

363776

17.

Szabó S. András

**A radioaktív
szennyeződés**

megjelenése
biológiai környezetünkben

Biofüzetek

A 17. biofüzetről

Ez a füzet — amely bemutatja az élelmi anyagok természetes és mesterséges eredetű radioaktivitásának kialakulását, és tájékoztató jelleggel adatokat is közöl az élelmiszerekben mérhető sugárszennyezettségi szintekről — főleg azoknak íródott, akik nem hivatásszerűen foglalkoznak sugárbiológiával, atomtechnikával. Elsősorban azoknak a kertészkedőknek, kiskerttulajdonosoknak szól, akik a zöldséget, főzelékféléket, gyümölcsöt maguk termelik meg, s szeretnének kissé többet tudni az élelmiszerek sugárszennyeződéséről és a sugármentesítési lehetőségekről. Egyúttal segíti az Olvasó tájékozódását a csernobili atomerőmű-balesetet követő radioaktív szennyeződés értékeléséhez, hozzájárulva a mendemondák kiküszöböléséhez, s a valós helyzetet tárja fel a nem szakértők számára.

Tartalom

- 4 **Bevezetés**
- 7 **Mi a radioaktivitás?**
- 13 **Környezetünk radioaktivitása**
- 14 Természetes radioaktivitás
- 15 Mesterséges eredetű radioaktivitás. Az atomrobbantási kísérletek és nukleáris berendezések környezetszennyező hatása
- 21 **A mezőgazdasági termékek, élelmiszerek radioaktivitása, a radioaktív szennyeződés bekerülése az élelmi anyagokba**
- 23 A növényi eredetű élelmiszerek radioaktivitása
- 29 Az állati eredetű élelmiszerek radioaktivitása
- 33 **Az élelmiszerek sugárszennyezettségének csökkentése**
- 36 **Utószó**
- 38 **A könyvben előforduló szakkifejezések, rövidítések értelmezése**
- 43 **Irodalom**

Sorozatszerkesztő Lelkes Lajos és Wenszky Ágnes
Lektorálta dr. Pellet Sándor
dr. Tóth István

Illusztrálta V. Nagy Enikő

© Szabó S. András, 1987

ETO 632.118.3
ISBN 963 232 445 5
ISSN 0231—486X

AGRA...
Könyvtára, Debrecen
Leltári szám: 363776

1987 FEB 1 0



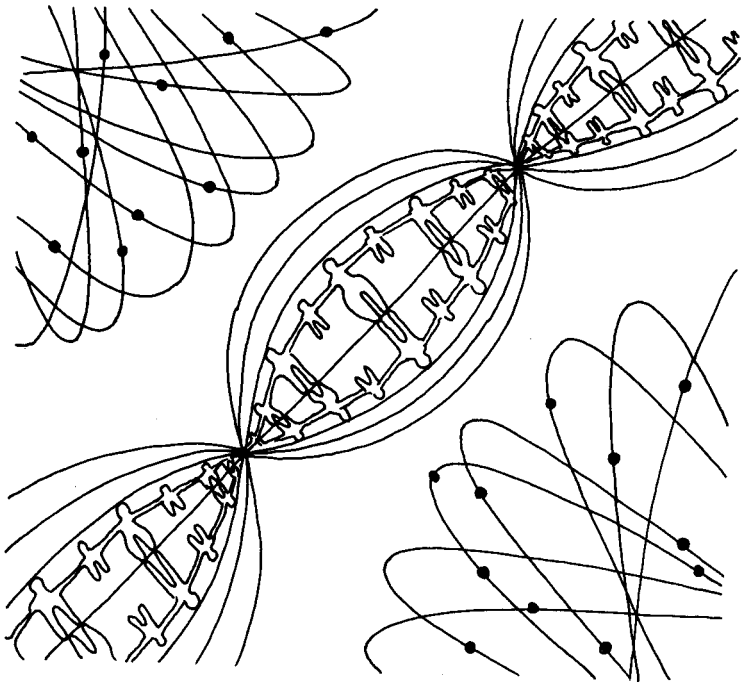
46159-7

DATE KÖNYVTÁR, DEBRECEN

Szedte és nyomta az Alföldi Nyomda
A nyomdai megrendelés törzsszáma 3053.66-13-3
Készült Debrecenben, 1987-ben

Felelős kiadó a Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat igazgatója
Felelős szerkesztő Gallyas Csaba
Műszaki vezető Asbóthné Alvinczy Katalin
Műszaki szerkesztő Héjjas Mária
Sorozattervező Kiss István

Megjelent 2,75 (A/5) ív terjedelemben
Nyomásra engedélyezve 1986. november 18-án
Készült az MSZ 5601—59 és 5602—55 szabvány szerint
MG 37-p/8789



Szabó S. András

A radioaktív szennyeződés megjelenése biológiai környezetünkben

Mezőgazdasági Kiadó Planétás Vgmk

Budapest

Bevezetés

A légkörben, a talajban, a vízben s ebből adódóan a biológiai eredetű anyagokban (pl. az élelmiszerekben) is előfordulnak természetes és mesterséges eredetű radioizotópok. A természetes eredetűek ősidők óta hatnak, azaz jelenlétük az emberi tevékenységtől független. Ugyanakkor a mesterséges eredetű radioaktív anyagok megjelenése a bioszférában az atomenergia felfedezésének és felhasználásának következménye.

A természetes sugárforrások ismerete azért is fontos, mert a természetes háttérszintnél magasabb aktivitásértékek már mesterséges eredetű radioaktív szennyeződésre utalnak. A háttérsugárzás szintje egyébként a Föld különböző részein nem egyforma, a sugárzás intenzitásában jelentős eltérések tapasztalhatók. Így pl. egyes földrajzilag jól körülhatárolható helyeken a kőzetekből származó sugárzás az átlagos háttérsugárzási szint tízszeresét is elérheti. Ezt a magasabb szintű sugárterhelést az ott élő lakosság minden különösebb károsodás nélkül elviseli.

A mesterséges eredetű radioizotópok megjelenése a bioszférában a kísérleti nukleáris robbantásokkal, valamint az atomreaktorok, atomtechnikai létesítmények, izotóplaboratóriumok radioaktív emissziójával (és véletlen szennyeződésekkel) kapcsolatos. Tény, hogy az atomerőművek, valamint a radioaktív izotópokat előállító és felhasználó intézmények csak kellő biztonság esetén üzemeltethetők. Ugyanakkor abszolút biztonságot nem lehet garantálni, részben az előre nem látható műszaki, másrészt az emberi tényezők miatt. Így a veszély fennáll, bár a kockázat e téren kicsi. Az viszont tény, hogy az emberiség az atomenergia békés hasznosításáról, mint a technikai forradalom egyik alapjáról, lemondani nem tud, tehát az atomenergiával — akarva-akaratlan — együtt kell élnünk, még akkor is, ha néha reaktorbalesetek történnek (pl. 1979, USA, Harrisburg, Three Mile Island), és a környezet radioaktivitása némileg, átmenetileg megnövekszik.

Az atomerőművek egyre nagyobb mérvű elterjedését az emberiség villamosenergia-szükségletének növekedése és a hagyományos energiaforrások relatíve szűkös mennyisége indokolja. Az atomenergia

1970-ben a világ elektromosenergia-termelésének csupán 2%-át biztosította, de a prognózisok szerint az évezredfordulóra ez a hányad a 20%-ot is meghaladja. Magyarországon pedig a paksi atomerőmű előreláthatólag már 1987-ben az összes villamosenergia-felhasználás mintegy 25%-át fedezi.

A közelmúlt egyik igen komoly atomerőmű-balesete — Csernobil, 1986. április 26. — kapcsán napokon, heteken keresztül az ország (de nyugodtan mondhatjuk Európa) lakosságának egyik legfontosabb beszédtemája a környezet radioaktivitásának növekedése, az atomreaktorok biztonsága, az élelmiszerek sugárszennyezettsége volt. Sajnos a hírközlő szervek által adott, lényegében megnyugtató jellegű információk ellenére tömeges jódmérgezések történtek a feleslegesen bevett jódtabletták miatt. De megemlítendő például az is, hogy a frisszöldség- és főzelékfélék ára jelentősen visszaesett abból adódóan, hogy a lakosság nagy része vonakodott az erősen sugárszennyezettnek vélt élelmiszerek fogyasztásától. Természetesen a laikusok körében tapasztalható bizonytalanságra az sem hatott kedvezően, hogy a Közös Piac országai ideiglenes élelmiszerimport-tilalmat rendeltek el a kelet- és közép-európai szocialista államokra vonatkozóan. Ez utóbbinak persze — talán nem kell túlon túl bizonygatni — sokkal inkább politikai, illetve gazdaságpolitikai, mint sugárvédelmi okai voltak.

Természetesen nem azt akarom mondani, hogy a csernobili tragédia kapcsán nem kerültek szennyező radioaktív anyagok hazánk légterébe, s nem jutottak onnan — kismértékben — a felszíni vizekbe, a talajba, a növényzetre, az állatokba, s közvetlenül (belégzéssel) vagy közvetve (az elfogyasztott élelmiszerekkel) az emberi szervezetbe. Nem ezt állítom, csupán azt, hogy a nukleáris baleset tőlünk csaknem 1000 km-re következett be, s a nagy távolságból adódóan a radioaktív anyagok közben a légterben meglehetősen felhígultak, nagy részük kiszóródott, a rövid felezési idejűek részben le is bomlottak. Így — szerencsére — az a dózis, amit egy Magyarországon élő ember a nukleáris balesetet követő hetekben a sugárszint növekedéséből adódóan átlagosan kapott, az kisebb volt, mint a szervezetet az egyéb jellegű radiációs hatásokból (pl. kozmikus sugárzásból, földsugárzásból, az elfogyasztott élelmiszerek természetes eredetű radioaktivitásából) egy teljes év alatt kapott dózis. És akkor még nem is beszéltünk a diagnosztikai és a te-

rápiás jellegű medicinális sugárterhelésről (pl. röntgenátvilágításokról), amelyek során ismételten jól definiálható dózist kap az emberi szervezet.

Sajnos — illetve esetenként szerencsére — nem tudjuk magunkat függetleníteni a különböző eredetű sugárzásoktól, hiszen Makra Zsigmond kifejezésével élve „sugárözönben élünk”. S tény, hogy a természetes környezet háttérsugárzása még kiegészül az atomtechnikai létesítmények, nukleáris robbantások szennyező radioaktív emissziójával, és a már előbb említett, orvosi jellegű sugárterheléssel.

A radioaktív izotópok környezetszennyező hatását felismerve egyébként az Egészségügyi Világszervezet (WHO) határozatban rögzítette, hogy a sugárszennyezettségről rendszeresen adatokat kell gyűjteni, s azokról a lakosságot is tájékoztatni kell. Ezt a tájékoztatást szolgálja ez a kis könyv is, azzal a kiegészítéssel, hogy nem csupán adatokat közöl, hanem rá is mutat azokra a folyamatokra, amelyek az egyes mezőgazdasági termékek és élelmiszerek radioaktivitásának kialakulását eredményezik. Sőt, némi képet arról is ad, hogy bizonyos módszerekkel a radioaktív szennyezettségi szint jelentősen csökkenthető.

A könyv elsősorban az olvasók széles táborához, azaz nem kifejezetten a sugáregészségügy és a nukleáris technika szakembereihez szól. Azoknak íródott, akik viszonylag tiszta, egészséges környezetben akarnak élni, nem szennyezett, egészségre ártalmatlan élelmiszereket termelve és fogyasztva, s egyúttal szeretnének tisztában lenni olyan fogalmakkal is, mint pl. a radioaktivitás vagy a sugárszennyezettség.

Budapest, 1986 augusztusa

A szerző

Mi a radioaktivitás?

A radioaktivitás sugárzóképeséget jelent. Maga a szó a latin sugár + tevékenység összetételből ered. Az egyes atomok azon tulajdonosságát jelenti, hogy azok bizonyos sebességgel — az ún. felezési időtől függően — minden külső behatás nélkül, különböző sugarak kibocsátása közben elbomlanak. Radioaktivitáson vagy egyszerűen aktivitáson éppen ezért az időegység alatt elbomló atomok, illetve — helyesebben — atommagok számát értjük. Ha radioaktivitásról beszélünk, akkor ugyanis mindig olyan folyamatok eredményeképp keletkező (α -, β - vagy γ -) sugárzásról van szó, amelyek az atommagban zajlanak le.

