

## **Főzeléknövények és takarmányok radioaktivitásának alakulása Győr-Sopron megyében**

SZABOLCS LÁSZLÓ, SZABÓ ANDRÁS és BENDE EDE

*Megyei Élelmiszerellenőrző és Vegyvizsgáló Intézet,  
Győr*

Környezetünk egyre fokozódó szennyeződése napjainkban világméretű probléma. Az ezzel járó nehézségek látszólag éppen annak a gazdasági és technológiai tevékenységnek természetéből és méreteiből fakadnak, amelyet a civilizált ember folytat. A környezetvédelem feladata nem csak a leggyakrabban emlegetett víz- és levegőtisztaságvédelem, valamint a zajártalom kiküszöbölése, hanem a szennyeződött élelmiszerek fogyasztásakor létrejövő károsodások megelőzése is. Ez utóbbi tevékenységbe — a toxikológiai vizsgálatok (pl. növényvédőszer-maradványok, nehézfém-szennyeződés meghatározása) mellett — a radioaktív kontamináció miatt a radiológiai mérések is beletartoznak.

Az atomenergia felhasználásának következtében Földünk felszínén jelentős mérvű radioaktív anyag megjelenésével és felhalmozódásával kell számolnunk. Bár az utóbbi években a nukleáris kísérletek csökkenő száma miatt a földfelszín radioaktív anyagokkal való szennyezettsége csökkenő tendenciát mutat, a kínai és francia atomrobbantások [16] újabb kontaminációt okoznak.

Mivel reaktor balesetek vagy kísérleti atomrobbantások esetén igen nagy mennyiségű sugárzó izotóp kerülhet a környezetbe, és onnan a növényi és állati eredetű élelmiszerek valamint a víz közvetítésével az emberi szervezetbe, ezért kiemelten fontos feladatot jelent a sugárszennyezettség mérése. Az aktív izotópok környezetszennyező hatását felismerve (pl. genetikai sugárkárosodás a gén- és kromoszómamutációk következtében [23]) az Egészségügyi Világszervezet (WHO) határozatban rögzítette, hogy a sugárszennyezettség mértékéről rendszeresen adatokat kell gyűjteni, és az eredményekről a lakosságot is tájékoztatni kell [5].

### *A nukleáris kísérletek következtében keletkező aktív izotópok*

A kiülepedő aktív anyagok közül felezési idejük és koncentrációjuk alapján a Sr-90 + Y-90 és a Cs-137 a legveszélyesebb.

A növények esetében ott lesz várhatóan magas a Sr-90 + Y-90 tartalom, ahol a Ca tartalom is magas, mivel a stroncium — mint alkáli földfém — a kalciumhoz kémiaiilag nagyon hasonló, s így vele együtt akkumulálódhat [9]. Az Y-90, a Sr-90 leányeleme, ugyancsak  $\beta$ -sugárzó, és rövid felezési idővel Zr-90 stabil izotóppá alakul.

Magas Cs-137 tartalomra akkor lehet számítani, ha a növény jelentős mennyiségű káliumot tartalmaz, hiszen a cézium és a kálium egymáshoz nagyon

hasznos alkáli fém, s így egymást vegyületeikben könnyen helyettesíthetik [20]. Minden esetre meg kell jegyeznünk, hogy bár a Cs-137 és a Sr-90 az atomrobbantási kísérleteknél közelítőleg azonos koncentrációban keletkezik [10], de mivel a Cs-137 biológiai felezési ideje lényegesen rövidebb, mint a Sr-90 izotópé, így veszélyessége is kisebb.

A növényekben azonban olyan radioaktív izotópok is előfordulnak, amelyek eredete nem hozható összefüggésbe a nukleáris kísérletekkel. A növények ugyanis mindig tartalmaznak bizonyos mennyiségben káliumot, s mivel a természetes kálium 0,012%-a  $\beta$ -sugárzó K-40 izotóp, ezért minél nagyobb a növény kálium tartalma, annál nagyobb az aktivitása is, azaz elfogyasztása következtében az általa közölt sugárdózis [21]. Ugyancsak  $\beta$ -sugárzó a trícium is, ez főleg a kozmikus sugárzás hatására képződik, s mivel a növények és a növényi élelmiszerek jelentős víztartalmúak, így azokban is előfordul.

A felsorolt  $\beta$ -sugárzó izotópokon kívül a mezőgazdasági termékek kisebb mennyiségben  $\alpha$ - és  $\gamma$ -sugárzó izotópokat is tartalmaznak, közülük elsősorban a Ra-226 érdemel említést.

#### *A sugárszennyezettség mértékét befolyásoló tényezők*

Egy terület sugárszennyezettségét több tényező befolyásolja, elsősorban a talaj szerkezete és összetétele, valamint a lehullott csapadék mennyisége, de nem hanyagolható el az évszakok szerinti változás és a talajok nedvességtartalmának hatása sem [13]. A talajból a növényi, majd onnan az állati és emberi szervezetbe jutó és ott akkumulálódó aktív izotópok mennyiségét a talaj mechanikai, kémiai összetétele és az alkalmazott agrotechnikai eljárások lényegesen befolyásolhatják. A tőzeg és az öntéstalaj Cs-137 tartalma általában magasabb, mint az ásványi talajoké [19]. Egyes szerzők a talaj növekvő káliumtartalma mellett a Cs-137 akkumulációját csökkenő tendenciájúnak találták [19], míg mások nem mutattak ki szignifikáns eltérést [17].

A vulkanikus és allofán talajokon természetett takarmányok  $\beta$ -sugárzó izotóp tartalma is nagyobb, mint a nem vulkanikus talajokon természetetté [1].

Olyan talajokon, melyek felső rétege sok szerves anyagot tartalmaz (pl. legelő), a cézium felszívódása a vártnál nagyobb mérvű lehet, mert a szerves anyagok gátolják az agyagásványokhoz való kötődést. A  $\beta$ -aktivitást is arányosnak találták a humusztartalommal [7]. Ugyanakkor a Sr-90 felvétele jelentősen csökkenthető a talaj kalciumtartalmának növelésével (meszezés).

A Cs-137 nem hatol be olyan mélyen a talajba, mint a Sr-90 [3]. SQUIRE és társai [22] a Cs-137-nek talajtípusoktól függő behatolási mélységét határozták meg. Megállapították, hogy a talajtípustól függetlenül 10 cm-nél mélyebbre csak elenyésző mennyiség jut, homok- és agyagtalajnál 2,5 cm-nél mélyebbre csak 2%, míg meszes márgánál 5,0 cm-nél mélyebbre még 36% hatol be.

BRAY és JACKMAN [1] méréseik alapján azt a következtetést vonták le, hogy a Cs-137-nek a talajból való felszívódását a talajon történő megkötődése jobban befolyásolja, mint a kompetitív káliumtartalom. Az anyagásványok természetének hatását az úgynevezett  $K_c$ -értékkel definiálták, ami a kötött kálium felszabadulási sebességének mértékét adja meg.

