoeffektus, Compton-effektus vagy párképződés a primer folyamat. Ennek során minden esetben szekunder elektronok keletkeznek, amelyek aztán ionizáció, gerjesztés vagy fékezés sugárzás keltése során veszítik el mozgási energiájukat. A fotonsugárzás energiájától függő térfogatban gyorsan kialakul az

ún. szekunder elektron-egyensúly, azaz amikor egy dV levegőtér fogatba belépő elektronok mozgási energiája megegyezik a dV térfogattól kilépő elektronok mozgási energiájával.

Fotonsugárzásokra – ha bekövetkezik a szekunder elektron-egyensúly – értelmezhetjük a *besugárzási dózist*:

$$X = dQ / dm_{lev} = dq / \rho_{lev} \cdot V_{lev} \quad (7)$$

ahol X a besugárzási dózis, Q a levegőben keletkezett töltések nagysága, m_{lev} a levegő tömege, ami kifejezhető a sűrűség és a térfogat szorzatával, azaz $m_{lev} = \rho_{lev} \cdot V_{lev}$.

Ha most tekintjük a besugárzási dózis SI egységét:

$$[X] = [\text{töltés}] / [\text{tömeg}] = 1 \text{ coulomb} / 1 \text{ kg} = 1 \text{ C/kg} = 1 \text{ As/kg.} \quad (8)$$

Ennek az egységnek nem adtak külön nevet, mert a gyakorlatban ritkán használják. Hogy mégis foglalkozunk a besugárzási dózis definíciójával, annak magyarázata a következő: a γ -dozimetriai műszerek nagy hányada napjainkban még a besugárzási dózis régi egységére a röntgenre (R) van skálázva. Egyes dózismérők (pl. az önleolvasó személyi dózismérők) átskálázása lehetetlen, így tárgyalnunk kell a besugárzási dózis régi egysége és hazánkban az OAH által előírt, levegőben elnyelt dózis közötti kapcsolatot.

Mielőtt ezt megtennénk, definiáljuk a *besugárzási dózisteljesítményt*, amely (5) -höz hasonlóan:

$$X' = dX / dt = dQ/dm_{lev} / dt \quad (9)$$

Ennek SI egysége:

$$[X'] = 1 \text{ C/kg} / 1 \text{ s} = 1 \text{ A/kg} \quad (10)$$

E meglehetősen furcsa egységet nem használják a gyakorlatban. Mint említettük, a besugárzási dózis régi egysége a *röntgen*, ez is a CGS mértékrendszeren alapuló egység. Az eredeti definíciónál szemléletesebb a következő értelmezés: 1 R a besugárzási dózis, ha 1 kg tömegű levegőben $1,61 \cdot 10^{15}$ számú ionpár keletkezik. Ezzel egyúttal könnyen megérthetjük a besugárzási dózis és a levegőben elnyelt dózis kapcsolatát.

Kapcsolat az elnyelt dózis és a besugárzási dózis között

Az OAH (Országos Atomenergia Hivatal) rendelkezése szerint a γ -dozimetriában levegő-kermára (kinetikus energián alapuló dózismennyiség, „*kinetic energy released to matter*”) kell hitelesíteni a γ -dózismérőket. Ez a mennyiség szekunder elektron-egyensúly esetén a *levegőben elnyelt dózisnak* felel meg.

A fotonsugárzások levegővel való kölcsönhatásaik során pozitív-negatív töltésű ionpárokat termelnek. A mérések szerint egy db ilyen ionpár létrehozásához a levegőben 33,7 eV energia szükséges. Láttuk az előzőekben, hogy 1 R besugárzási dózis 1 kg levegőben $1,61 \cdot 10^{15}$ db ionpárt termel, akkor 1 kg levegőben elnyelt dózis: $1,61 \cdot 10^{15} \cdot 33,7 \text{ eV}$. Az energiaegységek átszámítása után következik:

$$1 \text{ R} \rightarrow 8,7 \cdot 10^{-3} \text{ Gy} \quad (11)$$

azaz 1 R besugárzási dózisnak 0,0087 Gy levegőben elnyelt dózis felel meg.

A sugárvédelemben azonban az emberi szervezet károsodását kell mennyiségileg jellemeznünk. A γ -dózismérőkkel jól jellemezhetjük a besugárzási dózist, ennek alapján a (11) összefüggéssel pontosan kiszámíthatjuk a levegőben elnyelt dózist. A kérdés most a következő: mekkora lesz az emberi test szöveteiben elnyelődő energia a tér e pontján, más szóval mekkora lesz a *testszövetben elnyelt dózis*?

Testszövet alatt a sugárvédelemben általában a lágyszöveteket értjük, mert ezek fizikai tulajdonságai közel állnak a vízéhez, és túlnyomórészt ezek alkotják testünket. Ha a lágyszövet 1 kg tömegét elhelyezzük a tér azon pontján, ahol a levegőben elnyelt dózis 0,0087 Gy volt, ugyanilyen sugáradag esetén a testszövetben valamivel nagyobb energia nyelődik el, hiszen más fizikai hatások játszódnak le a foton sugárzás és a levegő, illetve a foton sugárzás és a lágyszövet között. Itt nem részletezett számítások szerint kimutatható, hogy 1 R besugárzási dózist lágyszövetben 0,0096 Gy elnyelt dózis felel meg, ha a foton sugárzás energiája 200 keV – 3 MeV közé esik, így:

$$1 \text{ R} \rightarrow 9,6 \cdot 10^{-3} \text{ Gy} \quad (12)$$

azaz 1 R besugárzási dózist lágyszövetben 0,0096 Gy testszövetben elnyelt dózis felel meg.

Végül felhívjuk a figyelmet arra, hogy (11) és (12) alapján azonos besugárzási dózis esetén különböző lesz a levegőben elnyelt dózis, illetve a testszövetben elnyelt dózis nagysága, és kapcsolatuk:

$$D_{\text{lágyszöv.}} = 1,1 \cdot D_{\text{lev}} \quad (13)$$

Egyenérték dózis, minőségi tényező

Eddig a foton sugárzás fizikai hatásaira vonatkozó dózismennyiségeket tanulmányoztuk. A testszövetben elnyelt dózis más módszerekkel természetesen meghatározható másfajta ionizáló sugárzásokra is. A gyakorlati tapasztalatok azonban felhívják a figyelmet arra, hogy az emberi szervezet várható sugárkárosodásának mértéke nem kizárólag a testszövetben elnyelt dózis nagyságától függ.

Ha ugyanis pl. γ -sugárzás és neutronsugárzás biológiai hatásait tekintjük, azonos testszövetben elnyelt dózis esetén nagyobb károsodás származik a neutronsugárzás hatására, tehát a szervezet érzékenysége eltérő más-más ionizáló sugárzásokkal szemben. Ezért szükséges az egyenérték dózis fogalmának a bevezetése; valamely ionizáló sugárzásnak a H_T *egyenérték dózisán* az alábbi mennyiséget értjük:

$$H_T = D \cdot w_R \quad (14)$$

ahol D a T („tissue”) testszövetben elnyelt dózis, w_R pedig az ionizáló sugárzás fajtájától függő ún. *minőségi tényező* (sugárzási súlytényező).

A w_R minőségi tényező dimenzió nélküli szám, így az egyenérték dózis SI-egysége energia / tömeg jellegű mennyiség. Az elnyelt (fizikai) dózistól való megkülönböztetés céljából ennek az egységnek külön nevet adtak: az egyenérték dózis SI-egysége a sievert (Sv):

$$[H] = 1 \text{ Sv} = 1 \text{ Gy} \text{ (ha } w_R = 1) \quad (15)$$

Még gyakran találkozunk az egyenérték dózis régi (CGS) egységével a rem-mel:

$$1 \text{ rem} = 0,01 \text{ Sv} \quad (16)$$

Hasonlóan az eddigiekhez, definiálhatjuk az *egyenérték dózisteljesítményt* az alábbi differenciál-hányadossal:

$$H' = dH / dt \quad (17)$$

Az egyenérték dózisteljesítmény gyakorlati egységei mSv/h, $\mu\text{Sv/h}$, a háttérsugárzás jellemzésére nSv/h.

A w_R *minőségi tényező* az emberi szervezet egy adott ionizáló sugárzásra vonatkozó relatív érzékenységet fejezi ki, amelyet elsősorban megfigyelések, sugárbiológiai kísérletek alapján határoztak meg. A minőségi tényező bevezetésével elérjük, hogy azonos nagyságú egyenérték dózisek azonos sztochasztikus hatást eredményeznek, azaz a sugárzásokat biológiai dózishatásuk szempontjából „egységesítjük”. Az összehasonlítás alapja a 200 keV átlagenergiájú röntgensugárzás biológiai hatása. A w_R minőségi tényező számértékeit egyes ionizáló sugárzásokra az 1. táblázat szemlélteti.

1. táblázat: A w_R minőségi tényező számértékei különböző ionizáló sugárzásokra

Ionizáló sugárzás fajtája	w_R minőségi tényező
Röntgen, γ -sugárzás, β -sugárzás (elektronok)	1
Protonok (energia > 2 MeV)	5
α -rész, nehéz magok, hasadási termékek	20
Neutron (energiától függően)	5 ... 20

A w_R minőségi tényező neutronsugárzásoknál függ a neutronok energiájától (a függvénykapcsolat számszerű értéke megtalálható a sugárvédelmi kiadványokban).

Az egyenérték dózis számértéke csak $w_R = 1$ minőségi tényező esetén egyezik meg a testszövetben elnyelt dózis számértékével, ellenkező esetben mindig nagyobb annál. Ha pl. protonosugárzásból 1 Gy elnyelt dózist mérünk átlagos testszövetben, a dózis egyenérték nagysága 5 Sv (mert $w_R = 5$ a protonosugárzásra). Több (R) sugárzás egyidejű jelenléte esetén pedig el kell végezni a dózisek (D_R) összegzését, mindegyiket a sugárzás típusára vonatkozó minőségi tényezővel (w_R) szorozva:

$$H_{\Sigma} = \sum_R w_R \cdot D_R \quad (18)$$

Effektív dózis

A (18) összefüggéssel definiált egyenérték dózis egy szervre, szövetre vagy az egész testre vonatkozó átlagos egyenérték dózist jelenti. A sugárbiológiai kutatások kiderítették, hogy testünk különféle szervei és szövetei különféleképpen reagálnak az ionizáló sugárzásra, vannak a sugárzásra érzékenyebb és kevésbé érzékeny szöveteink. A sugárérzékenység figyelembevételére az ICRP újabb ajánlásaiban bevezette az *effektív dózis* fogalmát. Eszerint a szervezet várható sugárkárosodásának mértéke szempontjából egy-egy szervnek vagy szövetnek a besugárzása kisebb vagy nagyobb jelentőséggel bír. Pl. azonos egyenérték dózissal besugározva az ivarmirigyét ill. a pajzsmirigyét, a várható sugárkárosodás mértéke nagyobb lesz az ivarmirigyek besugárzása esetén. Az effektív dózis definíciója:

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T \quad (19)$$

ahol H_T a T szervben vagy szövetben az átlagos egyenérték dózis, w_T egy súlyozó tényező, amely a T testszövetből („tissue”) származó sztochasztikus hatásokból eredő károsodásnak és a test egyenletes besugárzása esetén fellépő sztochasztikus hatásokból eredő teljes károsodás hányadosa. Az effektív dózis az emberi testet érő sugárzás teljes sztochasztikus kockázatát jellemzi. A w_T súlyozó tényező értékeit az egyes szervcsoportokra a 2. táblázat foglalja össze (a súlytényezők összege: $\sum w_T = 1$).

2. táblázat: A w_T szöveti súlytényező számszerű értékei

szerv, szervcsoport	w_T szöveti súlytényező
Ivarszervek	0,08
Vörös csontvelő, vastagbél, tüdő, gyomor, emlő	5 x 0,12
Hólyag, máj, nyelőcső, pajzsmirigy	4 x 0,04
Bőr, csontfelszín, nyálmirigyek, agy	4 x 0,01
Összes többi szerv*	0,12

*: A $w_T = 0,12$ érték alkalmazható a legnagyobb egyenérték dózist kapó öt egyéb szerv vagy szövet mindegyikére, és az összes többi szövet sugárterhelését el lehet hanyagolni. Így a kéz, alkar, láb és boka, a bőr és a szemlencse egyenérték dózisait nem veszik figyelembe az effektív dózis kiszámításánál. A népességi csoportok sugárterheléstől származó károsodásának becslésénél – mivel a bőr sugárterheléstől származó halálos kimenetelű ráknak van egy csekély kockázata – $w_T = 0,01$ értékkel számolnak.

Az effektív dózis mértékegysége megegyezik az egyenérték dóziséval: sievert (Sv), és hasonlóképpen értelmezhető a dózisteljesítmény (idő szerinti differenciálhányados) is.

Dózisegyenérték

A gyakorlati dozimetria mérések összehasonlíthatósága reprodukálhatósága, a mérőműszerek hitelesítése, kalibrációja céljából az ICRU („International Committee on Radiation Units and Measurements”) nemzetközi szervezet az emberi test, szövetek jellemzésére bevezette az ún. ICRU gömb fantom fogalmát. Ennek átmérője 30 cm, sűrűsége 1 g/cm^3 , összetétele megfelel az emberi lágy testszövetnek (O: 76,2 %, C: 11,1 %, H: 10,1 %, N: 2,6 %). A gömb különböző mélységű helyén, akár különböző irányokból érkező, különböző típusú sugárzásokkal végzett besugárzás mellett kapott dózis-illetve dózisteljesítmény értékekkel lehet kalibrálni, hitelesíteni a mérőműszereket. Az így definiált mennyiségek a dózisegyenértékek, melyek egysége a Sv (fizikailag: J/kg).

A munkahelyi dozimetriában, munkaterületek sugárvédelmi jellemzésére használatos dózismennyiség a környezeti dózisegyenérték, – $H^*(d)$ – amely a sugárzási tér egy adott pontjában elhelyezett ICRU-fantom d mélységében mért dózist jelenti, ha egyirányú a sugárzás irányával ellentétes oldalon. Erősen áthatoló (pl. Röntgen, γ) esetén $d = 10 \text{ mm}$, míg gyengén áthatoló (pl. β) sugárzásnál $d = 0,07 \text{ mm}$ az ajánlott mélység.

A személyi dozimetriában ajánlott az ún. személyi dózisegyenérték – $H_p(d)$ – mennyiség használata, mérése a fanomban. a $d = 10 \text{ mm}$ esetén mért érték elsősorban a lágy szövetekre vonatkozó dózist jellemzi, $d = 3 \text{ mm}$ a szemlencse dózis, míg a $d = 0,07 \text{ mm}$ mélység a bőr sugárterhelésének meghatározására alkalmas.

Lekötött egyenérték dózis és effektív dózis

A szervezetbe került radioaktív anyag – kémiai összetétele, metabolizmusa stb. függvényében – rövidebb-hosszabb ideig, egy része akár évekig-évtizedekig a szervezetben maradhat és belülről sugározza azt (belső sugárterhelés). Attól függően, hogy mely szövetekben akkumulálódik, az egyes szövetek, szervek sugárterhelése, és így az effektív dózis is különbözhet a hasonló bomlási paraméterekkel rendelkező nuklidoknál. Elsősorban a hosszabb ideig, évekig a szervezetben maradó radionuklidokból eredő sugárhatás jellemzésére használatos a lekötött dózis (lekötött elnyelt dózis, lekötött egyenérték dózis stb.) fogalma. A szervezeten belül keletkező sugárzás hatása, szöveti szinten a *lekötött egyenérték dózissal*, az egész szervezet szempontjából pedig a *lekötött effektív dózissal* jellemezhető. A lekötött egyenérték dózis definíciója a következő:

$$H_T(\tau) = \int_0^{\tau} H'_T(t) dt, \text{ ahol:} \quad (20)$$

$H_T(\tau)$ a T szövet egyenérték dózisa τ időtartam alatt. A környezeti sugárvédelmi szabályozásban kialakult konvenció szerint felnőtteknél $\tau = 50$ évvel, gyermekeknél 70 évvel számolunk.

$H'_T(t)$ az egyenérték dózisteljesítmény a felvételt követő t időpontban.

Közölt dózis (kerma)

A mikrobiológiában a besugárzási dózis helyett használatos a *közölt dózis*, illetve a „*levegő-kerma dózis*” fogalom, elsősorban mikroorganizmusok, növények kapott dózisának jellemzésére (a „*kerma*” általánosan használt angol rövidítés: „*kinetic energy released to matter*”). Ez esetben a sugárzás által kiváltott részecskéknek nem az elektromos töltését nem az elektromos töltését, hanem a kezdeti kinetikus energiáját, a levegő-kerma esetén a levegőben meglökött részecskék energiáját használjuk dózismennyiségként. Mértékegysége megegyezik az elnyelt dózis egységével, azaz J/kg illetve Gy.

Általában kimondható, hogy amennyiben más élőlények esetén hasonló fogalmakat akarunk használni, mint az embernél, akkor az eddig bevezetett w_R és w_T súlytényező értékeket – különösen az utóbbit – módosítani kell. További nehézséget jelent, hogy a vizsgálandó dózistartomány sokkal nagyobb, mint az embernél, azaz a súlytényezők dózistól való függését mindenképpen figyelembe kell venni. A kerma-dózis elsősorban azért használatos állati és növényi szervezetek dózisának meghatározásához, mert számos élőlény mérete olyan kicsi, hogy a másodlagos sugárzások egy része elhagyja a testet, azaz az elnyelt dózis kisebb, mint pl. az ember esetén. Viszont a védekezés szempontjából az energiaátadás, a kerma-dózis jellemzőbb lehet, mint az elnyelt dózis.

Kollektív sugárterhelés

Az eddig ismertett dózismennyiségek rendszerint a sugárzást kapott egyedek sugárterhelését jellemzik, ezért azokat egyéni dózisoknak nevezzük. Egy kollektíva vagy akár a népesség egészének a sugárterhelése is fontos lehet a társadalom szempontjából. Ennek jellemzésére szolgál a kollektív dózis (S), melynek értéke a sugárterhelést elszenvedett

egyedek számának és az egyedek átlagos dózisének a szorzata. Így a népesség kollektív effektív dózisa a következő lesz:

$$S = \sum_i E_i \cdot N_i \quad (21)$$

ahol E_i az átlagos effektív dózis a népesség i csoportjában; N_i pedig a csoport tagjainak a száma. A definícióból következik, hogy a kollektív dózis egysége a *személy-Sv*.

