

# A környezeti radioaktív szennyezetttség alakulása Győr-Moson-Sopron megyében 1981-1990 között

SEBESTYÉN RÓBERT

Megyei Állategészségügyi és Élelmiszer Ellenőrző Állomás, Győr

Érkezett: 1992. február 25.

A mesterséges eredetű radioaktív szennyeződésnek a környezetben történő megjelenésével új, a lakosság egészségét veszélyeztető kockázati tényező lépett fel. Várható hatásának vizsgálata ezért feltétlenül indokolt.

Széleskörűen érvényesülő, nagy tömegeket érintő szennyező sugárforrás a nukleáris fegyverkísérletek során keletkezett radioaktív anyag. Ennek közel 80 %-a az atomcsend-egyezményt megelőző időszakban keletkezett és alig 1 %-a származik a hetvenes évek második feléből [1,2]. A nukleáris létesítményekben bekövetkezett balesetek csak elvétve okoztak (és akkor is csupán lokális) környezetszennyezést az elmúlt évtizedekben. Ezzel szemben a csernobili atomerőmű-katasztrófa következményeként az atomenergia békés célú felhasználása során eddig nem tapasztalt kiterjedésű és mértékű radioaktív szennyeződés jött létre.

A balesetet követően rendkívüli vizsgálati programok vették kezdetüket. A FM Radiológiai Ellenőrző Hálózata nagy feladatot vállalt a szennyezettégi viszonyok felderítésében, valamint végezte az élelmiszerek export-ellenőrzését [2]. A hálózat hatósági laboratóriumai környezetellenőrző tevékenységüket alapvetően megyei területi illetékesség szerint folytatták.

Győr-Moson-Sopron megyében 1967-ben kezdtek (többé-kevésbé) rendszeres radiológiai vizsgálatokat végezni. A megye sugárszennyezetttségét utoljára 1976-80 között értékeltük közleményben [3]. A nyolcvanas években kiemelten foglalkoztunk a Fertő-bioszféra radioaktív szennyezetttségének vizsgálatával [4].

Ebben a dolgozatban Győr-Moson-Sopron megye környezeti radioaktivitásának 1981-90 közötti alakulását ismertetjük, a területfelmérő vizsgálatok eredményei alapján.

## Vizsgálati anyagok és módszerek

Az alábbiakban azoknak a mintáknak a vizsgálati eredményeit mutatjuk be és értékeljük ki, amelyek az időszak folyamán mindvégig vizsgálatra kerültek, mégpedig területfelmérés céljából. A mintaszámokat - mintavételi hely szerinti megoszlásban - az 1. táblázat tartalmazza.

A táblázatban szereplő mintafajtáknak a sugárszennyezetttség megítélésében játszott szerepét a radioökológiával foglalkozó szakirodalom [5-16] részletesen

## A minták megoszlása

MINTA	Győr	Mosonma- gyaróvár	Sopron	Összesen
Talaj	25	19	15	59
<b>Főzeléknövények</b>				
• paraj	19	17	18	54
• saláta	17	17	17	51
• sóska	22	21	21	64
<b>Gyomnövények</b>				
• fekete üröm	42			42
• nagy csalán	30			30
Takarmány	118			118
Tej	118			118
<b>Összesen:</b>	<b>391</b>	<b>74</b>	<b>71</b>	<b>536</b>

A tej- és takarmányminták a győri Új Kalász Termelőszövetkezetből származtak. Minden esetben a tejmintavétel idején etetett takarmányt vizsgáltuk. Mintavételt havonta végeztünk. A takarmányminták nagyobb része különböző összetételű silótakarmány volt, de - természetesen - előfordultak szárított szalastakarmányok, illetve zöldtakarmányok is.

A főzeléknövényekből évente két alkalommal: a tavaszi és az őszi időszakban vettünk mintát, míg a gyomnövények esetén időben elnyújtott mintavételt végeztünk a vegetációs periódus folyamán.

A talajminták a főzeléknövények (elsősorban a sóska) mintavételi helyéről származtak, a felső 5 cm-es talajrétegből. A fizikai talajtípus szerinti megoszlást a 2. táblázatban foglaltuk össze.