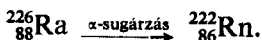
Az atommag az atom teljes térfogatának csupán igen kis hányadát tölti ki (az atommag sugara mintegy öt nagyságrenddel, azaz 100 000-szer kisebb, mint magáé az atomé), viszont ebben sűrűsödik össze gyakorlatilag az atom teljes tömege. Az atommagban protonok, azaz pozitív töltésű részecskék és neutronok vannak, ez utóbbiaknak — nevéből is következtethetően — nincs elektromos töltésük. Az atommag körül található az elektronburok, amely negatív töltésű, azaz a protonokkal ellentétes elektromos töltésű elektronokból áll. Az elektron töltése ugyanakkora, mint a protoné (csak vele ellenkező), így az atom elektromos szempontból akkor semleges, ha a protonok és az elektronok száma azonos. Tömeg szempontjából viszont igen nagy a különbség a proton és az elektron között, ugyanis egy proton tömege csaknem 2000 elektron tömegével egyenlő. A neutron és a proton tömege viszont nagyon közel álló, lényegében azonosnak tekinthető.

Hogy a sugárzó anyagok sugárzóképeségét össze tudjuk hasonlítani, ahhoz feltétlenül szükség van a radioaktivitás egységének meghatározására. Említettük, hogy radioaktivitáson az időegység alatt elbomló atommagok számát értjük. Nos, az a legkézenfekvőbb egység, ha egy másodperc alatt a kérdéses aktív anyagban egy bomlás következik be. Ezt az egységet — a radioaktivitás jelensége felfedezőjének, a francia fizikusnak, A. H. Becquerelnek tiszteletére — becquerelnek nevezzük, jele a Bq. Az 1 Bq egyébként meglehetősen kis egység, a korábban használatos Curie (Ci) pl. $3,7 \cdot 10^{10}$ bomlást jelentett másodpercenként.

A későbbiekben többször találkozunk majd a radioaktív izotóp fogalmával, s jelölni is fogjuk az egyes izotópokat. Ismerkedjünk meg ezekkel is. A $^{12}_6\text{C}$ jelölés például egy olyan szénizotópot (ennek vegyjele C) jelent, amelyben a tömegszám 12, a protonszám pedig természetesen 6. Azért természetesen, mert az elem vegyjele egyértelműen utal a magban lévő protonok számára, s ez minden elemre jól definiált szám, az ún. rendszám. A hidrogénnél pl. 1, a szénnél 6, a nátriumnál 11, a káliumnál 19, a vasnál 26, az uránnál 92. Így tehát az előbb írt $^{12}_6\text{C}$ jelölés helyett nyugodtan írhatnánk ^{12}C jelölést is, hiszen egyértelmű, hogy kizárólag a 12-es tömegszámú szénizotópról van szó. Mivel a tömegszám a protonok és a neutronok együttes száma, ezért a neutronok számát úgy kapjuk, hogy a tömegszámból levonjuk a protonok számát, azaz a rendszámot, azaz a ^{12}C esetben a neutronszám 6, vagyis azonos a protonszámmal. A tömegszám a felső, a rendszám az alsó indexben lévő szám. De van olyan szénizotóp is, amely radioaktív, s a jelölése a következő: $^{14}_6\text{C}$ vagy egyszerűen ^{14}C . Mivel szénről, azaz 6-os rendszámú elemről van szó, nyilvánvaló, hogy a protonok száma itt is 6. Viszont a neutronszám ebben az atomban $14 - 6 = 8$, vagyis 2-vel több, mint ^{12}C esetében. Miután azonban a periódusos rendszer oszlopai és periódusai elemeket tartalmaznak, így abba a rubrikába, amely a szén részére van fenntartva, a ^{12}C és ^{14}C egyaránt besorolható. Azaz a rendszám az, amely az egyes elemek kémiai tulajdonságait meghatározza. Egy-egy elem izotópjai (isos topoi = azonos helyű, görög szóösszetétel) tehát egymástól csak a neutronok számában különböznek, kémiailag azonos viselkedésűek. Így azonos kémiai tulajdonságú az inaktív (azaz stabil, nem sugárzó) izotóp, s a radioaktív izotóp is. A szénben pl. elsősorban ^{12}C stabil szénizotóp van, de nagyon kis hányadban β -sugárzó ^{14}C izotópot is tartalmaz.

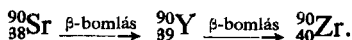
Már volt róla szó, hogy a magban lezajló bomlási folyamatok eredményeképp keletkező sugárzás három különböző típusú lehet. Beszélünk α -, β - és γ -sugárzásról.

Az α -sugárzás lényegében ^4_2He -atommagokból áll, így annak az atommagnak, amelyik α -sugárzást bocsát ki, a tömegszáma négyvel, rendszáma kettővel csökken. Rádium (természetes eredetű aktív anyag) esetében a bomlás során ugyancsak radioaktív nemesgáz, radon képződik:



Az α -sugárzás nagyon erős biológiai hatékonyságú, erőteljesen ionizáló hatású, s ez utóbbiból adódóan nagyon kis áthatolóképességű sugárzás. Levegőben néhány cm-es utat megtéve már elnyelődik, a testszövetekben pedig hatótávolsága 1 mm-nél is jelentősen kisebb. Így az emberi szervezet csak akkor van kitéve α -sugárzás hatásának, ha a radioaktív anyag közvetlenül a testfelületre került vagy étel- és italaink révén, esetleg beléggzéssel a szervezetbe jutott, inkorporálódott.

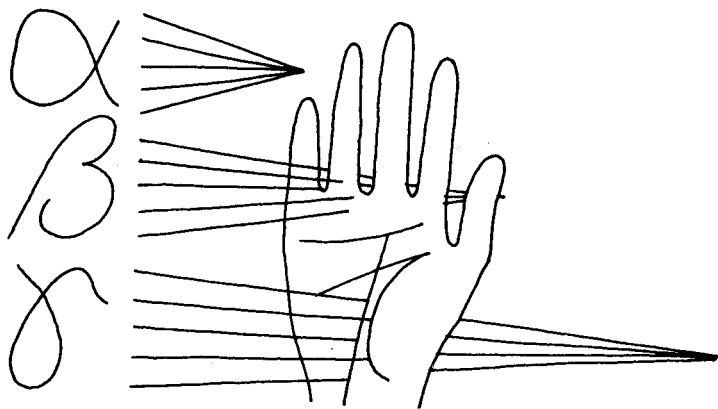
A β -sugárzás elektronokból áll, amelyek a magbomlás folyamán — első közelítésben — úgy keletkeznek, hogy egy neutron egy pozitív töltésű protonra és egy negatív töltésű elektronra bomlik. Így a tömegszám nem változik, viszont a rendszám eggyel nő, hiszen eggyel több lett a protonok száma. A 90-es tömegszámú stronciumizotóp bomlása pl. a következő:



Látható, hogy itt többszörös β -bomlásról van szó, azaz a ${}^{90}\text{Sr}$ -ből először ${}^{90}\text{Y}$ (ittrium), majd újabb bomlással már inaktív ${}^{90}\text{Zr}$ (cirkónium) képződik. A környezet, a bioszféra tartós sugárszennyezettségének kialakulásában egyébként igen nagy szerepe van a ${}^{90}\text{Sr}$ -izotópnak, ennek ugyanis igen hosszú a felezési ideje, mintegy 28 év.

A felezési idő azt az időtartamot jelenti, amely alatt a kérdéses izotóp aktivitása a felére csökken. Az egyes izotópok felezési ideje között igen nagy eltérések lehetnek, így pl. a jód ${}^{131}\text{I}$ tömegszámú izotópjának (${}^{131}\text{I}$) csupán 8,1 nap a felezési ideje. Ez tehát annyit jelent, hogy ha pl. egy takarmányminta vagy ételismizerminta radioaktivitását a ${}^{131}\text{I}$ okozza, akkor 8 nap múlva az eredetileg mért aktivitásnak csupán a fele lesz mérhető, újabb 8 nap múlva már csak a negyede és így tovább. Egyébként a ${}^{131}\text{I}$ a β -n kívül γ -sugárzást is kibocsát.

A β -sugarak ionizálóképessége kisebb, behatolási mélysége azonban nagyobb, mint az α -sugaraké, így a közvetlen környezetben lévő ilyen szennyeződés veszélyes lehet a szervezetre, hiszen a sugarakat csak néhány méteres levegőréteg nyeli el. (Itt említjük meg, hogy léteznek



pozitronok, azaz pozitív töltésű elektronok is, s a pozitronsugárzás is β -sugárzás. Megkülönböztetésül, az elektronokból álló β -sugárzást β^- , a pozitronokból álló β -sugárzást β^+ jellel jelöljük.)

A γ -sugárzás nagy áthatolóképességű, elektromágneses sugárzás — ilyen elektromágneses sugárzás pl. a fény is, csak ennek energiája sokkal kisebb, mint a γ -sugárzásé — gyakran a β -bomlás kísérője. A β - és γ -sugárzás tehát gyakran együtt jelentkezik, azaz a radioaktív izotópok nagy része (pl. ^{134}Cs , ^{137}Cs) egyszerre β - és γ -sugárzó is. A γ -sugárzás ionizálóképessége sokkal kisebb, mint az α - vagy a β -sugaraké, s éppen ebből következik, hogy a γ -sugarak igen vastag anyagrétegen is át tudnak hatolni. A γ -sugárzó izotópok közül egyébként talán a kobalt 60-as (^{60}Co) tömegszámú izotópja a legismertebb, amelyet régóta eredményesen használnak különböző rákbetegségek kezelésére.

Az egyes sugárzások áthatoló-, ionizálóképességével függ össze a kiváltott biológiai hatás is. A biológiai sugárhatás jellemzésére elsősorban a testszövetekben elnyelt energiamennyiséget kell ismerni. A besugárzott anyag tömegegységében elnyelt energiát abszorbeált dózissnak nevezzük, ennek egysége a gray (Gy). 1 Gy a dózis, ha 1 kg tömeg 1 J (joule) energiát nyel el. (Az 1 Gy elég nagy egység, a régebben használatos rad százszorosa.)

Az emberi testszövetekben, illetve szervekben elnyelt dózis (D) ismerete azonban egyes esetekben nem elegendő a sugárzás egészségkárosító hatásának felmérésére, ezért a dozimetriában az ún. dózisegyenérték fogalmat használják, amely szerint a dózisegyenérték (H) egy módosító tényezővel (Q) súlyozott, abszorbeált dózist jelent.

Képletszerűen:

$$H=Q \cdot D,$$

ahol Q = a sugárzó energia szövetekben való eloszlásától függő minőségi tényező, ennek értéke pl. röntgen- és γ -sugárzásnál 1, α -sugárzásnál 10.

A dózisegységértéke a sievert (Sv). 1 Sv bármely ionizáló sugárzásnak az az elnyelt dózisa, amelynek emberre nézve ugyanolyan biológiai hatása van, mint 1 Gy elnyelt dózist létrehozó röntgensugárzásnak.

A radioaktív anyagok ionizáló sugárzása az élő anyag szerkezetében és működésében is mélyreható változásokhoz vezethet. Ismereteink szerint valamely fontos élettani szereppel bíró molekulában — pl. a sejt reprodukcióját irányító DNS-ben — már egyetlen ionizáció is megváltoztathatja a molekula szerkezetét, s ezáltal károsíthatja az egész sejt harmonikus működését. Ennek alapján feltételezhető, hogy már a legkisebb dózisu sugárhatásnak is kedvezőtlen biológiai következményei lehetnek, vagyis — tudományosan megfogalmazva — a sugárhatást tekintve nem beszélhetünk küszöbdózisról.

A sugárzás okozta ártalom megnyilvánulhat az egyedi élet fenntartását biztosító és szabályozó sejtek károsodásában. Ezt nevezzük szomatikus, azaz testi sugárártalomnak. A fajfenntartás és az öröklés folyamatosságát szolgáló sejtek károsodását pedig genetikai sugárhatásnak nevezzük. A biológiai reakció súlyossága több tényezőtől: a szervezetben elnyelt dózistól, a sugárzás típusától és energiájától, a sugárhatás intenzitásától és időtartamától, az érintett szervek és szövetek létfontosságától, sugárérzékenységétől és regenerációs képességétől függ.

A sugárhatásnak korai és késői következményei lehetnek. Késői következmény a genetikai károsodás, valamint az olyan szomatikus jellegű károsodás, ami halálos kimenetelű betegségben, rosszindulatú daganatok keletkezésében, a beteg élettartamának egyéb okból bekövetkező megrövidülésében jelentkezik. Miután — mint említettük — az ilyen hatásoknak nincs küszöbdózisa, nagyon kis dózisu sugárterhelés esetén is lehet számítani bizonyos valószínűséggel a hatás fellépésére.