Az egyes dóziszfogalmak szerint beszélhetünk pl. *kollektív egyenérték dózissról* és *kollektív effektív dózislekötésről*. Az utóbbi nem azonos a lekötött kollektív effektív dózissal, ugyanis a *dózislekötés* általában csak egy esemény, pl. baleset dóziskövetkezményeként használatos, és nem 50 illetve 70 évig, hanem a végtelenig kell integrálni. Ezek alapján egy k eseménnyel kapcsolatos kollektív effektív dózislekötés a következő formában írható:

$$S_k = \int_0^{\infty} S'_k(t) dt \quad (22)$$

Ezzel a meghatározással a dózislekötés lényegében az adott népesség teljes, az utódokra is összegzett sugárterhelésének a mértéke. Ez a környezeti sugárvédelemben egyáltalán nem elhanyagolható, hiszen pl. a talajba kerülő, hosszú élettartamú radioaktív anyag még évszázadok múlva is szennyezheti az ivóvizet, a termelt, élelmiszer növényeket stb.

Az utóbbi dózismennyiségek, mint a kollektív dózis, a lekötött dózis és a dózislekötés használata a biológiai, az egészségkárosító hatás jellemzésére körültekintést igényel. Ezek esetén a különböző nagyságú egyedi dóziszokat csak akkor szabad összegezni, ha a dózis-hatás összefüggés lineáris.

6. A SUGÁRZÁS HATÁSÁT MÓDOSÍTÓ TÉNYEZŐK

Az ionizáló sugárzások élő szervezetre való hatása rendkívül összetett, komplex folyamatok eredménye. Egyrészt már a különböző fizikai paraméterekkel leírható ionizáló sugárzások biológiai hatásai is jelentősen különböznek, nem beszélve a sugárzást elszennvedő biológiai, élő anyag összetettségéből, az életfolyamatok sokféleségéből eredő különbségekről. A sugárzás keltette biológiai hatások is sokfélék lehetnek, amelyek esetében néha még az sem egyértelmű, hogy valamely hatást pozitívnak, negatívnak, vagy esetleg egyszerre pozitívnak és negatívnak ítélünk-e meg. Egy adott sugárterhelés esetén egyszerre többféle hatással is számolni kell, amelyek egy részét (pl. a rákos sejtek elpusztulását, vagy ha van ilyen, akkor az immunrendszer stimulálását) pozitívnak, más részét (pl. az egészséges sejtek pusztulását, rosszindulatú daganatos sejtek képződését) negatívnak tekinthetjük.

A sugárvédelemben az ionizáló sugárzások káros hatásait illetően alapvetően két fajta hatással szoktak számolni. Ezek jellegükben alapvetően különböznek egymástól. Az egyik az arányaiban jelentős sejtpusztulás következtében fellépő különböző sugársérülések, sugárbetegségek. A másik a genetikai állományban bekövetkező olyan változásokhoz köthető, amely nem vezet a sejt pusztulásához, hanem ellenkezőleg, a hibás genetikai kóddal rendelkező sejt túlélése, korlátlan osztódása, esetleg az utódokba történő átöröklődése révén okoz problémákat.

Ezt a két alapvetően különböző hatást kiváltó sugárdózisok minőségében és mennyiségében is jelentősen különböznek egymástól. Míg a determinisztikus hatások esetében az alapvető dózismennyiség az egységnyi tömegben elnyelt sugárzási energia (az elnyelt dózis), addig a sztochasztikus hatások esetében sokkal inkább a teljes elnyelt sugárzási energia az, ami a hatással összefüggésbe hozható. A sugárvédelmi gyakorlatban kialakult dóziszfogalmak ezt a különbséget csak részben mutatják expliciten. Míg a determinisztikus hatásoknál az elnyelt dózistra épül a dózis-hatás összefüggés, addig a sztochasztikus hatásoknál nem közvetlenül a teljes elnyelt sugárzási energiára, hanem az elnyelt dózisokból a szervi- szöveti súlytényezőkkel képzett effektív dózist hozzák összefüggésbe a sztochasztikus hatások kialakulásának valószínűségével. Ezen különbségeken felül közös vonás még, hogy a sugárzások típusától (röntgen, alfa-részecske, stb.) való függést mindkét esetben ugyanazzal a sugárzási súlytényezővel veszik figyelembe.

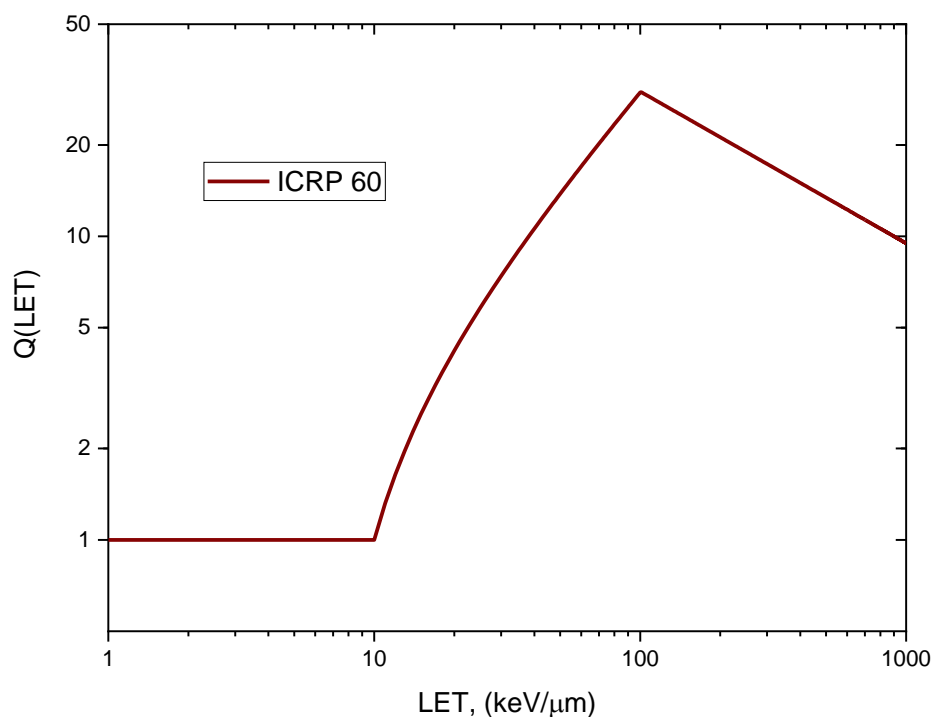
A dózis-hatás összefüggések vizsgálatának ez egy nagyon leegyszerűsített modellje, és nyilvánvaló, hogy az összes többi, a sugárhatást módosító tényezőnek a figyelmen kívül hagyása azt eredményezi, hogy a dózis-hatás összefüggések nem egyértelműek, különböző populációkban nem lesznek egyformák. Ez különösen a kis dózisok esetén lesz jelentős, amikor a hatásokat befolyásoló egyéb tényezők mellett a sugárhatás szerepe kevésbé érvényesül. Kis dózisok esetén ezért az ilyen leegyszerűsített dózis-hatás összefüggéseknek az alkalmazása könnyen hibához vezethet.

A továbbiakban most áttekintjük azokat az ismert tényezőket, amelyek mai ismereteink szerint jelentősen befolyásolhatják a sugárhatást.

6.1. Fizikai jellegű tényezők

A fizikai hatások közül a sugárzás típusától, fajtájától való függésről már volt szó, mi több, ez a fajta módosító hatás a w_R sugárzási súlytényező formájában beépítésre is került a dozimetriai rendszerben. A lényeges fizikai paraméter, amely alapján itt különbséget teszünk

a különböző típusú ionizáló sugárzások között, az a lineáris energiaátadásnak nevezett mennyiség, amely nem más, mint a részecske által a fékező közeg által egységnyi úton elnyelt sugárzási energia (linear energy transfer, rövidítve: LET). A megfigyelések szerint a nagyjából $10 \text{ keV}/\mu\text{m}$ -nél kisebb lineáris energiaátadású fotonok, elektronok és müonok esetén ugyanakkora elnyelt dózishoz ugyanakkora biológia hatás tartozik, ezzel szemben a nagyobb LET értékekkel rendelkező sugárzások esetén már lényegesen kisebb elnyelt dózisok is ki tudják váltani ugyanazt a hatást. A relatív biológiai hatékonyság (relative biological effectiveness, RBE) pontosan ezt méri, vagyis hogy a referenciául választott 200 kV-os röntgensugárzás esetén fellépő elnyelt dózishoz képest hányszor kisebb elnyelt dózissal van szükség a vizsgált sugárzásból, hogy ugyanakkora biológiai hatást váltson ki. A sztochasztikus hatásokra vonatkoztatva azonban azt találták, hogy a relatív biológiai hatékonyság jóval nagyobb, mint a determinisztikus hatások esetén. Ezért a sztochasztikus hatásokra vonatkozóan bevezették a Q minőségi tényezőt, amelynek LET-függését szemlélteti az alábbi ábra:



Ezekből a relatív biológia hatékonyság és minőségi tényezőkből alkotta meg a Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság azokat a sugárzási súlytényezőket, amelyeket a gyakorlati sugárvédelemben használunk.

Kevésbé közismert, és a gyakorlatban ritkábban is alkalmazott fizikai módosító hatás a dózisteljesítménytől való függés, holott a legújabb ajánlások már erre is odafigyelnek. A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság például a sztochasztikus hatások esetében a dózis-dózisteljesítmény-hatás összefüggés alkalmazására tesz javaslatot. Ezt azon megfigyelések teszik indokolttá, hogy a sztochasztikus hatások esetében a kis dózisteljesítmények esetén a hatás akár egy kettes faltorral is kisebb lehet, mint ha ugyanazt a dózist nagy dózisteljesítmény mellett szenved el az ember. Nagyobb dózisteljesítmény esetén kevesebb idő áll rendelkezésre a sugárkárosodások kijavítására.

Szintén a fizikai hatások közé sorolhatjuk a dózisfrakcionációtól való függést. A megfigyelések szerint a sugárkárosodás csökken, ha egy adott dózist nem egy, hanem több

részletben adnak le. Ennek az lehet a magyarázata, hogy a dózisfrakciók leadása közötti időben a sejtekre nézve nem halálos károsodások helyreállítódnak.

A test hőmérsékletének emelkedése a sejtek sugárérzékenységének növekedéséhez vezet.

6.2. Kémiai jellegű tényezők

A kémiai sugárhatást módosító tényezők között vannak olyan anyagok, amelyeket a szervezetben keletkeznek (endogének) és vannak olyanok is, amelyeket kívülről viszünk be (exogének). Ezek egyaránt lehetnek sugárvédő és sugárérzékenyítő vegyületek.

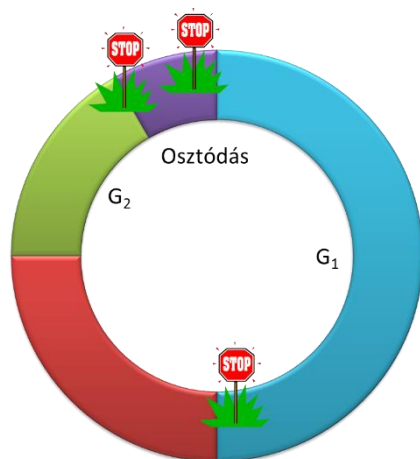
Az oxigén sugárérzékenyítő hatását már 1935-ben felismerték. A sejtekben oldott formában lévő oxigén jelenlétében sokkal több fajta oxidáló szabadgyök keletkezik, mint oxigén hiányában.

Mivel a sugárzás hatására az élő anyagban szabadgyökök keletkeznek, amelyeknek kiemelt szerepe van a sugárhatás kialakulásában, ezért nyilvánvaló, hogy mind az endogén, mint az exogén antioxidánsok sugárvédő vegyületekként funkcionálnak. Igen nagy hatása van a sugárhatás alakulásában a szervezet a besugárzás ideje alatti antioxidáns állapotának, de a besugárzást követően is van még lehetőség a sugárhatás csökkentésére antioxidánsok bevitelével.

A sugárérzékenyítő vegyületek alapvetően a daganatok sugárterápiás kezelésében használhatóak. Cél: daganatok sugárérzékenységének szelektív növelése. Ilyen anyagok például a halogénezett pirimidinszármazékok-timidinanalógok, amelyek beépülnek a DNS láncba. Jellemzőjük, hogy csak osztódó sejtekre hatnak (szelektivitás), minél nagyobb mennyiség épül be, annál fokozottabb a hatás. Ezek többnyire bróm és jód származékok.

6.3. Biológiai jellegű tényezők

A biológiai jellegű tényezők közül elsőként említjük meg a sejtciklus állapotát. Az alábbi ábra szemlélteti a sejt osztódási ciklusának legfontosabb szakaszait, és azokat az ellenőrző pontokat, amelyeken az osztódási ciklus nem tud túljutni mindaddig, amíg a bármi oknál fogva, így beleértve az ionizáló sugárzás hatására is keletkezett károsodások ki nem javítódnak.



Jól ismert biológiai tényező az alkalmazkodási, vagy más szóval adaptív válasz, ami azt jelenti, hogy kis dózis hatására a sejt néhány órán belüli nagyobb dózisokra sokkal kevesebb sérüléssel reagál, mintha csak a nagy dózist kapta volna.

Megfigyeltek egy géinstabilitásnak nevezett jelenséget is, ami azt fejezi ki, hogy a sugárzás hatására egy sejt egész genetikai állománya olyan állapotba kerül, amely által sokkal érzékenyebbé válik akár a spontán, akár a külső tényezők általi mutációra. Ráadásul ez az érzékenyített állapot átöröklődik az osztódó sejtekbe is, így az osztódás során növekszik azoknak a sejteknek a száma, amelyek könnyebben tehetnek szert káros mutációkra. Feltételezések szerint az ilyen géinstabilitás lehet a rákos sejtek kialakulásának egyik döntő kezdeti lépése.

Szintén nem túl régen felfedezett jelenség, hogy nemcsak azok a sejtek mutatnak sugárhatást, amelyeket közvetlenül ért ionizáló sugárzás, hanem ezen sejtek szomszédságában elhelyezkedő sejtek is. Ez arra utal, hogy a sejtek közötti kommunikáció, a hírvivő anyagok cseréje képes bizonyos károsodásokat átvinni egyik sejtről a másokra. Ezt a hatást nevezik szomszédsági hatásnak.

7. AZ IONIZÁLÓ SUGÁRZÁSOK FORRÁSAI, TERMÉSZETES ÉS MESTERSÉGES EREDETŰ SUGÁRZÁSOK

7.1. A lakosság sugárterhelése

A lakosságot többféle forrásból éri ionizáló sugárzás, ez életünk, környezetünk kiküszöbölhetetlen sajátossága, amivel együtt kell élnünk még akkor is, ha a jelenleg elfogadott dózishatás modell (LNT, „*linear no threshold*”) szerint a sztochasztikus sugárhatásnak nincs küszöbdózisa. Vagyis már az ún. *háttérsugárzásnak* is van egy minimális kockázata. A háttérsugárzás összetevőit sokféleképpen csoportosíthatjuk (pl. természetes-mesterséges eredetű, külső-belső stb.), az alábbiakban az elsőnek említett szempontrendszer szerint adunk egy rövid áttekintést.

Természetes eredetű sugárterhelés

A természetes eredetű sugárzások jelenléte természeti környezetünk velejárója, ami az emberi tevékenységtől függetlenül létezik. Legfontosabb összetevői a teresztrikus sugárzás, a kozmogén radionuklidok sugárzása és maga a kozmikus sugárzás. A *teresztrikus* (földkérgi eredetű) sugárzás a földkéreg anyagának radioaktív összetevőitől ered, ami meglehetősen sok (több tucatnyi) radionukliddal származhat, mégis alapvetően három fő forrását jelölhetjük meg: a ^{40}K sugárzása, valamint az U és Th radioaktív bomlási sorozatok radionuklidjainak sugárzása. A K a földkéreg sorrendben 7. leggyakoribb eleme, átlagos földkérgi gyakorisága (Clark értéke) 2,8 % (a természetes K izotópok között – szerencsénkre – a ^{40}K meglehetősen ritka: ^{39}K 93,1 %, ^{41}K : 6,9%, ^{40}K : 0,012 %). Az U és Th elemek sem ritkák, Clark értékük 2,8 illetve 10,7 ppm. Az U-nak két természetes bomlási sorozata van: ^{235}U és ^{238}U , míg a Th-nak egy: ^{232}Th kezdő nukliddal, viszont mindegyik sorozatban 10-nél is több különböző radionuklid található. A természetes U izotópösszetétele az egész Földön (néhány ritka kivételtől eltekintve) ^{238}U : 99,3 %, ^{235}U : 0,7 %. Utóbbi a nukleáris fűtőanyag és atombombák alapanyaga (megfelelő dúsítás után).

A teresztrikus radioaktivitás összetevői között megkülönböztetünk elsődleges radionuklidokat, melyek a Föld anyagával egyidőben keletkeztek mintegy 4,5 milliárd évvel ezelőtt, és másodlagosakat, amelyek folyamatosan „termelődnek” az előbbiekből bomlástermékeiként. Szükségszerűen, előbbiekből „hosszú” élettartamúak ($T_{1/2} > 100$ millió év), utóbbiak „akármilyen” élettartamúak lehetnek (pl. a ^{226}Ra 1600 éves, a ^{222}Rn 3,8 napos felezési idejű). A teresztrikus sugárzásból ered a lakossági sugárterhelés döntő hányada, kereken 2 mSv/év körüli érték (jelentősen ingadozhat a geológiai és épített környezet függvényében).

Nem ritkák a természetes háttérsugárzás szélsőséges anomáliái sem, ahol a lakosság a „szokásos” érték akár többszörösét is elszenvedheti természetes eredetű forrásokból (1-1 hazai példa a Kővágószőlős környéki természetes uránérc-kibúvások, vagy a mátraderecskei rendkívüli, utóvulkáni eredetű radonfeláramlás területe). Ezeket az anomáliákat földkérgi eredetű radionuklidoknak a megszokottnál nagyobb koncentrációja okozza, erre utal a *NORM* elnevezés („*naturally occurring radioactive material*”, természetben előforduló radioaktív anyagok).

A kozmikus sugárzás hatására a légkörben folyamatosan keletkeznek az ún. *kozmogén radionuklidok* a légkör semleges atomjaival történő nukleáris kölcsönhatásaik révén. Ezek közül a legismertebbek (egyben a leggyakoribbak) a trícium (^3H , $T_{1/2} = 12,3$ év), és a

radiokarbon (^{14}C , $T_{1/2} = 5730$ év). A kozmogén radioizotópok a folyamatos bomlás és keletkezés dinamikus egyensúlya révén kb. állandó aktivitáskoncentrációban találhatók meg a környezetben (atmoszférában, vízben, élőlények testében). Mindazonáltal ezen nuklidok sugárhatása összességében csekély, nagyságrendileg $10 \mu\text{Sv}/\text{évre}$ becsülhető.