Az eltérés okaként még a talaj geológiai felépítése is szerepel. Az indiai Kerala tartományban pl. a tórium tartalmú monazit előfordulás következtében



a természetes háttérsugárzás dózisintenzitása 2000–3000 mrad/év, ez a Föld felületén mérhető átlagnak mintegy tízszerese. Vagy pl. Magyarországon a Velencei hegység gránitos kőzeteit tekintve megállapítható, hogy az rádiumban a különféle talajokra jellemző átlagnál dúsabb.

A kontamináció mértékét befolyásoló másik jelentős tényező a csapadék mennyisége [15].

Az összefüggés közelítőleg lineáris, tehát

$$Y = C \cdot X,$$

$X$  — a csapadék mennyisége mm-ben,

$Y$  — a kiülepedett fajlagos radioaktivitás pCi/m<sup>2</sup>-ben.

Így a  $C$  konstans dimenziója pCi/m<sup>2</sup> · mm, abszolút értéke pedig a földrajzi hely függvénye. Az északi féltekén pl. a radioaktív kontamináció maximuma a 40–60. földrajzi szélességi fok közé esik [4]. Megjegyezzük, hogy a talaj fajlagos aktivitását szokás pCi/kg-ban is megadni, ebben az esetben természetesen a  $C$  konstans dimenziója és számértéke is megváltozik.

#### *Diszkriminációs faktorok*

A különböző növényi és állati eredetű élelmiszerek aktivitását megmérve, a diszkriminációs faktorok ismeretében kiszámítható a szervezetet érő sugárterhelés mértéke. A diszkriminációs faktorokra — amelyek egy kérdéses izotóp feldúsulására ill. koncentráció csökkenésére utalnak — az irodalomban [2/5] a Sr-90 esetében a következő adatokat találjuk.

Talajból növénybe való felszívódásnál:

$$D = \frac{\text{Sr-Ca arány a növényben}}{\text{Sr-Ca arány a talajban}} = 0,7.$$

A Sr-90 felhalmozódásának mértékében nem közömbös a növény fajtája és kora. Például a fiatal növények 2–3-szor többet akkumulálnak, mint az érettebbek, vagy a hüvelyesek többszörösét a kalászosokénak. A takarmányok sugárszennyezettségének ismerete elsősorban azért fontos, mert a takarmányokból az aktív izotópok az állati szervezetekbe, teheneknél a népélelmezésben oly fontos szerepet játszó tejbe juthatnak.

Tej és takarmány között a diszkriminációs faktor:

$$D = \frac{\text{Sr-Ca arány a tejben}}{\text{Sr-Ca arány a takarmányban}} = 0,13.$$

Végül az emberi szervezetre vonatkozóan az emberi csontok és a tej között

$$D = \frac{\text{Sr-Ca arány a csontokban}}{\text{Sr-Ca arány a tejben}} = 0,5.$$

Látható tehát, hogy a növényi, állati és emberi szervezet diszkrimináló képessége folytán a diszkriminációs faktorok értéke Sr-90 esetében kisebb, mint 1, tehát a Sr-90 koncentrációja csökken.

A Cs-137 esetében a talajból a növénybe történő felszívódásnál s onnan a takarmányozott állat tejébe való jutásnál a diszkriminációs faktor a tej és a

talaj között legelőn történő legeltetésnél, nyáron 0,35, télen etetésnél 0,41, míg nyáron zöld lucerna takarmányozásnál 0,25 [27].

Ugyanakkor a Cs-137 esetében az emberi izomszövet és a táplálék közti diszkriminációs faktor 1–5 közötti érték, attól függően, hogy mennyi a táplálék káliumtartalma. Látható tehát, hogy az emberi szervezet a céziumot dúsítja ( $D > 1$ ).

### Anyag és módszerek

Főzeléknövényekből (sóska, spenót, saláta) 1968–1973 között rendszeres jelleggel tavasszal és ősszel vettünk mintákat Győrben, Sopronban és Mosonmagyaróvárott. Takarmányok esetében 1968-ban, 1969-ben, 1972-ben és 1973-ban havonta vettük a mintákat Győrben a Búzakalász TSZ-től, Mosonmagyaróvárott a Lajta-Hansági Állami Gazdaságtól. A takarmányok közt vegyesen szerepel szálas takarmány és siló is, az évet egy téli (okt.–márc) és egy nyári (ápr.–szept.) periódusra osztva. A takarmány és főzeléknövény mintákból az egy-egy alkalommal vett mennyiség kb. 2 kg volt.

A mintákat megszáritottuk és izzító kemencében  $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on mintegy 10 órán át tartva hamvasztottuk el. A hamu egy részének sósavas oldatából oxalátként leválasztottuk az ún. fémionfrakciót, ennek aktivitását a minta Sr-90 + Y-90 aktivitása képezi, mivel az alkáli földfémekkel együtt a fémionfrakció-aktivitást reprezentáló Sr-90 + Y-90 is kicsapódik.

A hamuk káliumtartalmát lángfotometriásan, a kalciumtartalmat permanganometriásan vagy lángfotometriásan határoztuk meg a hamuk híg sósavas oldatából.

### Mérőberendezés

A hamuk és a fémionfrakciók fajlagos  $\beta$ -aktivitását egy NZ-102 típusú univerzális ólomtoronyban elhelyezett halogén töltésű GM-csöves detektorból és egy NK-108 típusú automatikus energiaszelektív számlálóból álló mérőberendezéssel mértük. A hamuk és a fémionfrakciók aktivitását egyaránt 1,000 g anyagból határoztuk meg, a beütésszámot  $3 \times 50$  percen keresztül mérve. Az aktivitásmérés relatív hibája (az 1973. évi takarmányminták átlagára vonatkozóan) összes aktivitás (hamu) esetén 1,3%, fémionfrakció (Sr-90 + Y-90) aktivitás esetén 3,1% volt.

### A módszer elve

A főzeléknövények és takarmányok hamujának aktivitásmérésekor az összes aktivitást 3 komponensre bontottuk: kálium aktivitásra, Sr-90 + Y-90 aktivitásra és Cs-137 aktivitásra. A K-40 aktivitást a hamu káliumtartalmából számítottuk, a második komponens külön mértük, a harmadikat az összaktivitás (a hamu aktivitása) és az előző két aktivitás-összetevő ismeretében számítottuk. Megjegyezzük, hogy ebbe a harmadik aktivitáskomponensbe a Cs-137 aktivitásán kívül egyéb kisebb koncentrációban jelenlevő aktív izotópok is beletartoznak, tehát nem kizárólag Cs-137 képezi ezt az aktivitásrészt [24]. A Cs-137 természetesen külön is mérhető, de mivel a cézium nagyon hasonló a káliumhoz, ezért attól elválasztani rendkívül nehéz és hosszadalmas



analitikai munkát igényel. A legismertebb eljárások közül néhányat felsorolunk: a hexakloroplatinátos [20], a nikkelferrocianidos [18] vagy a foszformolibdenátos [14] lecsapásos módszer. Újabban mind gyakrabban használnak Ge(Li) félvezető detektoros spektrométert is, ezzel az összes radioaktív izotóp egy mérésrel meghatározható [25].

