

## Radioaktivitási viszonyok a talaj—növény relációban

Az AGROKÉMIA ÉS TALAJTAN hasábjain már több dolgozat [3, 4, 5, 6, 16, 27, 28, 29, 30, 31] foglalkozott a talaj radioaktivitásával, a radioaktív izotópok mérésének lehetőségeivel, a sugárszennyezettség kérdésével. Ugyanakkor megítélésünk szerint a talajt nem önállóan, hanem a biológiai lánc, a levegő—víz—talaj—növény—állat—ember rendszer egyik elemének kell tekinteni, s ezért a radioaktivitási viszonyokat is összefüggéseikben kell tárgyalni, azaz a levegő—talaj, a víz—talaj, a levegő—növény, a talaj—növény stb. kölcsönhatások figyelembevételével.

A biológiai lánc radioaktivitási viszonyait tekintve kiemelt jelentőségű a talaj és növény közötti kölcsönhatás, hisz a növények ásványianyag-tartalma (és radioaktív izotóptartalma) döntő hányada a gyökérzet útján a talajból felvett tápanyacokra vezethető vissza. Egyes radioaktív izotópoknál — mint később látni fogjuk — azonban meghatározó jelentőségű lehet az atmoszférából közvetlenül (elsősorban az esővíz közvetítésével) származó, s a levélzetten át direkt felvétellel a növényi szervezetbe jutó radioaktív anyagok mennyisége. Fontos még megemlíteni, hogy a radioaktivitási viszonyokat tekintve a talaj—növény rendszerben valóban kétoldalú aktív kölcsönhatás figyelhető meg, azaz nem csupán a talaj az, amely meghatározza a rajta, ill. benne növő flóra radioaktivitását, hanem a növényzet is visszahat — elsősorban a transzspiráció során a talaj vízháztartásának, s a talajvízzel együtt mozgó radioaktív anyagok vertikális megoszlásának módosításával — a talaj sugárszennyezettségi szintjének változására.

A következőkben röviden ismertetjük a talaj—növény rendszerben előforduló aktív izotópokat, vázoljuk a talaj természetes és mesterséges eredetű radioaktivitásának kialakulását, adatokat közlünk az aktivitási s a jelenlegi kontaminációs szintekről, elemezzük a radioaktív anyagok talajból növénybe jutását befolyásoló tényezőket, végül foglalkozunk a különböző agrotechnikai, agrokémiai eljárások sugárszennyezettségi szintet módosító hatásával.

### *A talaj—növény rendszerben előforduló aktív izotópok*

A talajban (s a bioszféra többi elemében) előforduló radioaktív anyagokat eredetük szerint két csoportba soroljuk, az emberi tevékenységtől függetlenül jelenlevő, természetes radioaktív izotópok, valamint a kontaminációt okozó, az emberi tevékenységgel összefüggő, a nukleáris technika felhasználásával kapcsolatos mesterséges eredetű radioaktív izotópok csoportjába. A természetes eredetű radioaktív izotópok sugárzása képezi az ún. háttérsugárzást (természetes sugárszint), míg radioaktív kontaminációról akkor beszélünk, ha a mesterséges eredetű sugárzó izotópok jelenléte következtében az aktuális sugárszint szignifikánsan meghaladja a háttérsugárzás szintjét.

Bolygónkon a természetes eredetű radioaktív izotópok három csoportba sorolhatók. Az egyiket azon radioaktív izotópok képezik, amelyek a kozmikus sugárzás hatására keletkeznek. Ezeknek a felezési ideje viszonylag rövid, lebomlásuk földtörténeti mércével mérve gyors.

A második csoportba azon hosszú felezési idejű izotópok tartoznak, amelyek képződése Földünknek már bolygóként történő fejlődési időszakához kapcsolódik. Az első és második csoportba sorolható radioaktív izotópokat mutatja az 1. táblázat. Ezen izotópok valamennyien a könnyű és közepes tömegű nuklidokhoz tartoznak.