Maga a *kozmoszi sugárzás* a világűrből érkező, igen nagy energiájú ($1\text{--}10^{14}$ MeV tartományban), elsősorban részecskékből álló (zömében proton, ^2He , elektron) sugárzás. Eredetét tekintve megkülönböztetünk galaktikus (a világűr minden részéről érkező) és szoláris (a Napból érkező) sugárzást. A légkör jelentős mértékben elnyeli, a tengerszint körüli magasságokra a részecskék már gyakorlatilag nem jutnak le, csak a nukleáris kölcsönhatásokból eredő gamma-sugárzás és némi neutron. Intenzitását jelentősen befolyásolja a tengerszint feletti magasság, kisebb mértékben a földrajzi szélesség (a földi mágneses térrel való kölcsönhatása révén) és az épületek árnyékoló hatása; átlagos intenzitása Magyarországon $\approx 32 \text{ nGy}/\text{h}$, amiből $380 \text{ mSv}/\text{év}$ lakossági sugárterhelés becsülhető (kb. megegyezik a világtátlaggal).

Mesterséges eredetű sugárterhelés

A természeteshez képest a mesterséges (ember által létrehozott) eredetű sugárterhelések lényegesen kisebb súlyt képviselnek a lakosság sugárterhelésében, bár ez térben és időben változhat (utóbbi extrém esetei Hiroshima, Csernobil, Fukushima – hogy csak a legismertebb példákat soroljuk). A mesterséges eredetű sugárterhelés meghatározó súlyú forrása az orvosi alkalmazásoktól ered, de ennek eloszlása a népesség egyes tagjai között igen szélsőséges lehet (pl. az adott évben orvosnál nem jártaktól egészen a sugárterápiás kezelésben részesített betegekig terjedhet a skála). Az orvosi eredetű sugárterhelés az alkalmazás céljától függően lehet diagnosztikai: röntgen-, CT-, PET- (pozitron emissziós tomográfia) vizsgálat, és terápiás célú alkalmazás – utóbbiak esetében akár igen jelentős „sugáradagokkal”. A röntgenvizsgálatok „szokásos” dózisa $0,01\text{--}0,1 \text{ mSv}/\text{expozíció}$, a CT és PET vizsgálatok nagyságrendje néhány mSv.

Az orvosi sugárterheléseken kívül még a mesterséges sugárterhelésekhez soroljuk az atomerőművek radioaktív kibocsátásaiból (^3H , ^{14}C , nemesgázok), ipari izotópkalkalmazásoktól származó, valamint az egykori nukleáris bombakísérletek és nukleáris katasztrófák által előidézett radioaktív kihullások „maradványaként” a környezetben még ma is meglévő sugárhatást, bár ezek (itt és ma) összességükben igen csekély sugárdózist jelentenek ($<0,1 \text{ mSv}/\text{év}$ nagyságrend). Utóbbinak Magyarországon a legfontosabb összetevője a talaj legfelső néhány cm-es rétegében szinte mindenütt jelen lévő radiocézium (^{137}Cs , $T_{1/2} \approx 30$ év) izotóp gamma-sugárzása. Összességében a mesterséges eredetű sugárterhelések népességi átlaga a néhány tized mSv/év nagyságrendben adható meg.

Mesterséges beavatkozás által megnövelt természetes eredetű sugárzás

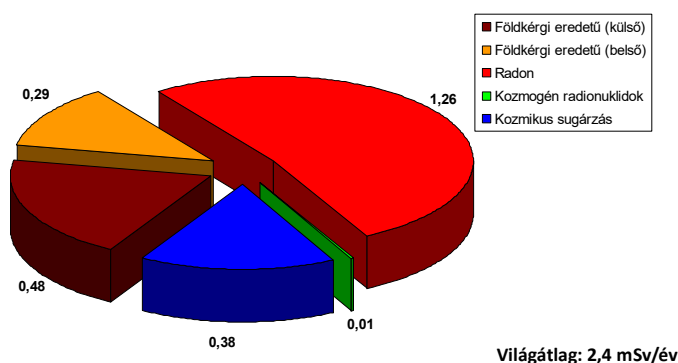
A természetes–mesterséges skálán egy átmeneti helyet foglalnak el az ún. mesterséges beavatkozás által megnövelt, de – forrását tekintve – természetes eredetű sugárzások, illetve ezek dózishatása. Ezeknek forrását a nemzetközi szakirodalom TENORM („*technologically enhanced naturally occurring radioactive material*”) -nak nevezi, ezek lényegében természetes (földkérgi) anyagok emberi tevékenység következtében kialakult feldúsulásai. A TENORM tipikus példái a bányászati tevékenység (pl. urán, foszfát, bauxit, színesfém stb.) és ércfeldolgozás környezetben elhelyezett maradékai (meddőhányók, zagytarozók), vagy a fosszilis energiatermelés – elsősorban széntüzelésű erőművek – maradékának tárolói (salak- és pernyelerakók). E tekintetben a hazai szénfeleségek közül az eocén (Tatabánya, Ajka) barnaszenet és a pécsi feketeszenet kell megemlíteni, előbbi főleg U-os, utóbbi vegyesen U és Th-os karakterű radioaktív dúsulással jellemezhető, de pl. a borsodi szén inaktív. Hasonlóképpen, ide sorolható pl. a hálózati víz vagy földgáz esetlegesen megemelkedett

radontartalma, vagy egyes építőanyagok anomális radioelem (Ra, Th, K) tartalma (utóbbival kapcsolatban a 112/1999 EU irányelv a szabályozás mértékadó forrása). Egy kissé kiterjesztve a TENORM fogalmát (nemcsak anyagokat, de olyan szituációkat is ide sorolva, ami megnöveli a természetes sugárzások hatását) az interkontinentális repülőutakon kapott nagyobb sugárterhelést is ide sorolhatjuk (amelyek tipikus repülési magassága 11 km, ahol már a légkör tömegének kb. 90 %-a „alattunk van”, emiatt csak kevéssé fejti a kozmikus sugárzást elnyelő hatását).

A TENORM hatásokból összeadódó lakossági sugárterhelés tipikus nagyságrendje hazánkban a közel 0-tól a néhány tized mSv/évig terjedő tartományban becsülhető, azonban előfordulhatnak extrém példák: pl. radioaktív szénsalak szigetelőanyagként való felhasználása elsősorban családi házakban, ami igen jelentős mértékben (akár a szokásos „háttér” érték többszörösére) megnövelheti a beltéri gamma-sugárzás, és emanációja (radon gáz kibocsátása) révén a ^{222}Rn koncentráció értékét, következésképpen a tőlük származó lakossági sugárterhelést.

Összességében, a magyar lakosság természetes eredetű sugárterhelését az OSSKI (Országos „Frédéric Joilot Curie” Sugáregészségügyi és Sugárbiológiai Kutató Intézet) reprezentatív felmérése alapján 2,4 mSv/évben adhatjuk meg, ami kb. megegyezik a világszáttal. Ha ehhez hozzávesszük a mesterséges (főként orvosi eredetű) sugárterheléseket, a lakossági átlagra 3,1 mSv/év a hivatalosan elfogadott érték. Ez azonban – a fentiekben részletezett körülmények miatt – jelentős szóródást mutat. A természetes eredetű sugárterhelés megoszlását illusztrálja a 2. ábra. Megállapíthatjuk, hogy radon és bomlástermékeinek belélegzéséből származó dózis az összes sugárterhelés meghatározó (50 % feletti és időben növekvő súlyú) összetevője. A növekedés oka az épületek szigetelésének, nyílászáróinak fejlődése (kevésbé szellőzik ki a radon). A radontól eredő dózisösszetevő egyébként szintén földkérgi eredetű belső sugárterhelés, csak domináns szerepe miatt különítettük el a többitől, amely utóbbiaknak viszont a csontokban lévő ^{40}K sugárzása adja a meghatározó részét.

A természetes eredetű sugárterhelés megoszlása (mSv/év)



2. ábra: a természetes eredetű sugárterhelés összetevői

8. AZ IONIZÁLÓ SUGÁRZÁSOK DETEKTÁLÁSÁNAK, MÉRÉSÉNEK MÓDSZEREI

Az ionizáló sugárzások detektálása azon alapelveken működik, hogy a radioaktív sugárzás energiájának egy része vagy egésze a detektor anyagában átalakul más formává. Ennek az energiaátalakításnak az eredménye detektortípustól függ, a sugárzás és az anyag kölcsönhatásának eredménye alapján bekövetkezhet:

- elektromos impulzusváltozás
- fényemisszió
- kémiai reakció
- szerkezetváltozás

A detektor és a sugárzás kölcsönhatása leggyakrabban ionizációt eredményez, az ionizáció következménye lehet például az anyag elektromos tulajdonságainak megváltozása, gerjesztett atomok, molekulák létrehozása, az anyag kémiai átalakulása, felmelegedése. A kölcsönhatások másik fontos formája a magreakció, melynek eredménye gyakran radioaktív mag. A magreakciót kiváltó sugárzás érzékelése történhet a reakcióban keletkezett prompt sugárzás mérésével, vagy a keletkezett radioaktív izotóp sugárzásának kimutatásával.

A detektálással meghatározható a sugárzás fajtája, forrásának intenzitása, fluxusa, energiája, intenzitásának időbeni csökkenése, stb. Alkalmazásuk célja alapján megkülönböztetünk intenzitásmérésre, energiaanalízisre ill. dózismérésre alkalmazható mérőműszereket.

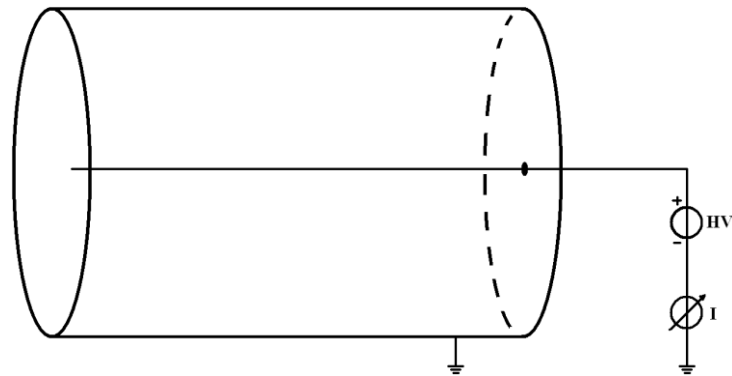
A sugárzások detektálása lehet azonnali (prompt), illetve gyűjtőrendszerű (integrális). Előbbiek esetében a jel a sugárzás és a detektoranyag kölcsönhatását követően azonnal jelentkezik, míg utóbbi esetében meghatározott ideig tartó információgyűjtést követően, megfelelő előhívási módszerrel kapunk értékelhető adatokat.

A mérőrendszer két fő részből áll, ezek a detektor és a jelfeldolgozó egység. A sugárzás a detektorba lépve a sugárzásra és a detektorra jellemző jelet hoz létre, ami kilépő jelet vagy jelsorozatot a jelfeldolgozó rendszer alakítja értékelhető információvá.

Napjainkban a detektorok legnagyobb része elektromos kölcsönhatáson alapszik, azaz az információ elektromos impulzusok formájában nyerhető: a forrásból érkező részecske a detektor anyagában elnyelődik és a detektorhoz kapcsolódó elektronika ezt az energiát – egy vagy több lépésben - jól kezelhető elektromos jellé transzformálja.

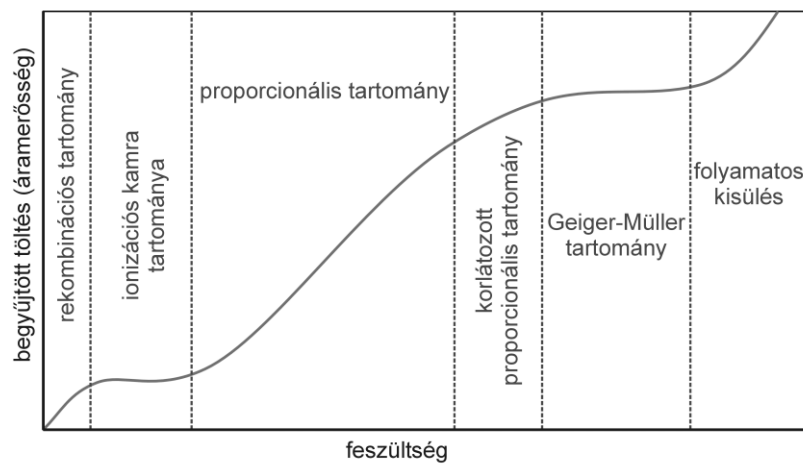
Gáztöltésű detektorok

A gáztöltésű detektorok olyan elektromos eszközök, melyek működése a sugárzás és a detektortérben levő gázatomok közvetlen ütközésén alapul. Ezek olyan gáztöltésű kondenzátorok, melyekben az elektródokra növekvő feszültséget adva az ionizációs folyamatokban létrejövő ionok és elektronok a nekik megfelelő elektróda felé gyorsulnak. A leggyakoribb a hengeres kialakítás, ebben az esetben a fém henger a katód, a közepén lévő vékony drót, az anódszál.



Gáztöltésű detektorok kialakítása

A detektor kimenetén észlelhető elektromos jel nagysága a mért sugárzás energiáján és típusán kívül függ az alkalmazott térerősségtől is. A gáztöltésű detektorok karakterisztikája egymástól – élesen nem elhatárolható – tartományokra osztható.



Gáztöltésű detektorok karakterisztikája

Rekombinációs tartomány:

A rekombinációs tartományban az alkalmazott feszültség még nem elegendő a keletkező ionpárok összegyűjtésére, a keletkezett ion-elektron párok egy idő után rekombinálnak.

Telítési tartomány:

Ahogy növeljük a feszültséget, úgy csökken a rekombináció valószínűsége és egyre több töltéshordozó éri el az elektródokat, majd elérünk egy tartományt, amelyen belül az áramerősség független a feszültségtől. Ebben a tartományban működnek az *ionizációs kamrák*.

Ebben az esetben az elsődleges ionizációs folyamatokban keletkezett töltéshordozók mind eljutnak a megfelelő elektródokra, ionsokszorozás, számottevő rekombináció nem lép fel. Az a feszültség, amelynél az áram a telítési értéket eléri, a telítési feszültség, mely nagyobb intenzitású sugárzás esetén nagyobb érték. Levegőben normál állapotban 100 V/cm térerősség szükséges a telítés eléréséhez, igen tiszta gázokban sokkal kisebb térerősség is elegendő, pl. tisztított argonban 7 bar nyomáson mindössze 70 V/cm. A telítési görbe alakja már kis szennyezés esetében is módosul az elektronmegkötés miatt.

Az ionizációs kamra működése egyszerű, megfelelő kialakításban minden típusú ionizáló sugárzás mérésére alkalmazható, méretük, kialakításuk az adott mérési feladatnak megfelelően kerül megválasztásra. Egyszerű, stabil, olcsó detektorok, azonban hátrányuk, hogy a kis kimeneti áram miatt bonyolult jelfeldolgozó elektronikus egység szükséges. Használhatók integrál vagy impulzus üzemmódban is. Integrál üzemű ionizációs kamrák esetében a sugárzás okozta ionizáció és az elektródok között létesített feszültségkülönbség hatására létrejött áramot mérjük, az impulzusüzemű kamrák esetén az egyes részecskék által kiváltott elektromos impulzusokat külön-külön detektáljuk.

Proporcionális tartomány:

A feszültség további növelésével az ionizáció során keletkezett elektronok felgyorsulva elegendő energiát szereznek ahhoz, hogy további gázmolekulákat ionizáljanak (szekunder ionizáció), így az áram nő a feszültséggel. Ebben a tartományban a megsokszorozott ionpárok száma egyenesen arányos a primer ionizációban létrehozott ionpárok számával. Az ebben a tartományban működő detektorokat *proporcionális számlálóknak* nevezzük.

Szemiporcionális tartomány:

Ha a feszültséget tovább növeljük, elérjük az ún. korlátozott v. szemiporcionális tartományt, mely tartományban már nincs egyenes arányosság a primer és szekunder ionpárok száma között, éppen ezért detektorokat ebben a tartományban nem működtetnek.

GM tartomány:

A feszültség növelésével elérünk a GM tartományba, ahol az áramerősség már csak kismértékben függ a feszültségtől. A GM tartományban az elektronok energiája elegendő ahhoz, hogy a lokális töltéslavinák helyett az anódszál teljes hosszában kisülés alakuljon ki. Ebben a tartományban működnek a *Geiger-Müller detektorok*.

Ezekben a detektorokban az anódszál teljes hossza mentén történő kisülésben nagyjából mindig azonos számú lavina jön létre, függetlenül a primer ionizációban keletkezett töltéshordozók számától, így a GM-csővek energiaszelektív mérésre nem alkalmasak, velük csak intenzitás mérhető. Hátrányukként jelentkezik még nagy holtidejük, mely azt az időtartamot jelenti, ami az impulzus megindulása és a működési feszültség elérése között eltelik. Ez idő alatt a detektorba érkező részecskét az eszköz nem jelzi. A Geiger-kisülés esetében a gázerősítés 10^6 - 10^7 értékű, néhány μ s alatt lejátszódó folyamat, ami rövidebb, mint az egyes kisülésekből a teljes impulzus kialakításához szükséges. A folyamat kaszkádjellegű: az ionlavina mellett gerjesztett atomok is keletkeznek, melyek fotonkibocsátással stabilizálódnak; a fotonok a katód anyagából és a gázatomok ionizálása következtében fotoelektronokat váltanak ki, amelyek újabb ionlavinát hoznak létre és a folyamat önfenntartóvá válik. A kisülés kioltása vagy külső elektronikus kioltókörök felhasználásával, vagy kioltógázok (pl. etil-alkohol, éter, aceton, nemesgázok) alkalmazásával történik. Mivel a kimenő impulzus amplitúdója nagy, a csőhöz csatlakozó elektronikus eszközök egyszerűek, gyakran erősítő sem szükséges. A GM-csővek a legelterjedtebb gáztöltésű detektorok egyszerűségük és olcsóságuk miatt.

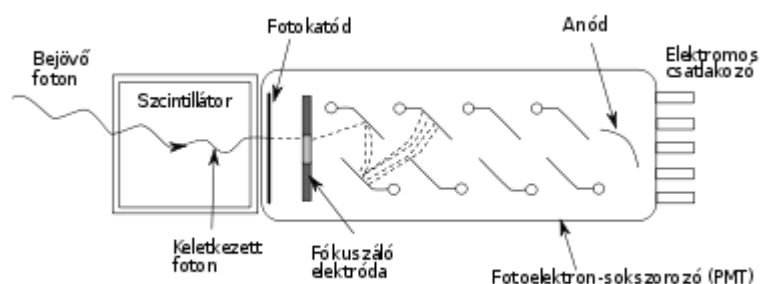
Kisülési tartomány:

A feszültség további emelésével sugárzás nélkül is folytonos kisülés alakul ki a csőben, így a detektor tönkremegy.