*Mérési adatok*

Mérési eredményeinket az 1., a 2., a 3., és a 4. táblázatokban foglaljuk össze. A hamuszázalék és az aktivitási értékek 1 g száraz anyagra vonatkoznak, ill. a fémionfrakciók fajlagos aktivitását 1 g Ca-ra vonatkoztatva is megadjuk. A táblázatok utolsó oszlopában szereplő „mesterséges aktivitás/összes akti-

1. táblázat  
Sóska radiológiai vizsgálatának eredményei

(1) Év	(2) Mintavételi hely	(3) Hamu %	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11) Mesterséges aktivitás/ összes aktivitás %	
			K %	Ca %	Összes	K	Sr-90	Cs	Sr-90 akti- vítás		
			a hamuban		aktivitás pCi/g száraz anyag				pCi/l g Ca		
1968	Győr	18,6	24,0	10,3	45,6	36,8	2,9	5,9	151,4	19	
	M.óvár	20,2	24,7	6,7	46,6	41,2	1,1	4,3	81,2	12	
	Sopron	18,8	28,0	7,3	53,3	46,5	1,5	5,3	109,3	13	
	átlag	19,2	25,6	8,1	48,5	41,5	1,8	5,2	114,0	15	
1969	Győr	19,6	21,9	11,8	42,9	38,8	1,9	2,2	82,1	10	
	M. óvár	19,8	23,9	10,4	44,3	41,1	2,1	1,1	102,0	7	
	Sopron	18,4	26,5	8,7	46,4	43,5	2,4	0,5	149,9	6	
	átlag	19,3	24,1	10,3	44,5	41,1	2,1	1,3	111,3	8	
1970	Győr	15,9	25,6	8,4	39,0	34,0	4,4	0,6	329,4	13	
	M. óvár	19,9	27,0	8,4	51,1	45,6	4,5	1,0	269,2	11	
	Sopron	19,1	28,1	8,4	53,1	48,2	3,9	1,0	243,0	9	
	átlag	18,3	26,9	8,4	47,7	42,6	4,3	0,9	280,1	11	
1971	Győr	14,2	19,9	8,8	29,1	25,3	1,1	2,7	88,0	13	
	M. óvár	16,4	18,7	8,8	33,5	27,3	2,7	3,5	187,1	19	
	Sopron	14,5	23,2	8,8	32,4	23,1	2,2	7,1	172,4	29	
	átlag	15,0	20,6	8,8	31,7	25,2	2,0	4,4	149,2	20	
1972	Győr	18,1	26,9	7,0	43,5	39,5	2,6	1,4	205,2	9	
	M. óvár	16,3	28,7	9,0	51,0	41,6	2,9	6,5	197,7	18	
	Sopron	17,1	28,4	6,0	46,1	38,5	4,2	3,4	409,4	16	
	átlag	17,2	28,0	7,3	46,9	39,9	3,2	3,8	270,8	14	
1973	Győr	18,8	25,3	6,8	48,8	40,6	1,6	6,6	125,1	17	
	M. óvár	15,8	22,5	8,3	42,2	31,8	1,4	9,0	106,7	25	
	Sopron	15,8	27,2	10,9	46,5	38,5	1,9	6,1	110,3	17	
	átlag	16,8	25,0	8,7	45,8	37,0	1,6	7,2	114,0	20	
Átlag 1968—1973		17,6	25,0	8,6	44,2	38,1	2,5	3,8	173,2	15	

2. táblázat  
Spenót radiológiai vizsgálatának eredményei

(1) Év	(2) Mintavételi hely	(3) Hamu %	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
			K %	Ca %	Összes	K	Sr-90	Cs	Sr-90 akti- vitás	Mesterséges aktivitás/ összes akti- vitás %
			a hamuban		aktivitás pCi/l g száraz anyag				pCi/l g Ca	
1968	Győr	26,3	22,5	12,1	59,2	44,8	1,9	12,5	59,7	24
	M. óvár	23,9	27,0	14,0	55,3	52,6	1,4	1,3	41,8	5
	Sopron	24,1	24,5	11,6	62,0	49,6	1,7	10,7	60,8	20
	átlag	24,8	24,7	12,6	58,8	49,0	1,7	8,2	54,1	16
1969	Győr	23,5	24,4	12,0	55,5	46,2	1,6	7,7	56,7	17
	M. óvár	25,1	27,2	10,8	63,2	53,2	1,9	8,1	70,1	16
	Sopron	26,5	23,1	9,5	52,0	47,2	2,0	2,8	79,4	9
	átlag	25,0	24,9	10,8	56,9	48,9	1,8	6,2	68,7	14
1970	Győr	24,6	22,0	9,3	52,8	48,2	3,6	1,0	157,3	9
	M. óvár	25,4	25,6	9,3	64,1	58,0	2,0	4,1	84,6	10
	Sopron	23,0	30,4	9,3	68,0	61,8	1,9	4,3	88,8	9
	átlag	24,3	26,0	9,3	61,6	56,0	2,5	3,1	110,2	9
1971	Győr	25,2	20,5	9,5	50,9	45,4	1,1	4,4	45,9	11
	M. óvár	20,3	19,6	9,5	42,9	36,9	2,4	3,6	124,4	14
	Sopron	18,7	24,5	9,5	54,0	41,9	2,8	9,3	157,6	22
	átlag	21,4	21,5	9,5	49,3	41,4	2,1	5,8	109,3	16
1972	Győr	23,6	29,8	7,0	64,1	58,1	3,5	2,5	211,9	9
	M. óvár	23,6	33,2	6,0	76,0	69,9	4,2	1,9	296,6	8
	Sopron	19,2	30,8	6,0	55,8	50,3	4,4	1,1	381,9	10
	átlag	22,1	31,3	6,3	65,3	59,4	4,0	1,8	296,8	9
1973	Győr	23,1	20,0	7,0	51,3	41,2	1,2	8,9	74,2	20
	M. óvár	21,4	23,5	5,8	54,7	42,6	2,3	9,8	185,3	22
	Sopron	21,2	25,6	11,1	57,6	48,9	2,3	6,4	97,7	15
	átlag	21,9	23,0	8,0	54,5	44,2	1,9	8,4	119,1	19
Átlag 1968—1973		23,3	25,2	9,4	57,7	49,8	2,3	5,6	126,4	14

vitás” százalékos megadásával azt kívánjuk érzékeltetni, hogy az atomrobban-  
tási kísérletek következtében keletkező izotópok aktivitása a takarmányokban  
és a főzeléknövényekben hogyan aránylik az összes aktivitáshoz.