## 2. táblázat

## A talajminták megoszlása

FIZIKAI TALAJTÍPUS	Győr	Mosonma- gyaróvár	Sopron	Összesen
Homok	14 (25.9 %)		2 (3.7 %)	16 (29.6 %)
Homokos vályog	5 (9.3 %)	1 (1.9 %)	7 (13.0 %)	13 (24.1 %)
Vályog	1 (1.9 %)	10 (18.5 %)	3 (5.6 %)	14 (25.9 %)
Agyagos vályog	2 (3.7 %)	6 (11.1 %)	1 (1.9 %)	9 (16.7 %)
Agyag		1 (1.9 %)	1 (1.9 %)	2 (3.8 %)
<b>Összesen:</b>	<b>22 (40.7 %)</b>	<b>18 (33.3 %)</b>	<b>14 (25.9 %)</b>	<b>54 (100 %)</b>

(5 minta esetében nem történt meg a kötöttségi szám meghatározása)

A mintaelőkészítés és -feldolgozás műveleteit, a kémiai vizsgálatok és leválasztások módszerleírásait, valamint az alkalmazott mérés technikákat a radiológiai módszerkönyvek [6, 7, 17] illetve mérés technikai útmutatók [18] tartalmazzák. A  $(^{104}\text{Cs}+)^{107}\text{Cs}$ -aktivitás meghatározását 1986-tól kezdődően szcintillációs  $\gamma$ -spektrometriás módszerrel végeztük. A minták egy kiemelt része félvezető detektoros  $\gamma$ -spektrometriás vizsgálatra is került.

## Vizsgálati eredmények

A mintákban mért különböző aktivitáskoncentrációkat - mintafajtánként - az 1-8. ábrákon mutatjuk be.

A választott ábrázolási mód pontos értékeket ugyan nem mutat, de nagyon alkalmas az aktivitáskoncentrációk változásának, valamint egymáshoz viszonyított arányuk érzékeltesére.

Az ábrákon látható "hiányok" azt jelentik, hogy az adott évben annak az aktivitáskoncentrációnak a meghatározását nem végeztük el, vagy nem is történt mintavétel.

## Eredmények értékelése

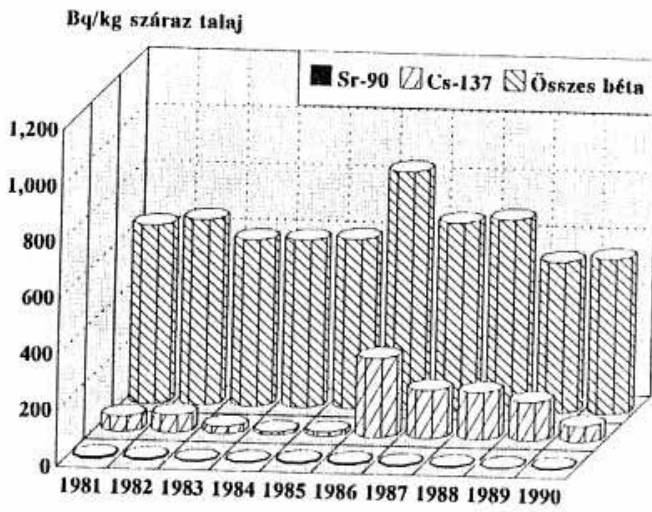
Az 1-8. ábrákra tekintve két fontos megállapítást azonnal leszűrhetünk:

- az összes  $\beta$ -aktivitás döntően nagy hányada a  $^{40}\text{K}$  izotóp sugárzásából származik, ezeket az arányokat - a növényi és tejmintákra vonatkozóan - 9. ábrán szemléltetjük;
- a mesterséges eredetű szennyezettség alakulását illetően a Csernobil reaktorbaleset a tárgyalt időszakot két részre osztotta (sőt éppen megfelezte).

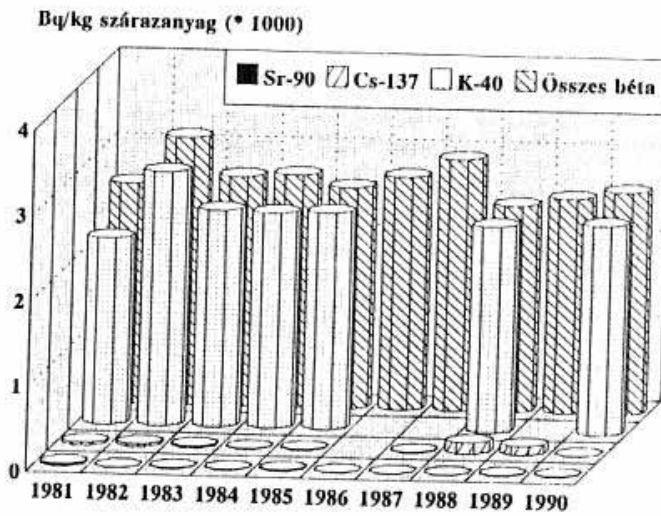
A baleset bekövetkezésének körülményeit, valamint az általa okozott "közvetlen" környezeti hatásokat különböző szakmai összefoglalók [2,19-23] tartalmazzák.