Szcintillációs detektorok

Egyes anyagokban sugárzás hatására fényfelvillanás (szcintilláció) keletkezik, vagyis a sugárzás energiája 350-600 nm hullámhosszúságú fotonokat vált ki. A szcintillációs detektorokat már a radioaktivitás felfedezése után nem sokkal kezdték el alkalmazni, az alfa-sugárzással kapcsolatos kísérleteit Rutherford a felvillanások megszámlálásával végezte, kísérleteihez ZnS kristályt alkalmazott, a felvillanásokat mikroszkóppal figyelte (1903). Alfa-részecskék számlálására terjedt el a módszer, azonban a többi sugárzástípus detektálására nem volt alkalmas. A fotoelektronsokszorozó kifejlesztése (1940, Bay Zoltán) jelentette az áttörést, mellyel érzékelhető elektromos jelet állítottak elő. 1948-ban (Dreyfus, Blau, Hofstadter) növesztették az első NaI(Tl) egykristályt, kimutatták, hogy a kristályból a kilépő fényfelvillanások intenzitása egyenesen arányos a kristálynak átadott energiával. Mára a szcintillációs technika a nukleáris mérések fontos eszközévé vált.

A szcintillációs detektorok alapvetően két részből állnak: a szcintillátorból és a fotoelektronsokszorozóból.



Szcintillációs detektor felépítése

A radioaktív sugárzás fényfelvillanássá történő átalakítás a szcintillátorkristályban megy végbe. A szcintillátoranyagba behatoló sugárzás energiáját részben vagy egészben leadja, gerjeszti azt. A szcintillátor gerjesztett atomjai a részecske által leadott energiával arányos mennyiségű fotonot emittálnak. A detektor az így felszabaduló fotonokra áttetsző. A keltett fotonok száma függ a fluoreszcenciafény hullámhosszától. A detektorba bejutó részecske vagy foton energiáját többszöri ütközéssel, több lépésben adja le, így a fotonok száma időben változó lesz, csak egy bizonyos hányaduk jut el a fotoelektronsokszorozó katódjához (abszorpció, reflexiók és kilépési veszteségek), ezt fénytávíteli számnak nevezzük. A fotokatódhoz érkező fotonok fotoelektront hoznak létre, ennek határfoka függ fotokatód anyagától (kvantumhatásfok). A fotokatód anyagából kilépő fotoelektronokat elektronoptikai eszközökkel az első dinódára irányítják. Az egyes dinódák között feszültségkülönbség van, ezért az elektronok egyre felgyorsulva egyre több elektront szakítanak le (szekunder emissziós effektus). A sokszorozás mértéke függ az alkalmazott feszültségtől, a dinódák számától és anyagától. A fotoelektronsokszorozóban keletkezett válaszjelek nagysága egyenesen arányos a detektorban elnyelt sugárzási energiával, így ez a detektorrendszer energiaszelektív. A szcintillációs kristályok igen nagy térfogatban is készíthetők, ezáltal a detektor határfoka növelhető, ezért kis aktivitások mérésére (pl. az emberi test radioaktivitásának meghatározására) is használhatók.

A nukleáris mérések során az egyes sugárzástípusokhoz más-más szcintillációs detektort alkalmazunk, főbb típusok a következők:

- szervesetlen szcintillátorok:

Az alkalmazott szervesetlen szcintillátorok főleg alkáli-halogenidek, melyek aktivátorként kis mennyiségű adalékanyagot tartalmaznak. A tiszta kristály egy

elektronokkal telített kötési sávval és egy elektronmentes vezetési sávval rendelkezik, a két sávot tiltott energiasáv választja el egymástól. Az adalékanyagok révén a tiltott rétegben elkülönített pontokban megengedett energiaszinteket hozhatunk létre. A másodlagos elektronok által közvetített energia az elektronokat a vezetési sáv szintjére emeli, ezáltal gerjesztett állapot alakul ki. A gerjesztett állapot megszűnik, ha az elektron visszajut a kötési sávba és közben egy foton emittálódik. Erre a fotonra nézve a kristály nem áteresztő. Amennyiben a gerjesztett elektron vándorol a vezető rétegben és elér egy adalékanyag (aktivátor) által keltett hibahelyhez, energiaszintje a hibahely megengedett energiaszintjére esik, innen jut vissza alapállapotba foton kibocsátásával. Erre a fotonra már áteresztő a kristály. Amennyiben a gerjesztési energiát az elektron rácsrezgéssel kapcsolatos folyamatban adja le, ez veszteséggé jelentkezik.

α -sugárzás mérésére alkalmazható a ZnS(ag)(Cu) szcintillátor, legelterjedtebb detektorok a NaI(Tl) szcintillációs detektorok, azonban a kristály higroszkópius jellege miatt szükséges a tokozás (légmentes lezárás), így ezek γ -sugárzás mérésére lesznek alkalmasak. A CsI(Tl) egykristály a NaI(Tl) kristályhoz hasonló tulajdonságokkal bír, de nem higroszkópos, így megfelelő kialakításban alkalmazható α -, β -, γ -, röntgensugárzás detektálására is. Napjainkban egyre elterjedtebbek a BGO ($\text{Bi}_4\text{Ge}_3\text{O}_{12}$) szcintillációs detektorok, melyek előnye a nagy sűrűség, ami γ -sugárzás mérésére igen alkalmassá teszi.

- szerves szcintillátorok

A szerves szcintillátorok lehetnek kristály, plasztik, folyadék vagy gáz formájában.

A kristályok aromás szénhidrogén molekulákból állnak. A fény keletkezése molekulaátmenetek eredménye. Mivel a molekulák lazán kötöttek, nem befolyásolják jelentősen a szomszédos molekulák energianívó szerkezetét. Utánvilágítási idejük rövidebb, mint a szervetlen szcintillátorok esetében. Leggyakrabban antracént és stilbént alkalmaznak.

A folyadékszscintillátorok olyan szerves molekulák, melyek szcintillátorok szerves oldószerrel képzett oldatai, ún. szcintillációs koktélok. Az oldószerben (pl. benzol, toluol, fenil-ciklohexan) egy vagy többfajta szerves anyag (pl. antracén, terfenil) van feloldva. A radioaktív sugárzás az oldószer molekuláit gerjeszti, ezek egy része ultraibolya-fotonok kibocsátásával stabilizálódik, majd az oldott anyag molekulái ezeket a fotonokat abszorbeálják és hosszabb hullámhosszon emittálják (kék fény). Az oldószerből közvetlenül is mehet a gerjesztési energia a fotonok oldott molekulához és molekuláról molekulára adódik át az oldott anyagban és következik be a szcintilláció.

Plasztikszcintillátorok szerves szcintillátor (pl. p-terfenil, POPOP) feloldva polimerizált oldószerben (pl. polisztirén, polivinil-toluol). Tetszőleges alakban és méretben elkészíthetőek.

Félvezető detektorok

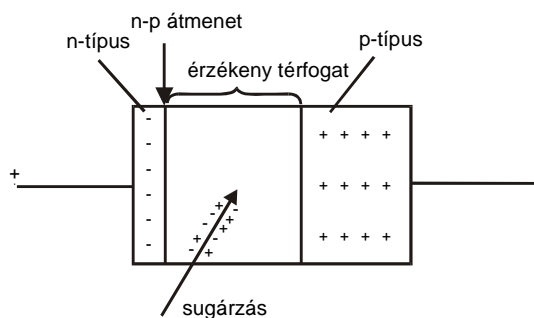
A félvezető detektorok szilárd ionizációs kamrának tekinthető nagyméretű félvezető diódák, működésük a gáztöltésű detektorokéhoz hasonlít, azonban ebben az ionizáció szilárd kristályban történik és elektron-„lyuk” töltéshordozó párok keletkeznek.

Működési elve a következő: Alacsony hőmérsékleten a félvezető kristályokban az elektronok gyakorlatilag nem mozdulnak el a helyükről még téreerő hatására sem. A hőmérséklet emelkedésével vagy sugárzás hatására azonban áram folyhat át rajtuk. Az ún. kiürített rétegből az elektronok a pozitív, a „lyukak” pedig a negatív elektróda felé vándorolnak. A létrejövő töltéshordozók mennyisége egyenesen arányos a részecske energiájával. A félvezető detektorok előnye a jó energiafelbontás, a széles tartományban való

lineáris válaszfüggvény, rövid véálaszidő, hátránya pedig, hogy neutronsugárzásra érzékeny, károsodik, előállítása bonyolult, drága, üzemeltetésük alacsony hőmérsékletet igényel (Ge, -180 °C).

Legelterjedtebb félvezető anyagok a szilícium és a germánium.

Nagytisztaságú félvezető anyagok esetében a félvezető tömb két egymással szemben fekvő lapjára elektródokat kapcsolhatunk. Tiszta félvezető anyag csak elméletileg létezik, a kristályok mindig tartalmaznak szennyezéseket, ezért technológiai okokból mesterségesen bevitt szennyeződésekkel változtatják a kristály szerkezetét, kompenzálva ezzel a nemkívánatos szennyeződések (dopolás). Az öt vegyértékelektront tartalmazó szennyezők az ún. donorok (pl. foszfor, arzén, antimon), a három vegyértékű szennyezőket (pl. alumínium, bór, gallium) pedig akceptoroknak nevezzük. A donorszennyeződéssel rendelkező kristályokat a többletelektron töltése alapján n-típusú, az akceptor szennyeződések tartalmazó kristályokat pedig p-típusú félvezetőknek nevezzük. Ha két ellentétes típusú félvezető anyagot hozunk egymással érintkezésbe, az érintkezési felületen az elektronok és „lyukak” elmozdulása következik be (diffúzió). A kialakult réteget nevezzük kiürítési tartománynak, mely tartomány záróirányú elektromos feszültség hatására szélesíthető.



Félvezető detektor működési elve

Termolumineszcens detektorok

Dózismérésre számos eszköz alkalmas, mely nem azonnal szolgáltat mérési információt, így hosszabb időtartam alatti integrális mérést tesznek lehetővé. Ezeknél az eszközöknél a sugárzás hatására a detektor anyagában jön létre olyan változás, amely hosszú ideig megmarad és egy külön kiértékelési eljárással nyerhetjük ki. Ebben a fejezet részben a hatósági személyi dozimetriában is alkalmazott TLD doziméterek működési elvével foglalkozunk.

A termolumineszcencia szilárdtest fizikai jelenség, melynek során sugárzás hatására az elektronok alapállapotukhoz képest magasabb energiaszintre kerülnek, ahol a szabályos rács elrendezésben található hibahelyeknek köszönhetően tartósan ott is maradnak, ez az ún. metastabil állapot. Ha a besugárzott kristályt hőhatásnak tesszük ki, a metastabil centrumokban levő elektronok visszatérnek alapállapotukba fénykvantum kibocsátása mellett (lumineszcencia). A kibocsátott fény mennyisége arányos a rendellenes helyre befogott elektronok mennyiségével, azaz lényegében az elnyelt dózissal.

A termolumineszcens doziméterek érzékenysége az alkalmazott anyagi összetételtől függ, általában 0,2 mSv– 2 Sv tartományban, ami kiterjeszhető 100 Sv-ig is. Leggyakrabban használt TLD anyagok a LiF, CaF₂, Al₂O₃ önmagukban, vagy aktivátor adalékokkal együtt.

Szilárdtest nyomdetektorok

A nehéz ionizáló részecskék (pl. hasadványtermékek, α -sugárzás) arra alkalmas szilárd anyagokban többé-kevésbé jól definiált „nyomokat” hagynak, mely megfelelő maróanyagok alkalmazásával láthatóvá válnak és valamilyen optikai módszerrel kiértékelhetők. A szilárdtest nyomdetektorok hosszabb idejű, integrális mérésre alkalmas detektorok, melyek kiértékelése utólagosan történik meg. Alkalmazhatók dozimetriai célokra is: a felületegységen észlelhető nyomok száma és a sugárzás intenzitása közötti összefüggés felhasználásával. A detektor általában valamilyen műanyag (pl. polikarbonát, nitrocellulóz), de alkalmazható kristály vagy üveg is.

9. A SUGÁRZÁSI TÉR, A BESUGÁRZÁSI ÚTVONALAK ÉS A DÓZISOK BECSLÉSÉNEK MÓDSZEREI

A sugárzási tér

Valamely sugárzási tér leírható a részecskék számával, az energia- és irány szerinti, valamint a térbeli és idő szerinti eloszlásával. A sugárzási tér jellemzésére szolgáló skalár mennyiségek (részecske fluens, kerma) dozimetriai alkalmazásokban, irány- és energiaeloszlásának jellemzésére definiált differenciális és vektormennyiségeket a sugárzások transzportjának számítására szolgáló alkalmazásokban (pl. árnyékolás méretezése) használják.

A részecske fluens értéke a sugárzási tér adott pontjában és időben meghatározott érték, aminek nincs statisztikus ingadozása.

$$\Phi = \frac{dN}{dA}$$

ahol

Φ : részecske fluens [m^{-2}]

N: adott sugárzási tér meghatározott pontjában az e pont körüli megfelelően kis gömb felületén belépő részecskék száma [db]

A: gömb keresztmetszetének felülete [m^2]

Az időegységre vonatkoztatott részecske fluenst fluensjeljesítménynek nevezzük, mértékegysége a $m^{-2}s^{-1}$.

A Kerma (Kinetik Energy Released per unit MAss), más néven közölt dózis a sugárzás közvetlenül vagy közvetve ionizációhoz vezető elnyelése során energiát átvett részecskéknek juttatott összes kinetikus energia, egysége Jkg^{-1} , Gy.

$$K = \frac{dE_{tr}}{dm}$$

ahol:

dE_{tr} : a közvetetten ionizáló részecskék által keltett valamennyi töltött ionizáló részecske kezdeti kinetikus energiájának összege [J]

dm: anyag tömege [kg]

A kerma a testszövet elemi összetételének és az adott, közvetetten ionizáló részecskék energiájának és energiaátadási tényezőjének ismeretében számítható. Foton esetében a sugárzási tér jellemzésére a levegő kerma (K_a) használata elterjedt, mivel a levegő elemi összetételéből és az energiaátadási tényező ismert fotonenergia összefüggéséből számítható és jól mérhető.

Besugárzási útvonalak, dózisbecslés

Az embert érő sugárterhelés lehet külső, vagy belső sugárterhelés. Külső sugárforrásnak tekinthető minden olyan sugárforrás, mely az emberi testen kívül helyezkedik el és az adott személyben sugárterhelést okoz, belső sugárterhelésről pedig akkor van szó,

amikor a radioaktív anyag bekerül az emberi szervezetbe. Ez utóbbi történhet beléggzéssel lenyeléssel, vagy bőrön keresztüli felszívódással.

A közvetlen dózismérés sok esetben nem megoldható, így igen fontos azon számítások elvégzése, melyekkel az adott környezeti paraméterek mellett meghatározható mind az egyén, mind pedig a lakosságot ért sugárterhelés mértéke. Külső sugárterhelést rendszerint a levegőben mért dózisértékből határozhatjuk meg. Ha egy sugárzási térben ismerjük annak fluensét, akkor ebből megfelelő dóziskonverziós tényező segítségével becsülhetjük a dózist. Fotonok esetében rendszerint a levegőben abszorbeált (elnyelt) dózist számítjuk kis a forrás adatai alapján, majd ebből a sugárzás energiája és energiaeloszlása alapján további dózismennyiségeket határozhatunk meg. Az elnyelt dózisteljesítmény a foton sugárzás elnyelését meghatározó tömegabszorpciós együttható ismeretében a következőképpen írható fel:

$$\dot{D} = \Phi_E \frac{\mu}{\rho}$$

ahol

Φ_E : a sugárzásra jellemző energia fluxus

μ/ρ : tömegabszorpciós együttható (értéke energiafüggő)

Az energiafluxus a teret létrehozó forrás aktivitásának ismeretében – ha gömbszimmetrikus teret tételezünk fel - a következőképpen írható fel:

$$\Phi_E = \frac{A f_R E_R}{4r^2 \pi}$$

ahol

Φ_E : a sugárzásra jellemző energia fluxus

A: a dózisteret létrehozó forrás aktivitása [Bq]

E_R : a bomlás során kibocsátott foton kinetikus energiája [keV/részecske]

f_R : a bomlás során kibocsátott foton bomlási gyakorisága [részecske/bomlás]

r: a mérési pont távolsága a sugárforrástól

Ismert sugárzási tér esetében a sugárzási energia függvényében változó, de ismert értékű anyagi jellemzők konstansként összevonhatók (ún. dózistényező) és a dózisteljesítmény a következő egyszerűsítéssel írható fel:

$$\dot{D} = K_\gamma \frac{A}{r^2}$$

A fenti egyenlet pontszerű sugárforrások esetében alkalmazható. pontszerűnek akkor tekintjük az adott sugárforrást, ha a forrás geometriai középpontjához viszonyítva annak bármely pontja és a vizsgált dózispont közötti távolság aránya nem haladja meg a ± 1 %-ot, ez mintegy 2 %-os számítási hibát okoz a dózisteljesítmény becslésekor. Egy rúd vagy tárcsa formájú sugárforrás helyzetétől függően lehet pontszerű vagy kiterjedt is.

A különböző dózistényezők értéke tehát függ az elnyelő közeg anyagi minőségétől és a sugárzás minőségétől, az értékek táblázatból kiolvashatók.

Többkomponensű sugárzási tér esetén a dózistényező értéke is összetettebb, az alábbi módon írható fel:

$$K_\gamma = \frac{\sum_i f_i E_i \left(\frac{\mu}{\rho}\right)_i}{4\pi}$$

Abban az esetben, ha a sugárforrás és a vizsgálati pont között sugárzást elnyelő közeg található a pontszerű sugárforrás dózisteljesítménye a következőképpen számolandó:

$$\dot{D} = K_{\gamma} \frac{AB(\mu, x)}{4\pi r^2} e^{-\mu x}$$

ahol

A: a sugárforrás aktivitása [Bq]

K_{γ} : a sugárforrás γ -dózisállandója [$\mu\text{Gym}^2\text{h}^{-1}\text{Bq}^{-1}$]

μ : teljes lineáris gyengítési tényező [cm^2g^{-1}]

B: felhalmozási tényező („Build up” faktor)

x: sugárzást elnyelő közeg vastagsága [gcm^{-2}]

a sugárforrás és a vizsgálati pont közötti távolság [m]

Neutronok esetében szükség van a neutronra vonatkozó sugárzási súlytényező ismeretére is, ami függ a neutron energiájától és 1-nél lényegesen nagyobb érték. Neutrodózis alatt általában környezeti vagy személyi dózisegyenértéket értünk.

