

# Az importált halkészítmények stroncium ( $^{90}\text{Sr}$ ) és cézium ( $^{137}\text{Cs}$ ) kontaminációja

*Pavelka Marian és Golian József*

Szlovák Mezőgazdasági Egyetem, Agrártudományi Kar,  
Élelmiszertudományi Tanszék, Nyitra

Érkezett: 2001. október 21.

Az atomenergia felfedezése és hasznosítása, egyike az emberiség nagy technikai vívmányainak. A mai ember életében sokkal nagyobb mértékben jelen van az atomenergia, mint ahogy azt a nagy többsége gondolná. Az atomenergia nemcsak az atomfegyvereket jelenti, hanem jelen van a geológiában, vízgazdálkodásban, élelmiszeriparban, egészségügyben és a mindennapi élet sok területén. Ez csak az érem egyik oldala, míg a másik ismertebb: az emberek félelme az atomsugárzástól. A kontinensek állandó fenyegetettsége sok embert rákényszerít az atomenergia teljes mértékű elutasítására. A közvélemény bizalmatlanságát tovább erősítették az előforduló balesetek is, amelyek folyamán radioaktív sugárzás került a környezetbe. Ezáltal az utolsó évtizedekben növekedett a közvélemény érdeklődése az elképzelhető veszélyek iránt, ami összefügg a radioaktív anyagok jelenlétével környezetünkben és főleg élelmiszereinkben.

Az utolsó évezredben történt katasztrófák közül az emberiség emlékezetében leginkább a csernobili atomerőmű balesete rögződött (1986. április 25.). A robbanást feltehetően a forró grafit, a fém és a víz reakciója során keletkezett gáz okozta. A keletkezett szennyező anyag hét irányba terjedt. Az első hullámban a szennyeződés elérte Lengyelországot, Finnországot, Észak-Olaszországot és Kelet-Franciaországot (Jandl-Petr, 1988).

NEA-OECD (1996) szerint a balesetek során körülbelül  $10 \pm 3$  PBg  $^{90}\text{Sr}$  és  $85 \pm 26$  PBg került a környezetbe. Továbbá elillant az összes nemesgáz (főleg xenon), körülbelül 108 Ebg, de jód, bárium és molibdén izotópok még tovább súlyosbították a helyzetet. Egyes területeken a mérések során a következő értékeket állapítottak meg  $^{131}\text{I}$  100 kBq.m<sup>-2</sup> és  $^{137}\text{Cs}$  20 kBq.m<sup>-2</sup>.

Ipatyev et al. (1999) csernobil körüli talajmintákat vizsgáltak. A talaj stroncium ( $^{90}\text{Sr}$ ) szennyezettsége 7,9 kBq.m<sup>-2</sup> és 3019,2 kBq.m<sup>-2</sup> között mozgott, cézium szennyezettség pedig 18,5 kBq.m<sup>-2</sup> és 13875 kBq.m<sup>-2</sup> körül volt.

Kryshev et al. (1989) az Ural déli részén a táplálékláncban végzett méréseik során Bq.kg<sup>-1</sup>-ban a következő adatokat határozták meg  $^{90}\text{Sr}$

burgonya 0,2-6,7; tej 0,2-6,3; hús 0,2-1,7; hal 7-480 és gomba 400-1100. Cézium szennyezettség vizsgálata során a következő értékeket kapták: burgonya 0,5-3,8; tej 0,2-4,5; hús 0,3-2,6; hal 2-32; gomba 110-1600.

Gallelli és társai (1997) 1987 és 1988 között a Csernobili katasztrófa során a környezetbe jutott  $^{137}\text{Cs}$  és  $^{134}\text{Cs}$  koncentrációt vizsgálták a Ligur-tengeri halak húsában. Az átlagos  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  koncentráció 1987-ben  $5,92 \pm 4,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ;  $2,7 \pm 1,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$  volt. Az 1988-as év folyamán a  $^{137}\text{Cs}$  és a  $^{134}\text{Cs}$  koncentráció csökkent;  $^{137}\text{Cs}$   $2,46 \pm 1,82 \text{ Bq.kg}^{-1}$  és  $^{134}\text{Cs}$   $0,33 \pm 0,57 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Az óceánok és tengerek mesterséges rádiónuclid kontaminációja különböző. Míg az atomfegyverek próbarobbantásai után az atmoszférából szennyeződtek a tengerek, addig a mesterséges rádionuclidok a Csernobili katasztrófa után főleg a Balti-tengert és a Fekete-tengert szennyezték. Kisebb mértékű szennyeződés volt tapasztalható az Északi-tengeren, a Norvég-tengeren, az Atlanti-óceán észak-keleti részén és a Barent-tengeren (Egorov et al., 1999).

Kanivets és munkatársai (1999) 1986-1997 között a Duna és a Dnyeper Fekete-tengerre gyakorolt kontaminációs hatását vizsgálták. A Duna hatása körülbelül  $50 \times 10^{12} \text{ Bq } ^{90}\text{Sr}$  és  $17,3 \times 10^{12} \text{ } ^{137}\text{Cs}$  volt, a Dnyeperé pedig  $60 \times 10^{12} \text{ } ^{90}\text{Sr}$  és  $3,54 \times 10^{12} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ .