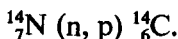
A genetikai ártalom az öröklődés alapvető elemeire: a génekre és a kromoszómákra gyakorolt hatáson alapul. A genetikai károsodás megnyilvánulhat spontán vetélésben (ilyenkor természetesen nem öröklődik) vagy az utódok öröklött károsodásában. Ahhoz, hogy a génmutáció (esetleg kromoszóma-aberráció) fellépjen, mind az anyai, mind az apai szervezet részéről azonos módon károsodott géneknek kell találkozniuk, s ennek szerencsére kicsi a valószínűsége. Abból adódóan viszont, hogy a génmutációk gyakorisága egyértelműen összefügg a kapott dózissal, kerülni kell minden felesleges sugárterhelést.

A korai sugársérülés — az eddig irtakkal ellentétben — heveny tünetek formájában mindig közvetlen kapcsolatba hozható konkrét és nagyon nagy dózissal sugárbehatással. A károsodás súlyossága és a kapott dózis közötti összefüggést gyakran az ún. LD₅₀ (50% valószínűséggel letális dózis) értékkel jellemzik, ez a dózis a sugárhatásnak kitett egyedek felét 30 napon belül elpusztítja. Az LD₅₀ értéke embernél mintegy 3,5 Sv-re becsülhető, azaz azok a szerencsétlen emberek, akik a csernobili atomerőmű-baleset következtében sugársérülést szenvedtek, és ennél nagyobb dózist kaptak, néhány héten belül meghaltak.

Itt szükségesnek érezzük hangsúlyozni, hogy a 3,5 Sv félhalálos dózissal a lakosság átlagosan évente — minden radiációs hatást, még a medicinális jellegű sugárhatást is figyelembe véve — mintegy három nagyságrenddel, azaz 1000-szer kisebb dózist kap, s ennek is csupán egy töredéke az a sugárdózis, ami abból ered, hogy élelmiszereinkbe a csernobili atomerőműben bekövetkező balesetre visszavezethető radioaktív emisszió miatt, különböző radioaktív izotópok jutottak. Látni fogjuk majd, hogy környezetünkben az emberi tevékenységtől függetlenül is nagyon sok természetes eredetű radioaktív izotóp van, amelyek külső és belső sugárhatást egyaránt okoznak, s mint nem elhanyagolható radiációs tényezőt, meg kell említenünk pl. a kozmikus sugárzást vagy a már említett medicinális sugárhatást is. A kozmikus sugárzásnak egyébként csak nagy tengerszint feletti magasságoknál (3000 m felett) van számottevő sugárterhelő hatása, alacsonyabb, a tengerszinthez közeli magasságokon nem, mivel a légréteg a világrútból érkező sugárzás nagy részét elnyeli. Itt még megemlíjtjük, hogy az emberi szervezetet nagyon sokféle — persze kis dózissal — radiációs hatás éri, így pl. a tévénézés következtében (a keletkező fékezési röntgensugárzás miatt) is fellép bizonyos szintű sugárterhelés.

Környezetünk radióaktivitása

A környezetünkben lévő radioaktív anyagok eredetük szerint kétfélek lehetnek. Az első csoportba azok tartoznak, amelyeknek jelenléte az emberi tevékenységtől független, a második csoportba pedig azokat soroljuk, amelyek antropogén eredetűek, azaz az emberi tevékenységgel függenek össze. Néhány esetben csupán a kérdéses izotóp alapján nem is dönthető el, hogy természetes vagy mesterséges eredetű radioaktív izotópról van-e szó, azaz természetes úton vagy antropogén eredetű magfolyamatban keletkezett. Ilyen izotóp pl. a már említett ^{14}C (radiocarbon), amely a következő magátalakulás során jön létre:



Ez olyan magreakció, amelynek során a levegőben lévő nitrogénből ^{14}C izotóp keletkezik úgy, hogy a nitrogén atommagja neutront (n) fog be, és protont (p) bocsát ki. Ezért hívjuk az ilyen típusú magreakciót n,p-reakciónak.

Mind a természetes, mind a mesterséges eredetű radioaktív izotópokra az jellemző, hogy hatásukat a szervezetre külső és belső sugárterhelés formájában fejtik ki. Külső sugárterhelésen azt a sugárterhelést értjük, ami a környezetünkben lévő radioaktív anyagok (mint külső sugárforrások) sugárzásából adódóan kívülről éri a szervezetet. Ilyen pl. az ún. földsugárzás, ami a talajban lévő radioaktív anyagok sugárzására vezethető vissza. Belső sugárterhelés viszont akkor jelentkezik, ha a radioaktív anyagok a szervezetbe bejutottak, s így a belső szöveteket is jelentős sugárdózis érheti. Az élelmiszerek radioaktivitásának, radioaktív szennyezettségének ismerete éppen azért fontos, mert az egyes radioaktív izotópok nemcsak bejutnak, azaz inkorporálódnak, hanem a biológiai felezési időtől függően hosszabb-rövidebb ideig akumulálódhatnak is az egyes szervekben, szövetekben, s ott tartós sugárterhelést okozhatnak.

Természetes radioaktivitás

Bolygónkon a természetes eredetű radioaktív izotópokat három különböző osztályba soroljuk. Az első osztályt azok az izotópok képezik, amelyek kozmikus sugárzás hatására képződnek. E radioaktív izotópok felezési ideje viszonylag rövid, lebomlásuk tehát gyors.

A második osztályba azok a hosszú felezési idejű izotópok tartoznak, amelyek akkor képződtek, amikor földünk már önálló bolygóként létezett. Az első és a második osztályba sorolt radioaktív izotópokat az 1. táblázat mutatja. Ezek az izotópok valamennyien a könnyű és a közepes tömegű radionuklidokhoz tartoznak. Közülük — mint később látni fogjuk — kiemelkedő jelentősége van a 40-es tömegszámú káliumizotópnak (^{40}K), amely általában az élelmiszerek természetes eredetű aktivitásának döntő hányadát képezi.

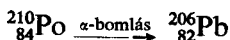
A harmadik osztályt az ún. nehéz magok alkotják, ezek kiindulási izotópjai (őselemei) már bolygónk képződésének kozmogóniai időszakában is léteztek. E csoport izotópjai a természetben viszonylag jelentős mennyiségben előforduló három radioaktív izotóp, mégpedig

1. táblázat. Könnyű és közepes tömegű természetes radioaktív izotópok

Radioaktív izotóp	Százalékos izotóparány az elemben	Felezési idő (év)	Kibocsátott sugárzás
^3H	változó	12,3	β^-
^7Be	változó	0,15	γ
^{14}C	változó	5570	β^-
^{22}Na	változó	2,6	β^+, γ
^{24}Na	változó	0,0017	β^-, γ
^{40}K	0,0119	$1,3 \cdot 10^9$	β^-, γ
^{50}V	0,25	$4 \cdot 10^{14}$	γ
^{87}Rb	27,85	$6 \cdot 10^{10}$	β^-
^{115}In	95,77	$6 \cdot 10^{14}$	β^-
^{138}La	0,089	$2 \cdot 10^{11}$	β^-, γ
^{144}Nd	23,87	$1,5 \cdot 10^{15}$	α
^{150}Nd	5,60	$1,0 \cdot 10^{15}$	β^-
^{147}Sm	15,07	$1,2 \cdot 10^{11}$	α
^{176}Lu	2,60	$2,1 \cdot 10^{10}$	β^-, γ
^{187}Re	62,93	$5 \cdot 10^{10}$	β^-

a ^{232}Th , a ^{238}U és ^{235}U valamelyikéből származnak mint azok fokozatos radioaktív bomlásának termékei. A három radioaktív bomlássort (radioaktív családot) tórium-uránium-aktínium sorozatnak is nevezik. A ^{232}Th -, a ^{235}U - és a ^{238}U -izotópokkal kezdődő sorok egymást követő α - és β -bomlásokon keresztül végül stabil izotópokká, az ólom 208, 207 és 206 tömegszámú inaktív izotópjává (^{208}Pb , ^{207}Pb , ^{206}Pb) alakulnak.

E nagy tömegszámú, természetes eredetű radioaktív izotópok közül a ^{226}Ra és leányelemei a legelterjedtebbek, s az élő szervezetek külső és belső sugárterhelését vizsgálva elsősorban ezek jelenlétével kell számolnunk. A rádium (^{226}Ra) — mivel kémiaiilag a kalciumhoz hasonló — főleg a csontrendszerben halmozódik fel. Felezési ideje kb. 1600 év, s α -sugárzás kibocsátásával radonná alakul, amely ugyancsak α -sugárzó nemesgáz. Ennek a bomlási sornak a terméke a ^{210}Pb -izotóp (ez β - és γ -sugárzó), valamint az α -sugárzó ^{210}Po (polónium) is. A ^{210}Po az utolsó radioaktív elem a sorban, hiszen bomlása



stabil ólomizotópot hoz létre.

Mesterséges eredetű radioaktivitás.

Az atomrobbanási kísérletek és nukleáris berendezések környezetszennyező hatása

Az atomenergia felhasználása eddig jelentős mérvű radioaktív szennyeződéssel járt együtt, így ma környezetünket nagyon sokféle, mesterséges eredetű radioaktív izotóp is szennyezi. Ezek egy része (pl. ^3H , ^{14}C) — mint már említettük — természetes körülmények között is előfordul a bioszférában, azonban a döntő hányadot a mesterséges eredetű szennyezettség képezi. A természetes háttérszint ugyanis egy viszonylag alacsony szintű, egyensúlyi aktivitásérték, s ehhez gyakran ennél sokkal nagyobb, mesterséges eredetű aktivitáshányad adódik. A talajvizek, a felszíni vizek természetes trícium- (^3H)-aktivitása pl.

1 Bq/liter érték alatti, pedig a 60-as évek elején, az intenzív légköri atomfegyver-kísérletek időszakában, a 100 Bq/liter értéket is meghaladta.

A mesterséges eredetű sugárzó izotópok a következő forrásokból származhatnak:

- nukleáris robbantásoktól,
- atomtechnikai létesítmények kibocsátásából,
- izotóplaboratóriumokból.

A környezet sugárszennyezettségének kialakulásában végső soron a légköri atomfegyver-kísérletek játszották a legnagyobb szerepet. A nagy energiájú robbantások alkalmával ugyanis — függetlenül attól, hogy földfelszíni, légköri vagy magaslégköri atomrobbantás volt — a kialakuló atomfelhőbe kerülő radioaktív anyagok tekintélyes része a sztratoszférába emelkedik, s onnan lassú ülepedés következtében a radioaktív izotópok a Föld bármely helyére eljuthatnak. Miután a sugárzó izotópok a sztratoszférában meglehetősen nagy, mintegy 20—25 m/s sebességgel áramlanak, egy-két héttel az atomrobbantási kísérlet után a hasadási termékek már a robbantás helyétől igen nagy távolságra, több ezer km-re vett levegő-, illetve csapadékmintákban is kimutathatók.

Az atomrobbantáskor keletkező radioaktív izotópok — eredetük alapján — három csoportba sorolhatók:

- a töltet szétszóródott, maghasadásban részt nem vett része,
- a maghasadást kísérő neutronsugárzás következtében a környező anyagokban (pl. bombaköpenyben, talajban, levegőben) magreakciók révén keletkező sugárzó izotópokra,
- hasadási termékekre.

Mind veszélyességüket, mind mennyiségüket tekintve, ezek közül a hasadási termékek a legmeghatározóbbak. A hasadás során igen sokféle primer hasadási termék keletkezik, ezek tömegszáma 70 és 170 között van. A hasadási termékek többnyire három-négy tagú bomlási sorokon keresztül, β - és γ -sugárzás kibocsátásával stabilizálódnak. A hasadási termékeknek a felezési idő függvényében való megoszlásáról a 2. táblázat tájékoztat. Látható, hogy a nukleáris robbantás során keletkező hasadási termékek legnagyobb része — szerencsére — egy napnál rövidebb felezési idejű.

2. táblázat Nukleáris robbantás során keletkező hasadási termékek megoszlása a felezési idő függvényében

Felezési idő	A radioaktív izotópok száma
1 napnál rövidebb	131
1—10 nap	17
10—30 nap	9
30 nap—1 év	12
1—10 év	7
10—100 év	3
100 évnél hosszabb	10

A keletkezett radioaktív izotópok mennyiségi arányuk, felezési idejük, toxicitásuk stb. különbözősége folytán nem egyformán veszélyesek. A bioszféra radioaktív kontaminációjában jelentősebb szerepet játszó izotópokat és ezek jellemző tulajdonságait a 3. táblázatban összesítjük.