A szennyezettség kialakulására és eloszlására vonatkozóan az alábbi megállapítások érvényesek:

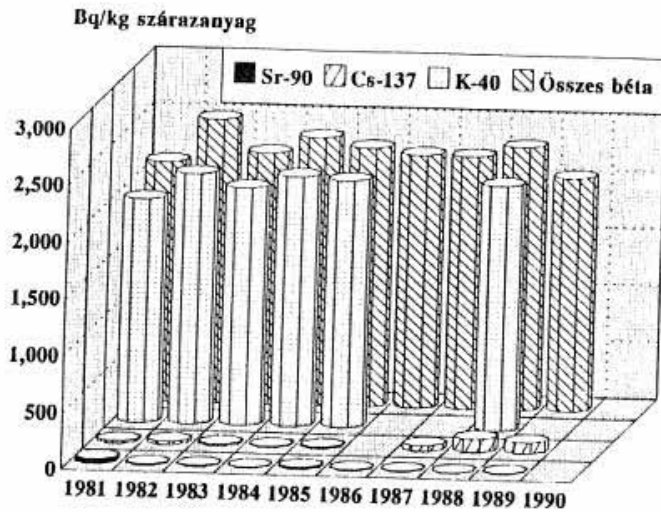
- A kihullást okozó radioaktív felhő több hullámban és különböző irányokból érte el hazánkat, ezáltal - a földrajzi eloszlás szempontjából - nagyon változatos szennyezettséget hozott létre. A kihullás az ország északi és nyugati térségében volt a legnagyobb, a keleti és déli országrészben közel egy nagyságrenddel alacsonyabbnak mutatkozott [2,19,20].
- Nem volt lényeges különbség észlelhető a kaszálatlan és kaszált területek között, függetlenül attól, hogy a szénát elszállították-e vagy sem [21].
- A balesetet követő időszakban főleg a jódszennyezettség okozott gondot, de ez a rövid felezési ideje következtében kb. két hónap alatt lebomlott. Május második felében a cézium-izotópok ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{107}\text{Cs}$ ) jelentősége növekedett meg [23].