#### *A radioaktív szennyezettség és az évi csapadékmennyiség közötti összefüggés*

A sugárszennyezettség mértékét befolyásoló tényezők tárgyalásánál  
már említettük, hogy egy terület kontaminációját jelentősen befolyásolja a  
lehullott csapadék mennyisége.

Az 5. táblázatban megadjuk 1968—1973 között a Győrben, Mosonma-  
gyaróvárott és Sopronban mért csapadékmennyiségeket, és a főzeléknövény-  
minták 1 g Ca-ra vonatkozó Sr-90 + Y-90 aktivitását.

3. táblázat  
Saláta radiológiai vizsgálatának eredményei

(1) Év	(2) Mintavételi hely	(3) Hamu %	(4)	(5)	(6) Összes	(7) K	(8) Sr-90	(9) Cs	(10) Sr-90 akti- vitás	(11) Mesterséges aktivitás/ összes akti- vitás %
			K %	Ca %						
1968	Győr	23,0	24,7	6,5	58,5	50,6	2,2	5,7	147,1	14
	M. óvár	25,8	23,3	8,2	61,2	52,4	2,2	6,6	104,0	14
	Sopron	22,6	31,5	5,9	66,6	57,9	2,0	6,7	150,0	13
	átlag	23,8	26,5	6,9	62,1	53,6	2,1	6,3	133,7	14
1969	Győr	28,7	22,1	7,4	63,3	55,8	3,3	4,2	155,4	12
	M. óvár	31,7	28,1	8,9	79,6	71,0	2,7	5,9	95,7	11
	Sopron	24,3	24,2	10,1	65,9	53,5	2,0	10,4	81,5	19
	átlag	28,2	24,8	8,8	69,6	60,1	2,7	6,8	110,9	14
1970	Győr	19,0	25,6	6,5	63,7	55,7	3,3	4,7	267,2	13
	M. óvár	26,7	33,7	6,5	56,3	50,0	5,0	1,3	288,1	11
	Sopron	20,2	31,6	6,5	63,7	56,9	3,3	3,5	251,3	11
	átlag	22,0	30,3	6,5	61,2	54,2	3,9	3,2	268,9	12
1971	Győr	20,1	19,9	7,5	40,5	34,7	1,1	4,7	72,9	14
	M. óvár	14,2	23,6	7,5	36,1	30,5	2,4	3,2	225,4	16
	Sopron	26,6	21,6	7,5	62,3	50,2	2,8	9,3	140,3	19
	átlag	20,3	21,7	7,5	46,3	38,5	2,1	5,7	146,2	16
1972	Győr	16,6	28,7	8,0	45,7	42,4	1,8	1,5	135,5	7
	M. óvár	21,0	32,6	7,0	65,9	60,6	4,4	0,9	299,3	8
	Sopron	18,4	33,2	6,0	56,3	53,3	2,0	1,0	181,2	5
	átlag	18,7	31,5	7,0	56,0	52,1	2,7	1,1	205,3	7
1973	Győr	15,0	18,5	6,0	30,5	23,2	2,4	4,9	266,7	24
	M. óvár	19,2	23,0	6,3	52,2	38,9	1,9	11,4	131,3	25
	Sopron	25,2	23,0	6,6	59,1	49,5	2,7	6,9	177,8	16
	átlag	19,8	21,5	6,3	47,3	37,2	2,3	7,7	191,9	22
Átlag 1968-1973		22,1	26,1	7,2	57,1	49,3	2,6	5,1	176,1	14

Feltételezve, hogy a két valószínűségi változó (a csapadék mennyisége és a Sr-90 + Y-90 aktivitás) között fennálló összefüggés lineáris, kiszámítottuk a korrelációs együtthatók értékét. A számítást a következő képlet segítségével végeztük [20].

$$R = \frac{n \sum x_i y_i - \sum x_i \sum y_i}{\sqrt{[n \sum x_i^2 - (\sum x_i)^2][n \sum y_i^2 - (\sum y_i)^2]}}$$

ahol:

$x_i$  — a csapadék mennyisége mm-ben,

$y_i$  — az 5. táblázat szerinti aktivitási adatok,

$n$  — az évek száma, jelen esetben 6.



4. táblázat  
Takarmány radiológiai vizsgálatának eredményei

(1) Év, évszak	(2) Mintavételi hely	(3) Hamu %	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
			K %	Ca %	Összes	K	Sr-90	Cs	Sr-90 akti- vitás	Mesterséges aktivitás/ /összes akti- vitás %
			a hamuban		aktivitás pCi/l g száraz anyag				pCi/l g Ca	
1968										
a) tél	Győr	9,0	9,7	14,2	11,1	8,1	1,2	1,8	93,9	27
a) tél	M. óvár	10,0	16,2	20,1	23,4	16,0	1,2	6,2	59,7	32
b) nyár	Győr	8,1	14,8	11,2	13,7	10,2	2,1	1,4	231,4	26
b) nyár	M. óvár	8,5	17,8	12,7	16,4	13,0	3,3	0,1	305,7	21
	évi átlag	8,9	14,6	14,6	16,1	11,8	2,0	2,4	172,7	27
1969										
a) tél	Győr	7,4	16,5	20,4	11,6	9,8	1,7	0,1	112,6	16
a) tél	M. óvár	13,8	12,5	19,3	19,6	16,5	2,7	0,4	101,4	16
b) nyár	Győr	7,9	17,9	11,3	15,6	12,9	1,2	1,5	134,3	17
b) nyár	M. óvár	10,0	18,7	20,8	23,4	16,7	1,8	4,9	86,5	29
	évi átlag	9,8	16,4	17,9	17,6	14,0	1,9	1,7	108,7	20
1972										
a) tél	Győr	7,9	14,0	5,0	13,5	9,9	1,6	2,0	405,0	27
a) tél	M. óvár	13,2	20,5	7,0	27,1	24,1	1,7	1,3	183,9	11
b) nyár	Győr	9,0	18,1	7,7	18,8	14,4	3,5	0,9	504,9	23
b) nyár	M. óvár	10,1	20,5	7,0	27,1	24,1	1,7	1,3	240,4	11
	évi átlag	10,1	18,3	6,7	21,6	18,1	2,1	1,4	333,5	18
1973										
a) tél	Győr	9,4	15,0	14,0	18,2	12,0	2,4	3,8	182,4	34
a) tél	M. óvár	12,8	14,8	12,1	22,9	15,2	3,0	4,7	193,7	34
b) nyár	Győr	8,9	14,7	12,3	15,7	11,4	1,5	2,8	137,0	27
b) nyár	M. óvár	10,0	16,9	15,9	19,8	15,5	1,4	2,9	88,1	22
	évi átlag	10,3	15,4	13,6	19,2	13,5	2,1	3,6	150,3	29