## Felhasznált anyag és módszertan

33 db halkonzerv került vizsgálatra, amelyek a csernobili katasztrófa által legjobban szennyezett területeken működő vállalatoktól származtak. Az analízist a nyitrai Rádiometriai és Rádióökológiai Laboratóriumban (LRR) végezték. A stroncium  $^{90}\text{Sr}$  jelenlétét  $^{90}\text{Y}$  melletti tributil-foszfátos (TBP) extrakcióval állapították meg. Az ittrium egymás után többször extrahálódott a TBP-be és utána a szerves fázisból reextrahálódott a desztillált vízbe, ahol fokozatosan elkülönült a különféle szennyeződésektől. Ez az elkülönülés a hidroxid és oxalát formájában való kicsapódásnak volt köszönhető. A ittrium aktivitását alfa-béta detektoron mértük, amihez egy proporcionális gázdetektor tartozott P10-es gázzal.  $^{137}\text{Cs}$  aktivitását gammaspektrofotométerrel állítottuk meg.

## Kiértékelés

A halkonzervek 5 csoportba voltak osztva; mindegyik csoport 6-7 mintát tartalmazott. Az első csoportot Balti-tengerből származó szardínia-konzervek alkották, amelyek átlagos  $^{90}\text{Sr}$  aktivitása  $0,029 \text{ Bq.kg}^{-1}$  volt, ami a minimális mérhető aktivitásnak felel meg. A cézium általános aktivitása  $1,428 \text{ Bq.kg}^{-1}$  volt. A második csoport mintái a horvátországi és thaiföldi vizekből származtak (szardínia), ahol a megállapított  $^{90}\text{Sr}$  érték  $0,029$

Bq.kg<sup>-1</sup> és a <sup>137</sup>Cs érték 0,33 Bq.kg<sup>-1</sup> volt. A harmadik csoportban heringet vizsgáltunk és a következő átlagértékeket állapítottuk meg: <sup>90</sup>Sr 0,035 Bq.kg<sup>-1</sup> és <sup>137</sup>Cs 0,491 Bq.kg<sup>-1</sup>. A negyedik csoportban a legmagasabb <sup>90</sup>Sr átlagérték 0,077 Bq.kg<sup>-1</sup> és a <sup>137</sup>Cs érték 5,7 Bq.kg<sup>-1</sup>. Az ötödik csoportban makrelákat vizsgáltunk, ahol a stroncium értéke 0,040 Bq.kg<sup>-1</sup> és a cézium kimutatott értéke 0,328 Bq.kg<sup>-1</sup> volt.

**1. táblázat: A <sup>90</sup>Sr és <sup>137</sup>Cs átlagos aktivitása az egyes halkészítményekben**

Fajta	<sup>90</sup> Sr (MDA)					<sup>137</sup> Cs (MDA)				
	Bq.kg <sup>-1</sup>	Med	Max	Min	n	Bq.kg <sup>-1</sup>	Med	Max	Min	n
Szardínia 1	0,029	0,02	0,04	0,02	7	1,428	0,30	6,7±0,7	0,20	7
Szardínia 2	0,038	0,04	0,05	0,02	6	0,333	0,35	0,4 MDA	0,20	6
Hering 1	0,035	0,03	0,05	0,02	6	0,431	0,30	2,2±0,3	0,18	6
Hering 2	0,077	0,07	0,15	0,03	7	5,700		9,7±1,0	2,9±0,5	7
Makréla	0,040	0,04	0,07	0,02	7	0,328	0,30	0,6 MDA	0,20	7

**Jelmagyarázat:** Med - középérték; Max - maximális érték;  
Min - minimális érték; n - mintaszám

## Következtetések

A vizsgált 33 minta közül egyben sem állapítható meg megnövekedett <sup>90</sup>Sr érték, a mintákban csak az MDA-t találtak. Az elért eredményekről kimutatható, hogy az importált halkészítmények nem voltak sem stronciummal, sem céziummal szennyezve. A mért értékek nem haladták meg a vonatkozó EU direktívában (2218/199) megadott határértéket.

## Felhasznált irodalom

- Egorov, V. N. - Povinec, P. P. et al.: Journal of Environmental Radioactivity, 1999. 43, 2, s. 137-175
- Euratom: Official Journal of the European Communities, 1989, No. L211, s.1.
- Gallelli, G. - panatto, D. - Perdelli, F. - Pellergino, C.: Sci Total Enviro, 1997, 196, 2, s. 163-170
- Ipatyev, V. - Bulavikii, I. - Bakinsky, V. - Goncharenko, G. - Dvornik, A.: Journal of Environmental Radioactivity, 1999, 43, 5, s 9-38
- Jandl, J. - Petr, I.: Ionizujúce záření v životním prostředí, 1988, 358 s.
- Kanivets, V. V. - Voitsekhovitch, O. V. - Simonov, V. G. - Golubeva, Z. A.: Journal of Environmental Radioactivity, 1999, 43, 2, s. 121-135
- Kryshev, I. I. - Romanov, G. N. - Sazykina, T. G. - Isaeva, L. N. - Trabalka, J. R. - Blaylock, B. G.: Health Physics, 1998, 74, 6, s. 687-697
- NEA/OECD: Nea Committee on Radiation and Public Health, 1995, Paris: NEA/OECD