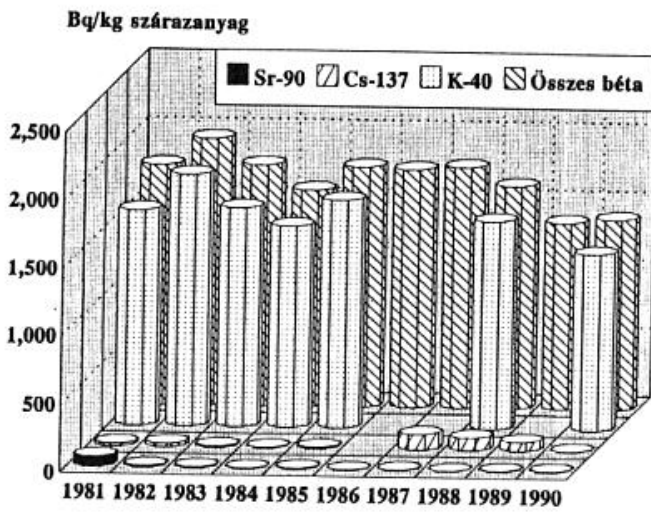
1. ábra: A talaj radioaktivitása



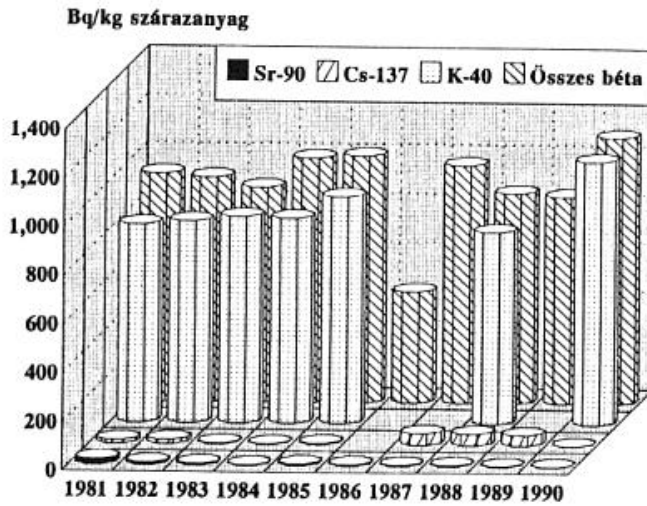
2. ábra: A paraj radioaktivitása



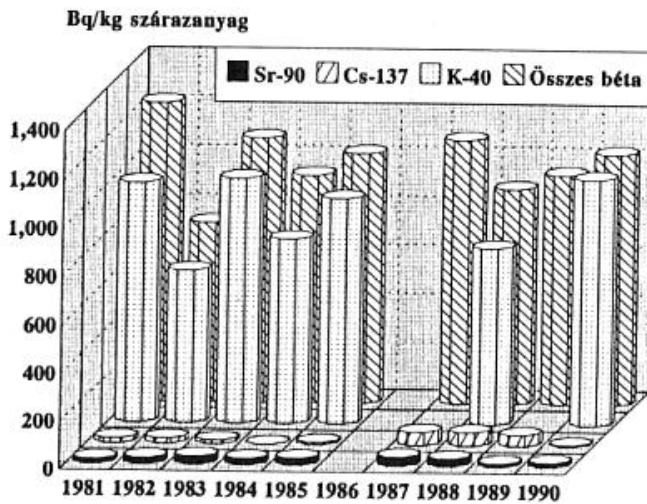
3. ábra: A saláta radioaktivitása



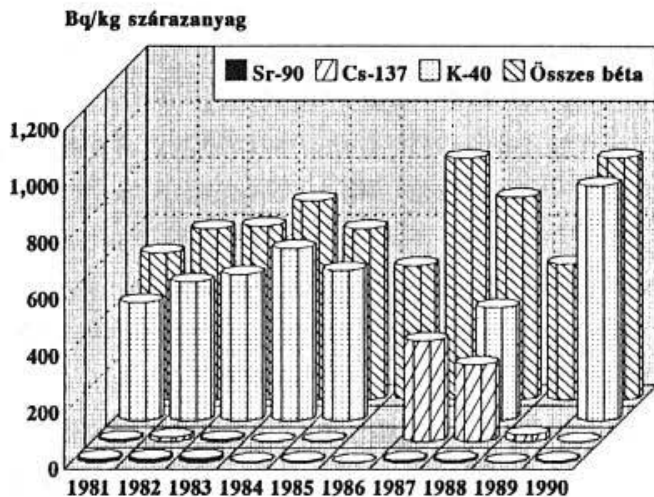
4. ábra: A sóska radioaktivitása



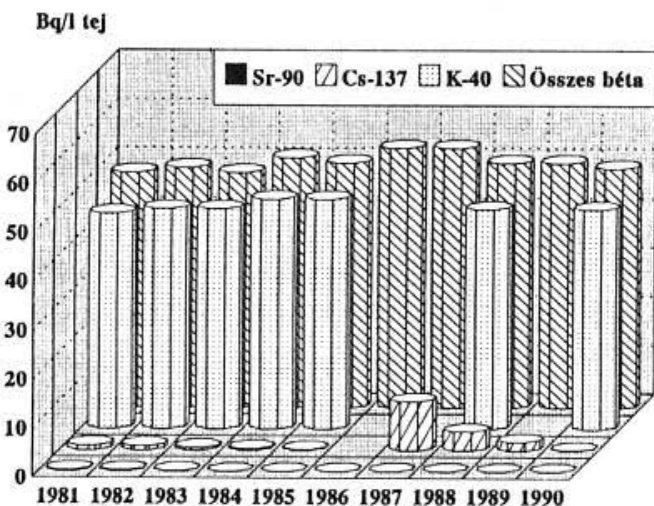
5. ábra: A fekete üröm radioaktivitása



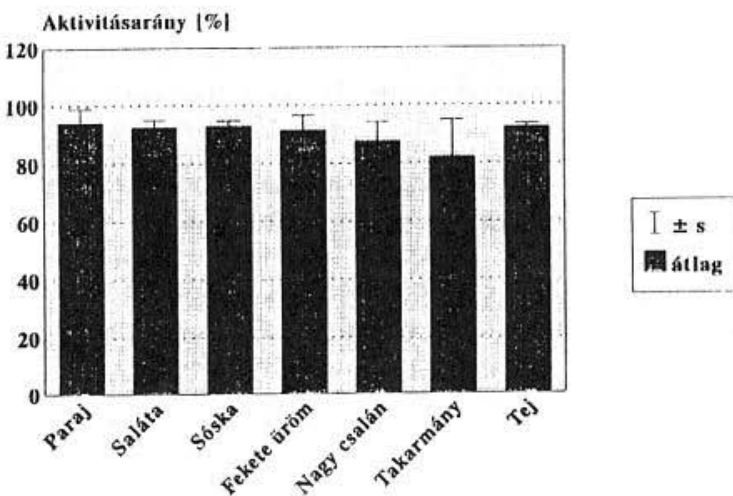
6. ábra: A nagy csalán radioaktivitása



7. ábra: A takarmány radioaktivitása



8. ábra: A tej radioaktivitása



9. ábra: A K-40 izotóp aktivitáсарánya

- A vártnál nagyobb volt a cézium-kihullás, míg a stroncium kihullás a várthoz képest mintegy nagyságrenddel kisebbnek bizonyult [19, 22]. A stroncium-aktivitás növekedését - méréstechnikai okok miatt csak becsült adatok szerint - kb. 85 %-ban az 50,5 nap felezési idejű  $^{89}\text{Sr}$  izotóp okozhatta [24].
- A környezeti minták aktivitás-jellemzői májusban jelentősen megnőttek a megelőző időszakhoz viszonyítva. Volt rá példa, hogy a változás három nagyságrendet is elért [2].
- A kezdeti időszak mérési eredményei alapján az ország megyei négy különböző szennyezettségi zónába voltak besorolhatók. Győr-Moson-Sopron megye a legnagyobb szennyezettségű megyék közé tartozott [2, 23].

A talaj összes  $\beta$ -aktivitása a balesetet megelőző években nem változott számottevően, a baleseti kihullás azonban jelentősen megnövelte. A megyei átlagérték a teljes időszak során kisebb volt az országos átlagnál.