A levegőben mért dózisérték esetén számos módosító tényező hatását figyelembe kell venni, ilyen például az emberi test árnyékoló hatása, építőipari alapanyagokból eredő sugárterhelés becslésekor a szabadban való tartózkodás aránya, a környezet árnyékoló hatása, stb. A környezeti elemek aktivitáskoncentrációjából a sugárterhelés egyes összetevői tehát általánosságban a következő módon adhatók meg:

$$E_{j,p} = \int K_{j,p} c_{j,p} dU_p$$

ahol

$E_{j,p}$: a j. radioizotóptól származó, p besugárzási útvonalhoz tartozó dózis

$K_{j,p}$: dóziskonverziós tényező (pl. belégzési, lenyelési, külső)

$c_{j,p}$: a j. radioizotóp aktivitáskoncentrációja a p besugárzási útvonalat meghatározó környezeti elemekben (pl. levegőben, tejben, talajban)

dU_p : meghatározott ideig tartó hasznosítás (pl. tartózkodás, fogyasztási időtartam)

Időben állandó viszonyok esetén becsülhető az adott forrásból eredő dózis, a számításokat minden mértékadó izotóp esetén el kell végezni, mivel a besugárzási útvonalak is változnak, egy-egy izotóp többféle útvonalon keresztül is kifejtheti hatását, így a teljes sugárterhelés az egyes izotópokra és a besugárzási útvonalak esetében kapott sugárterhelés szerint összegzése lesz.

A dózis kiszámítása

Az effektív dózis meghatározásánál számításba kell venni az összes mértékadó dózisösszetevőt, és ezek összegét kell venni. Az (1) összefüggés megadja a legfontosabb dózisösszetevőket, úgymint a külső sugárzásból, a belélegzett levegő radioaktivitásából (itt megkülönböztetjük a rövid- és hosszúéletű radioaktivitástól származó részt) és a lenyelt radioizotópokból adódó összetevőket. Általában a külső gamma-sugárzástól és a levegő rövid életű aktivitáskoncentrációjának (radon és bomlástermékei) belégzéséből adódó dózisösszetevőkkel mindig számolni kell, mert „normális” esetben (ha nincs sugárbaeset) ezek adják a sugárterhelésünk meghatározó hányadát. Hétköznapi esetekben (otthon, átlagos munkahelyen, pl. iroda, műhely stb.) a levegőben lévő porok és aeroszolok belégzéséből és a lenyelés útján a szervezetbe kerülő radionuklidok dózishatásától eltekinthetünk, mert ez utóbbiak értéke az első kettőhöz viszonyítva nagyságrenddel kisebb (tipikusan néhányszor 10

mSv/év). „Poros” környezetben (pl. bányászat, építkezés, felporzással járó talajműveletek stb.) azonban számításba kell vennünk a levegőben lévő por hosszú élettartamú radioaktivitását is, ami ilyenkor a dózis számottevő komponense lehet. A lenyelésből származó dózisösszetevővel csak ritka, baleseti helyzetekben kell számolni, és ezt – a dózishatás és a számítás bonyolultsága miatt – célszerű szakképzett specialistára bízni. Az elsőnek említett összetevők meghatározásához szükséges méréseket viszont egyszerű eszközökkel megvalósíthatjuk. Amennyiben pedig a járulékos- vagy többlet-dózis értékére vagyunk kíváncsiak, a mért sugárzási értékekből le kell vonnunk a mindenkori háttérsugárzásra jellemző értéket (a dóziskorlátok mindig a háttérsugárzáshoz hozzáadódó többletre vonatkoznak; a természetet nem korlátozzuk).

Külső gamma-sugárzás dózisa

A külső γ -sugárzástól eredő dózisösszetevőt a következő összefüggéssel számoljuk:

$$E_{\gamma} = D_{\gamma} \cdot K_{\gamma} \cdot T \quad (23)$$

ahol E_{γ} [nSv] a gamma-sugárzás effektív dózisa, D_{γ} [nGy/h] a levegőben elnyelt (fizikai) dózisteljesítmény (általában kézi műszerrel, radiométerrel mért érték), K_{γ} [Sv/Gy] a gamma-sugárzásra vonatkozó dóziskonverziós tényező, T [h] pedig az adott sugárzási térben eltöltött idő, az ún. tartózkodási idő. Vannak olyan korszerű mérőműszerek, amelyek már a környezeti dózisegyenértékre – $H^*(10)$ – vannak kalibrálva, ezek közvetlenül a biológiai dózisegységben adják a dózisteljesítményt (vagyis nem szükséges a fizikai \rightarrow biológiai dóziskonverzió). A leginkább elterjedt radiométerekkel a levegőben elnyelt gamma dózisteljesítmény mérése esetén az ICRP ajánlása szerint felnőttekre vonatkoztatva 0,7, gyermekekre 0,8, csecsemőkre 0,9 Sv/Gy dóziskonverzió alkalmazása ajánlott. Amennyiben a műszer besugárzási dózisa van kalibrálva, az ilyenkor szokásos, $\mu\text{R}/\text{h}$ -ban kijelzett értéket először át kell számolnunk elnyelt dózisa, a következő összefüggés alapján: $1 \mu\text{R}/\text{h} = 8,7 \text{ nGy}/\text{h}$. Éves dózisbecslésnél meg szoktuk különböztetni a kültéri és beltéri, illetve munkahelyi és otthoni tartózkodásban eltöltött időket, hiszen ezeken a helyeken a dózisteljesítmények is különbözhetnek. A szokásos időtartamok a munkahelyi tartózkodásra (munkaidő) 2000 óra, az otthon-tartózkodásra pedig a 7000 óra évente (mindkettő kissé felülbecsült érték). Az OSSKI reprezentatív felmérése szerint a gamma dózisteljesítmény magyarországi nyílttéri átlagértéke 86 nGy/h, az adott helyen mért értékek ettől a geológiai, talajtani stb. viszonyok függvényében eltérhetnek. A zárttéri (épületekben mért) dózisteljesítmény értékek ennél általában valamivel magasabbak, 100 nG/h körüli (inkább egy kissé felette) értékek a tipikusak, ami persze nagymértékben függ a felhasznált építőanyagok radionuklid tartalmától.

Radon és bomlástermékei belégzésének a dózisa

A természetes radioaktivitás összetevői között egyetlen gáznemű elem a radon, ami ráadásul nemesgáz. E tulajdonsága eredményezi rendkívüli mobilitását és okozza azt a tényt, hogy a háttérsugárzás dózisösszetevői közül miért éppen a radon és bomlástermékei okozzák a legnagyobb sugárterhelést. Hétköznapi esetekben a „radon” alatt a ^{238}U bomlási sorozatában található ^{222}Rn izotópot ($T_{1/2} = 3,8$ nap) értjük, a másik két radonizotóp: a ^{232}Th sorban a ^{220}Rn („toron”, $T_{1/2} = 55,6$ s) és a ^{235}U sorban a ^{219}Rn („aktinon”, $T_{1/2} = 4$ s) dozimetriai szerepe

alárendelt az igen rövid élettartamuk miatt. A természetes radon izotópok legfontosabb fizikai tulajdonságait az alábbi, 4. táblázatban foglaltuk össze:

4. táblázat: A radon természetes izotópjai

Név	Rövid név	Izotóp	Bomlási sor	Közvetlen szülőelem	Felezési idő	radioaktív bomlás
Radon	Rn	²²² Rn	²³⁸ U	²²⁶ Ra	3,824 nap	α
Toron	Tn	²²⁰ Rn	²³² Th	²²⁴ Ra	55,6 s	α
Aktinon	An	²¹⁹ Rn	²³⁵ U	²²³ Ra	4,0 s	α

A radontól származó sugárterhelés döntő hányadát nem maga a radon, hanem rövid élettartamú bomlástermékei okozzák, amelyek között a legnagyobb biológiai hatásosságú alfa-sugárzók is vannak. A bomlástermékek jelentős része hozzátapad a levegőben mindig meglévő aeroszol részecskékhez, amelyek belélegezve lerakódnak a tüdő falán, besugározva azt. Emiatt a radon a dohányzás után a legjelentősebb tüdőrákot okozó faktor. A radon rövidéletű bomlástermékeinek legfontosabb jellemzőit az alábbi, 5. táblázatban foglaltuk össze:

5. táblázat: A radon rövidéletű bomlástermékei

Radionuklid	Bomlás típusa	Felezési idő	α-rész energiája, MeV
²²² Rn (szülőelem)	Alfa	3,824 nap	5,49
²¹⁸ Po	Alfa	3,05 perc	6,00
²¹⁴ Pb	Béta	26,8 perc	–
²¹⁴ Bi	Béta	19,9 perc	–
²¹⁴ Po	Alfa	164 μs	7,69

A radon a levegőben leggyakrabban nincs radioaktív egyensúlyban a rövidéletű bomlástermékeivel. A bomlástermékek átlagos aktivitáskoncentrációjára az ICRP javasolta az ún. *egyensúlyi ekvivalens radonkoncentráció* (Rn_EEC) fogalmának bevezetését, ami definíció szerint az a (fiktív) radonkoncentráció, ami a rövidéletű bomlástermékekkel radioaktív egyensúlyban van. A bomlástermék-koncentráció és a szülőelem radon tényleges koncentrációját kifejező viszonyszám az egyensúlyi tényező: $f = Rn_EEC / Rn$. Az egyensúlyi tényező értéke legtöbbször 1-nél kisebb szám, a megfigyelések szerint zárt terekben (pl. szoba, iroda stb.) általában 0,4 körüli, nyílttéren 0,2-höz közeli érték. Az egzakt dózisszámításhoz a Rn_EEC értékére – mint a dózis meghatározó részének okozójára – van szükség, azonban ez nem mindig áll rendelkezésre (általában megfelelő mérőeszköz hiányában), ugyanis a radonkoncentráció mérésére viszonylag egyszerű eszközök vannak, a bomlástermékek mérése ehhez képest összetettebb, bonyolultabb mérési feladat. Ilyenkor a radonkoncentráció és az egyensúlyi tényező szorzataként számoljuk ki a Rn_EEC közelítő értékét.

A levegőbeli radonkoncentráció tipikus (háttér) értéke nyílt téren („outdoor”) általában „egyszámjegyű” Bq/m³-ben kifejezve: 4–10 Bq/m³. Zárt terekben – a szellőzés, felhígulás lehetőségének korlátai miatt – rendszerint a kültérihez viszonyítva jóval nagyobb értékre feldúsul; az OSSKI legutóbbi reprezentatív felmérése szerint a magyarországi zárttéri („indoor”) radonkoncentráció átlagos értéke 128 Bq/m³. Gáznemű révén a koncentrációja szélsőséges módon ingadozhat a mindenkori légköri, meteorológiai körülmények (és egyebek, pl. szellőztetés) függvényében, ezért elvárás, hogy dózisszámításokhoz viszonylag hosszabb időszak (optimális esetben egy teljes év) átlagos értékét vegyük figyelembe, ún. integrális (átlagoló) méréssel. Az átlagos radonkoncentráció integrális mérésének optimális (egyszerű,

viszonylag olcsó) eszközei a nukleáris maratottonyom-detektorok („solid state nuclear track detector”, SSNTD).

A radon és bomlástermékei belégzéséből eredő effektív dózisösszetevőt az alábbi összefüggéssel számoljuk:

$$E_{Rn} = Rn_EEC \cdot K_{Rn} \cdot T = C_{Rn} \cdot f \cdot K_{Rn} \cdot T \quad (24)$$

ahol E_{Rn} a radontermék belégzésének effektív dózisa [nSv], Rn_EEC az egyensúlyi ekvivalens radonkoncentráció [Bq/m^3], K_{Rn} a radon bomlástermékekre vonatkozó dóziskonverziós tényező [nSv/h / Bq/m^3], T az adott légtérben töltött tartózkodási idő [h], C_{Rn} a levegő ^{222}Rn koncentrációja [Bq/m^3] és f a radon és bomlástermékei közötti egyensúlyi tényező. Az ICRP-65 kiadványban ajánlott dóziskonverziós tényezők fizikai dolgozókra (munkahelyi dózisbecslésnél): $1 Bq/m^3 \rightarrow 7,9 nSv/h$, lakossági dózisbecslésnél: $1 Bq/m^3 \rightarrow 6,4 nSv/h$. Az eltérést a munkavégzés közbeni és a nyugalmi állapot dózishatása között a légzés intenzitása, mélysége közötti különbség indokolja.

Levegő hosszú élettartamú radioaktivitás belégzésének dózisa

Általánosságban elmondható, hogy a levegő radioaktivitásának döntő hányadát a radon és bomlástermékei alkotják, ehhez képest a levegőben lévő porok és aeroszolok hosszú élettartamú radionuklidjainak aktivitáskoncentrációja nagyságrendekkel kisebb (ált. $0,1 mBq/m^3$ -es nagyságrend). Azonban a hosszú élettartam ($T_{1/2} > 1$ év) miatt a dózishatás mechanizmusa eltér a rövidéletű radontermékek belégzéséből származó dózishatástól. A „precíz” számoláshoz ismernünk kellene a levegőben lévő összes, 1 évnél hosszabb felezési idejű radionuklid aktivitáskoncentrációját, aminek meghatározása szinte reménytelenül összetett mérés-technikai feladat. Ehelyett a gyakorlatban szokásos megoldás, hogy a levegő összes alfa-aktivitáskoncentrációját mérjük, és ebből határozzuk meg a dózis közelítő értékét (nyilván csak közelítő értékről lehet szó, mert ekkor nem ismerhetjük pontosan az egyes nuklidok egymáshoz viszonyított aktivitás-arányait; U-os, Th-os és vegyes karakterű összetétel és radioaktív egyensúlyi helyzet feltételezése a szokásos). A levett aeroszol minta aktivitásmérése előtt a mintát legalább 5 napig várakoztatni kell, hogy a rövid élettartamú összetevők teljes mértékben lebomoljanak. A dózis meghatározására, radionuklidonként és összességében, az alábbi összefüggés szolgál:

$$E_i = A_{C_i} \cdot K_i \cdot Q \cdot T, \quad E_{\text{össz}} = \sum_i E_i \quad (25)$$

ahol E_i az i radionuklid belégzésének effektív dózisa [mSv], A_{C_i} az i radionuklid levegőbeli aktivitáskoncentrációja [Bq/m^3], K_i az i radionuklid belégzési dóziskonverziós tényezője [mSv/Bq], Q a légzési teljesítmény [m^3/h], T az expozíció időtartama [h]. A belégzési dóziskonverziós tényezők értékét szakirodalomból (pl. IAEA BSS) vesszük. Találhatók szakirodalmi ajánlások egyes speciális típusú munkahelyi környezetekre az összes alfa aktivitás és a dózis összefüggésére, adott nuklidösszetételű por feltételezése mellett. Az IAEA ajánlásában pl. az uránbányák tipikus munkakörnyezetében, a ^{238}U sor 5 db hosszúéletű α -sugárzójával számolva, $1700 Bq$ összes alfa-radioaktivitás belégzésében adja meg a sugárterhelés felső korlátját, ami $20 mSv$ effektív dózisterhelést okoz. Ebből számítható az összes alfa-aktivitásra vonatkoztatott dóziskonverziós tényező: $20 mSv / 1700 Bq = 11,8 \mu Sv/Bq$; az egykori MÉV uránbányászainak radioaktív por belégzéséből adódó dózisösszetevőjét ezzel a konverziós tényezővel számolták.

10. A SUGÁRVÉDELEM GYAKORLATA, NEMZETKÖZI SZERVEZETEK AJÁNLÁSAI, AZ UNIÓS ÉS A NEMZETI JOGSZABÁLYI KÖRNYEZET

Sugárveszélyes tevékenységek és beavatkozások

Azokat az emberi tevékenységeket, amelyek a háttérsugárzashoz képest megnövelik a sugárterhelést, vagy annak valószínűségét, „*sugárveszélyes tevékenységnek*” nevezzük. Azokat az emberi tevékenységeket, amelyeknek az a célja, hogy csökkentsék az adott sugárterhelést, vagy az olyan sugárterhelés elszívásának lehetőségét, amely nem egy ellenőrzött tevékenység része, „*beavatkozásnak*” nevezzük.

A sugárvédelmi szabályozás egyaránt vonatkozik az olyan tevékenységek beindítására, folytatására, amelyek sugárterheléssel járnak vagy járhatnak, és amelyeket de facto már folytatnak, de amelyeknél a sugárterhelés vagy annak valószínűsége csökkenthető vagy megelőzhető valamilyen beavatkozás segítségével. Egy adott tevékenység esetén a sugárvédelem és -biztonság már a megkezdés előtt biztosítható, és ezzel a sugárterhelés vagy annak valószínűsége már az indulásnál korlátozható. Beavatkozásnál a sugárterheléshez vagy annak valószínűségéhez vezető körülmények már adottak, és így annak csökkentése csak helyreállító vagy védelmi intézkedésekkel érhető el.

Azok a sugárveszélyes tevékenységek, amelyre a sugárvédelmi szabályozásnak ki kell terjednie, például a következők: a sugárforrások előállításával kapcsolatos munkák, a sugárzás vagy sugárzó anyagok orvosi felhasználása, kutatás, ipar, mezőgazdaság és oktatás; a nukleáris energiatermelés, beleértve a kapcsolódó tevékenységek teljes körét a bányászattól és a radioaktív ércek feldolgozásától az atomerőművek és az üzemanyag ciklus egységeinek üzemeltetésén át a radioaktív hulladékok kezeléséig; valamint olyan tevékenységek, mint a szén, a foszfát és egyéb ásványok földalatti bányászata, ami megnövelheti a természetben előforduló radioaktív anyagoktól származó sugárterhelést. Az olyan helyzetek, amelyek beavatkozást igényelhetnek, magukba foglalják a természetben előforduló sugárforrásoktól, pl. a lakások levegőjének radontartalmától eredő, vagy korábbi tevékenységtől, eseménytől származó krónikus sugárterhelést; valamint baleseti sugárterheléssel járó helyzeteket, amelyek származhatnak balesetekből, vagy pedig jelenleg folytatott tökéletlen tevékenységek miatt lépnek fel.