3. táblázat. A radioaktív kontaminációt okozó fontosabb izotópok

Izotóp	Fizikai felezési idő	Legvalószínűbb sugárzási energia (MeV)		
		β max	γ	α
^3H	12,3 év	0,02		
^{14}C	5570 év	0,16		
^{85}Kr	10,8 év	0,67	0,52	
^{89}Sr	50,4 nap	1,46		
^{90}Sr	28 év	0,54		
^{90}Y	64,2 óra	2,26		
^{91}Y	58 nap	1,53	1,21	
^{95}Zr	65 nap	0,40	0,73	
^{95}Nb	35 nap	0,16	0,76	
^{106}Ru	1 év	0,04		
^{106}Rh	30 s	3,60	0,51	
^{129}I	$1,72 \cdot 10^7$ év	0,15	0,04	
^{131}I	8,1 nap	0,61	0,36	
^{134}Cs	2,3 év	0,66	0,80	
^{137}Cs	30 év	0,51	0,66	
^{140}Ba	12,8 nap	1,02	0,03	



Izotóp	Fizikai felezési idő	Legvalószínűbb sugárzási energia (MEV)		
		β max	γ	α
^{140}La	40,2 óra	1,36	1,60	
^{144}Ce	285 nap	0,32	0,13	
^{144}Pr	17,5 perc	2,98	0,69	
^{147}Pm	2,6 év	0,22		
^{147}Nd	11,1 nap	0,81	0,09	
^{239}Pu	$2,44 \cdot 10^4$ év		0,05	5,15
^{240}Pu	6580 év		0,04	5,16

A különböző radioaktív izotópok veszélyessége nagyon sok tényezőtől — hasadási hozamtól, a dozimetriai jellemzőt meghatározó sugárzásfajtajától és -energiától, a fizikai és a biológiai felezési időtől, a növényekbe, az állati és az emberi szövetekbe, illetve szervezetbe való beépülés arányától — függ. E tényezők figyelembevételével megállapítható, hogy tartós sugárterhelést — a 3. táblázatban felsorolt radioizotópok közül — mindössze a ^{14}C , a ^{90}Sr és a ^{137}Cs okoz.

A hasadási termékek közül feltétlenül meg kell még említenünk a ^{95}Zr -, a ^{106}Ru -, a ^{140}Ba - és a ^{144}Ce -izotópokat, illetve ezek radioaktív leányelemeit, a ^{95}Nb -, a ^{106}Rh -, a ^{140}La - és a ^{144}Pr -izotópokat, valamint a ^{89}Sr -, ^{134}Cs - és ^{131}I -izotópokat. Ezek az izotópok azonban — viszonylag rövid felezési idejük miatt — csupán az atomrobbantási kísérletet követő néhány hónapban jelentenek veszélyt, később lebomlásuk miatt egyre kevésbé szennyezik a légteret. A felsorolt izotópok egyébként jól mérhetőek voltak a csernobili balesetet követő időszakban a Magyarországon vett levegő-, csapadék-, talaj- és élelmiszer-mintákban is.

A bioszféra radioaktív anyagokkal való elszennyeződésében az atomerőművek, az atomreaktorok szerepe sem elhanyagolható, hiszen esetenként az atmoszférába s a felszíni vizekbe viszonylag jelentős mennyiségű aktív anyagot juttatnak. Természetesen az atomtechnikai létesítmények radioaktív kibocsátása szigorú normákhoz kötött, így normális üzemi viszonyok között az atomerőművekből csak olyan folyékony vagy légnemű radioaktív hulladék kerülhet ki, amelynek aktivitása határérték alatti. Sajnos Csernobil esetében nem erről volt szó,

ott ugyanis a baleset során megsérült az aktív zóna, s belőle igen nagy mennyiségű aktív anyag jutott a légtérbe.

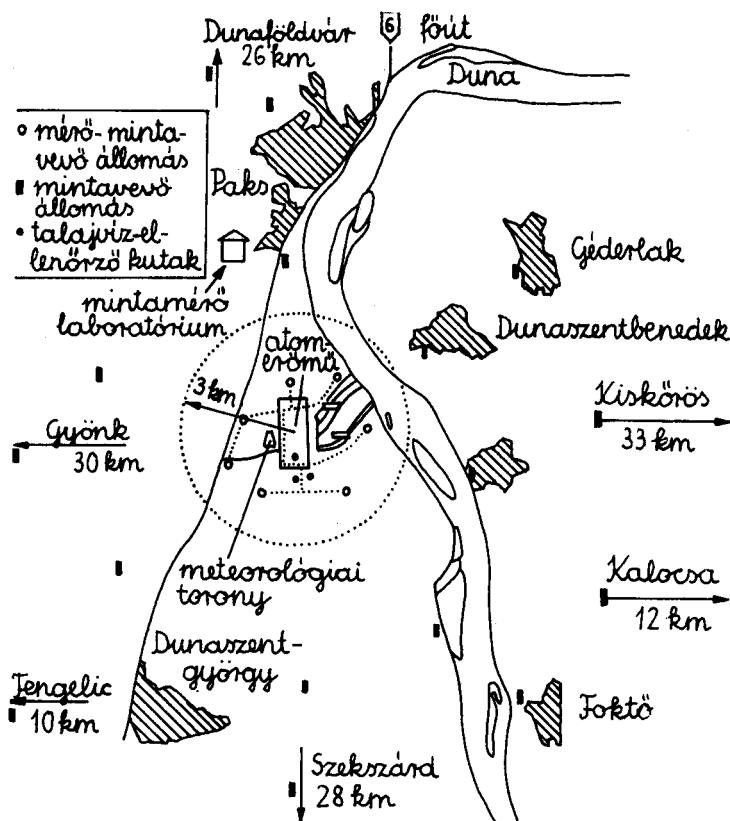
Jelenleg a világon csaknem 400 energiatermelő atomreaktor működik (a kutatási célokat szolgáló reaktorok száma ennél több), s a világ elektromosenergia-szükségletének több mint 15%-át atomenergiából fedezzük. Igaz, hogy bár elvileg tervezhető atomerőmű tetszőlegesen kicsiny radioaktív kibocsátására is, a gyakorlatban olyan erőműveket építenek (a konkurenciaképesség megtartása céljából), amelyek költsége még elfogadható, de kielégítik egyúttal a sugárvédelmi előírásokat is.

Magyarországon a PAV reaktorán kívül még két kisebb reaktor működik, az egyik a KFKI-ban, főleg kutatási és izotóp-előállítási célra, a másik a BME tanreaktora, főleg oktatási célra. Mindhárom reaktor a legszigorúbb biztonságtechnikai előírásokat is kielégíti, s miután moderátorként vizet alkalmaznak — ellentétben a csernobili atomerőművel, ahol a neutronok lassítására grafitmoderátort használtak —, a csernobili balesethez hasonló tüzeset nem fordulhat elő. Tájékoztatóul a 4. táblázatban megadjuk egy 440 MW_e teljesítményű erőmű — ilyen teljesítményű blokkokból épült a paksi erőmű is — egyéves üzemelése során keletkező főbb hasadási termékek aktivitását. Az ábrán pedig a Paksi Atomerőmű környezet-ellenőrző rendszere látható.

4. táblázat. 444 MWe teljesítményű könnyűvízes erőmű egyévi üzemelése során a fűtőelemekben keletkezett hasadási termékek aktivitása

Radioaktív izotóp	Aktivitás (Bq)
Összes	$2,7 \cdot 10^{19}$
Illékony nemesgáz-izotópok	$5,6 \cdot 10^{18}$
¹³¹ I	$5,6 \cdot 10^{17}$
⁸⁹ Sr	$1,1 \cdot 10^{18}$
⁹⁰ Sr	$1,9 \cdot 10^{16}$
¹³⁷ Cs	$1,8 \cdot 10^{16}$
¹⁴⁴ Ce	$5,2 \cdot 10^{16}$

Végül megemlítjük, hogy az utóbbi években a világ szinte minden országában jelentősen nőtt a radioaktív izotópokat felhasználó munkahelyek száma. Az aktív hulladékok nem megfelelő kezeléséből, illetve gondatlanságból is bekövetkezhet szennyeződés.



A mezőgazdasági termékek, élelmiszerek radioaktivitása, a radioaktív szennyeződés bekerülése az élelmi anyagokba

Az emberi szervezetbe jutó radioaktív anyagok zöme élelmiszereinkkel, kisebb része az ivóvízzel, s többnyire elhanyagolható aránya közvetlen belégzéssel, inhalációval kerül a szervezetbe, majd ezt követően a kérdéses radioizotóp fizikai és biológiai felezési idejének megfelelően ürül a szervezetből. A fizikai felezési idő — mint említettük — azt az időtartamot jelzi, amely alatt az adott radioaktív izotóp aktivitása a felére csökken. Nyilvánvaló, hogy fizikai felezési idejük csak a sugárzóképes, aktív anyagoknak van. A biológiai felezési idő már élettani fogalom, az az időtartam, amennyi idő alatt szervezetbe jutott anyag fele — az anyagcsere-folyamatok következtében — kicserélődik. Biológiai felezési idejük a radioaktív és az inaktív anyagoknak, elemeknek is van, s ugyanazon elemre vonatkozóan az egyes izotópok biológiai felezési ideje lényegében azonos. Kémiai és biológiai szempontból ugyanis ugyanazon elem inaktív és aktív izotópjai között gyakorlatilag nincs különbség, mindegyik izotóp kémiai jellegének megfelelően vesz részt a biokémiai, fiziológiai folyamatokban, különbség csupán radiokémiai, sugárhatás-biológiai szempontból van.

Magától értetődő, hogy abban az esetben, ha a szervezetbe bekerül valamilyen radioaktív anyag, akkor annak kiürülése, azaz az aktív anyag eltávozási sebessége a biológiai felezési idő függvénye. Természetesen ez alatt az idő alatt az aktivitás a fizikai felezési időnek megfelelő sebességgel, azaz a radioaktív izotóp elbomlási sebességének megfelelően is csökken. Éppen ezért a szervezetbe jutott radioaktív izotóp esetében az ún. effektív, azaz tényleges felezési idő fogalmat használjuk ($T_{1/2\text{eff.}}$), ami a fizikai felezési idő ($T_{1/2\text{fiz.}}$) és a biológiai felezési idő ($T_{1/2\text{biol.}}$) függvénye:

$$T_{1/2 \text{ eff.}} = \frac{T_{1/2 \text{ fiz.}} \cdot T_{1/2 \text{ biol.}}}{T_{1/2 \text{ fiz.}} + T_{1/2 \text{ biol.}}}$$

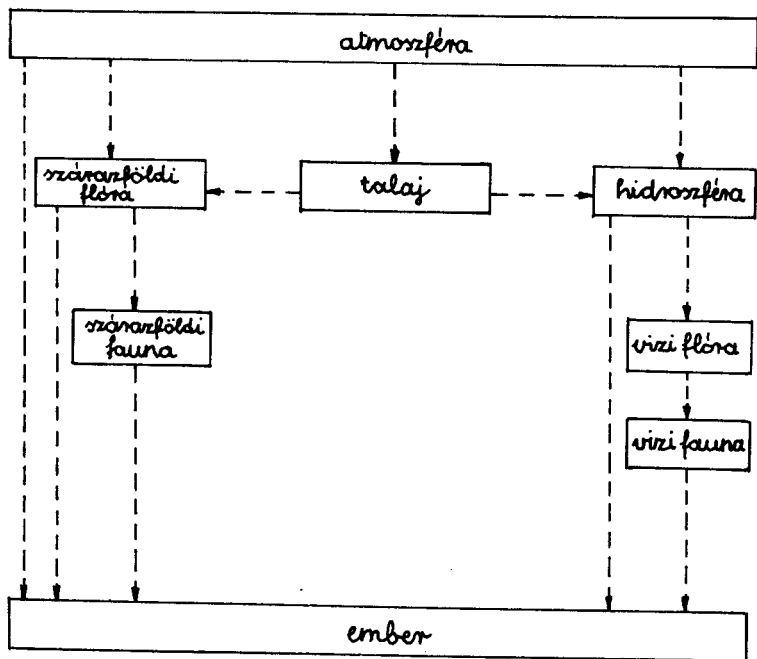
A képletből látható, hogy az effektív felezési idő hányadost úgy kapjuk, hogy a felezési idők szorzatát a felezési idők összegével osztjuk. Szemléletes példával megvilágítva, ha a fizikai felezési időre és a biológiai felezési időre is 100-100 napot tételezünk fel, akkor effektív fele-

zési időként $\frac{100 \cdot 100}{100 + 100} = \frac{10\,000}{200} = 50$ nap adódik. Az is megállapítható,

hogy nagyon hosszú fizikai felezési idejű izotópoknál (pl. ^{90}Sr , ^{137}Cs) a szervezetben lévő aktív anyag kikerülésének sebességét egyértelműen a biológiai felezési idő határozza meg, azaz az effektív felezési idő alig valamivel kisebb, mint a biológiai feleződés időszükséglete. A biológiai felezési idő egyébként jelentős mértékben függ olyan tényezőktől, mint az életkor, a nem, a testtömeg, az egészségi állapot, a táplálkozási szokások stb. Az mindenestre tény, hogy gyermekkorban a beépülés és a kicserélődés üteme gyorsabb.