5. táblázat

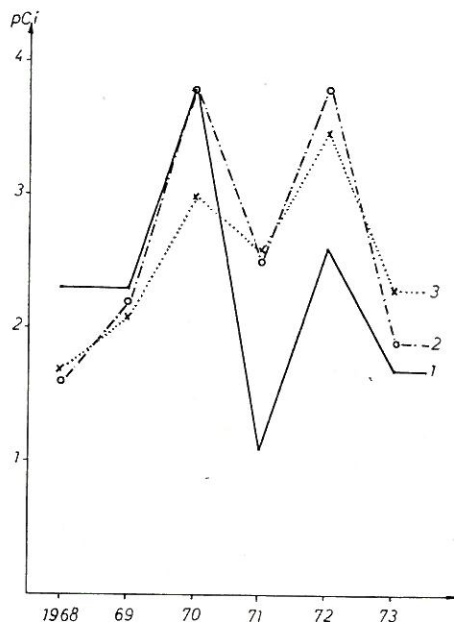
Győr, Mosonmagyaróvár és Sopron évi csapadékmennyisége és a főzelék-  
növények fajlagos Sr-90 + Y-90 aktivitási értékei

(1) Év	Győr		M. óvár		Sopron	
	(2) Csapadék mm	(3) Sr-90 + Y-90 aktivitás pCi/l g Ca	(2) Csapadék mm	(3) Sr-90 + Y-90 aktivitás pCi/l g Ca	(2) Csapadék mm	(3) Sr-90 + Y-90 aktivitás pCi/l g Ca
1968	498	119,4	567	75,7	600	106,7
1969	549	98,1	622	89,3	742	103,6
1970	575	251,3	570	214,0	711	194,4
1971	458	68,9	455	179,0	499	156,8
1972	583	184,2	583	264,5	734	324,2
1973	524	155,3	467	141,0	531	128,6
Átlag	531	146,2	544	160,6	636	169,0



A számítások szerint Sopronban  $R = 0,41$ , Győrben  $R = 0,78$ , míg Mosonmagyaróvár esetében nem volt kimutatható a korreláció a csapadékmennyiség és az aktivitási értékek között.

A főzeléknövények átlagos fémionfrakció-aktivitásainak alakulását az



1. ábra

A főzeléknövények átlagos fémionfrakció-aktivitásának ( $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  p Ci/1 g száraz anyag) alakulása a vizsgált területeken. 1. Győr. 2. Mosonmagyaróvár. 3. Sopron

évek függvényében az 1. ábrán mutatjuk be. Az ábrán jól látható, hogy a két kontaminációs maximum mindhárom esetben 1970 és 1972, ez főleg a csapadékosabb időjárásnak tulajdonítható.

#### Diszkriminációs faktorok számítása

Számításokat végeztünk a talajból a növényekbe való felszívódás mértékének, azaz a növény/talaj diszkriminációs faktorok értékének meghatározására. A növények aktivitásadatainál a főzeléknövények 1968–1969-ben mért átlagos Sr-90 + Y-90 aktivitását, a talajok aktivitásadatainál a Török [26] által megadott értékeket vettük figyelembe. A mérési adatokat a 6. táblázat tartalmazza.

A tejben felhalmozódó radioaktív izotópok mennyisége a fogyasztott takarmány radioaktív anyagokkal való szennyezettségének és az állati szervezet diszkrimináló képességének függvénye. A takarmánymintákkal párhuzamosan a tejek radiológiai vizsgálatát is elvégeztük, így a tej és takarmány Sr-90 aktivitása ismeretében a diszkriminációs faktorok számíthatók. A 7. táblázatban néhány számított diszkriminációs faktor értékét ismertetjük.

6. táblázat

## Növény/talaj diszkriminációs faktorok

(1) Mintavételi hely	(2) Talajtípus	(3) Átlagos Sr-90 + Y-90 aktivitás pCi/l g Ca		(5) Diszkr. faktor
		talaj	főzelék- növény	
Győr	a) réti öntéstalaj	110	108,8	0,989
M. óvár	a) réti öntéstalaj	171	82,5	0,482
Sopron	b) barna erdőtalaj	106	105,2	0,992
Átlag		129	98,8	0,820

A táblázat alapján megállapítható, hogy mérési adataink jól egyeznek a tej/takarmány diszkriminációs faktor irodalomban [5] közölt átlagos  $D = 0,13$  értékével.

## Eredmények értékelése

A táblázatok adatait tekintve látható, hogy a vizsgált minták átlagos aktivitási adatai között kiugró érték nem volt. Az összes fajlagos aktivitás jelentős részét a kálium aktivitása képezi, ennél mintegy egy nagyságrenddel kisebb, de egymással azonos nagyságrendű a Sr-90 + Y-90 és a Cs-137 akti-

7. táblázat

## Tej/takarmány diszkriminációs faktorok

(1) Év	(2) Mintavételi hely	(3) Átlagos Sr-90 + Y-90 aktivitás pCi/l g Ca		(5) Diszkr. faktor
		tej	takar- mány	
1968	Győr	20,9	162,7	0,128
1969	M. óvár	8,5	94,0	0,090
1972	M. óvár	33,2	212,2	0,156
1973	Győr	16,6	159,7	0,104
Átlag		19,8	157,2	0,120

8. táblázat

## Fémionfrakció aktivitások

(1) Év	(2) Vizsgált terület	(3)   (4)   (5) Fémionfrakció aktivitá- sok pCi/l g száraz anyag		
		spenót	sóska	saláta
1971	a) Győr- Sopron megye	2,1	2,0	2,1
	b) Országos átlag	3,5	3,4	3,4
1972	a) Győr- Sopron megye	4,0	3,2	2,7
	b) Országos átlag	4,2	3,4	3,9

vitás. Mérési adatainkat az országos átlaggal [11, 12] összehasonlítva megállapítható, hogy a fémion-frakciók aktivitásadatai alapján a megye sugárszennyezettsége az országos szinten van. Az összehasonlító adatokat a 8. táblázatban közöljük.

A takarmányok esetében megállapítható, hogy a szennyezettség mértéke nem nagyobb a főzeléknövényekben mért értékeknél. 1972-ben a mi fémion-frakció-aktivitási méréseink átlaga 2,1 pCi az országos átlag 3,4 pCi volt. A takarmányminták közül a siló takarmányok átlagos sugárszennyezettsége meghaladta a szálas takarmányokét.



*Variancia analízis és szignifikancia vizsgálat*

A főzeléknövények fajlagos Sr-90 + Y-90 aktivitásának vizsgálatánál az eltérő értékek okaként a következő tényezőket vizsgáltuk:

a) Az évek hatását, amiben a csapadéknak, a napsütésnek [8] és egyéb természeti tényezőknek a szerepe tükröződik.

b) A mintavételi helyek hatását, ami a különböző talajviszonyok és az eltérő földrajzi környezet meghatározó szerepét fejezi ki.