A sugárterhelések fajtái

Teljesen bizonyosra vehető, hogy a sugárveszéllyel járó tevékenységek valamilyen sugárterheléssel járnak, és ennek nagysága előre látható, jóllehet csak bizonyos fokú bizonytalansággal. A sugárvédelemben az ilyen várható sugárterhelést „*normális sugárterhelésnek*” hívjuk. Vannak olyan, potenciális sugárterheléssel járó helyzetek, amelyeket el lehet ugyan képzelni, de nem bizonyos, hogy valaha is előfordulnak. Az ilyen váratlan, de elképzelhető sugárterhelést „*potenciális sugárterhelésnek*” nevezzük. A potenciális sugárterhelés valóságos sugárterheléssé válik akkor, ha a váratlan esemény bekövetkezik, pl. egy berendezés meghibásodásának eredményeképpen, tervezési vagy üzemeltetési hiba miatt, vagy a környezeti feltételek előre nem látható megváltozása miatt, pl.

egy radioaktív hulladéktemető esetén. Ha az ilyen események bekövetkezése előre látható, az előfordulás valószínűsége és a tőle származó sugárterhelés megbecsülhető.

A sugárvédelmi szabályozás szerint a normál sugárterhelés kézbentartásának módja az elszennvedett dózis leszorítása. A potenciális sugárterhelés kézbentartásának elsődleges módja a megfelelően megtervezett létesítmények, berendezések és üzemeltetési eljárások. Ennek az a célja, hogy lecsökkentse az olyan események bekövetkezésének valószínűségét, amelyek nem tervezett sugárterheléshez vezetnek, és hogy korlátozza az ilyen események bekövetkezése miatt fellépő sugárterhelést.

A sugárvédelmi szabályozás felöleli mindazokat a – normális és potenciális – sugárterheléssel járó szituációkat, amelyekben a dolgozók munkahelyeiken, a betegek diagnosztikai vizsgálat és kezelés során, és a sugárveszélyes tevékenység vagy beavatkozás során általában a lakosság kerülhet. A beavatkozást igénylő helyzetekben a sugárterhelés lehet krónikus, vagy – bizonyos veszélyhelyzetekben – időleges. A fentieknek megfelelően a sugárterhelés „foglalkozási”, „orvosi eredetű” és „lakossági” kategóriákba sorolható aszerint, hogy munkahelyen és alapvetően a foglalkozás körében, a betegek vizsgálata, kezelése során, vagy egyéb úton szenvedik el. A szabályozás kiterjed minden olyan emberre, aki sugárterhelésnek lehet kitéve, beleértve a jövő generációt is, akik a jelenleg folytatott sugárveszélyes tevékenységek vagy beavatkozások eredményeképpen lehetnek érintve.

A sugárvédelem legfontosabb nemzetközi testülete a Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (*International Commission on Radiation Protection, ICRP*), amely 1928-ban alakult; legfontosabb feladata, hogy a kor tudományos színvonalának megfelelően gyakorlati ajánlásokat tegyen az egyes nemzeti szabályozó testületek (hatóságok) számára. Az ICRP ajánlásai azokra az információkra építenek, amelyek egyrészt a nemzeti és nemzetközi tudományos és műszaki szervezeteknek az ionizáló sugárzások egészségre gyakorolt hatásaival, és a sugárforrások biztonságosra való tervezésével és működtetésével kapcsolatos munkáiból származnak, másrészt azokból a tapasztalatokból merítenek, amelyet számos ország szerzett a sugárzás és nukleáris technikák alkalmazása terén. Az Egyesült Nemzetek Atomsugárzások Hatásainak Tudományos bizottsága (*United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR*), amelyet az ENSZ 1955-ben hozott létre, összegyűjti, értékeli és terjeszti mindazokat az ismereteket, amelyek a különböző források jelenlétével kapcsolatos sugárterheléssel, és a sugárterhelés egészségre gyakorolt hatásaival függ össze. Fontos megemlíteni még a Nemzetközi Atomenergia Ügynökséget (NAÜ, *International Atomic Energy Agency, IAEA*), amelyik az atomenergia békés felhasználásának felügyeletére és szabályozására létrehozott nemzetközi testület (bécsi székhellyel), és amelyik rendszeresen bocsát ki ajánlásokat és szabályozó dokumentumokat, a sugárvédelem területére is kiterjedően.

Nemzeti szabályozás és infrastruktúra

A nemzeti sugárvédelmi szabályozás – a jegyzet írásának időpontjában ez a 487/2015 (XII.30.) számú Kormányrendelet – azon jogi személyek részére fogalmaz meg követelményeket, amelyek jogosultak vagy sugárterheléssel járó tevékenységet végezni, vagy fennálló besugárzások csökkentése érdekében beavatkozni. Ezek a jogi személyek elsődleges felelősséggel tartoznak a rendeletben foglaltak alkalmazásáért. A kormány ugyanakkor azért felelős, hogy a legfrissebb nemzetközi ajánlások bekerüljenek a jogrendbe, általában egy olyan rendszeren keresztül, amelynek egy szabályozó hatóság is a része – hazánkban ez az Országos Atomenergia hivatal (OAH) – másrészt, hogy bizonyos körülményekre készítsen terveket és cselekedjen. A kormány feladata, hogy biztosítsa a sugárvédelemmel és -

biztonsággal kapcsolatos bizonyos szolgáltatásokat, és olyan beavatkozásokat, amelyek meghaladják vagy kiegészítik a sugárveszélyes tevékenységre jogosult jogi személyek lehetőségeit. Ennek megfelelően a kormány létrehoz egy olyan nemzeti infrastruktúrát, amely lehetővé teszi számára, hogy kiterjessze a sugárvédelem és -biztonság tekintetében fennálló felelősségét.

Egy nemzeti infrastruktúra legfontosabb összetevői az alábbiak: a törvények és rendeletek (Magyarországon ez az Atomtörvény – 1996. évi CXVI. törvény az atomenergiáról – és végrehajtási rendeletei), egy megfelelő felhatalmazással bíró szabályozó hatóság (Magyarországon: az Országos Atomenergia Hivatal, OAH), amely engedélyezi és ellenőrzi a szabályozott tevékenységeket és érvényt szerez a törvényeknek és rendeleteknek, megfelelő segédesszközök, és elegendő számú képzett alkalmazott. Az infrastruktúrának biztosítani kell a megfelelő utat és módot az olyan, a társadalomban jelentkező aggodalmak kezelésére, amelyek kívül esnek a sugárforrások használatával járó tevékenységek végzésére jogosult jogi személyek felelősségén. Például a nemzeti hatóságoknak lehetőséget kell adniuk a radioaktív anyagnak a környezetben való bármilyen mértékű felszaporodásának észlelhetősége, a radioaktív hulladékok elhelyezése érdekében, és fel kell készülnie beavatkozásokra is, különösen olyan vészhelyzetekben, amelyek a lakosság besugárzásával járhatnak. Az olyan sugárforrások ellenőrzését is biztosítani kell, amelyekkel kapcsolatban semmilyen szervezetnek nincsen felelőssége, pl. természetes források és korábbi tevékenységekből származó radioaktív maradványok.

A dóziskorlátozás rendszere

Dóziskorlátnak nevezzük azt az effektív dózist, lekötött effektív dózist vagy egyenérték dózist, amelyet egy adott időszakban (ez általában egy naptári év) az egyént érő sugárterhelés nem haladhat meg. Tervezett sugárzási helyzetben egy adott személy által kapott dózisok összege nem haladhatja meg a foglalkoztatás esetén a foglalkozási sugárterhelést, vagy a lakosság tagjai tekintetében a lakossági sugárterhelés estére megállapított dóziskorlátot. További korlátozás, hogy 16 év alatti személyek nem oszthatók be olyan feladatra, amelyben sugárterhelésnek lennének kitéve. A 16-18 év közötti tanulóokra és gyakornokokra speciális szabályok vonatkoznak (ld. alább).

A *foglalkozási dóziskorlát* jelenleg **20 mSv/év**, aminek minden forrásból (külső és belső – belégzésből és lenyelésből adódó – lekötött dózis) származó dózisösszetevő összegére kell teljesülnie. A hatályos sugárvédelmi rendelet (SR, a 487/2015. sz. Kormányrendelet) lehetővé teszi, hogy az OAH külön engedélyével 50 mSv legyen egy adott évben elszenvedett foglalkozási dózis, de ennek további feltétele, hogy 5 egymás után következő naptári év átlagában ekkor sem lehet több 20 mSv-nél (vagyis 5 év alatt 100 mSv-nél). Az effektív dóziskorlát kiegészül további dóziskorlátozásokkal: a szemlencsére évi 20 mSv, a bőrre és a végtagokra 500 mSv egyenérték dózis nem léphető túl.

A 16-18 év közötti gyakornokokra szigorúbb korlátozás érvényes: az éves effektív dóziskorlátjuk 6 mSv, a szemlencsére 15 mSv, a bőrre és végtagokra pedig 150 mSv egyenérték dóziskorlát vonatkozik.

A sugárterhelésnek kitett munkavállalókat a dozimetriai ellenőrzés és sugárvédelmi monitorozás szempontjából az alábbi kategóriák egyikébe kell besorolni:

- „A” kategória: azok a sugárterhelésnek kitett munkavállalók, akiknek a sugárterhelése meghaladhatja az évi 6 mSv effektív dózist, vagy a szemlencsére nézve az évi 15 mSv, vagy a bőrre vagy a végtagokra nézve az évi 150 mSv egyenérték dózist.

- „B” kategória: azok a sugárterhelésnek kitett munkavállalók, akik nem tartoznak az „A” kategóriába.

A fentiekből azt is láthatjuk, hogy a „B” kategóriás munkavállalókra, illetve a fiatalok foglalkoztatottakra (16-18 év között) vonatkozó dóziskorlátok megegyeznek.

Az „A” kategóriás munkavállalók kötelesek hatósági személyi dózismérőt viselni. A „B” kategóriás dolgozóknál a munkáltató feladata, hogy a munkahely folyamatos monitorozásával biztosítsa a kategóriára vonatkozó dóziskorlátok teljesülését (az OAH ebben az esetben is előírhatja a személyi monitorozást).

A lakossági dóziskorlátok a lakosság tagjait egy adott év során az összes jóváhagyott tevékenységből eredő sugárterhelések összegére érvényesek (nem vonatkoznak a természetes háttérsugárzásra és az orvosi eredetű besugárzásokra). A lakossági sugárterhelésre vonatkozó effektív dóziskorlát **1 mSv/év**. Az effektív dóziskorlátot túlmenően a szemlencse egyenérték dóziskorlátja 15 mSv, a bőrfelületre vonatkoztatva pedig 50 mSv évente.

A dózis kiszámítása minden dózisösszetevő figyelembevételével, általános esetben az alábbi formula alapján történik:

$$E_{\Sigma} = (E_{\gamma} + E_{Rn} + E_{\alpha} + E_{in}) < E_{korlát}, \text{ ahol:} \quad (1)$$

- E_{Σ} az összes effektív dózis,
- E_{γ} a külső (gamma vagy röntgen) sugárzásból eredő dózisösszetevő
- E_{Rn} a radon és rövidéletű bomlástermékeinek belégzéséből származó dózisösszetevő,
- E_{α} a levegőben lévő porok és aeroszolok belégzéséből (azon belül is leginkább a hosszú élettartamú -sugárzók) belégzéséből származó dózisösszetevő,
- E_{in} a radionuklidok lenyeléséből származó dózisösszetevő.
- $E_{korlát}$ a mindenkori éves effektív dóziskorlát: 20 mSv („A” kategóriás dolgozók), 6 mSv („B” kategória) vagy 1 mSv (lakosság).

A dóziskorlát mindig a természetes háttérsugárzás és az orvosi eredetű besugárzások feletti ún. járulékos dózisa vonatkozik. Előbbi átlagos értéke Magyarországon (kb. megegyezik a világtátlaggal) 2,4 mSv/év.

Másodlagos korlátok

Az előzőekben részletezett (foglalkozási, lakossági, szervdózisok) dóziskorlátokat *elsődleges dóziskorlátoknak* nevezzük. Ezek betartása minden körülmények között kötelező, viszont ellenőrzésük, mérésük nem közvetlenül történik, ráadásul több dóziskonponensből (pl. külső és belső sugárterhelések) tevődhetnek össze. Az ellenőrzés, szabályozás szempontjából célszerűnek látszik olyan ún. *másodlagos korlátok* felállítása, amelyek egyrészt a dózisonál könnyebben mérhető mennyiségek, másrészt biztosítják azt, hogy betartásuk esetén nem történhet meg az elsődleges dóziskorlát túllépése.

A külső sugárzások esetében ilyen másodlagos dóziskorlát lehet a sugárzás (pl. gamma-, röntgen-) *dózisteljesítménye*. Pl. a Paksi Atomerőmű egyes zónáira vannak ilyen előírások; az operátornak az ide történő belépéskor mindig magánál kell hordania a γ -dózisteljesítmény ellenőrzésére szolgáló mérőműszert, amely hangjelzést (riasztás, „alarm”) ad a dózisteljesítmény-korlát túllépése esetén. Az uránbányászatban is szokásos a γ -dózisteljesítmény korlát megadása, a hazai uránbányák esetén az egykori (ma már hatályon

kívül helyezett) ÁBBSz (Általános Bányabiztonsági Szabályzat) 20 $\mu\text{Gy/h}$ -ban ($\approx 14 \mu\text{Sv/óra}$) határozta meg a gamma-sugárzás munkahelyi korlátját.

A belső sugárterhelés korlátozására szolgál a szervezetbe egy adott évben bevihető aktivitás maximális értékének megadása: ez az *éves felvételi korlát* (ÉFEK). Az egyes radioaktív nuklidokra megadott ÉFEK értékek megtalálhatók a sugárvédelmi szakirodalomban (ICRP, IAEA, EURATOM kiadványok). Az ÉFEK érték betartása esetén az elsődleges dóziskorlátok túllépése elkerülhető. Az ÉFEK értékének kiszámításánál figyelembe veszik az adott radionuklid atomfizikai (felezési idő, kibocsátott sugárzás) és kémiai tulajdonságait, valamint a szervezetben végbemenő biokémiai folyamatokat: különböző szervekbe történő bekerülés, megkötődés, felhalmozódás, onnan való kikerülés valószínűségét, sebességét, idejét, a közben leadott energiát stb. Az atomfizikai folyamatok jellemzésére a *fizikai felezési idő*, míg a biológiai folyamatokéra összességében az ún. *biológiai felezési idő* szolgál; a kettő együttesen határozza meg az adott nuklid szervezetben való tartózkodásának idejét.

Származtatott korlátok

A gyakorlati sugárvédelemben a származtatott korlátoknak van nagyobb jelentősége. A Származtatott korlát meghatározott kapcsolat révén mennyiségi összefüggést létesít valamilyen közvetlenül mért mennyiség és az elsődleges vagy másodlagos korlát között.

Tipikusan származtatott korlát az ICRP által ajánlott DAC érték (DAC: „derived air concentration”, *származtatott levegő aktivitáskoncentráció*). A DAC értékek számításánál feltételezik, hogy egy sugárveszélyes munkahelyen dolgozó lélegzési sebessége $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$, munkaideje 50 hét \times 40 munkaóra = 2000 munkaóra. Ha a teljes munkaidejét ez a dolgozó a DAC értékű levegőkoncentráció mellett tölti el, akkor az inkorporációból származó radioizotóp felvétele éppen az ÉFEK érték lesz. A DAC és ÉFEK értékek összefüggése: $\text{DAC} = \text{ALI}/2,4 \cdot 10^{-3} \text{ Bq/m}^3$.

Az uránbányászatban a levegő rövid- és hosszú élettartamú aktivitáskoncentrációjára vonatkozóan állapítanak meg határértékeket, mindig az aktuális foglalkozási dóziskorlátból levezetve. Az egykori hazai uránbányászokra vonatkozó határértékek az ÁBBSz szerint a rövid életű ^{222}Rn bomlástermékekre (Rn_EEC) vonatkozóan $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV/l}$ volt (ami megfelelt $3,7 \text{ kBq/m}^3$ egyensúlyi ekvivalens radonkoncentrációnak), az a-sugárzó radioaktív porok és aeroszolok belélegzésére vonatkozó korlát pedig $1,85 \text{ Bq/m}^3$ volt. Ez utóbbi értékek még az uránbányászat időszakában érvényes 50 mSv/éves foglalkozási dóziskorlátból voltak származtatva).

A beltéri radonkoncentrációra vonatkozóan 59/2013 EURATOM irányelv egységesen (függetlenül attól, hogy munkahelyre vagy lakosságra vonatkoztatjuk) 300 Bq/m^3 -t ad meg, mint a ^{222}Rn aktivitáskoncentráció *vonatkoztatási szintje* („reference level”).

Az ivóvizekre vonatkozó korlátokat az EURATOM 2013/51 irányelve tartalmazza. Az ivóvízfogyasztásból származó sugárterhelés jellemzésére bevezették az ún. *indikatív dózis* fogalmát, amely az ivóvízben lévő természetes és mesterséges eredetű radionuklidoknak az egy év alatt beépült lekötött effektív dózist jelenti, a trícium (^3H), a ^{40}K és a ^{222}Rn (valamint rövid életű bomlástermékei) kivételével. A határértékek kiszámítása 2 liter/nap (730 l/év) átlagos vízfogyasztás és $0,1 \text{ mSv/év}$ lekötött dózis (ami a lakossági korlát 1/10-e, mert más forrásokból is származhatnak dózisosok) figyelembevételével történt. A korlátok ellenőrzését csak akkor kell elvégezni, ha víz összes α -aktivitáskoncentrációja a $0,1 \text{ Bq/litert}$, vagy β -aktivitáskoncentrációja az 1 Bq/l-t meghaladja; az össz-aktivitáskorlátok alatt az egyes radionuklidokra megadott határértékek nagy biztonsággal teljesülnek.

11. SUGÁRVÉDELEM AZ ATOMERŐMŰBEN

12. RADIOAKTÍV HULLADÉKOK

Az 1996. évi törvény (Atomtörvény) 2. §-ának értelmében radioaktív hulladéknak a további felhasználásra már nem kerülő radioaktív anyagot tekintjük, amely sugárvédelmi jellemzői alapján nem kezelhető közönséges hulladékként. Az Atomtörvény értelmében az atomenergia alkalmazója köteles a radioaktív hulladékok keletkezését a gyakorlatilag lehetséges legkisebb mértékű szinten tartani, valamint biztosítani biztonságos elhelyezését oly módon, hogy a tudomány legújabb igazolt eredményeivel, a nemzetközi elvárásokkal, valamint az eddigi tapasztalatokkal összhangban legyen.

12.1. Radioaktív hulladékok forrásai

A radioaktív hulladékok forrásai lehetnek természetes és mesterséges eredetűek is, bár az előbbiekre jóval kevesebb figyelmet fordítanak.