A  $^{137}\text{Cs}$ -aktivitás az időszakban első felében fokozatos csökkenést mutatott, 1986-ban azonban nagyságrendi növekedés következett be. A talaj cézium-szennyezettsége 1990-re lecsökkent a 80-as évek elején tapasztalt értékre, ennek ellenére a balesetet követően végig meghaladta az országos átlagot.

A  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ -aktivitás a teljes időszak alatt hasonló szinten mozgott és végig sokkal alacsonyabb volt az országos átlagnál (1. ábra).

A talajminták radioaktív szennyezettségére vonatkozóan sem mintavételi helyenként, sem pedig mintavételi időszakonként (tavasz, ősz) nem tapasztaltunk konzekvens és egyértelmű eltéréseket.

A vizsgált főzeléknövények közül a legnagyobb radioaktivitást a paraj hordozza. A sorrendben a saláta következik, míg a legalacsonyabb sugárszennyezettség a sóskamintákban mérhető. Az összes  $\beta$ -aktivitás túlnyomó része mindhárom növény esetében a  $^{40}\text{K}$  izotóp sugárzásból származik (9. ábra). A  $^{40}\text{K}$ -aktivitás változása tendenciájában jól "követi" az összes  $\beta$ -aktivitás változását. A  $^{40}\text{K}$ -aktivitásnak - ezen keresztül az összes  $\beta$ -aktivitásnak - az utolsó néhány évben bekövetkezett csökkenése összefüggésben lehet a biokertészkedés térhódításával (azaz a műtrágya-felhasználás csökkenésével), még akkor is, ha a főzeléknövény-minták magántermelők kertjeiből származtak. Az összes  $\beta$ -aktivitás, illetve a  $^{40}\text{K}$ -aktivitás megyei átlaga az időszak folyamán mindhárom növényfajnál általában meghaladta az országos átlagot.