Az előbbi arányoknak a fordítottja is előfordul, hiszen gyakran a viszonylag gyors fizikai feleződés miatt az effektív felezési idő lényegében nem függ a biológiai felezési időtől. A ^{131}I -izotóp fizikai felezési ideje pl. 8,1 nap, effektív felezési ideje a pajzsmirigyben pedig 7,6 nap.

A következőkben röviden megismerkedünk azokkal a tényezőkkel, amelyek az élelmiszerek radioaktivitását befolyásolják. Igyekeztünk rámutatni egyúttal azokra a meglehetősen bonyolult, többirányú kölcsönhatásokra is, amelyek a levegő—víz—talaj—növény—állat—ember komplex biológiai lánc egyes elemei között felléphetnek. Az ábrán mutatjuk be a radioaktív anyagok migrációját az atmoszférából a bioszféra elemeibe.



A növényi eredetű élelmiszerek radioaktivitása

A növények, illetve a növényi eredetű élelmiszerek radioaktivitását a talajból, valamint közvetlenül a levélzeten át felvett radioaktív anyagok mennyisége határozza meg.

A növények az ásványi anyagokat — köztük egyes radioaktív izotópokat — a gyökérzeten át a talajból veszik fel. A talajban lévő radioaktív anyagok egy része természetes eredetű, másik fele pedig a radioaktív szennyezettség révén jut a talajba. A szennyeződés mértéke a földrajzi helytől és a domborzati viszonyoktól függ. A sivatagos és fél-sivatagos területeket kivéve a szennyező radioaktív izotópok túlnyomórészt csapadékkal (esővel, hóval) jutnak a talajfelszínre, és csak kisebb arányuk származik száraz kihullásból, ún. gravitációs kiszóródásból. Magyarországon pl. az atmoszférából a csapadékkal jut a földfelszínre a radioaktív anyagok 80—90%-a.

A talajfelszínre jutó radioaktív izotópok megkötődésében, a talaj mélyebb rétegei felé irányuló vándorlásában igen nagy szerepe van a talaj mechanikai jellemzőinek, szemcseméret-eloszlásának és kémiai összetételének. A könnyű, laza szerkezetű talajokban (pl. homokban) a radioizotópok lejutása gyorsabb, a kötött talajokban (pl. agyagban) a radioaktív izotópok viszont csak nagyon lassan hatolnak a gyökérzóna irányába.

A talaj tartós radioaktív szennyezettségének nagy részét a ^{90}Sr - és a ^{137}Cs -izotópok aktivitása okozza. Az említett két izotópon kívül — főleg akkor, ha a szennyeződés nem túl régi atomrobbantási kísérlet vagy atomerőmű-emisszió következménye — jelentős lehet még a ^{89}Sr és a ^{134}Cs aktivitása is. Ezekon kívül számos más radioaktív izotóp — pl. ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{140}Ba , ^{239}Pu — is szennyezi a talajt, ezek azonban olyan erősen kötődnek meg, hogy a növényzetbe csupán elenyésző hányaduk jut.

A művelt, valamint a mezőgazdaságilag nem művelt talajokban is különböző a radioaktív anyagok függőleges eloszlása. Réteken, legelőkön pl. az atmoszférából kiszóródó, s főleg a csapadékvízzel a talajra jutó radioaktív izotópok a legfelső talajrétegben halmozódnak fel, s koncentrációjuk hatványozottan csökken a mélyebben lévő rétegek irányába. A ^{90}Sr egyébként gyorsabban mozog, mint a ^{137}Cs , amelynek több mint 90%-a még több év után is a legfelső, 1—2 cm-es talajrétegben található. Ezzel szemben szántóföldeken vagy forgatott talajú kiskertekben a mechanikai keveredés következtében a talajfelszín felső, 20—30 cm-es rétege megközelítőleg azonos szennyezettségű.

A talajból a növényekbe jutó radioaktív izotópok mennyisége számos tényező függvénye (ezeket itt részleteiben nem tárgyaljuk, de a lényegesebbeket felsoroljuk):

- a talaj szerkezete, kötöttsége, mechanikai összetétele,
- a talaj vízellátottsága,
- a talaj kémiai összetétele, szervesanyag-tartalma, tápanyag-ellátottsága,
- az alkalmazott agrotechnikai és agrokémiai eljárások,
- a vegetáció faja, fajtája, sűrűsége,
- a növények gyökérmélysége, a föld alatti és a föld feletti növényi részek aránya,

— a vegetációs időszak hossza, az időjárási, meteorológiai viszonyok.

A radioaktív stronciumizotópnak a talajból a növényzetbe való jutása igen nagy mértékben függ a talaj inaktív stroncium-tartalmától, valamint a vízben oldható, tehát a növények számára felvehető kalciumtartalomtól. Kémiai, illetve biokémiai szempontból ugyanis a radioaktív és a stabil stroncium azonosan viselkedik, tehát olyan talajokból, amelyek viszonylag sok inaktív stronciumot tartalmaznak, a növények csak kevés radioaktív stronciumot képesek a gyökérzetten át felvenni. Lényegében hasonló a helyzet a kalcium esetében is, hiszen a stroncium és a kalcium kémiaileg nagyon hasonló tulajdonságú. Így, ha a talajban sok a kalcium, a növények csak kevés radioaktív stronciumot vesznek fel.

A tartós sugárszennyezettséget okozó céziumizotópok nagy része közvetlenül a levélzetten át jut a növényekbe. A talaj ugyanis igen erőteljesen köti meg a céziumot, s emiatt a gyökérzetten keresztül csak kis mennyiségű radioaktív céziumot tudnak a növények felvenni. Az előzőekben leírt okok miatt még ez a kis mennyiség is csökkenthető, ha a talaj inaktív céziumban és káliumban gazdag, ugyanis kémiaileg a cézium a káliumhoz hasonló. Egyébként akkor, ha a talaj humuszban gazdag — a szerves anyagok ugyanis gátolják a cézium agyagásványokhoz való kötődését —, jelentősen megnőhet a talajból a növényekbe jutó radiocézium mennyisége.

Említettük, hogy a radioaktív anyagokat a növények nem csupán a talajból, hanem közvetlenül a levélzetten át (pl. a radioaktív izotópokat tartalmazó csapadékvízből) is felvehetik. Lényegében a növények valamennyi olyan komponenst, amit a talajból a gyökérzetten át szívnak fel, a levélzetten át is felvehetik. Ezen alapul egyébként a mezőgazdasági gyakorlatban régóta eredményesen alkalmazott levéltrágyázás, amelynek során főleg olyan mikroelemeket permeteznek a levelekre, amelyekből a talaj hiányos.

Egyes radioaktív izotópok szinte kizárólag csak közvetlen úton, tehát a levélzetten át jutnak a növényi szövetekbe. A ^{137}Cs esetében pl. ez az arány a 95%-ot is elérheti, azaz a levélzetten át felvetthez viszonyítva a talajból felvett radiocézium mennyisége többnyire elhanyagolható.

Magyarországon minden megyére kiterjedően a MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózata végzi rendszeresen különböző mezőgazdasági termékek és élelmiszerek radioaktivitásának vizsgálatát. Az 1980-ban végzett paraj-, saláta- és sóskavizsgálatok összesített eredményeiről az 5. táblázat nyújt információt. A táblázatban szereplő összes β -aktivitás a növények elhamvasztásával kapott hamuban lévő összes β -sugárzó izotóp aktivitását jelzi, az ún. fémionfrakció-aktivitás pedig a mesterséges eredetű szennyezettségre utal, s pl. a ^{90}Sr -izotóp aktivitását mutatja. Látható, hogy az összes β -aktivitás mintegy 80–90%-át a természetes eredetű ^{40}K -izotóp aktivitása okozza, s így a közvetlen környezet sugárszennyezettsége nagyságrendileg kisebb, mint az összes természetes eredetű radioaktivitás. Az 5. táblázat adatai azt is bizonyítják, hogy az adatok szórása, azaz az egyes minták közötti eltérések a fémionfrakció esetében lényegesen nagyobbak, mint az összes β -aktivitás vagy a ^{40}K -aktivitás esetében. Ennek az az oka, hogy az ország különböző területeiről származó növények radioaktív szennyezettsége szignifikánsan eltérő lehet.

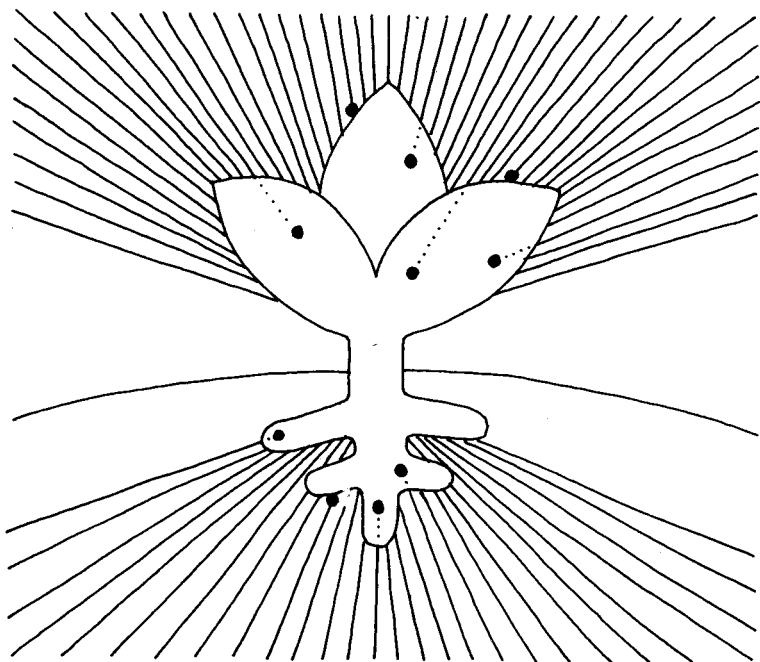
5. táblázat. A MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózat által 1980-ban végzett paraj-, saláta- és sóskavizsgálatok összesített eredményei

Minta	Minta-szám	Évszak	Aktivitás, mBq/g szárazanyag			^{40}K : összes β (%)
			összes β	^{40}K	fémionfrakció	
Paraj	56	tavaszi	2304 ± 579	1994 ± 514	52 ± 29	87
	63	ősz	2442 ± 693	2017 ± 531	58 ± 41	83
Saláta	53	tavaszi	2208 ± 665	1881 ± 339	45 ± 23	85
	54	ősz	2102 ± 351	1723 ± 273	54 ± 24	82
Sóska	52	tavaszi	1560 ± 390	1413 ± 370	42 ± 23	91
	63	ősz	1712 ± 428	1394 ± 311	52 ± 34	81
Átlagos %-os szórás			25,1	22,4	57,0	

Az, hogy a különböző növényi részek milyen mértékben tartalmaznak radioaktív izotópokat, az attól is függ, hogy vegetatív vagy generatív részről van-e szó, illetve mennyi a vizsgálat tárgyát képező nö-

vényi rész ásványianyag- (hamu-) tartalma. Általában a reproduktív részek kevésbé szennyezettek radioaktív anyagokkal, mint a vegetatív részek, s így pl. a gabonafélék szemtermésének radioaktivitása sokkal kisebb, mint a szárban vagy levélzetben (szalmában) lévő radioaktív izotópok mennyisége.

A radiostroncium- vagy radiocézium-szennyezettséget illetően meghatározó tényező pl. a növény kalcium-, illetve káliumtartalma. A kalcium és a stroncium, illetve a kálium és a cézium kémiai hasonlóság miatt pl. közös rendszert képez a növényekben, s ebből adódóan pl. a sok kalciumot tartalmazó növényeknek várhatóan több lesz a radioaktívstroncium-tartalma. Hasonló a helyzet a kálium és a radioaktív cézium esetében. Ezt a megállapítást támasztják alá a 6. táblázat adatai is, amelyek az 1980-ban végzett ^{90}Sr - és ^{137}Cs -aktivitás-mérések



eredményeit mutatják az előző táblázatban ismertetett indikátornövényekre. Látható pl., hogy szárazanyag-tartalomra számítva a paraj ^{90}Sr -aktivitása jelentősen nagyobb, mint a sóskáé. Ha viszont a viszonyítási alap a kalciumtartalom, akkor az eltérés már lényegesen kisebb, mivel a paraj jóval több kalciumot vesz föl, mint a sóska.