1. táblázat

Könnyű és közepes tömegű, természetes eredetű radioaktív elemek

Aktív izotóp	Az izotóp- %-os előfor- dulása az elemenben	Felezési idő (év)	A kibo- csátott sugárzás fajtája	Aktív izotóp	Az izotóp %-os előfor- dulása az elemenben	Felezési idő (év)	A kibo- csátott sugárzás fajtája
<sup>3</sup> H	változó*	12,3	β	<sup>138</sup> La	0,089	2 · 10 <sup>11</sup>	β, γ
<sup>7</sup> Be	változó*	0,15	γ	<sup>144</sup> Nd	23,87	1,5 · 10 <sup>15</sup>	α
<sup>14</sup> C	változó*	5570	β	<sup>150</sup> Nd	5,60	1,0 · 10 <sup>15</sup>	β
<sup>40</sup> K	0,0119	1,3 · 10 <sup>9</sup>	β, γ	<sup>147</sup> Sm	15,07	1,2 · 10 <sup>11</sup>	α
<sup>50</sup> V	0,25	4 · 10 <sup>14</sup>	γ	<sup>176</sup> Lu	2,60	2,1 · 10 <sup>10</sup>	β, γ
<sup>87</sup> Rb	27,85	6 · 10 <sup>10</sup>	β	<sup>187</sup> Re	62,93	5 · 10 <sup>10</sup>	β
<sup>115</sup> In	95,77	6 · 10 <sup>14</sup>	β				

\* az előfordulás %-os mértéke azért nem adható meg, mert a nukleáris kísérletek következtében nagy mennyiségben keletkeznek hasonló izotópok

A harmadik a nehéz magok csoportja, ezek kiinduló izotópjai (őselemei) már Földünk képződésének kozmogóniai stádiumában is léteztek. A harmadik csoport izotópjai három, a természetben viszonylag jelentős mennyiségben előforduló radioaktív izotóp, a <sup>232</sup>Th, a <sup>235</sup>U és a <sup>238</sup>U valamelyikéből származnak, mint azok sorozatos radioaktív bomlásának termékei. A <sup>232</sup>Th-, <sup>235</sup>U- és <sup>238</sup>U-izotópokkal kezdődő sorok egymást követő alfa és béta bomlásokon keresztül végül az ólom 208, 207 és 206 tömegszámú stabil izotópjává alakulnak át.

Ma környezetünket — az atomenergia felhasználása következtében — jelentős mennyiségű mesterséges eredetű radioaktív izotóp is szennyezi, amelyek a következő forrásokból származhatnak:

- nukleáris robbantások;
- atomreaktorok, atomtechnikai berendezések emissziója;
- izotóp-laboratóriumokból kikerülő aktív anyagok.

A globális sugárszennyezettség kialakulásában a nukleáris robbantások játszották a döntő szerepet. Magaslégköri vagy nagy energiájú földfelszíni robbantás esetén az atomfelhőben levő radioaktív anyagok tekintélyes része a sztratoszférába (az atmoszféra 10 km-en felüli, felhőtlen övezete) kerül, s onnan horizontális légmozgások, valamint lassú kiülepedés következtében a Föld bármely pontjára eljuthat. Az atomrobbantás során keletkező radioaktív izotópok közül a hasadási termékek jelentősége a legnagyobb, de számolni kell a töltet szétszóródott, hasadásban részt nem vett hányadával (<sup>235</sup>U, <sup>238</sup>U, <sup>239</sup>Pu), valamint az ún. indukált radioaktivitással is, amely a robbanással együttjáró nagy neutronfluxus következtében fellépő különböző magreakciók eredményeképp a környező anyagokban — mint pl. bombaköpeny, talaj — keletkező aktív izotópokat jelenti.

A hasadási termékek aktivitása az idő függvényében jelentős mértékben csökken, mivel a legtöbbjük rövid felezési idejű. A robbantás radioaktív termékeinek megoszlása a felezési idő függvényében a 2. táblázatban látható [9].