A  $^{237}\text{Cs}$ -aktivitás a nyolcvanas évek elején csökkenő tendenciát mutatott. Az 1986-os vizsgálati eredmények - az eltérő mérési módszer következtében - nem közvetlenül összehasonlíthatók, ezért nem is kerültek ábrázolásra. Figyelemre méltó, hogy a paraj és a saláta cézium-szennyezettsége 1988-ban volt a legmagasabb, aminek feltételezhető oka a talajfelszínről történt reszuszpendálódás. A cézium-aktivitás 1990-re lecsökkent a balesetet megelőző évek szintjére, sőt még annál is alacsonyabb értékre. Ennek értékelésével azonban óvatosan kell

bánni, mivel a balesetet megelőzően kémiai elválasztást követő  $\beta$ -számlálással, a balesetet követően pedig szcintillációs  $\gamma$ -spektrometriával történt a meghatározás. A főzeléknövények cézium-szennyezettsége általában az országos átlag körül mozgott, csupán 1988-89-ben volt annál jelentősen magasabb.

A  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ -aktivitás legnagyobb részét 10 Bq/kg szárazanyag alatt változott. Nagyobb emelkedés 1981-ben és 1985-ben volt észlelhető, ezekben az években a stroncium-szennyezettség magasan meghaladta az országos átlagot (2-4. ábrák).

A szennyezettséget illetően sem mintavételi helyenként, sem pedig mintavételi időszakonként (tavasz, ősz) nem tapasztalhatunk konzekvens és egyértelmű különbségeket.

A kétféle gyomnövény sugárszennyezettsége közelítőleg azonos nagyságú. Az összes  $\beta$ -aktivitás legnagyobb részét ezeknél a mintáknál is a  $^{40}\text{K}$  izotóp sugárzása adja (9. ábra). A  $^{40}\text{K}$ -aktivitás az összes  $\beta$ -aktivitással "párhuzamosan" változott. Ismert, hogy a növényekben a kálium nagyobb mennyiségben az élénk anyagcseréjű szövetekben található, az idősebb szövetek káliumtartalma csökken [25]. A fekete üröm esetén a  $^{40}\text{K}$ -aktivitásnak a vegetációs időszak alatt bekövetkező csökkenése jól megfigyelhető, ezzel magyarázható az 1986-os alacsony átlagos összes  $\beta$ -aktivitás, valamint a  $^{40}\text{K}$ -aktivitás megyei átlagai általában az országos átlagok körül ingadoztak.

A  $^{137}\text{Cs}$ -aktivitás a csernobili katasztrófa előtt csökkenő irányban változott. A baleseti kihullás nem okozott nagyságrendi változást, a cézium-szennyezettség kb. 5-6 szorosára növekedett. 1990-re a cézium-aktivitás a nyolcvanas évek elején mért szint alá csökkent, de ennek értékelésére ugyanaz vonatkozik, mint a főzeléknövények esetén. A vizsgált gyomnövények cézium-szennyezettsége általában alacsonyabb volt az országos átlagnál.

A  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ -aktivitás a fekete ürömnél fokozatosan csökkent, majd nagyon alacsony szinten "stabilizálódott". Az összes vizsgált mintafajta közül a nagy csalánban mérhető a legmagasabb  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ -aktivitás, ami a növény kalcifil jellegével áll kapcsolatban [26]. A gyomnövények kalciumigénye általában magasabb, mint a kultúrnövényeké [27]. A csalán stroncium szennyezettsége nem mutatott számottevő időbeli változást, csupán az utolsó két évben jelentkezett kimutatható csökkenés. A gyomnövények stroncium-aktivitása az országos átlag körül ingadozott (5-6. ábrák).

A megvizsgált takarmányminták nagyobb része különböző összetételű silótakarmány volt. A  $^{40}\text{K}$ -aktivitásnak az összes  $\beta$ -aktivitáshoz viszonyított arányai nagyobb ingadozást mutattak, mint egyéb mintafajták esetén, ez az eltérő összetétel következménye lehet (9. ábra). Az összes  $\beta$ -aktivitás, illetve a  $^{40}\text{K}$  aktivitás éves átlagai túlnyomórészt nem érték el az országos átlagot.

A reaktorbaleset utáni években az egyes gazdaságok (de a magán állattartók is) nagyon eltérő cézium-szennyezettségű takarmánykészletekkel rendelkeztek. A



mérési eredmények nagy heterogenitást mutattak, így volt ez a "vizsgált" termelőszövetkezet esetében is. 1989-90-re a szennyezett készletek elfogytak, ennek köszönhetően ismét a nyolcvanas évek első felének megfelelő szintek voltak mérhetőek. A takarmányok cézium-aktivitása az utolsó években magasabb volt az országos átlagnál, de azt rendszerint egy-egy kiugróan magas szennyezettségű minta okozta.