A Föld felszínén, a földkéregben, ill. alatta jelentős radioaktív anyagkészlet található, mely különböző természetes folyamatok (pl. vulkánkitörés, erózió,...) eredményeképpen az emberi környezetbe juthat. A természetes folyamatok mellett számos ipari tevékenység (pl. bányászat) is eredményezheti a természetes eredetű radionuklidok környezetbe való kijutását, okozhatja ezek feldúsulását egyes környezeti elemekben, ipari melléktermékként pedig hulladék formájában is megjelenik. A természetben előforduló radionuklidokat emberi tevékenység vagy természetes folyamatok eredményeként bedúsult formában tartalmazó anyagokat angol mozaikszóval NORM (Naturally Occuring Radioactive Material) anyagoknak nevezzük, alkalmazásuk a lakosság sugárterhelésének jelentős növekedését okozhatja. Mennyiségéről pontos adatok nem állnak rendelkezésre, egyre bővülő ismereteink azonban nagy hulladékkészletről árulkodnak. Kezelésük (újrafelhasználás vagy ártalmatlanítás, lerakás) elsősorban radionuklid összetételüktől, ill. külső gamma-dózisteljesítményétől függ. Magyarországon ezek építőipari felhasználhatóságát a 487/2015 (XII. 30.) Korm. rendelet szabályozza, mely szerint az építőanyagok által kibocsátott beltéri külső gamma-sugárzás vonatkoztatási szintje a kültéri külső sugárterhelésen felül 1 mSv/év. Ezen kívül az említett kormányrendelet megfogalmazza, melyek azok a tevékenységek, ahol ilyen jellegű melléktermékek találhatóak, ezen iparágak melléktermékeinek kezelése, lerakása, újrahaznosítása engedélyköteles tevékenység, kezelésük a munkavállalók sugárterhelésének megnövekedését okozhatja. Ilyen ipari tevékenységek a következők:

- ritkaföldfém-bányászat, ritkaföldfémek kivonása monacitból, feldolgozás
- tóriumvegyületek előállítása és tóriumtartalmú termékek gyártása
- nióbbium- és tantalumérc-feldolgozás
- olaj- és gáztermelés, beleértve a kutatófúrásokat is
- geotermikusenergia-termelés, -felhasználás
- TiO₂-pigment előállítása
- hevítéses foszforgyártás
- cirkon- és cirkóniumipar mint cirkonhomok-felhasználás, kerámiagyártás
- foszfátérc-feldolgozás, foszfátműtrágyák előállítása
- cementgyártás, égetőkemencék karbantartása
- szénbányászat, széntüzelésű erőművek, kazánok karbantartása
- foszforsav előállítása
- elsődleges vasgyártás
- ón-, ólom-, rézkohászat
- talajvízszűrő létesítmények

- ércbányászat, érckohászati feldolgozás, az üzemelő uránércbánya kivételével
- timföldgyártás és -feldolgozás

A mesterséges eredetű radioaktív hulladékok közé soroljuk mindazon hulladékokat, melyek valamilyen emberi tevékenységből származnak, eredetük szerint beszélhetünk nukleáris és nem nukleáris eredetű radioaktív hulladékokról. A nukleáris eredetű hulladékok származási helye a nukleáris üzemanyagciklus, nem nukleáris eredetű hulladékok pedig orvosi, nem nukleáris ipari, kutatási területről származhatnak.

Az atomenergia békés célú alkalmazása az ipar, a mezőgazdaság, az egészségügy és a tudományos kutatások számos területén számos pozitív hatással bír, alkalmazása indokolt esetben, megfelelő engedélyek birtokában folytatható. Számos területen találkozhatunk mesterséges radioaktív izotópokkal, így például orvosi alkalmazásokban diagnosztikai és terápiás kezelések során, ipari alkalmazásokban az anyagvizsgálatok, a minőségvizsgálatok, a szint- és vastagságmérések, besugárzó technológiák, stb. területén is. Többségében zárt sugárforrások alkalmazására kerül sor, de egyes esetekben (kutatások, orvosi alkalmazások) nyílt sugárforrásokkal is találkozhatunk. Jellegüket tekintve a nem nukleáris eredetű radioaktív hulladékok izotópösszetétele az adott munkahely profiljától függ, jellemzően egy-két izotópot tartalmaz.

A nukleáris eredetű hulladékok a nukleáris energiatermelés során keletkeznek, összetételük, aktivitásuk változó, ez a radioaktív hulladékcsoport van jellemzően a lakosság figyelmének központjában. A nukleáris létesítmények leszerelése és az elszennyezett területek mentesítése jelentős hulladékot eredményez, napjainkban számos ország foglalkozik e problémakörrel: a 2. generációs atomreaktorok üzemidejük végén járnak.

A radioaktív hulladékok legnagyobb hányadát világszinten a különböző katonai tevékenységek eredményezték, a kísérleti atomrobbantások révén jelentős radioaktív anyag került a légterbe, számos környezeti elem (talajvíz, talaj) szennyeződött el az évek során, mely a különböző építési törmelékekkel együtt hulladékként jelentkezik.

12.2. Radioaktív hulladékok csoportosítása

A radioaktív hulladékokat számos szempont szerint csoportosíthatjuk, ezen szempontoknak az esetek többségében gyakorlati jelentőségük van: kezelésük, elhelyezési lehetőségeik és veszélyességük szerint különböztetünk meg kategóriákat. A hulladékok kezelésekor figyelembe veendő tulajdonságok a következők:

- Eredet
- Fizikai tulajdonságok
 - halmazállapot (légnemű, folyékony, szilárd)
 - méret, tömeg
 - illékonyság
 - összenyomhatóság
 - oldhatóság
- Kémiai tulajdonságok
 - szerves anyag tartalom
 - éghetőség
 - gázképződés
 - potenciális kémiai kockázat
- Biológiai tulajdonságok
 - potenciális biológiai kockázat (rothadás, fertőzés veszélye)
- Radiológiai tulajdonságok
 - hőtermelés

- felezési idő
 - radioaktív bomlás típusa
 - aktivitáskoncentráció
 - felületi szennyezettség
 - dózisteljesítmény
- Kritikusság

A hulladékok kezelésére és elhelyezésére vonatkozó szabályozások kidolgozása az adott ország feladata, a legtöbb országban ezen szabályozások a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (IAEA, International Atomic Energy Agency) által javasolt sugárvédelmi szabványrendszer figyelembevételével készülnek el. A legújabb szabványok szerint a cél az ember és környezetének védelme mind a jelen, mind pedig a jövő generációkra vonatkozóan. A radioaktív hulladékok kezelésére és elhelyezésére vonatkozó biztonsági alapelvek a következők:

1. A biztonság iránti felelősség
2. A kormányzat szerepe
3. A vezetőség elkötelezettsége a biztonság iránt
4. A létesítmények és tevékenységek indokoltsága
5. A védelem optimalizálása
6. Az egyéneket érő kockázat korlátozása
7. A jelen és a jövő generációk védelme
8. A balesetek megelőzése
9. Balesetelhárítási készség és válaszlépések
10. Balesetelhárítási intézkedések a meglévő vagy nem szabályozott radiológiai kockázatok csökkentésére

A megfogalmazott biztonsági alapelvek értelmében tehát a biztonságért alapvetően a radiológiai kockázatokat kiváltó létesítményekért és tevékenységekért felelős személyek vagy intézmények felelősek, ahol hatékony és biztonság tudatos vezetést kell kialakítani. A kormányzat felelős a biztonságot szem előtt tartó jogszabályi és kormányzati rendszer kialakítása és fenntartása. Csak olyan radiológiai kockázatot jelentő tevékenység engedélyezhető, mely indokolt, meghatározható hasznot biztosít optimált (ésszerűen elérhető legmagasabb szintű) védelem kialakítása mellett. Egyetlen személy sem lehet elfogadhatatlan kockázatnak kitéve, az embereket és a környezetet most és a jövőben is meg kell védeni a radiológiai kockázattól. A radiológiai vagy nukleáris balesetek megelőzése és enyhítése érdekében mindent meg kell tenni, a balesetelhárítási készségi szinteket és válaszlépéseket meg kell tervezni. A meglévő vagy nem szabályozott radiológiai kockázatok csökkentésére elővigyázatossági intézkedéseket kell tenni és a folyamatot optimalni kell.

A biztonsági alapelvek vonatkoznak a nukleáris létesítmények, a radioaktív hulladékkezelés és radioaktív anyag szállítás biztonságára is.

Magyarországon a radioaktív hulladékokat a 487/2015 Korm.rendelet (Sugárvédelmi rendelet) az alábbi csoportokra osztja:

- nagyon alacsony aktivitású,
- kis aktivitású,
- közepes aktivitású,
- nagy aktivitású hulladékok.

A csoportosítás szempontjainak figyelembevételéhez ismerni kell a hulladéksomagban található radioaktív izotóp(ok) aktivitáskoncentrációját, a rendeletben meghatározott specifikus mentességi aktivitáskoncentrációját és felezési idejét.

Mentességi aktivitáskoncentráció: a mentességi szint értékének kifejezésére szolgáló mennyiség, melyet nem meghaladó mennyiségű a radioaktív anyag alkalmazása nem tartozik a 487/2015 (XII. 30) Korm. rendelet hatálya alá.

Nagyon kis aktivitású az a radioaktív hulladék, amelynél a benne levő izotóp 30 évnél nem hosszabb felezési idejű izotóp aktivitáskoncentrációja nem nagyobb a specifikus mentességi aktivitáskoncentráció ötvenszeresénél, a benne levő 30 évnél hosszabb felezési idejű izotópra pedig nem nagyobb az általános mentességi aktivitás-koncentráció értékénél. Amennyiben a radioaktív hulladék többfajta izotópot is tartalmaz, akkor a rendeletben meghatározott számítás szerint (összegezt érték) kell az osztályozást elvégezni (1. táblázat).

1. táblázat több komponenst tartalmazó nagyon kis aktivitású hulladékok csoportosítása

30 évnél nem hosszabb felezési idejű izotópok esetén	30 évnél hosszabb felezési idejű izotópok esetén
$\sum_i \left(\frac{AK_i}{SMEAK_i} \right) \leq 50$	$\sum_i \left(\frac{AK_i}{\dot{A}MEAK_i} \right) \leq 1$

ahol:

AK_i : radioaktív hulladékban előforduló i-edik izotóp aktivitás-koncentrációja

$SMEAK_i$: radioaktív hulladékban előforduló i-edik izotóp specifikus mentességi aktivitás-koncentrációja

$\dot{A}MEAK_i$: radioaktív hulladékban előforduló i-edik izotóp általános mentességi aktivitás-koncentrációja

Nagy aktivitású a hulladék, amennyiben hőtermelése nagyobb, mint 2 kW/m^3 vagy a hulladék összaktivitása a 190/2011 (IX. 19.) Korm. rendelet besorolása szerint az 1. kategóriába sorolandó. A nagy aktivitású hulladékok esetében feltétlenül figyelembe kell venni azok hőtermelő képességét mind a tervezés, mind pedig a tárolás, elhelyezés során.

Kis és közepes aktivitású hulladéknak azokat a hulladékokat tekintjük, melyek az előző két kategóriába nem tartoznak bele. Ezt a két hulladékcsoportot a gyakorlatban sok országban egyszerre kezelik, ahol lerakásuk egy lerakóban történik meg.

Csoportosításuk lehetséges aktivitásuk, ill. felezési idejük alapján:

Rövid élettartamúnak tekintjük azt a kis vagy közepes aktivitású hulladékot, amely csak korlátozottan tartalmaz 30 évnél hosszabb felezési idejű izotópokat. Hosszú élettartamúnak tekintjük azt a kis vagy közepes aktivitású radioaktív hulladékot, amelyben a 30 évnél hosszabb felezési idejű radionuklid koncentrációja meghaladja a rövid élettartamú radioaktív hulladéokra vonatkozó határértékeket.

A kis és közepes aktivitású hulladékok aktivitás szerinti besorolását benne lévő radioizotóp(ok) aktivitás-koncentrációja és specifikus mentességi aktivitás-koncentrációja alapján végezzük el, mégpedig úgy, hogy egy izotóp esetén annak aktivitása kisebb vagy megegyezik specifikus mentességi aktivitáskoncentrációjának ezerszeresével, míg közepes aktivitású, ha aktivitása nagyobb, mint a specifikus mentességi aktivitása ezerszerese. Több radioizotópot tartalmazó hulladék esetén az összegezést a rendeletben meghatározott módon kell elvégezni és az osztályozást megtenni (2. táblázat).

2. táblázat Kis és közepes aktivitású radioaktív hulladékok csoportosítása a benne levő radionuklidok aktivitás-koncentrációja szerint

Kis aktivitású radioaktív hulladék		Közepes aktivitású radioaktív hulladék	
Egy izotópot tartalmazó	Többfajta izotópot tartalmaz	Egy izotópot tartalmazó	Többfajta izotópot tartalmaz
$\leq 10^3 \text{ SMEAK}$	$\sum_i \left(\frac{AK_i}{\text{SMEAK}_i} \right) \leq 10^3$	$> 10^3 \text{ SMEAK}$	$\sum_i \left(\frac{AK_i}{\text{SMEAK}_i} \right) > 10^3$

ahol:

AK_i : radioaktív hulladékban előforduló i-edik izotóp aktivitás-koncentrációja

SMEAK_i : radioaktív hulladékban előforduló i-edik izotóp specifikus mentességi aktivitás-koncentrációja

12.3. Radioaktív hulladékok kezelése

A radioaktív hulladékkezelési stratégiánk fontos célkitűzése a hulladék keletkezésének elkerülése, a keletkezés minimalizálása. Amennyiben mód van rá, törekednünk kell a hulladék térfogatának csökkentésére, az anyagok visszaforgatására, újrafelhasználására, ha szükséges, akkor szennyeződésmesítés folyamatok (dekontaminálás) beiktatásával. Optimalizált hulladékkezelés esetében az átmeneti tárolásra és/vagy végleges elhelyezésre szánt megfelelő formára átalakított (kondicionált) hulladék mennyisége minimalizált. A hulladékkezelési eljárások költségnövekedéssel járnak, valamint számolni kell foglalkozási többlet-sugárterheléssel is, ezért a gyakorlatban meg kell találni az egyensúlyt a hulladékmennyiség minimalizálása, a hulladék megnövekedett aktivitáskoncentrációja és a megemelkedett költségek között.

A radioaktív hulladék kezelési folyamathoz tartozik a radioaktív hulladék mozgatásával, feldolgozásával, átmeneti tárolásával és végleges elhelyezésével kapcsolatos tevékenységek köre, kivételt a telephelyen kívüli szállítás képez.

A hulladékkezelési eljárásokat minden esetben a hulladék gyűjtése, válogatása előzi meg. Külön gyűjtik a felszabadítható és dekontaminálható hulladékokat. A radioaktív hulladék felszabadításának módja a Sugárvédelmi rendeletben meghatározott keretek között kell, hogy történjen, a tevékenység engedélyköteles.

A hulladékfeldolgozási műveletek célja biztonság növelése és/vagy a gazdaságosság javítása, lépései az előkezelés, kezelés és kondicionálás. A hulladék előkezelése történhet a hulladék összetételének megváltoztatásával, ill. a radioizotópok hulladékból történő eltávolításával. Folyékony hulladékok esetében alkalmazhatunk kémiai lecsapatást, elpárologtatást, ioncserés eljárásokat és membránszeparációs elválasztásokat is, célunk a környezetre fokozottan veszélyes radioizotópok elválasztása, a radioaktív hulladék mennyiségének csökkentése. A kondicionálási műveletek segítségével készítjük elő a hulladékot szállításra és /vagy tárolásra, e művelet során alakítjuk a folyékony hulladékot szilárd formába és csomagoljuk, zárjuk konténerbe. A kondicionálás többnyire cementbe, bitumenbe vagy polimerbe történő beágyazást, ill. acélhordóba vagy betonkonténerbe való elhelyezést jelent.

Szilárd radioaktív hulladékok esetében tömörítéssel, a szerves anyagtartalom elégetésével csökkenthető azok térfogata.

12.4. Radioaktív hulladékok elhelyezése

A radioaktív hulladékok végleges elhelyezésével a hulladékban levő radionuklidokat szigeteljük el a bioszférától oly módon, hogy védjük a jelen és jövő nemzedékeket, valamint a

környezetet. A radioaktív hulladék elhelyezésének biztonsági szempontrendszerét nemzeti szabályrendszer fekteti le, mely nemzetközi ajánlásokon alapul. A radioaktív hulladék-elhelyezés biztonságát egy komplex biztonsági értékeléssel lehet meghatározni, melynek során meg kell vizsgálni az emberi egészség és a környezet védelme szempontjából a tervezett elhelyezés jövőbeni hatásait. Értékelni kell az egyes jellemzők kölcsönhatásait, az elhelyezés körülményeit érintő események következményeit, ill. az esetlegesen rendszerből kijutó radionuklidok terjedési útvonalait. Alapjaiban több száz éves elhelyezésből indulunk ki, így a vizsgálandó események száma igen nagyszámú lehet, ezért olyan eseményláncokat kell vizsgálni, melyek nagy valószínűséggel tartalmazzák a várható események több változatát (forgatókönyv). A besugárzási útvonalak és a különböző forgatókönyvek, valamint a telephely jellemzőinek, a környező bioszférának ismeretében az egyes forgatókönyvek kimenetele matematikai modellek alkalmazásával jellemezhető.

A hulladékot tehát úgy kell elhelyezni, hogy – tekintettel a hosszú időtartamra – minden jövőben várható, de nem biztosan bekövetkező eseményt is figyelembe vegyünk, kockázati alapú megközelítést alkalmazva: a biztonságot az egyéni dózis vagy egyéni kockázat és az érintettek száma alapján kell értékelni. Az egyént érő sugárterhelés meghatározásához szükség van a besugárzás lehetséges útvonalainak feltérképezésére, ez lehet természetes folyamatok által, vagy szándékos emberi beavatkozás (pl. terrorcselekmények) eredményeként bekövetkező sugárterhelés növekmény.

A biztonság számszerűsítése igen nehéz, legelterjedtebb mérőszáma tárolóból kijutott radioaktív anyag jelentette sugárterhelés (dózis). Jelenleg ez nemzetközi ajánlásokon alapulva $100 \mu\text{Sv}/\text{év}$ effektív dózis, vagy $10^{-5} - 10^{-6} /\text{év}$ kockázatot jelent.

A radioaktív hulladék végleges tárolására szolgáló létesítmény tervezésekor kiemelt, feladat annak biztosítása, hogy

- a tároló létesítményből származó kibocsátás az észszerűen megvalósítható alacsony szintű legyen, és a normál állapot, valamint az üzemzavar során az előírt határértékeket ne érje el;
- üzemzavar és baleset jelentette kockázat elfogadhatóan alacsony legyen;
- az esetlegesen bekövetkező üzemzavar és baleset kezelését biztosító rendszerek és intézkedésekkel szemben támasztott követelmények meghatározottak legyenek;
- a tároló létesítmény rendszereinek és rendszerlemeinek állapotát ellenőrizni lehessen annak igazolására, hogy az alapvető tervezési követelmények teljesülnek;
- üzemeltetési időszakban figyelembe kell venni a normál üzemeltetésből és a várható üzemzavarok és a tervezési alapba tartozó eseményekből származó, a lakosságot és a munkavállalókat ért sugárterhelést egyaránt.