A keletkezett radioaktív izotópok koncentrációjuk, felezési idejük, radiotoxicitásuk stb. különbözősége folytán nem egyformán veszélyesek. A talaj—növény lánc kontaminációjában jelentősebb szerepet játszó izotópokat s ezek jellemző tulajdonságait a 3. táblázatban összesítjük.

A bioszféra radioaktív anyagokkal való elszennyeződésében az atomerőműveknek sem elhanyagolható a szerepe, hisz a levegőbe s a felszíni vizekbe viszonylag jelentős mennyiségű radioaktív anyagot juttatnak, amelyek egy része bekerül a talaj—növény láncba is. Megemlí-

2. táblázat

Nukleáris robbantás során keletkező hasadási termékek  
megoszlása a felezési idő függvényében [9]

Felezési idő	Radioaktív izotópok száma	Felezési idő	Radioaktív izotópok száma
< 1 nap	131	1 – 10 év	7
1 – 10 nap	17	10 – 100 év	3
10 – 30 nap	9	> 100 év	10
30 nap – 1 év	12		

tendő, hogy az utóbbi években a világ legtöbb országában szinte exponenciálisan nőtt a radioaktív izotópokat felhasználó laboratóriumok száma, s a nem előírás szerinti hulladékkezelés, ill. gondatlanság is okozhat — elsősorban helyi — kontaminációt.

Tény, hogy a nukleáris berendezésekből és az izotóplaboratóriumokból a környezetbe kijutó radioaktív anyagok megengedhető maximális mennyiségét sugárvédelmi jogszabályok és munkavédelmi előírások szabályozzák. Természetesen bizonyos kompromisszumokra van szükség, hisz lehet ugyan építeni atomerőművet tetszőlegesen kis aktívanyag-kibocsátással, de a gyakorlatban, azaz az energetikában olyan megoldásokra van szükség, amelyek alkalmazása a költségeket a konkurenciaképesség határain belül tartja. Így tehát el kell fogadnunk, hogy a nukleáris berendezésekből (s az izotóplaboratóriumokból) kijut egy bizonyos — lehetőleg minimális — mennyiségű aktív anyag a bioszféra egyes elemeibe.

#### A talaj radioaktivitásának kialakulása

A talaj a különböző radioaktív anyagok megkötődésében és felhalmozódásában jelentős — esetenként döntő — szerepet játszik. Természetes radioaktivitása a geológiai viszonyok függvénye, s így pl. az indiai Kerala tartományban, ahol a talajban jelentős mennyiségű tóriumtartalmú monazit fordul elő, nagyságrendileg haladja meg a különböző talajfélésekre átlagosan jellemző értéket. Hazánkban is találkozhatunk hasonló példával, ugyanis a Velencei-

3. táblázat

A talaj—növény lánc radioaktív szennyezettségét okozó fontosabb izotópok

Izotóp	Felezési idő	Legvalószínűbb sugárzási energia, MeV		Izotóp	Felezési idő	Legvalószínűbb sugárzási energia, MeV		
		$\beta_{max}$	$\gamma$			$\beta_{max}$	$\gamma$	$\alpha$
$^3\text{H}$	12,3 év	0,02		$^{131}\text{I}$	8,1 nap	0,61	0,36	
$^{14}\text{C}$	5570 év	0,16		$^{134}\text{Cs}$	2,3 év	0,66	0,80	
$^{89}\text{Sr}$	50,4 nap	1,46		$^{137}\text{Cs}$	30 év	0,51	0,66	
$^{90}\text{Sr}$	28 év	0,54		$^{140}\text{Ba}$	12,8 nap	1,02	0,03	
$^{90}\text{Y}$	64,2 óra	2,26		$^{140}\text{La}$	40,2 óra	1,36	1,60	
$^{91}\text{Y}$	58 nap	1,53	1,21	$^{144}\text{Ce}$	285 nap	0,32	0,13	
$^{95}\text{Zr}$	65 nap	0,40	0,73	$^{144}\text{Pr}$	17,5 perc	2,98	0,69	
$^{95}\text{Nb}$	35 nap	0,16	0,76	$^{147}\text{Pm}$	2,6 év	0,22		
$^{106}\text{Ru}$	1,0 év	0,04		$^{147}\text{Nd}$	11,1 nap	0,81	0,09	
$^{106}\text{Rh}$	30 s	3,60	0,51	$^{239}\text{Pu}$	$2,44 \cdot 10^4$ év		0,05	5,15
$^{129}\text{I}$	$1,72 \cdot 10^7$ év	0,15	0,04	$^{240}\text{Pu}$	6580 év		0,04	5,16