A két tényező vizsgálatát variancia analízissel végeztük, a számítási eljárás részletes ismertetése FELIX és BLÁHA könyvében [6] megtalálható. Eredményül azt kaptuk, hogy szignifikáns hatást egyik tényezőnél sem lehet kimutatni, azaz az egyes évek átlagos fajlagos aktivitásértékei között fennálló eltéréseket a véletlen okozta a főzeléknövények esetében.

9. táblázat

Takarmányok 1 g Ca-ra vonatkoztatott Sr-90 + Y-90 aktivitási értékeit befolyásoló tényezők variancia-analízisének eredménye

(1) Az eltérés oka	(2) Négyzetösszeg	(3) Szabadsági fok	(4) Varianscia	F	(5) Szignifikancia-szint
Az évek hatása (A)	116258	3	38753	33,04	0,1 %
Évszakok hatása (B)	9751	1	9751	8,31	5 %
Mintavételi hely hatása (C)	18292	1	18292	15,59	2,5 %
a) Kölcsönhatások: AB	38718	3	12906	11,00	2,5 %
AC	42390	3	14130	12,05	2,5 %
b) Maradék	4690	4	1173	—	—
Teljes	230099	15	—	—	—

A takarmányok fajlagos Sr-90 + Y-90 aktivitásainál hasonló módon jártunk el, de az előzőekben említett két tényezőn kívül az évszakonkénti ingadozást is tekintetbe vettük a számításnál. Magasabb faktoros eljárással készítettük el a varianciatáblázatot, és a nem szignifikáns évszakok — mintavételi helyek kölcsönhatását a maradéktagba beolvasztva, a 9. táblázatban látható eredményeket kaptuk.

A 9. táblázat alapján az egyes tényezők a közöttük fennálló szignifikáns kölcsönhatások miatt külön-külön nem értékelhető módon fejtik ki hatásukat. Az interakciók mélyrehatóbb elemzését mellőzzük, pusztán annyit jegyzünk meg, hogy erre nézve megnyugtató elemzést csak hosszabb időszak alapján lehetne mondani.

**Ö s s z e f o g l a l á s**

Dolgozatunkban Győr-Sopron megye területén végzett radiológiai főzeléknövény- és takarmányvizsgálatok eredményeit közöljük az 1968 — 1973 közötti időszakra vonatkozóan. A mérési adatokat az országos átlaggal összehasonlítva megállapítottuk, hogy a megye sugárszennyezettsége a hazai átlagnak felel meg. Az 1968 — 1973 közötti évek átlagaként az 1 g száraz anyagra vonatkozó Sr-90 + Y-90 aktivitási értékek sóskánál 2,5 pCi, spenótnál 2,3 pCi, salátánál 2,6 pCi, a takarmányoknál 2,1 pCi volt.

Az irodalomban közölt talaj-aktivitási adatok és a mi tejaktivitási méréseink alapján számítjuk a tej/takarmány és a növény/talaj diszkriminációs faktorokat, ezek jól egyeznek az irodalmi adatokkal.

Matematikai statisztikai módszerekkel elemezzük a kontaminációs értékek és a sugárszennyezettséget befolyásoló tényezők (csapadékmennyiség stb.) közti összefüggéseket.

### Irodalom

- [1] BRAY, J. R. & JACKMAN, R. H.: Soil and climatic factors related to cesium-137 content in New Zealand milk. *N. Z. J. Sci.* **11.** 352—362. 1968.
- [2] CALAPAJ, G. G. & ONGARO, D.: Observed ratios of 90-Sr/Ca and 137-Cs/K in the food of nursing mothers and in their milk. *J. Dairy Res.* **37.** 1—7. 1970.
- [3] DARAB, K. & TÖRÖK, I.: A Sr-90 mozgását és megkötődését befolyásoló néhány talajtani tényező vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan.* **20.** 147—156. 1971.
- [4] EISENBUND, M.: *Environmental Radioactivity.* Pergamon, London. 1963.
- [5] Élelmiszerek és mezőgazdasági termékek radioaktivitásának kialakulása és a szennyezettség vizsgálati módszerei. (Szerk.: Nedelkovits J.) Budapest. 1968.
- [6] FELIX, M. & BLÁHA, K.: *Matematikai statisztika a vegyiparban.* Műszaki Kiadó, Budapest. 1964.
- [7] GYULAHMEDOV, A. N. & MIRZOJEV, N. M.:  $\alpha$ - $i$   $\beta$ -radioaktivoszt' neszolküh pocsv v okruzsnoztii reki Paragacsaj. *Izv. AN Azerb. SSR. Szer. Biol. Nauk.* (4) 86—89. 1970.
- [8] KASTORI, R.: A fény hatása a kalcium felvételére és az anyagcserére. *Agrokémia és Talajtan.* **18.** 321—326. 1969.
- [9] KEIL, R.: Zum Vorkommen von 90-Strontium in biologischen Materialien. *Die Nahrung.* **12.** 399—405. 1968.
- [10] KOVÁCS, J. & NEDELKOVITS, J.: Élelmiszerek radioaktív szennyezettségének vizsgálatára alkalmas módszerek összehasonlítása és a szennyezettség értékelése I. *Élelmiszervizsg. Közlem.* **11.** 33—39. 1965.
- [11] KOVÁCS, J.: Az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének 1971. évi vizsgálati adatai. *Élelmiszervizsg. Közlem.* **18.** 57—75. 1972.
- [12] KOVÁCS, J.: Élelmiszer radioaktív-szennyezettségi vizsgálatok 1972-ben és ezek értékelése. *Élelmiszervizsg. Közlem.* **19.** 11—28. 1973.
- [13] MAGNAVAL, R.: Vegetable pollution through the soil. Cesium-137. EURATOM (Rep.). No. 5000, 23 pp. 1973.
- [14] MARINOV, V., DIMCHEV, T. & VRIGAZOV, A.: Bestimmung des Sr-90 und Cs-137 Gehaltes von Lebensmittelprodukten. *Kernenergie.* **13.** 296—301. 1970.
- [15] MÉSZÁROS, E. & SIMON, A.: A mesterséges eredetű radioaktív részecskék száraz és nedves kihullása a troposzférából. *Időjárás.* **71.** 86—91. 1967.
- [16] MISEREZ, A.: Radioactivité des denrées alimentaires en 1971. *Mitt. Lebensmitt. Hyg.* **63.** 321—423. 1972.
- [17] MOJSZEJEV, I. T., TYIHOIROV, F. A. & ALEKSZAHIN, R. M.: Akkumulacija Cs-137 szel'szkohozjajsztvennih rasztenij razvodjonnih na vüseselacsivannom csernozjome. *Agrohimiya.* (9) 122—126. 1972.
- [18] NOVIKOVA, N. J. & KAZAKOVA, T. A.: Opredeleniye Cs-137 v piscsevüh produktah. *Vopr. Pitan.* **29.** (3) 74—76. 1970.
- [19] PURINS, A. & EIDUKS, A.: Relation of Cs-137 and K in some mineral and swamp soils. *Latv. Lauksaimn. Akad. Raksti.* (54) 85—87. 1972.
- [20] REHAK, W.: Radiochemical determination of cesium-137 in water, fallout, filters, plants, and food. *U. S. At. Energy Comm. S-29* — 1/1967.
- [21] SCHUMANN, R. & KACSKOVICS, M.: Adatok egyes élelmiszerek radiológiai vizsgálati eredményeihez. *Élelmiszervizsg. Közlem.* **16.** 1—8. 1970.
- [22] SQUIRE, H. M., MIDDLETON, L. J. & SANSON, B. F.: Changes of strontium-90 contents in soils. *Radio-isotopes in Sci. Res.* **4.** 207—219. 1958.
- [23] *Sugárbiológia.* (Szerk.: Várterész V.) Medicina Kiadó, Budapest. 1963.
- [24] SZENTESI, Gy.: Vizsgálatok élelmiszerek Cs-137 szennyezésének rutinszerű meghatározására. *Élelmiszervizsg. Közlem.* **17.** 263—268. 1971.
- [25] TÖRÖK, I.: A Cs-137 meghatározása talajokban Ge(Li) detektorral. *Agrokémia és Talajtan.* **20.** 203—204. 1971.