Az 5. és 6. táblázat adatainak összevetése alapján megállapítható, hogy 1980-ban a ^{90}Sr -, és a ^{137}Cs -aktivitás az összes β -aktivitásnak csupán 1—2%-át képezte. Ehhez hasonló arányok voltak mérhetőek Magyarországon 1965 és 1986 között is 1975 kivételével, amikor ősszel — a kínai nukleáris robbantás hatására — jelentősen megnőtt a mesterséges eredetű sugárszennyezettségre utaló aktivitáshányad. 1962-ben és 1963-ban viszont nagyon magas kontaminációs szintek voltak mérhetőek egész Európában, illetve az egész világon, a korábbi nagyszámú légköri vagy magaslégtéri atomfegyver-kísérlet következtében. Éppen ez a nagymérvű sugárszennyezettség-növekedés készítette az atomhatalmakat arra, hogy 1963-ban Moszkvában atomsorompó-egyezményt írjanak alá. Ez volt az ún. részleges atomcsendegyezmény, s azért részleges, mert a föld alatti nukleáris robbantási kísérletekre nem vonatkozott. Sajnos nem minden ország csatlakozott az egyezményhez, s a kínai, a francia és az indiai atomfegyver-kísérleti robbantások késleltették a bioszféra szennyező radioaktív izotóptól való megtisztulását.

Hasonló radioaktív szennyeződést okozott 1986-ban a csernobili atomerőmű-baleset is több észak-, közép- és kelet-európai országban. A szennyezettségi szintek nagymértékben emelkedtek, s a ^{90}Sr - és ^{137}Cs -aktivitás növekedésén kívül jól mérhetőek voltak olyan, viszonylag rövid felezési idejű izotópok is, mint pl. a ^{89}Sr , a ^{95}Zr , a ^{106}Ru , a

6. táblázat. A MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózat által 1980-ban végzett ^{90}Sr - és ^{137}Cs -aktivitásmérések eredményei parajra, salátára és sóskára

Minta	^{90}Sr -aktivitás		^{137}Cs -aktivitás	
	mBq/g szárazanyag	mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag	mBq/g K
Paraj	22 ± 13	1330 ± 893	27 ± 26	478 ± 337
Saláta	20 ± 6	1440 ± 200	27 ± 8	600 ± 737
Sóska	11 ± 5	875 ± 451	21 ± 12	665 ± 363

^{134}Cs , a ^{140}Ba , a ^{144}Ce , illetve ezek leányelemei. Mivel azonban csak viszonylag rövid időn keresztül jutottak radioaktív anyagok a légterbe (az atmoszférába irányuló radioaktív emisszióknak nincs utánpótlása), tartós szennyeződéssel Magyarországon nem kell számolni. Az kétségtelen, hogy az 1986 májusában vett növényi minták radioaktivitása többszöröse volt a korábbi időszakban megvizsgáltakénak, de ez a növekedés kizárólag a levélzetten át közvetlenül történő radioaktív-anyag-felvétellel magyarázható. A lehulló csapadék kimosta a légteret, s így onnan — mivel újabb szennyezéstől nem kell tartani — nem jut újabb aktív anyag a földfelszínre. A talajra jutott, illetve a növényekről a talajfelszínre kerülő radioaktív izotópok pedig — mint említettük — csak igen lassan mozognak a mélyebben fekvő talajrétegek felé, s csak igen lassan és nagyon kis arányban érik el a gyökérzónát. Így egészen biztos, hogy a csernobili balesetből adódó, a talajból a növényekbe irányuló radioaktívanyag-felvétel hazánkban minimális mérvű lesz.

Hangsúlyozni kívánjuk, hogy nukleáris robbantás vagy reaktor-baleset után az első néhány héten a radioaktív jódizotópok (^{131}I , ^{133}I , ^{135}I) jelentik a legnagyobb sugárzási veszélyt. Ezek az izotópok csak a troposzférikus és a helyi korai kiszóródásból származnak, tehát a növekvő és a később beérő növényzetre nem jelentenek veszélyt. Hatásuk csaknem kizárólag felületi szennyeződésként jelentkezik. A csernobili baleset kapcsán pl. hazánkban május elején a vizsgált növényi minták aktivitásának mintegy 50%-a származott a ^{131}I -izotóptól.

Az állati eredetű élelmiszerek radioaktivitása

Az állati szervezetek radioaktivitását, s a táplálkozási láncon keresztül az egyes radioaktív izotópok beépülését az állatok testszövetébe elsősorban a növényzet szennyezettsége határozza meg. Még akkor is ez a helyzet, ha nem növényevő, hanem húsevő ragadozó állatról van szó, bár az eltérő táplálkozású állatok testszövetei között az egyes radioaktív izotópok koncentrációját tekintve jelentős különbségek lehetnek.

A húsevő állatok szöveteiben akkumulálódó radioaktív izotópok mennyisége is végső soron a növényzet szennyezettségének függvénye, hiszen a táplálkozási láncot tekintve az előző lépcsőfok növényevő állat, s ennek radioaktivitása már jórészt a növényzet radioaktivitása, illetve annak változása függvényében alakul. Az a radioaktivitás, ami a levegőből vagy az ivóvízből jut az állat szervezetébe, a takarmányként vagy táplálékként elfogyasztott növényi részek sugárszennyezettségén kívül — általában — elhanyagolható, illetve lényegesen kisebb.

Ismeretes, hogy a biológiai láncfolyamatban a tápláléklánc egyik eleméből a másikba való átmenet, az anyagszállítás során az egyes kémiai elemek, izotópok viszonylagos töménysége megváltozik. A változás mértékét számos tényező befolyásolja: a növény-állat, illetve takarmány-állat biológiai rendszer radioaktivitási viszonyaiban az állati szervezetek szerepe (diszkriminációs tényezője) a meghatározó. Ez a meghatározó szerep arra utal, hogy a takarmányból, illetve a táplálékból az állat milyen arányban építi be saját testszöveteibe az egyes radioaktív izotópokat.

Az egyes elemek diszkriminációs faktora nagyon különböző. A stronciumnak a kalciumhoz viszonyított aránya pl. az állati testszövetekben nagyságrendileg kisebb, mint az állatok által fogyasztott takarmányban.

A tehéntej és a tehenek által fogyasztott takarmány radioaktivitása alapján kiszámítható a diszkriminációs képesség. A stronciumra vonatkozóan a diszkriminációs faktor átlagos értékére 0,103-et mértünk, azaz a tej radiostroncium-szennyezettsége átlagosan csupán 10—11%-a a takarmányénak. A diszkriminációs faktor itt a következő összefüggésből számítható ki:

$$D_{\text{Sr}} = \frac{\text{Sr: Ca a tejben}}{\text{Sr: Ca a takarmányban}}$$

A cézium esetében ilyen hatás nem figyelhető meg, ugyanis az állati testszövetek ^{137}Cs -aktivitása nem kisebb a takarmányokban mérhető aktivitási szintnél. Ebből adódóan — lévén a növényi eredetű takarmányok, illetve élelmiszerek ^{90}Sr - és ^{137}Cs -aktivitása többnyire azonos

nagyságrendű — állati eredetű élelmiszerekben a tartós radioaktív szennyezettséget képviselő izotópok közül a ^{137}Cs aktivitása a meghatározó. A diszkriminációs faktorok ismerete azért is fontos, mert így a növényzet, illetve a takarmány radioaktív szennyezettsége alapján jól becsülhető az állati testszövetek és az élelmiszerek sugárszennyezettsége.

Az elmondottakat támasztják alá a 7. táblázat adatai is, amelyek a párhuzamosan vett tej- és takarmányminták vizsgálatának eredményeit mutatják. Megállapítható pl., hogy a kalciumtartalomra vonatkoztatott ^{90}Sr -aktivitás a tejben csaknem tizedrésze a takarmányénak, s a tömegegységre számított ^{137}Cs -aktivitás négy-ötszöröse a ^{90}Sr -aktivitásnak. Látható az is, hogy az összes β -aktivitás legnagyobb részét itt is a természetes ^{40}K -izotóp aktivitása képezi.

A ^{137}Cs - és ^{90}Sr -szennyezettség arányát tekintve még nagyobb a különbség a húsfélékben. Ennek az az oka, hogy a hús káliumból sokkal többet tartalmaz, mint kalciumból, s már korábban rámutattunk

7. táblázat. A MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózat által 1980-ban végzett tej- és takarmányvizsgálatok eredményei

Jellemző	Tej	Takarmány
Mintaszám	171	171
Összes β -aktivitás mBq/100 g tej, illetve mBq/g szárazanyag	4765 ± 438	748 ± 250
^{40}K -aktivitás mBq/100 g tej, illetve mBq/g szárazanyag	3991 ± 444	593 ± 230
Fémionfrakció-aktivitás mBq/100 g tej, illetve mBq/g szárazanyag	62 ± 127	40 ± 18
Fémionfrakció-aktivitás mBq/g Ca	480 ± 490	3569 ± 1732
^{90}Sr -aktivitás mBq/100 g tej, illetve mBq/g szárazanyag	20 ± 16	20 ± 9
^{90}Sr -aktivitás mBq/g Ca	173 ± 135	1599 ± 374
^{137}Cs -aktivitás mBq/100 g tej, illetve mBq/g szárazanyag	93 ± 46	11 ± 9
^{137}Cs -aktivitás mBq/g K	825 ± 442	580 ± 358

arra, hogy a radiocézium feldúsulása a káliumban dús, a radiostroncium feldúsulása viszont a kalciumban dús élelmiszerekben várható. Az egyes húsfélék között egyébként jelentős különbségek vannak a radioaktív szennyezettséget tekintve. Általában a halak radioaktivitása a legnagyobb, s a marhahúsé is jelentősen meghaladja a sertéshúsét.

Megemlítjük még, hogy a nukleáris robbantásokat követő egy-két héten belül a tejben — legeltetési takarmányozás esetén — főleg a ^{131}I -izotóp feldúsulása várható. A legelők fűvére kihulló, kiszóródó radiojód ugyanis a legelés révén az állat szervezetébe jut, s az nagyon gyorsan ki is választja a tejbe. Abból adódóan viszont, hogy a ^{131}I felezési ideje viszonylag rövid, a tartós radiojód-szennyeződés valószínűsége kicsi. Lényegében ezt támasztották alá a csernobili balesetet követő hazai tejavizsgálatok adatai is, hiszen — bár 1986 májusának elején a tejben igen jelentős szintű ^{131}I -aktivitás volt mérhető — hetente a felére csökkent a tej radioaktív szennyezettsége. Egyébként — mivel a ^{131}I a legeltetés vagy a zöld takarmányok etetése útján gyorsan átjut a tejbe — hazánk lakossága nagyobb dózisterhelésének megelőzésére részleges legeltetési tilalmat, rendszeres tejavizsgálatot, s ez utóbbi alapján a tej szelektálását rendelték el. A nagy jódizotóp-tartalmú tejeket feldolgozásra irányították — sugármentesítés céljából — az elfogadott normaérték alatti aktivitású tejet pedig zacskókba csomagolva, államilag ellenőrzött módon, fogyasztásra engedélyezték.

Az élelmiszerek sugárszennyezettségének csökkentése

A mezőgazdasági termékek és élelmiszerek sugárszennyezettségét egyrészt megelőző (preventív) módszerek alkalmazásával, másrészt a felhasználásra, illetve fogyasztásra kerülő mezőgazdasági termékek, takarmányok, élelmiszerek dekontaminációjával csökkenthetjük.

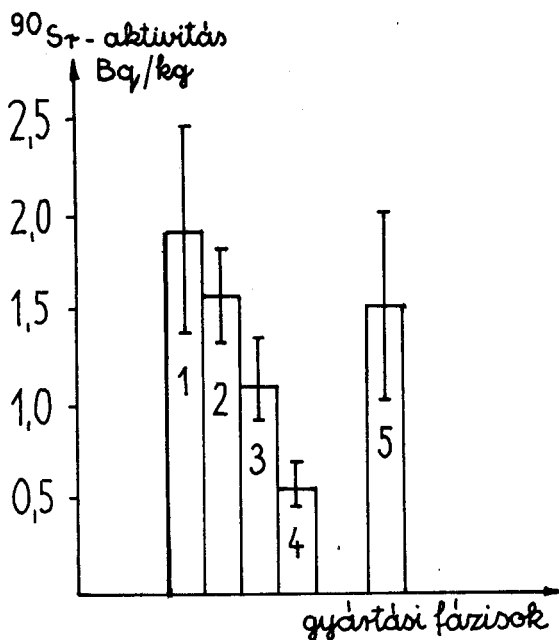
A megelőzéshez tartoznak mindazok az agrotechnikai, agrokémiai módszerek, amelyeknek alkalmazásával csökkenthető a talajból a növényekbe jutó radioaktív anyagok mennyisége. Ilyen módszer pl. a talajok meszezése, amellyel a növények stronciumfelvétele csökkenthető vagy — mivel a radioaktív szennyeződés kisebb vagy nagyobb hányada mindig felületi porszennyeződésből ered — a termékek, élelmiszerek letakarása, fedett térben történő tárolása, tehát a felületi szennyeződés megakadályozása.