hegység gránitos kőzete rádiumban nagyon dús. A hazai talajok alfa-aktivitása általában 0,4—3,0 Bq/g közötti érték, ugyanakkor a velencei gránit 4 Bq/g feletti [23].

A talaj természetes radioaktivitása a mezőgazdasági termeléstől (műtrágyázás, öntözés stb.) s egyéb környezeti és meteorológiai tényezőktől is függ. Így pl. széntüzelésű hőerőművek környékén a talaj  $^{232}\text{Th}$ -,  $^{226}\text{Ra}$ - stb. tartalma megemelkedhet, ugyanis az erőművi pernye egy része a levegőből kiülepedve a talajra jut, s a pernyében koncentráódik — a mintegy 400 °C-on szublimáló  $^{210}\text{Po}$  kivételével — a szén természetes radioaktivitása.

A radioaktív szennyezettség kialakulásában a talajnak főleg közvetítő szerepe van, azaz megkötöi a levegőből, esővízből vagy felszíni vizekkel a talajra jutó radioaktív anyagokat, s a benne (rajta) élő szervezeteknek átadva bekapcsolja ezeket az elemek biológiai körforgásába. A nukleáris kísérletek hatására visszavezethető, s a csapadékkal, ill. száraz ülepedéssel a földfelszínre jutó radioaktív izotópok mennyisége jelentősen függ a terület földrajzi elhelyezkedésétől. Az északi féltekén pl. magasabb a kontaminációs szint mint a délin, s az amerikai kontinensen (azonos szélességi fokon) mért értékek is magasabbak, mint az Európában regisztrálhatók.

A radioaktív szennyezettség mértékére a felszíni módosulat is hatással van. Sík területek, valamint hegyes, lejtős vidékek között különbség mutatkozik a radioaktív anyagok megkötődésében. Domboldalakon természetű növények vizsgálata során megállapították, hogy a növények talajból történő radioaktív izotóp felvétele a talaj kisebb kontaminációja következtében lényegesen kisebb mérvű, mint ugyanazon terület sík részein. Ez a tény részben úgy magyarázható, hogy a csapadékkal a talajfelszínre jutó aktív izotópok jelentős része — főleg nagy záporok esetén — a lejtős területeken még a talajon való megkötődés előtt az esővízzel lefolyik a felületről a mélyebben fekvő részek felé. A másik ok az, hogy a talajra nedves vagy száraz kihullással jutó radioaktív izotópok nagy része a talaj felső rétegeiben kötődik meg, s csak lassan hatol a mélyebb rétegekbe. Így a lejtőkön, hátságokon, domboldalakon megfigyelhető — esetenként igen nagymérvű — erózió következtében a legfelső talajrétegek lepusztulnak, s a magasabb kontaminációs szintű erodált anyag a mélyebben fekvő lerakódási helyeken halmozódik fel.

#### *Természetes radioaktivitási és kontaminációs szintek*

A talajok természetes radioaktivitásának jelentős részét a természetes káliumban 0,0119%-os gyakorisággal előforduló  $^{40}\text{K}$ -izotóp okozza. A talajok káliumtrágyázása tehát a talaj aktivitását is növeli. A talajok K-tartalma általában 1—2% körüli érték, de a gránitos kőzetekből képződő talajok esetén elérheti a 3—4%-ot is. Miután a K a növények számára esszenciális makroelem, a növények természetes eredetű radioaktivitásának döntő hányada a K-tartalomra vezethető vissza.