- [26] TÖRÖK, I.: Az ország különböző pontjairól származó talajminták Sr-90 szennyezettsége. *Agrokémia és Talajtan*. **21**. 315—320. 1972.
- [27] WARD, G. M., JOHNSON, J. E. & SASSER, L. B.: Transfer coefficients of fallout Cs-137 to milk of dairy cattle fed pastures, green-cut alfalfa, or stored feed. *J. Dairy Sci.* **50**. 1092—1096. 1967.

Érkezett: 1974. február 21.

## Radioactivity of Vegetables and Fodders in Western Hungary

L. SZABOLCS, A. SZABÓ and E. BENDE

County Institute for Food Quality Testing and Chemical Analysis, Győr (Hungary)

### Summary

The radioactivity of vegetables and fodders was regularly measured in Győr-Sopron County during the years 1968—1973. It was found that the radioactive contamination on this territory was of about the same degree as all over the country. The average values of  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity, referring to 1 g dry matter, were as follows: garden sorrel — 2.5 pCi; spinach — 2.3 pCi; lettuce — 2.6 pCi; fodders — 2.1 pCi. The discrimination factors for milk/fodder and plant/soil were calculated on the basis of soil activity data found in the literature and of our milk-activity measurements, resp., and they were found to be in good agreement with the data published so far. The relationships between the values of radioactive contamination and the various influencing factors (precipitation, etc.) were analyzed with mathematical statistical methods.

*Table 1.* Radiological analysis of garden sorrel. (1) Year. (2) Sampling place. (3) Ash, %. (4) K content of the ash, %. (5) Ca content of the ash, %. (6) Total activity, pCi/1 g dry matter. (7) K activity. (8)  $^{90}\text{Sr}$  activity. (9) Cs activity. (10)  $^{90}\text{Sr}$  activity, pCi/1 g Ca. (11) Artificial activity/total activity, %.

*Table 2.* Radiological analysis of spinach. (1)–(11): see Table 1.

*Table 3.* Radiological analysis of lettuce. (1)–(11): see Table 1.

*Table 4.* Radiological analysis of fodder. (1) Year and season. a) Winter. b) Summer. (2)–(11): see Table 1.

*Table 5.* Annual precipitation at Győr, Mosonmagyaróvár and Sopron as well as the specific  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity values in vegetables. (1) Year. (2) Precipitation, mm. (3)  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity, pCi/1 g Ca.

*Table 6.* Discrimination factors for plant/soil. (1) Sampling places. (2) Soil type: a) alluvial meadow soil; b) brown forest soil. (3) Average  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity of the soil, pCi/1 g Ca. (4) Average  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity of vegetables, pCi/1 g Ca. (5) Discrimination factor.

*Table 7.* Discrimination factors for milk/fodder. (1) Year. (2) Sampling place. (3) Average  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity of milk, pCi/1 g Ca. (4) Average  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity of fodder, pCi/1 g Ca. (5) Discrimination factor.

*Table 8.* Activity of metal ion fractions, pCi/1 g dry matter. (1) Year. (2) Territory examined: a) Győr-Sopron County; b) National average. (3) Spinach. (4) Garden sorrel. (5) Lettuce.

*Table 9.* Variance analysis of factors influencing the  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  activity of fodders, referred to 1 g Ca. (1) Cause of deviations: (A) Effect of years. (B) Effect of seasons. (C) Effect of sampling places. a) Interactions. b) Residue. (2) Square value. (3) Degree of freedom. (4) Variance. (5) Significance level.

*Fig. 1.* Activity of metal ion fraction ( $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ , pCi/1 g dry matter) on the examined territories. 1. Győr. 2. Mosonmagyaróvár. 3. Sopron.

## Bestimmung der Radioaktivität bei Gemüsepflanzen und Futtermitteln im Komitat Győr-Sopron

L. SZABOLCS, A. SZABÓ und E. BENDE

Komitatsinstitut für Nahrungsmitteluntersuchung und -kontrolle, Győr (Ungarn)

### Zusammenfassung

Im Laufe dieser Arbeit wurde die Radioaktivität der Gemüsepflanzen und Futtermitteln im Komitat Győr-Sopron in den Jahren 1968–73 bestimmt. Bei dem Vergleich der gewonnenen Daten mit den Landesdurchschnittswerten konnte festgestellt werden, dass die Kontamination des Komitates die Durchschnittswerte nicht überschreitet. Die auf 1 g Trockensubstanz bezogenen durchschnittlichen Aktivitätswerte ( $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ ) betragen für Sauerampfer 2,5 pCi, für Spinat 2,3 pCi, für Salat 2,6 pCi und für Futtermittel 2,1 pCi. Auf Grund der Bodenaktivitätsliteraturangaben und der eigenen Milchaktivitätsbestimmungen wurden Milch/Futter- und Pflanze/Boden-Diskriminationsfaktoren berechnet, welche mit den Literaturangaben gut übereinstimmen. Die Zusammenhänge zwischen den Kontaminationswerten und den diese Werte beeinflussenden Faktoren (Niederschlagsmenge, usw.) wurden statistisch bearbeitet.

*Abb. 1.* Die durchschnittliche Aktivität ( $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  pCi/1 g Trockensubstanz) der Metallionenfraktion der Gemüsepflanzen auf den untersuchten Gebieten. 1. Győr. 2. Mosonmagyaróvár. 3. Sopron.