Ha a növények sugárszennyezettségének nagy része porszennyeződésből ered, akkor a sugármentesítés jó hatássfokkal végezhető el egyszerű erőteljes vizes mosással is. Csernobil kapcsán pl. ezért hívták fel a hírközlő szervek a hazai lakosság figyelmét arra, hogy a salátát, a parajt stb. bő vízben mossák meg felhasználás előtt. A zöldségfélék és a főzeléknövények esetében a sugármentesítés határfoka jelentékenyen javítható, ha a mosóvíz szerves savakat (pl. borkősavat, citromsavat) is tartalmaz. A cézium egyébként könnyebben eltávolítható, mint a stroncium.

Megemlítjük, hogy a gabonáknál jellegzetes sugármentesítő eljárásnak tekinthető a kiörlés. A radioaktív anyagok ugyanis — az ásványi anyagokkal együtt — főleg a korpában halmozódnak fel, s így a liszt aktivitása a kiörlési fok függvénye. A radioaktívstroncium-tartalom szempontjából pl. legszennyezettebb a korpa, ezt követi a BL—112, aztán a BL—80 s végül a BL—55 jelű búzaliszt. (Ez a számjelölés a búzaliszteknel az ásványianyag-tartalomra utal, s pl. a BL—55 búzaliszt azt a lisztet jelenti, amelynek hamutartalma nem haladhatja meg a 0,55%-ot.)

A mezőgazdasági termékek feldolgozása, tárolása, az élelmiszer-előállítás különböző technológiai folyamatai (mosás, főzés stb.) során a radioaktív szennyezettségi szint jelentősen csökken. Az előfőzés, főzés során igen jelentős ásványianyag- (és radioaktívanyag-) veszteség lép fel, és a kilúgozás következtében a főzővízbe kerül az élelmiszerek ásványi anyagainak kisebb-nagyobb hányada is.

Az ábra a steril zöldborsópüré bébiétel fázisvizsgálatának eredményeit mutatja. A grafiknról megállapítható, hogy az egymást követő technológiai lépések során a ^{90}Sr -aktivitás fokozatosan csökken, s a kész bébiétel ^{90}Sr -szennyezettsége már csak harmada-negyede a zöld-



- 1 nyers zöldborsószem
- 2 zöldborsó késztermék
- 3 passzírozott püré
- 4 steril bébiétel
- 5 passzírozási hulladék

borsó feldolgozás előtti ^{90}Sr -tartalmának. A szárazanyag-tartalomra vonatkoztatva egyébként a zöldborsó hüvelye és szára nagyságrendileg mutat nagyobb fémionfrakció-aktivitást, mint a borsószem.

A sugárszennyezettség csökkentésére a növényi eredetű élelmiszerekhez hasonlóan az állati eredetű termékek esetén is vannak különböző módszerek, amelyek alkalmazásával mérsékelhető a táplálékláncon keresztül az emberi szervezetbe jutó aktív izotópok mennyisége. A húsfélék, húsipari termékek kiülepedésből származó radioaktív szennyeződése megfelelő csomagolóanyagokkal (karton, alufólia, polimer anyagok, paraffinozott papír) megelőzhető. Ha a hús felületére is jutott radioaktív szennyeződés, akkor el kell távolítani a felületi réteget. A megelőzéshez sorolható a különböző védőanyagok alkalmazása is. ^{137}Cs -szennyezettség esetén pl. a takarmányhoz adagolt vascianidokkal elérhető, hogy az állatok tápcsatornájából a cézium ne szívódjon fel.

A sugármentesítési módszerek kiválasztásakor természetesen figyelembe kell venni a szennyező izotópok felezési idejét. Ha a szennyeződést elsősorban viszonylag rövid felezési idejű radioaktív izotópok (pl. ^{131}I , ^{140}Ba) okozzák, akkor a tároláson kívül semmiféle speciális mentesítésre nincs szükség, illetve a sugárszennyezettség csökkentése egyszerű tárolási-tartósítási gondot jelent. Természetesen a hosszú felezési idejű izotópok esetében ilyen megoldás nem jöhet szóba, de erre is vannak különböző módszerek. Ha pl. tej ^{90}Sr -, ^{137}Cs - stb. izotóppal szennyezett, akkor a tejet sajtá, túróvá feldolgozva lehet elfogyasztani, ugyanis a tej ásványi alkotórészeinek — s így a radioaktív anyagoknak is — túlnyomó hányada a savóban marad.

A jelenlegi szennyezettségi szintek — szerencsére — nem teszik szükségessé speciális sugármentesítési eljárások alkalmazását. A mezőgazdasági termékek feldolgozásának, az élelmiszer-előállítás egyes folyamatainak csökkentő módszereire azonban a jelenleginél jóval magasabb radioaktív szennyezettségi viszonyok között szükség lehet. Az egyes műveletek sugármentesítési hatásfokának ismerete lehetővé teszi, hogy magasabb szennyezettségi szintű mezőgazdasági termékből is olyan élelmiszer készüljön, amelynek fogyasztása egészségügyileg még megengedhető, minimális szintű kockázattal jár.

Utószó

Korunk, a XX. század vége, változó, forrongó, ellentmondásokkal, ideológiai, gazdasági ellentétekkel, ökológiai problémákkal zsúfolt. Olyan kor, amelyben már körvonalazódtak az emberiség előtt azok a lehetőségek (pl. számítógépes termelésirányítás, nagyfokú automatizálás, géneszét, korszerű informatika, új energiaforrások), amelyek bolygónkat földi paradicsommá alakíthatják, de azok is, amelyek a pusztulás irányába mutatnak (környezetszennyezés, civilizációs betegségek, nukleáris háború stb.).

Környezetünk radioaktív izotópokkal való elszennyeződése a bioszféra fertőzőségének egyik speciális tényezője. Olyan tényező azonban, amelynek hatása alapvető lehet az emberiség következő generációinak életére is. Éppen ezért létérdek, hogy a légköri, illetve a földfelszíni atomrobbantási kísérleteket végleg beszüntessük, az atomtechnikai létesítmények radioaktív kibocsátását minimalizáljuk, a nukleáris háború kitörését megakadályozzuk. Tény, hogy a nukleáris energia az az energiaforrás, amelynek kihasználására az emberiség egyre nagyobb mértékben kényszerül. Az is tény, hogy az atomerőművek nem elhanyagolható mennyiségű radioaktív anyagot bocsátanak a légkörbe, illetve a felszíni vizekbe. Persze szennyező hatásukat elvileg tetszőlegesen kicsire lehetne csökkenteni, de akkor az így nyert energia — árát tekintve — nem lenne versenyképes sem a hőerőművekből, sem a vízierőművekből nyert energiával. A rendkívül szigorú biztonságtechnikai és sugárvédelmi előírások maradéktalan megtartása biztosítékot ad arra, hogy az atomreaktorok radioaktív szennyező hatására visszavezethető sugárterhelés-növekedés az egészségügyileg még elfogadható kockázati szinten belül maradjon.

Természetesen az atomerőművek radioaktívanyag-kibocsátásáról mondottak üzemi állapotra vonatkoznak, s nem katasztrófhelyzetre. Sajnos abszolút garanciát nem lehet adni arra, hogy az atomerőművekben nem következik be üzemzavar, meghibásodás, netán vészhelyzet. Az azonban bátran állítható, hogy körültekintő tervezéssel és üzemeltetéssel, korszerű biztonságtechnikai rendszerek kiépítésével és rendszeres ellenőrzésével, a sugárvédelmi és sugár-egészségügyi előírások és

rendszabályok megtartásával és minden körülmények közötti megtartásával, s nem utolsósorban a nukleáris létesítmények szakembereinek és személyzetének a legkülönfélébb baleseti szituációkra való felkészítésével és kiképzésével olyan mérvű radioaktív szennyezés, mint ami Csernobilban fordult elő, biztosan meggátolható.

Csernobil nem az első, s nem az utolsó olyan eset volt, amikor egy atomerőműben üzemzavar keletkezett. De ilyen mérvű radioaktív szennyeződés még nem fordult elő, s nem is szabad, hogy előforduljon. Csernobil esete mementó kell hogy legyen, amelyet soha nem szabad felednünk, s mindent meg kell tenni, hogy ilyen vagy hasonló eset ne ismétlődhessen meg. Egyébként néhány évtizeden belül várhatóan már nem atommag-hasadásos, hanem a magfúzió elvén alapuló atomerőművek fogják az energiát szolgáltatni, s ezekben nem keletkeznek hasadási termékek, ezért a környezetünkre sem lesznek olyan veszélyesek.

Végezetül egy adat arra vonatkozóan, hogy a csernobili atomerőmű-baleset következtében mekkora plusz sugárterhelést kapott — külső és belső sugárforrásokból — a magyarországi lakosság. A KFKI Sugár-védelmi Főosztályán végzett mérések, számítások és előzetes becslések alapján a csernobili atomerőmű-szerencsétlenség következtében a sugárterhelés hazánk legszennyezettebb területein élő lakosságra vonatkozóan 1—2 mSv, ami közelítőleg megfelel a magyarországi átlagos természetes sugárterhelés egyéves értékének.

A könyvben előforduló szakkifejezések, rövidítések értelmezése

akkumuláció — felhalmozódás

aktivitás — időegység alatt elbomló aktív magok száma. Egysége a becquerel
1 Bq = 1 bomlás másodpercenként

α -sugárzás (alfa-sugárzás) — ${}^4_2\text{He}^{2+}$ atommagokból álló, nagy ionizáló-, de kis áthatolóképességű sugárzás. Alfa-sugárzó izotóp pl. a ${}^{226}\text{Ra}$

antropogén hatás — az emberi társadalom természetátalakító tevékenységével kapcsolatos tényező

atom — a kémiai elemek építőköve, középpontjában van az atommag, körülötte az elektronehéjak

atomcsendegyezmény — 1963-ban a nukleáris hatalmak Moszkvában egyezményt írtak alá, amelyben kötelezték magukat, hogy a földfelszíni, légköri és magaslégköri nukleáris robbantási kísérleteket beszüntetik

atomerőmű — olyan erőmű, amelyben az energiát nagy teljesítményű atomreaktor szolgáltatja

atomreaktor — olyan berendezés, amely energiatermelésre, izotópok előállítására stb. szolgál, működésének lényege a szabályozott láncreakció. Jelenleg a maghasadás (fisszió) elvén alapuló atomreaktorok üzemelnek; az első reaktort (az ún. atommáglyát) 1942-ben Fermi építette meg. A XXI. században várhatóan már a fúziós erőművek fogják az energiát szolgáltatni, s ezekben nem keletkeznek hasadási termékek

atomrobbantás (nukleáris kísérlet, nukleáris robbantás) — szabályozatlan magreakció, amely a kritikus tömegnél nagyobb tömegben, a másodperc törtrésze alatt végbemenő láncreakciót jelent. Megkülönböztetünk magaslégköri, légköri, felszíni, valamint föld alatti és víz alatti atomrobbantást

β -sugárzás (béta-sugárzás) — elektronokból (vagy pozitronokból) álló, közepes áthatolóképességű és ionizálóhatású sugárzás. Béta-sugárzó izotóp pl. a ${}^{14}\text{C}$

biológiai felezési idő — az az időtartam, amely alatt a szervezetben végbemenő anyagszere-folyamatok következtében a kérdéses elem vagy vegyület fele kicserélődik

BME — Budapesti Műszaki Egyetem

Bq — becquerel, az aktivitás egysége, 1 Bq = 1 bomlás/s

Ci (curie) — az aktivitás régi (1980 előtt használatos) egysége. 1 Ci = $3,7 \cdot 10^{10}$ bomlás/másodperc. 1 Ci = 1 g rádium aktivitása

dekontamináció — szennyezettségmentesítés, sugárszennyezettség-csökkentés

diszkriminációs faktor — az élő szervezetnek az a sajátossága, amellyel a metabo-

lizmus során egyes elemek más elemekhez viszonyított koncentrációját megváltoztatja. Diszkriminálni = megkülönböztetni