A  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ -aktivitás a teljes időszak folyamán 15 Bq/kg szárazanyag érték alatt változott és az országos átlag körül ingadozott (7. ábra).

A tej  $^{40}\text{K}$ -aktivitása nagyon stabil arányt képvisel az összes  $\beta$ -aktivitáshoz viszonyítva. Az összes  $\beta$ -aktivitás éves átlagai közel voltak az országos átlaghoz, a  $^{40}\text{K}$ -aktivitás azonban - a takarmánnyal ellentétben - rendre magasabb volt annál.

A tejek cézium-szennyezettsége a takarmánymintákéval "párhuzamosan" változott. A balesetet megelőző öt évben, majd az azt követő években is fokozatos csökkenés volt tapasztalható. Ennek ellenére az éves átlagok általában magasabbak voltak az országos átlagnál.

A tejben  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ -aktivitás 1984-től már csak alig-alig mutatható ki. Éves átlagai rendszerint az országos átlag alatt vannak (8. ábra).

Összefoglalva az eddigieket, az adott időszak sugárszennyezettségére vonatkozóan az alábbi megállapítások tehetők:

- Győr-Moson-Sopron megye környezeti radioaktivitása nem tér el jelentősen az országos átlagtól. A mért aktivitáskoncentrációk váltakozva magasabbak, illetve alacsonyabbak annál, egyértelmű eltérés nem állapítható meg.
- Az 1986-ban bekövetkezett csernobili reaktorbaleset a mesterséges eredetű szennyezettséget (elsősorban a céziumszennyezettséget) nagyságrendekkel megnövelte, de a következő években - a főzeléknövények kivételével - fokozatos csökkenés volt kimutatható. 1989-90-re a cézium-aktivitások lecsökkentek a baleset előtti évek szintjére, sőt talán még az alá is.

Az atomerőmű-katasztrófa eredményeként létrejött környezeti szennyeződés által okozott többlet dózisterhelést, ami a lakosság egészségi állapotát veszélyeztetheti, egy másik közleményben szándékozunk összefoglalni.

## I R O D A L O M

1. Fallout (Ed.: Fowler, J. M.), Basic Books, Inc., 1960., New York
2. Élelmiszerek és egyéb mezőgazdasági termékek radioaktivitása, Agrárinformációs Vállalat, 1988., Budapest
3. Sebestyén R., Six L.: A környezeti radioaktív szennyeződés alakulása Győr-Sopron megyében 1976-80 között, Élelmiszervizsgálati Közlemények **29** (1983) 3-4, 179-190.
4. Sebestyén R., Tarján S., Takáts T., Kiss B.: A Fertő-tó környezeti radioaktivitásának vizsgálata, Izotóptechnika, diagnosztika **34** (1991) 2, 43-54.