*Tab. 1.* Ergebnisse der radiologischen Untersuchung von Sauerampfer. (1) Jahr. (2) Ort der Probenahme. (3) Aschengehalt, %. (4) K% in der Asche. (5) Ca% in der Asche. (6) Gesamte Aktivität, pCi/1 g Trockensubstanz. (7) K-Aktivität. (8)  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität. (9) Cs-Aktivität. (10)  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität, pCi/1 g Ca. (11) Künstliche Aktivität/gesamte Aktivität, %.

*Tab. 2.* Ergebnisse der radiologischen Untersuchung von Spinat. Bezeichnungen s. bei Tab. 1.

*Tab. 3.* Ergebnisse der radiologischen Untersuchung von Salat. Bezeichnungen s. bei Tab. 1.

*Tab. 4.* Ergebnisse der radiologischen Untersuchung von Futterpflanzen. (1) Jahr und Jahreszeit: a) Winter, b) Sommer. Die übrigen Bezeichnungen s. bei Tab. 1.

*Tab. 5.* Jährliche Niederschlagssumme von Győr, Mosonmagyaróvár und Sopron und die spezifischen Aktivitätswerte ( $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ ) der Gemüsepflanzen. (1) Jahr. (2) Niederschlag, mm. (3)  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ -Aktivität, pCi/1 g Ca.

*Tab. 6.* Pflanze/Boden-Diskriminationsfaktoren. (1) Ort der Probenahme. (2) Bodentyp: a) Wiesen-Alluvialboden, b) brauner Waldboden. (3) Durchschnittliche  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ -Aktivität des Bodens, pCi/1 g Ca. (4) Durchschnittliche  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ -Aktivität der Gemüsepflanzen, pCi/1 g Ca. (5) Diskriminationsfaktor.

*Tab. 7.* Milch/Futter-Diskriminationsfaktoren. (1) Jahr. (2) Ort der Probenahme. (3) Durchschnittliche  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ -Aktivität der Milch, pCi/1 g Ca. (4) Durchschnittliche  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ -Aktivität der Futterpflanzen, pCi/1 g Ca. (5) Milch/Futter-Diskriminationsfaktor.

*Tab. 8.* Aktivität der Metallionenfraktion, pCi/1 g Trockensubstanz. (1) Jahr. (2) Untersuchtes Gebiet: a) Komitat Győr-Sopron. b) Landesdurchschnitt. (3) Spinat. (4) Sauerampfer. (5) Salat.

*Tab. 9.* Ergebnisse der Varianzanalyse der die auf 1 g Ca bezogenen  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ -Aktivitätswerte der Futterpflanzen beeinflussenden Faktoren. (1) Grund der Abweichung: (A) Einfluss der Jahre. (B) Einfluss der Jahreszeiten. (C) Einfluss des Ortes der Probenahme. a) Wechselwirkungen, b) Rest. (2) Summe der Quadrate. (3) Freiheitsgrad. (4) Varianz. (5) Signifikanzstufe.



## Радиоактивная загрязненность овощных и кормовых культур в области Дёрь-Шопрон в 1968—1973 гг

Л. САБОЛЬЧ, А. САБО и Е. БЕНДЕ

Областной институт по контролю за пищевыми продуктами и химикатами, Дёрь (Венгрия)

### Резюме

С статье приводятся данные по радиоактивности овощных и кормовых культур области Дёрь-Шопрон за период 1968—1973 годов. Сопоставляя данные измерений со средними по стране установили, что радиоактивная загрязненность в области не превышает среднюю по стране. В период с 1968 по 1973 год радиоактивная загрязненность Sr-90 + Y-90 на один грамм сухого вещества для щавеля составляла 2,5 pCi, для шпената — 2,3 pCi, для салата — 2,6 pCi, для кормовых культур — 2,1 pCi. На основе литературных данных и собственных исследований по радиоактивности почвы рассчитали дискриминационные факторы молоко/корма и растение/почва, которые хорошо соответствовали литературными данным. Математическо-статистическими методами охарактеризовали зависимость между контаминационными величинами и факторами, влияющими на радиоактивную загрязненность (количество осадков и т. п.).

*Табл. 1.* Данные радиологического анализа щавеля. (1) Год. (2) Место взятия образца. (3) Зола в %. (4) Содержание калия в % в золе. (5) Процентное содержание Са в золе. (6) Общая активность pCi/1 г сухого вещества. (7) Активность калия. (8) Активность Sr-90. (9) Активность Са. (10) Активность Sr-90 pCi/1 г. Са. (11) Искусственная активность/общая активность %.

*Табл. 2.* Данные радиологического анализа шпената. Обозначения смотри в таблице 1.

*Табл. 3.* Данные радиологического анализа салата. Обозначения смотря в таблице 1.

*Табл. 4.* Данные радиологического анализа кормовых культур. (1) Год и время года. а) Зима. б) Лето. Остальные обозначения смотри в таблице 1.

*Табл. 5.* Годовое количество осадков в районах Дёрь, Мошонмадьаровар и Шопрон и удельная активность овощных культур. (1) Год. (2) Количество осадков в мм. (3) Активность Sr-90 + Y-90 pCi/1 г Са.

*Табл. 6.* Дискриминационные факторы растение/почва. (1) Место взятия образца. (2) Тип почва: а) лугово аллювиальная почва. б) бурая лесная почва. (3) Средняя активность Sr-90 + Y-90 pCi/1 г Са почвы. (4) Средняя активность Sr-90 + Y-90 овощных культур. (5) Дискриминационный фактор.

*Табл. 7.* Дискриминационные факторы молоко/корм. (1) Год. (2) Место взятия образца. (3) Средняя активность Sr-90 + Y-90 pCi/1 г Са молока. (4) Средняя активность Sr-90 + Y-90 pCi/1 г. Са корма. (5) Дискриминационный фактор молоко/корм.

*Табл. 8.* Активность фракции металлических ионов pCi/1 г. сухого вещества. (1) Год. (2) Изученная территория: а) Область Дёрь-Шопрон. б) Среднее по стране. (3) Шпенат. (4) Щавель. (5) Салат.

*Табл. 9.* Факторы, оказывающие влияние на величины активности Sr-90 + Y-90 на 1 г Са кормовых культур по данным вариационных анализов. (1) Причина, вызывающая различия: А) Влияние времени. В) Влияние времен года. С) Влияние мест взятия образцов. а) Взаимовлияние, б) Остаток. (2) Квадратичная сумма. (3) Степень свободы. (4) Вариация. (5) Уровень достоверности.

*Рис. 1.* Средняя активность фракции металлических ионов в овощных культурах (Sr-90 + Y-90 pCi/1 г сухого вещества) на изученных территориях. 1. Дёрь. 2. Мошонмадьаровар. 3. Шопрон.