A talajokban a káliumhoz nagyon hasonló kémiai tulajdonságú rubídium is megtalálható. Miután azonban a talajok átlagos Rb-tartalma mindössze  $6 \cdot 10^{-3}\%$  [1], a talajok  $^{87}\text{Rb}$ -aktivitása általában több nagyságrenddel kisebb, mint a  $^{40}\text{K}$ -aktivitás. A rubídium sói — a K és Na sóihoz hasonlóan — vízben jól oldódnak, így kis mennyiségben a növény ezt a nem létfontosságú mikroelemet is felveszi.

A 4. táblázatban összefoglaljuk a MÉM Radiológiai és Adatszolgáltató Hálózata által az ország különböző helyeiről 1980-ban gyűjtött, s az Országos Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Intézetben gamma-spektrometriásan elemzett 35 talajminta természetes radioaktivitásának ( $^{238}\text{U}$  és  $^{232}\text{Th}$  bomlási sor) vizsgálati adatait. Mindkét sornál az utolsó tagok — Bi és Pb, ill. Bi, Pb és Tl — a rövid felezési idők következtében lényegében egyensúlyban levőnek tekinthetők.

Megemlítjük még, hogy a talajok felső rétegének radontartalma az évszak, ill. a hőmérséklet függvénye. Nyáron van a koncentráció maximuma, télen, ill. ősszel pedig a minimuma, s ez a jelenség a hőmérsékleti gradienssel magyarázható.

ARHIPOV és mtársai [2] számos vizsgálatot végeztek a mezőgazdaságilag művelt talajok összes, savoldható és kicserélhető (vízoldható)  $^{238}\text{U}$ -,  $^{232}\text{Th}$ -,  $^{210}\text{Po}$ - és  $^{210}\text{Pb}$ -tartalmának meghatározására. Megállapították, hogy a vízoldható, azaz a növényzet számára felvehető mennyiség ezen radionuklidok esetében általában nem haladja meg a 10%-ot. Ugyanakkor erősen savas talajokon a szorpció kisebb mérvű, tehát a növények könnyebben felvehetik a radioaktív izotópokat. HOMMA és MURAKAMI [13] szerint a különböző növények  $^{226}\text{Ra}$ -aktivitása általában 0,4—0,6 Bq/kg, a növények alfa-aktivitásának mintegy 80—90%-át képező  $^{210}\text{Po}$ -aktivitás pedig hazai dohányoknál 11—30 mBq/g száraz anyag [17]. Kimutatható, hogy pl. a fűben a  $^{210}\text{Pb}$  fajlagos aktivitása a természetes Pb-izotópokra vonatkoztatva mintegy 20-szorosa a talajban mérhető fajlagos  $^{210}\text{Pb}$  izotóparánynak, s ez arra utal, hogy a  $^{210}\text{Pb}$ -,  $^{210}\text{Bi}$ - és  $^{210}\text{Po}$ -izotópok növényekben mérhető koncentrációjának kialakulásában a gyökérzetten át történő felvételnek általában csak másodlagos szerepe van, ezen természetes radionuklidok nagy része közvetlenül a levélzetten keresztül jut a növényi szövetekbe [8].

A talaj—növény rendszer tartós radioaktív kontaminációját okozó izotópok közül a  $^{90}\text{Sr}$ -nak és a  $^{137}\text{Cs}$ -nak van kiemelkedő jelentősége. Ezeknek a legnagyobb része az atmoszférából száraz vagy nedves kiülepedéssel jut a talaj felszínére, ahol a talaj mechanikai tulajdonságaitól és kémiai összetételétől, valamint az alkalmazott agrotechnikai, agrokémiai módszerektől függően kötődik meg, ill. hatol a mélyebben fekvő rétegekbe.

A sivatagos, félsivatagos helyektől eltekintve, a radioaktív izotópok döntő hányada nedves ülepedéssel (rain-out, wash-out) jut a földfelszínre, tehát a sugárszennyezettségi szint elsősorban a csapadék mennyiségétől függ.