5. Igali S.: Sugárzás és élet, Gondolat Kiadó, 1964., Budapest
6. Élelmiszerek és mezőgazdasági termékek radioaktivitásának kialakulása és szennyezettség vizsgálati módszerei (Szerk.: Nedelkovits J.), 1968., Budapest
7. Polgári védelem az élelmiszer- és fagazdaságban. Radioaktív anyagok vizsgálati módszerei (Szerk.: Gábor Gy.), 1975., Budapest
8. Tölgyessy, J., Kenda, M.: Éltető és pusztító sugárzások, Gondolat, 1976., Budapest
9. Petroszjanc, A. M.: Az atomtudomány és atomtechnika időszerű problémái a Szovjetunióban, Akadémiai Kiadó, 1980., Budapest
10. Virágh E., Zöld E.: Radioaktív szennyeződések hatása a környezetre. Kézirat, BME, 1980., Budapest
11. Makra Zs.: Sugárözönben élünk, Gondolat, 1983., Budapest
12. Nukleáris energetika, ember és környezet (Szerk.: Alekszandrov, A.P.), Műszaki Könyvkiadó, 1984., Budapest
13. Szabó S.A.: Radioökológia és környezetvédelem, Mezőgazdasági Kiadó, 1985., Budapest
14. Makra Zs.: Az atomreaktorokról és a radioaktivitásról, Műszaki Könyvkiadó, 1986., Budapest
15. Virágh E., Pálmai Gy.: Atomtechnika és környezetvédelem. Kézirat, BME, 1986., Budapest
16. Szabó S.A.: A radioaktív szennyeződés megjelenése biológiai környezetünkben, Mezőgazdasági Kiadó Planétás Vgmk, 1987., Budapest
17. Vizsgálati módszerek a MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózatban. Kézirat, MÉM ÉVK Radiológiai Osztály, 1980., Budapest
18. Gelencsér I.: Ajánlás a Sugárfigyelő és Adatszolgáltató Hálózat laboratóriumaiban használatos nukleáris mérőkészülékek beállításához és üzemeltetéséhez. Kézirat, MÉM ÉVK Radiológiai Osztály, 1981., Budapest
19. A csernobili atomerőmű-baleset. Lehetséges okok és következmények, OMIKK, 1986., Budapest
20. A csernobili atomerőmű baleset sugárzási következményei Magyarországon, Orsz. Atomenergia Bizottság, 1986., Budapest
21. Germán E., Kemenes., Rósa G., C. Szabó I., Ormai P., Rónay J., Divós F., Varjú B., Horváth E.: Sugárvédelmi mérések Pakson és környékén a csernobili atomerőmű balesete után, PAV, 1986., Paks
22. Virágh E.: Atomerőművek felépítése, biztonsága és környezeti hatásai, BME, 1987., Budapest
23. Összefoglaló jelentés "Az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének ellenőrzése" témakörben vizsgálatokat végző mérőállomások 1986. évi munkájáról, Állategészségügyi és Élelmiszer Ellenőrző Központ, Radiológiai Osztály, 1987., Budapest
24. Cseh É., Kiss B.: Megfigyelések különböző minták stroncium izotóp koncentrációjának változásáról a csernobili katasztrófa után, Élelmiszervizsgálati Közlemények **37** (1991) 4, 226-231.
25. Pethő M.: Mezőgazdasági növények élettana, Mezőgazdasági Kiadó, 1984., Budapest
26. Növény szervezettan és növényélettan (Szerk.: Haraszty Á.), Tankönyvkiadó, 1988., Budapest
27. Szántóföldi gyomnövények és biológiájuk (Szerk.: Hunyadi K.), Mezőgazdasági Kiadó, 1988., Budapest

# **A környezeti radioaktív szennyezettség alakulása Győr-Moson-Sopron megyében 1981-1990 között**

*Sebestyén Róbert*

A szerző nagyszámú mérés alapján elemezte az 1981-1990 közötti időszak sugárszennyezettségét Győr-Moson-Sopron megyében. Megállapította, hogy a megye környezeti radioaktivitása nem tér el jelentősen az országos átlagtól. Az 1986-ban bekövetkezett csernobili reaktorbaleset elsősorban a céziumszennyezettséget nagyságrendekkel megnövelte. Az egyes mintacsoportokat elemezve 1989-90-re a céziumaktivitások is lecsökkentek a baleset előtti évek szintjére.

## **Trend of the Environmental Radioactive Contamination in Győr-Moson-Sopron District between 1981-1990**

*Sebestyén, R.*

Based on a great deal of measurements, the Author has analysed the radioactive contamination in Győr-Moson-Sopron district between 1981-1990. It was stated that the environmental radioactivity in this region does not differ significantly from the national average. The nuclear accident at Chernobyl reactor in 1986 increased primarily the caesium contamination by orders. Having analysed the relevant sample groups, however, also the caesium activities dropped by 1989-90 to the level of years prior to the accident.

## **Entwicklung der radioaktiven Kontamination in den Jahren 1981-1990 im Komitat Győr-Moson-Sopron**

*Sebestyén, R.*

Die radioaktive Kontamination im Komitat Győr-Moson-Sopron konnte in Zeitraum von 1981-1990 auf der Grundlage von zahlreichen Messungen analysiert werden. Es wurde festgestellt, daß die Umweltradioaktivität des Komitats vom Landesdurchschnitt nicht wesentlich abweicht. Der 1986 eingetretene Reaktorunfall in Tschernobyl hat in erster Linie die Cesiumkontamination um Größenordnungen vergrößert. Bei Analyse der einzelnen Probengruppen sind auch die Cesiumaktivitäten 1989-90 auf das Niveau der Jahre vor dem Unfall zurückgegangen.