DNS — dezoxi-ribonukleinsav, a gének építőköve, az öröklődés molekuláris alapja
dozimétria — dózismérés, a sugárvédelem egyik fontos területe

dózis — a besugárzott anyag térfogatelemével közölt energia és a térfogatelem tömegének hányadosa. Egysége a Gy (gray). $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$. Régi egysége a rad, $1 \text{ rad} = 10^{-2} \text{ Gy}$

dózisegyenérték — az elnyelt dózis és annak biológiai hatékonyságát kifejező minőségi tényező (quality factor) szorzata. Egysége: sievert (Sv). 1 Sv az a dózis, amelynek emberre nézve ugyanakkora a biológiai hatása, mint 1 Gy elnyelt dózist létrehozó röntgensugárzásnak. Régi egysége a rem; $1 \text{ rem} = 10^{-2} \text{ Sv}$

effektív felezési idő — a szervezet radioaktivitásának csökkenését mutató jellemző, amely a fizikai felezési idő ($T_{1/2\text{fiz.}}$) és a biológiai felezési idő ($T_{1/2\text{biol.}}$) függvényében számítható ki:

$$T_{1/2\text{eff.}} = \frac{T_{1/2\text{fiz.}} \cdot T_{1/2\text{biol.}}}{T_{1/2\text{fiz.}} + T_{1/2\text{biol.}}}$$

elektron — negatív töltésű elemi részecske

emisszió — kibocsátás, kisugárzás

fall-out — kihullás, kiszóródás, kiülepedés, a nedves és száraz kihullás összege

fauna — állatvilág

fémionfrakció-aktivitás — a mesterséges eredetű radioaktív szennyezetségre utaló aktivitáshányad. A fémionfrakció az I–IV. osztályú fémeket tartalmazza, pl. a vizsgált minta hamujának sósavas oldatából oxalátként választható le

fisszió, magfisszió — hasadás, maghasadás, nagy tömegű mag energiafelszabadulással járó szétválása kisebb magokra

fizikai felezési idő — az az idő, amely alatt a kérdéses radioaktív izotóp aktivitása

a felére csökken. A bomlási állandóval $\left(T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \right)$ fordítottan arányos

flóra — növényvilág, növényzet

földsugárzás — a természetes háttérsugárzás azon része, amely a radioaktív kőzetekből, a talajban előforduló radioaktív izotóptól ered

fúzió — egyesülés, atommagok összeolvadása, nagyon könnyű magok energiafelszabadulással járó egyesülése nehezebb maggá

γ -sugárzás (gamma-sugárzás) — nagy energiájú, nagy áthatolóképességű elektromágneses sugárzás. γ -sugárzó izotóp pl. a ^{60}Co

gén — a DNS szerveződési egysége, a genetikai információt hordozó öröklődési anyag

genetikai sugárkárosodás — sugárzás hatására az örökítő anyag szerkezetében bekövetkező káros elváltozás

génmutáció — a gén spontán vagy indukcióra bekövetkező, öröklődő megváltozása. A génmutációk többsége recesszív

gravitációs kihullás — száraz kiülepedés, esőmentes időben az atmoszférából a földfelszínre jutó kihullás, a fall-out része

Gy (gray) — a dózis egysége, $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$

hasadási termékek — atomrobbantáskor, atomerőmű üzemelése közben a maghasadáskor keletkező radioaktív nuklidok

háttérszint — a természetes eredetű kozmikus sugárzás és a bioszférában található radioaktív anyagok sugárzásának szintje

helyi kiszóródás — lokális kiülepedés, az atomrobbantási kísérlet vagy reaktor környékén jelentkező radioaktív kihullás

inaktív — nem aktív, nem sugárzó, stabil

indikátornövények — a MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózata által rendszeresen vizsgált növények (sóska, paraj, saláta) a növényzet radioaktivitási szintjének megállapítására

indikátororganizmus — a környezetben bekövetkező változásokat (pl. a radioaktív kontaminációs szint változását) jól jelző szervezetek

inhaláció — belégzés, légúti inkorporáció

inkorporáció — a testbe való bejutás, lényegében a kontaminációt követő folyamat, amelynek során a radioaktív izotóp részt vesz az anyagcserében, illetve beépül a szervezetbe

ion — elektromos töltésű atom vagy atomcsoport (kation, anion)

ionizáló sugárzás — az anyagba hatolva, ott ionizációt kiváltó sugárzás

izotóp — a periódusos rendszer azonos helyén (isos topos) található, a kérdéses elem eltérő neutronszámú megjelenési formája (pl. ^1H és ^3H)

káliumaktivitás — a biológiai anyagok természetes radioaktivitásának jelentős részét képező, a ^{40}K -izotóp jelenlétére visszavezethető aktivitáshányad

KFKI — Központi Fizikai Kutató Intézet (az MTA intézete)

kobaltgátyú — a sugárterápiában használatos ^{60}Co -sugárforrás

kontamináció — szennyeződés, szennyezettség

korai kiszóródás — az atomfegyver-kísérletet követő 24 órában kihulló aktivitás

kozmosz sugárzás — a világűrben érkező, a Földet minden irányból azonos intenzitással érő, nagy energiájú sugárzás. A primer kozmikus sugárzás főleg protonokból és nagy energiájú fotonokból áll

kritikus tömeg — a hasadóanyag azon minimális tömege, amelynél kisebb tömeg esetén láncreakció már nem következik be

kromozómaaberráció — a sejtek öröklődő anyagában bekövetkező elváltozások. Aberráció = eltérés

küszöbdózis — az a határérték, amelynél kisebb dózis esetén a hatás nem mutatható ki. Sugárdózis esetében pl. a genetikai hatásnak nincs küszöbdózisa, tehát bármilyen kis sugárdózis is kiválthat génmutációt

leányelem — a radioaktív bomlás során képződő, gyakran ugyancsak aktív elem

magfisszió — lásd fission

magfúzió — lásd fusion

maghasadás — lásd fission

- magreakció** — az atommagban spontán vagy külső behatásra végbemenő olyan folyamat, amely az atommag állapotának megváltozását (pl. fisszióját, β -bomlását) okozza
- metabolizmus** — anyagcsere
- migráció** — vándorlás, transzport, áramlás, áthelyeződés
- minőségi tényező (QF)** — a dózis biológiai hatékonyságát kifejező faktor, értéke röntgen- és γ -sugárzásnál 1, lassú neutronoknál 3—5, protonoknál, gyors neutronoknál 10, α -sugaraknál 20
- moderátor** — lassító (víz, nehézvíz vagy grafit), amely a maghasadás során keletkező, nagy energiájú neutronokat lassítja le termikus energiaszintre a reaktor aktív zónájában
- MW_e** — megawatt (10^6 W) elektromos teljesítmény
- nedves kihullás** — az atmoszférából az esővel a földfelszínre jutó radioaktivitás, a fall-out része
- neutron** — elektromosan semleges elemi részecske, tömege hasonló a protonéhoz
- nukleáris kísérlet** — lásd atomrobbantás
- nukleáris medicina** — a nukleáris technika orvosi jellegű alkalmazásaival foglalkozó tudomány; elsősorban radioizotópok hasznosítása a diagnosztikában és a terápiában
- nukleáris mérés-technika** — sugárzás vagy radioaktív anyagok kimutatásával kapcsolatos, valamilyen fizikai vagy kémiai jellemző (pl. vastagság, elemi összetétel) mérésére kifejlesztett, nukleáris mérőberendezést igénylő technika. Jelenleges területe pl. a radioaktív nyomjelzés, a sugárszennyezettség-mérés, aktivációs analízis, sugárgyengüléssel kapcsolatos vastagságvizsgálat
- összes β -aktivitás** — a vizsgált (általában elhamvasztott) minta természetes és mesterséges β -sugárzó radioaktív izotópjainak összege. A jelenlegi kontaminációs viszonyok között a biológiai minták összes β -aktivitásának nagy része a ^{40}K -tartalomtól ered
- PAV** — Paksi Atomerőmű Vállalat
- pozitron** — pozitív elektromos töltésű elektron, a β^+ -sugárzás része
- proton** — az atommagot a neutronnal együtt alkotó, pozitív töltésű elemi részecske
- rad** — lásd dózis
- radiáció** — sugárzás, sugárhatás
- radioaktivitás** — aktív atomok magjainak átalakulása más atommagokká sugárzás kibocsátásával (α -, β - és γ -sugárzás)
- radioökológia** — a sugárzásokkal kapcsolatos környezetbiológia
- radionuklid** — radioaktív izotóp, radioaktív atommag
- reproduktív szervek** — szaporító szervek
- röntgensugárzás** — a γ -sugárzásnál kisebb energiájú, elektromágneses sugárzás. Megkülönböztetünk karakterisztikus (jól definiált energiájú) és folytonos energiaspektrumú röntgensugárzást
- stabil izotóp** — inaktív, nem sugárzó izotóp
- sugárterhelés** — a szervezetet külső v. belső forrásból érő sugárhatás

sugárvédelem — a magfizikával, radiokémiával, sugárbiológiával összefüggő, a különböző eredetű sugárzások elleni védekezés lehetőségeivel foglalkozó tudományág

Sv (sievert) — lásd dózisegyenérték

száraz kihullás — lásd gravitációs kihullás

szomatikus sugárkárosodás — az egyént érő sugárterhelés

sztratoszféra — magaslégkör, az atmoszféra 10 km-en felüli, felhőtlen övezete

toxicitás (toxikus jelleg) — mérgező hatás

troposzféra — az atmoszférának a sztratoszféra alatti, felhős övezete

védőanyag — itt az egyes radioaktív izotópok szervezetben belüli felszívódását gátló anyag

vegetáció — növényzet

vegetatív szervek — a növényi szervezet öfenntartását biztosító szervek, pl. gyökér, szár

Irodalom

Az atomerőművek létesítésével kapcsolatos vizsgálatok I—II—III. Budapest, NIMDOK, 1980

KFKI kollektíva: A KFKI Sugárvédelmi Főosztályának mérései a csernobili atomerőmű-balesetének következtében létrejött sugárzási helyzetről. KFKI — 1986 — 42/K.

Kovács J.—Kiss B.—Liszonyiné Gacsályi M.—Nedelkovits J.: Élelmiszereink radioaktív szennyezettségének vizsgálata és az eredmények értékelése a környezeti szennyezők változásának figyelembevételével. Élelmiszervizsgálati Közlemények, 23 (1—2), 16—25, 1977

Makra Zs.: Sugárözönben élünk. Gondolat zsebkönyvek. Gondolat Kiadó, Budapest, 1983

Makra Zs.: Az atomreaktorokról és a radioaktivitásról. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1986

MÉM kollektíva: Polgári védelem az élelmiszer- és fagazdaságban. Budapest, 1975

MÉM kollektíva: Az állat- és növényvédelmi szakszolgálat működésének szakmai irányelvei. I—II. kötet, Budapest, 1981

Nukleáris terminológia. MSZ 14 345/1—74

Radioizotópok sugárzása elleni védelem. MSZ 62—78

Szabó A.—Kovács Z.: Az élelmiszerek és a mezőgazdasági termékek radioaktív szennyeződése elleni védelem. Élelmezési Ipar, 31(11), 424—428, 1977

Szabó S. A.: Radioökológia és környezetvédelem. Biológiai környezetünk védelme. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1985

Sztanyik B. L. (szerk.): A fokozott atomerőművi építés várható sugárbiológiai kockázata. Budapest, OMFB, 1979

Tóth Á.: A lakosság természetes sugárterhelése. A sugárvédelem újabb eredményei. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1983

Biofüzetek

- 1. Biogazda, biokertész**
Új gondolkodási és művelési mód kertbarátoknak
- 2. Méreg nélkül**
Egészségesebb kerteket és kertészeket
2. kiadás
- 3. Talajművelés másképpen**
Komposzttal, talajtakarással
2. kiadás
- 4. Dombágyásos kertművelés**
Családellátás 25 m²-ről
2. kiadás
- 5. Reforméletmód, -étrend**
A természetgyógyászat
2. kiadás
Peter Sowa
- 6. A biokertészkedés**
elvei, módszerei; irányzatai
Gertrud Franek
- 7. Növénytársítás**
az öngyógyító veteményesben
dr. Gyórfy Sándor
- 8. A bioveteményes**
társnövényei
dr. Mezei Ottóné
- 9. Biodinamikus**
szemléletű kertész vagyok
dr. Oláh Andor
- 10. Biogyógyszerek**
a gyógyító növények
- 11. Biotanácsadó**
a talajról és a tápanyagokról
Peter Sowa
- 12. Biolevek**
természetes anyagokból
Frühwald Ferenc
- 13. Gilisztatenyésztés**
a biokertben
Szentendrey Géza
- 14. A madarak**
a biokertész növényvédői
Szász János
- 15. Bioépitészet**
környezetbarát építőknek
- 16. Bio...**
Szövetségben a természettel
Szabó S. András
- 17. A radioaktív szennyeződés**
megjelenése biológiai környezetünkben
dr. Velich István
- 18. Biológiai védekezés**
ellenálló zöldségfajtákkal
dr. Tóth László—Honti Vince
- 19. Környezetkímélő energiaforrás**
a szélmotor
Galambosi Bertalan—dr. Lévai Judit—dr. Órsi Attila
- 20. Mérgező növények**
és egyéb, emberre veszélyes kerti „károsítók”

Ára: 18,- Ft