A talaj radioaktív szennyezettsége időbeli változásának jellemzésére jól használható egy exponenciális matematikai modell, annak figyelembevételével, hogy a radioaktív bomlás és a talajban végbemenő transzportfolyamatok következtében a talaj radioaktivitása csökken, ugyanakkor az atmoszférából a talajfelszínre újabb, s a kontaminációt növelő radioaktív anyagok juthatnak. A talaj radioaktivitásának változását a következő differenciálegyenlet írja le:

$$\frac{dQ(t)}{dt} - \lambda Q(t) + \lambda_3 m(t)$$

ahol:

$Q(t)$  = a talaj radioaktív izotóptartalma a  $t$  időpontban;

$$\lambda = \lambda_1 + \lambda_2$$

$\lambda_1$  = a radioaktív bomlási állandó;

$\lambda_2$  = a radioaktív anyagnak a talajból való eltávozási sebességére utaló konstans;

$\lambda_3$  = a radioaktív anyag atmoszférából való kiszóródási sebességét mutató állandó;

$m(t)$  = az atmoszférikus radioaktív kiszóródás mértéke.

A jelenlegi kontaminációs szint jellemzésére álljanak itt a MÉM Radiológiai Adatszolgálató és Ellenőrző Hálózata által 1980-ban vizsgált talajminták (94 db) mérési adatai:

Össz- $\beta$ -aktivitás:	705 $\pm$ 211 Bq/kg
$^{90}\text{Sr}$ -aktivitás:	21 $\pm$ 24 Bq/kg
$^{90}\text{Sr}$ -aktivitás:	621 $\pm$ 1530 mBq/g Ca
$^{137}\text{Cs}$ -aktivitás:	16 $\pm$ 7 Bq/kg

A mintavételezés a talaj 0—10 cm-es rétegéből történt, az egész ország területére kiterjedően. Látható, hogy a  $^{90}\text{Sr}$ - és a  $^{137}\text{Cs}$ -aktivitás azonos nagyságrendű, s együttesen is nagyságrendileg kisebb érték, mint a talajok össz-béta-aktivitásának döntő részét képező  $^{40}\text{K}$  aktivitáshányad (l. 4. táblázatot is). Az is megállapítható — főleg a  $^{90}\text{Sr}$  esetében — hogy az egyes területek kontaminációja között jelentős különbségek vannak, ugyanis a mérési adatok szórása igen nagy. A legszennyezettebb területek a Dunántúlon, a legkevésbé szennyezettek a Duna—Tisza közén találhatók. Mindez elsősorban az eltérő csapadékviszonyokkal hozható

összefüggésbe. Az 1972 és 1977 között végzett talajvizsgálatok szerint egyébként a legnagyobb <sup>90</sup>Sr-tartalom a vályogos vagy agyagos összetételű réti, szolonyec és erdőtalajoknál volt mérhető [4].

A talajfelszínre jutó radionuklidok megkötődésében, a talajból a növényzetbe irányuló transzportban és a talaj mélyebben fekvő rétegei felé irányuló migráció sebességében igen nagy szerepe van a talaj mechanikai jellemzőinek, szemcseméret-eloszlásának és kémiai összetételé-

4. táblázat

1980-ban vett hazai talajminták természetes radioaktivitása

Radionuklid ( <sup>238</sup> U leányelemei)	Aktivitás, mBq/g talaj	Radionuklid ( <sup>232</sup> Th leányelemei)	Aktivitás, mBq/g talaj
<sup>40</sup> K	602 ± 146	<sup>228</sup> Ac	40 ± 12
<sup>234</sup> Th	85 ± 36	<sup>212</sup> Bi	39 ± 16
<sup>226</sup> Ra	111 ± 64	<sup>212</sup> Pb	39 ± 11
<sup>214</sup> Bi	45 ± 29	<sup>208</sup> Tl	40 ± 9
<sup>214</sup> Po	49 ± 32		