A biztonsági követelmények teljesítése érdekében meghatározandó mindazon biztonsági funkció, mely az adott tároló létesítmény szempontjából releváns, úgy mint a radionuklidok kibocsátásának visszatartása, ionizáló sugárzással szemben való védelem, hőelvezetés, szubkritikuság biztosítása, visszanyerhetőség biztosítása a lezárásig.

Radioaktív hulladék elhelyezésére vonatkozó létesítmény (tároló) létesítése tehát hosszú folyamat, a kutatás, tervezés, telephely kiválasztás, építkezés és a mindezekkel együtt járó engedélyeztetés időigényes.

A tároló létesítési folyamata a telephely kiválasztásával kezdődik, ez egy igen fontos lépés, hiszen a telephely jellemzői jelentős mértékben befolyásolják a biztonságot. Ismerni kell a terület geológiai és hidrogeológiai, meteorológiai viszonyait, s a biztonsági elemzéseket ezen adatokra kell elvégezni. Egy ilyen jellegű létesítmény mindenképpen felkelti a lakosság érdeklődését, így a tervezéskor a gazdasági és műszaki szempontok mellett társadalmi

szempontokat is figyelembe kell venni. A kis- és közepes aktivitású hulladékok esetében a telephely kiválasztására számos módszer/stratégia létezik.

Szisztematikus szűrés, melynek során a potenciális területeket felmérve az előre elfogadott kritériumrendszer alapján értékeli az egyes potenciális telephelyek jellemzőit.

Önkéntesség, amely esetben a beruházó közigazgatási egységeket keres meg, hogy területeiket ajánlják fel e célra.

Kombinált típusú telephely kiválasztás, melynek során a potenciális telephelyek szűrését követően keresik fel a közigazgatási egységeket.

Telephelyfüggetlen koncepció, melynek során telephely-kiválasztástól függetlenül értékeli a különböző koncepciókat, a lakosságot már az elejétől fogva bevonva, hogy engedélyüket elnyerjék.

A természetes környezet mellett szükség van műszaki gátrendszer tervezésére is. A műszaki gátrendszer fizikai gátak és kémiai hatások együttese révén biztosítják a hosszú távú izolációt, a természetes gátakat kiegészítve növelik a biztonságosságot.

A fentiekkel összhangban tehát valamely geológiai környezetben történő elhelyezés műszaki követelményei a következők:

- általános rendszerszemléletű megközelítés - a végleges elhelyezés hosszú távú biztonságát komplex, tagolt védelemmel kell garantálni
- radioaktív izotóptartalom ismerete – a természetes gát szerepét biztosító geológiai formáció értékelése csak a hulladék összetételének és fizikai/kémiai/radiokémiai paramétereinek ismeretében történhet megfelelő biztonsággal
- megfelelő geológiai környezet kiválasztása
- nukleáris kritikus állapot megelőzése – megfelelő geometria kialakítása, hogy a hasadóanyag bármilyen forgatókönyv esetén is szubkritikus maradjon
- megfelelő hulladékforma kialakítása – kondicionálás
- természeti erőforrások figyelembevétele – értékes természeti erőforrás és anyag közelébe tároló nem tervezhető
- hosszútávú biztonsági elemzések alkalmazása – vizsgálni kell az előre rögzített kockázati és dóziskritériumok teljesíthetőségét
- értékelés időtávlatainak megadása – felső határ rögzítése, amin belül a felső dóziskorlát alkalmazásával végzett biztonsági elemzést elfogadható kockázattal kivitelezhető
- minőségbiztosítás – a telephely kiválasztásának, értékelésének, a létesítmény építésének, üzemeltetésének és lezárásának minden folyamatra minőségbiztosítási rendszert kell létrehozni

A különböző radioaktív hulladéktárolók javasolt elhelyezési módjai a következők:

- felszínközeli tárolás
 - felszíni
 - felszínközeli
- felszín alatti tárolás
 - sekély vagy közepes mélységű
 - mélygeológiai

A kis- és közepes aktivitású hulladékokat számos országban együttesen kezelik. A tárolási lehetőségek esetében különbséget kell tenni a rövid és a hosszú élettartamú kis- és közepes aktivitású hulladék között. A kis és közepes aktivitású hulladékok esetében javasolt

elhelyezési mód a felszínközeli és felszín feletti tárolók módszere, de az elhelyezés történhet felszín alatti tárolókban is.

Felszíni tároló esetében a tároló a felszínen kerül kialakításra, majd a feltöltés után több réteggel történő lefedés és rekultiváció következik. A felszín közeli tárolók esetében kb. 30 m mélységig kialakított létesítményről, a felszín alatti tárolók esetében pedig a felszíntől néhány tíz-száz méteres mélységben kialakított tároló létesítményekről beszélünk. Általánosságban elmondható, hogy a műszakilag jól kialakított felszínalatti tárolókban nagyobb fokú biztonság nyújtható, mint a hasonló jellegű felszíni lerakók.

Nagy aktivitású radioaktív hulladékok esetében a végleges elhelyezés esetében többszörös gátrendszerrel biztosítani kell, hogy a tárolóban elhelyezett hulladék a környezettől teljesen elszigetelt maradjon. Kialakítására számos országban folynak kutatások, az egyes kutatócsoportok egyetértenek abban, hogy a nagyaktivitású, hosszú felezési idejű izotópok esetében csak a mélységi tárolók stabil geológiai formációkban (mélygeológiai tárolók) jöhetnek szóba.

12.5. Atomerőművi eredetű radioaktív hulladékok

Egy atomerőmű üzemeltetése során folyékony és szilárd halmazállapotú hulladékok is keletkeznek.

A szilárd halmazállapotú hulladékok forrásai a következők lehetnek:

- Elhasználódott és felaktiválódott, vagy felületileg szennyezett berendezések, csővezetékek, szerelvények, hőszigetelések.
- Átalakításokból származó építési anyagok (betontörmelék, faanyag, üveg), illetve elszennyeződött fémhulladékok, kábelek.
- Karbantartás és üzemeltetés során keletkező hulladékok: védőruhák, védőfelszerelések, szűrőbetétek, törlőrongyok, műanyag fóliák, papír.
- Gyöngykovafölddel felitatott iszapok.
- Az ellenőrzött zónában lévő laboratóriumi eszközök (kémcsövek, lombikok) stb.

A szilárd hulladékok csoportosítása többféle szempont alapján történik: halmazállapot (szilárd, iszap), kezelési mód (tömöríthető, nem tömöríthető), méret (hordóba helyezhető, nem helyezhető hordóba), gyűjtési mód (zsák, fémhordó), stb. szempontok figyelembevételével.

A gyakorlatban a kis és közepes aktivitású szilárd hulladékok kezelése és átmeneti tárolása az atomerőművekben általában együtt történik. A szilárd hulladékokat a keletkezés alkalmával gyűjteni kell, ez történhet műanyagzsákokba ill. hordókba. A zsákos gyűjtésű hulladékok (pl. védőruha, légzésvédő) esetén alkalmazható eljárás a tömörítés; a nem tömöríthető, többnyire fémeket tartalmazó hulladékok esetében a kezelés a hulladék hordóban történő optimális elhelyezésével, darabolással történik. Az átmeneti tárolásra előkészített hordókat minősítik, a hordókon felületi dózisteljesítmény, szennyezettség, aktivitáskoncentráció és izotópösszetétel méréseket végeznek. A hordós csomagolású radioaktív hulladékot átmeneti tárolóban helyezik el, az átmeneti tárolás célja a hulladékok ellenőrzött, ideiglenes tárolása a végleges elhelyezést megelőzően.

Az atomerőművek üzemvitele során nagy aktivitású szilárd hulladékok is keletkeznek, ezek elsősorban reaktorból kivett komponensek (pl. hőelemek, szabályozó kazetták abszorbensei) lehetnek. A keletkezett nagyaktivitású hulladékokat e célra kialakított átmeneti tárolóba (tároló kutak) helyezik el.

Az atomerőművek üzemvitele során különböző forrásokból radioaktív izotópokat tartalmazó vegyszeres hulladékvizek keletkeznek. Az oldatokban a primer kör vízüzeméhez, dekontaminálási célokra, víztisztítók regenerálására és reaktorteljesítmény szabályozására használt vegyszerek találhatóak meg. Az ellenőrzött zónában keletkezett radioaktív szennyeződést tartalmazó hulladékokat radioaktív hulladéknak tekintjük, melyek nem kibocsáthatók. A folyékony radioaktív hulladékok forrásai a következők:

- szervezetlen szivárgások, leürítések és légtelenítések bórsavas hulladékai,
- helyiségek és berendezések dekontaminálások folyékony hulladékai, valamint padlóvizek,
- víztisztítók regenerálási hulladékai,
- elszennyeződött technológiai bórsavoldatok,
- elhasznált ioncserélő gyanták,
- evaporátor savazó oldatok,
- laboratóriumi, mosodai hulladékok, szennyezett zuhanyvizek,
- szennyezett szerves oldószerek és olajok.

A folyékony hulladékokat csoportosíthatjuk aktivitáskoncentrációjuk és vegyi anyagtartalmuk szerint is. A folyékony radioaktív hulladékok gyűjtése és feldolgozása során fontos figyelembe venni a hulladék kémiai jellemzőit is, ezek alapján az erőművi folyékony radioaktív hulladékok a következő típusokba sorolhatók:

- bepárlási maradékok (sűrítmenyek),
- evaporátor savazó oldat,
- elhasznált primerkörü ioncserélő gyanták,
- dekontamináló oldatok,
- aktív iszapok,
- aktív oldószerkeverékek,
- elszennyeződött technológiai bórsavoldatok.

A folyékony radioaktív hulladékfeldolgozási technológiának számos követelménynek kell megfelelni, egyik ilyen fontos elem a végleges tárolóban elhelyezhető maximális aktivitáskészlet, melyet minden ország hatósági korlátokban rögzít, ezért a kezelési technológiának igen fontos lépése a hulladék izotópösszetételének és aktivitáskoncentrációjának meghatározása. Végleges tárolásra csak szilárd radioaktív hulladék kerülhet, így a technológia befejező lépése a hulladék szilárdítása, mely a legtöbb esetben cementezési eljárással történik. A cementezési technológia hátránya, hogy térfogatnövelő hatású, a keletkező szilárd hulladék térfogata meghaladja a kiindulási folyékony hulladék térfogatát.

12.6. Radioaktív szennyezőanyagok kibocsátásának ellenőrzése

A békés célú atomenergia felhasználása során rengeteg kockázati tényező van, amelyek miatt a technológia használatát törvények és rendeletek szabályozzák. Kiemelt szerepet kapnak környezetbe esetlegesen kikerülő radionuklidok. A biztonságos üzemeltetés érdekében, az atomerőműveknek folyamatosan nyomon kell követniük ezeknek a kibocsátási értékeit. A kapott eredmények normál üzemenél tájékoztatást adnak arról, hogy a technológia megfelelően működik, üzemzavar esetén pedig fontos információt szolgáltatnak a zavarról, és a lakosság tájékoztatásához is szükséges adatokat nyújtanak. A monitoringvizsgálatok eredményei emellett alkalmasak más nukleáris technológiát alkalmazó létesítményekből

esetlegesen kikerülő radioaktív izotópok kimutatására, ezáltal akár globális szennyezések mértékéről is adatok szerezhetők.

Az atomenergia alkalmazóinak folyamatosan ellenőrizniük kell a sugárzási viszonyokat a tudomány legújabb eszközeivel, mindezt összhangban a nemzetközi elvárásokkal és tapasztalatokkal. A környezeti sugárellenőrzés eredményeiről a lakosságot tájékoztatni kell.

Az atomerőművekben normál üzemmenet mellett sem lehet teljes mértékben elkerülni a radionuklidok esetleges környezetbe jutását. A fűtőanyag hasadása, ill. a nagy neutronfluxus hatására a szerkezeti és hűtőanyagok aktiválódása során keletkeznek radioaktív anyagok. A keletkezett és kibocsátott anyagok minősége és mennyisége függ a reaktor típusától, az erőmű korától, az üzemanyag kiégettségi fokától, az alkalmazott hulladékkezelési technológiától, stb. Jelentősebb kibocsátás karbantartás során távozhat. A kibocsátott radionuklidok a légkörbe vagy a vízi környezetbe juthatnak, a kibocsátható radionuklidok mennyiségét minden ország szigorúan szabályozza.

A környezeti sugárterhelést nevezhetjük lokálisnak, regionálisnak, vagy globálisnak a hatás távolságától függően. Normál üzemmenet során a környezeti hatás elsősorban lokális lehet, regionális hatásuk elenyésző.

A légköri kibocsátások minimalizálása érdekében az erőművek légtere a környezettől elzárt, jellemzően a lépcsőzetes elszívás rendszerét alkalmazzák. A szennyezett levegőt tisztítják, majd folyamatos ellenőrzés mellett vezetik a légkörbe. Légkörbe jutó radioizotópok a radioaktív nemesgázok (argon, kripton, xenon), a trícium (^3H), a radiokarbon (^{14}C), jód (^{131}I) és más aeroszolhoz kötött nuklidok lehetnek.

Az atomreaktorok hűtőközege zárt rendszerben kering, normál üzemvitel mellett is tartalmazhat radionuklidokat, melyek a fűtőelem-köteg burkolatának hibahatáron belül történő meghibásodása, ill. az aktiválódott korróziós anyagoknak köszönhető. A hűtővizet tisztítják, az így keletkező technológiai vizeket folyamatos monitorozás mellett felszabadíthatják. A technológiai helyiségekben keletkező folyékony radioaktív hulladékok (dekontamináló helyiségek, mosoda, stb.), melyek kezelése a folyékony radioaktív hulladékkezelés részben leírtakban foglaltaknak megfelelően történik.

Magyarországon a 15/2001 (VI.6.) KöM rendelet szabályozza az atomenergia alkalmazása során a levegőbe és vízbe történő radioaktív kibocsátásokat és azok ellenőrzéseit, valamint definiálja a kibocsátási határértékeket. Az atomenergia alkalmazójának feladata, hogy közvetlen mérésekkel bizonyítsa, hogy az erőmű nem terheli a környezetet az elfogadhatónak minősített értéknél jobban, mérésekkel segítse elő a környezetet veszélyeztető esetleges technológiai rendellenességek feltárását, ha pedig majd felszámolásra kerül az üzem, további monitoring feladatok ellátását kell, hogy biztosítsa. Környezetet érintő üzemzavar esetén, megbízható adatokat kell szolgáltatson a lakosságot érintő beavatkozások meghozatalához, a döntések megalapozásához. A környezetszennyezés ellenőrzésére a nukleáris létesítmények körül sugárvédelmi ellenőrző rendszer telepítése szükséges, ezeken az ellenőrző pontokon gamma-dózisteljesítmény, jód ^{14}C aktivitás-koncentráció, aeroszol aktivitás-koncentráció mérése történik, emellett meghatározott bontásban mintavételezéssel szükséges mérni a különböző környezeti elemekben (iszap, hal, hús, növény) található radionuklidok mennyiségét is.

13. JAVASOLT IRODALOM

1. Sugárvédelem. Szerkesztette: Fehér István, Deme Sándor, ELTE Eötvös Kiadó 2010.

További irodalom

2. Nagy Lajos György, Nagyné László Krisztina: Radiokémia és Izotóptechnika, Műegyetemi Kiadó 1997.
3. Wojnárovits László: Sugárkémia, Akadémiai Kiadó 2007.
4. Bódizs Dénes: Atommagsugárzások méréstechnikái, Typotex Kiadó 2006.
5. Kanyár Béla, Béres Csilla, Somlai János, Szabó S. András: Radioökológia és környezeti sugárvédelem, Veszprémi Egyetemi Kiadó 2000.
6. Pesznyák Csilla: Sugárbiológia, Digitális Tankönyvtár 2014.
7. IAEA Safety Standards Predisposal Management of Radioactive Waste for protecting people and the environment No. GSR Part 5 General Safety Requirements Part 5
8. Ormai Péter: Nemzetközi és hazai törekvések a radioaktív hulladékok biztonságos kezelésére és elhelyezésére, Radioaktív Hulladékokat Kezelő Közhasznú Társaság kiadványa 2003.
9. Csövári M. – Lendvainé Koleszár Zs. – Várhegyi A.: Radioaktív sugárzás. JPTE Pollack Mihály Műszaki Főiskolai Kar jegyzet, Pécs, 1998.
10. Steiner F., Várhegyi A.: Radiometria (egyetemi jegyzet), Tankönyvkiadó, Budapest, 1992.
11. Dr. Virágh Elemér: Sugárvédelem, dozimetria, Budapesti Műszaki Egyetem Mérnöki Továbbképző Intézet jegyzete, Budapest, 1985.
12. Somlai J. (szerk.): Sugárvédelem, Környezetvédelmi tudástár 14. kötet, Pannon Egyetem Környezetvédelmi Intézet, 2006. (csak Interneten).
13. ICRP-65: Protection Against Radon-222 at Home and at Work, Annals of the ICRP, Vol.23, No.2, 1993.
14. IBSS 115: International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, IAEA, Vienna, 1996.
15. 1996. évi CXVI. törvény az atomenergiáról
16. European Commission Directorate-General, Radiation Protection 112: Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials, 1999.
17. UNSCEAR 2000: Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York, 2001.
18. 15/2001. (VI. 6.) KöM rendelet az atomenergia alkalmazása során a levegőbe és vízbe történő radioaktív kibocsátásokról és azok ellenőrzéséről
19. ICRP-103: The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Annals of the ICRP, Elsevier, 2007.
20. Az Európa Tanács 2013/51/EURATOM irányelve (ivóvíz radionuklid tartalmára vonatkozó követelmények)
21. Az Európa Tanács 2013/59/EURATOM irányelve (az ionizáló sugárzás miatti sugárterhelésből származó veszélyekkel szembeni védelmet szolgáló biztonsági előírások)
22. 155/2014. (VI. 30.) Korm. rendelet a radioaktív hulladékok átmeneti tárolását vagy végleges elhelyezését biztosító tároló létesítmények biztonsági követelményeiről és az ezzel összefüggő hatósági tevékenységről
23. 487/2015. (XII. 30.) Korm. rendelet az ionizáló sugárzás elleni védelemről és a kapcsolódó engedélyezési, jelentési és ellenőrzési rendszerről