nek. Könnyű, laza szerkezetű talajoknál (pl. homok) a radioizotópok migrációja nagyobb sebességű, kötöttebb talajoknál (pl. agyag) csak nagyon lassan hatolnak lefelé, s éveken keresztül is a legfelső néhány cm-es rétegben található. A talajok tartós radioaktív szennyezettségének döntő hányadát képező <sup>90</sup>Sr- és <sup>137</sup>Cs-izotópokon kívül számos más radionuklid — pl. <sup>95</sup>Zr, <sup>106</sup>Ru, <sup>131</sup>I, <sup>140</sup>Ba, <sup>239</sup>Pu, <sup>240</sup>Pu — is szennyezi a talajokat, ezek azonban olyan erősen adszorbeálódnak, hogy a növényzetbe csak elenyésző mennyiségük jut.

Megemlítjük, hogy Magyarországon — hasonlóan más európai államokhoz — a talaj és a növényzet radioaktív kontaminációja 1962 és 1964 között érte el a maximumot, az akkori szennyezettségi értékek — talajnál pl. jóval 20 Bq/kg feletti <sup>90</sup>Sr-aktivitás — nagyságrendileg haladták meg a jelenlegieket.

Napjainkban, a viszonylag alacsony szintű kontaminációs viszonyok között a növények radioaktivitásának a <sup>40</sup>K-aktivitás képezi a döntő hányadát (mintegy 80—90%-át). A MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózata által 1980-ban végzett <sup>90</sup>Sr- és <sup>137</sup>Cs-aktivitásmérések eredményeit parajra, salátára és sóskára vonatkozóan az táblázat ismerteti.

Már említettük, hogy a növények radioaktív szennyezettségének zöme — általában — a <sup>90</sup>Sr- és <sup>137</sup>Cs-izotóptól származik. Korai kiszóródás esetén azonban előfordulhat, hogy jelentős hányada a viszonylag rövid felezési idejű radioaktív izotópok (<sup>89</sup>Sr, <sup>91</sup>Y, <sup>95</sup>Zr + <sup>95</sup>Nb, <sup>106</sup>Rh, <sup>140</sup>Ba + <sup>140</sup>La, <sup>141</sup>Ce, <sup>144</sup>Ce + <sup>144</sup>Pr, <sup>147</sup>Pm, <sup>151</sup>Sm stb.) jelenlétére vezethető vissza. Ebben az esetben azonban a növények a radioaktív izotópokat vagy a levélzeten át vették fel, vagy a kontakció közvetlen felületi porszennyeződésből származik. Ha ugyanis a növény a talajból veszi fel a radioaktív anyagokat, akkor a talajfelszíntől a gyökérszónáig történő migráció, valamint a talajból a gyökérszónán át a föld feletti növényi szövetekbe irányuló anyagtranszport viszonylag hosszú ideje következtében a rövid felezési idejű izotópok lebomlanak, s így a talajból csak rendkívül kis mennyiségük juthat a növényzetbe. A növényi szövetekben egyébként kis mennyiségben <sup>239</sup>Pu és egyes aktinidák is előfordulnak, ezek aktivitása azonban legalább 2 nagyságrenddel kisebb a <sup>137</sup>Cs- és <sup>90</sup>Sr- kontaminációs szintnél [12].

Említettük, hogy a növényi szövetekbe a radioaktív izotópok közvetlenül a levélzeten át is bejuthatnak, s egyes izotópok esetében ez a mód a meghatározó. A stroncium esetében pl. legtöbbször ugyan a talajból felvett <sup>90</sup>Sr mennyisége a döntő, de egyes esetekben a levélzeten át felvett <sup>90</sup>Sr elérheti a növény teljes <sup>90</sup>Sr-tartalmának 40—50%-át is. <sup>137</sup>Cs esetében általában a



levélzeten át történő ionfelvétel a domináns, sok esetben a növény  $^{137}\text{Cs}$ -tartalma gyakorlatilag kizárólag erre vezethető vissza [24].

Ismert, hogy a talajok  $^{137}\text{Cs}$ - és  $^{90}\text{Sr}$ -aktivitása azonos nagyságrendű, viszont rendkívül különböző a növények stronciumra és céziumra vonatkozó diszkrimináló képessége. A talajból történő ionfelvételt jellemző

$$D_{\text{Sr}} = \frac{{}^{90}\text{Sr}/\text{Ca a növényben}}{{}^{90}\text{Sr}/\text{Ca a talajban}}$$

diszkriminációs (transzfer) faktor értéke 1,0 körüli, viszont a

$$D_{\text{Cs}} = \frac{{}^{137}\text{Cs}/\text{K a növényben}}{{}^{137}\text{Cs}/\text{K a talajban}}$$

diszkriminációs tényező csak  $\sim 0,01$  [27–28]. Miután a növények K-tartalma legfeljebb néhányszorosa a Ca-tartalomnak, csak talajból történő ionfelvételt feltételezve az lenne várható, hogy a növények  $^{90}\text{Sr}$ -aktivitása jelentősen magasabb, mint a  $^{137}\text{Cs}$ -kontamináció. Szabadföldi

#### 5. táblázat

##### 1980-ban végzett paraj-, saláta- és sóskavizsgálatok eredményei

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

körülmények között nőtt, ill. természetű növényeknél azonban nem ez a helyzet (ld. 5. táblázat), s éppen ez bizonyítja azt, hogy a növények  $^{137}\text{Cs}$ -szennyezettségének kialakulásában nem a talajból történő, hanem közvetlenül a levélzeten át végbemenő ionfelvételnek van döntő szerepe.

Megemlítjük, hogy a növények talajból nehezen, oldatból viszont könnyen veszik fel a céziumot, ill.  $^{137}\text{Cs}$ -ot. Tápoldatból történő ionfelvételnél ugyanis az oldatkoncentráció, az ionok kompetíciója, az ionantagonizmusok a döntőek, míg talaj esetében az oldékonyság.

#### Összefüggés a talaj mechanikai szerkezete s a radioaktív szennyezettség között

A radioaktív anyagok talajban való viselkedését sok tényező befolyásolja, elsősorban a talajtani, hidrológiai és meteorológiai tényezők. A talaj és a radioaktív izotópok közötti főbb kölcsönhatások a következők: szűrés, adszorpció, kemoszorpció, ioncsere és bioszorpció.

A *szűrés* az a folyamat, amikor a vízben lévő kolloid állapotú szennyező anyagokat a talaj mechanikai összetételétől függően, ill. annak megfelelően kiszűri és megköti. Minél kisebbek a talajt alkotó közzsemcsék, annál jobb a szűrés hatásfoka.

Az *adszorpció* — ellentétben a kemoszorpcióval — fizikai jellegű felületi megkötődést jelent. Az agyagos kőzetek általában nagyon jól adszorbeálják a különböző aktív anyagokat.

A *kemoszorpció* kémiai jellegű megkötődés. Ennek során a vízben oldott állapotban lévő radioaktív anyag egy része a talajjal kémiai kölcsönhatásba lép, s rosszul oldódó vegyületeket képez.

Az *ioncsere* is kémiai folyamat, lényege az, hogy egyes kőzetek a vízben oldott állapotban lévő radioaktív kationokat (esetleg anionokat is) megkötik, s helyettük a vízbe inaktív ionokat

bocsátanak. Ezek a zeolitok stroncium helyett pl. kalciumot, radiocézium helyett nátriumot juttatnak a talajvízbe, a stronciumot, radiocéziumot pedig kémiaiilag megkötik.

Végül a *bioszorpció* az a komplex biológiai folyamat, amelynek során a talajban és talajvízben található mikro- és makroorganizmusok a radioaktív anyagokat saját szervezetükbe építik be.

A talajok mechanikai szerkezete jelentősen befolyásolja a talajfelszínre jutó radioaktív izotópok megkötődését, valamint migrációját. A stroncium megkötődésében az agyagásványok mennyisége a döntő [31]. Nagyobb agyagtartalomnál a  $^{89}\text{Sr}$  és  $^{90}\text{Sr}$  jobban megkötődik, mozgása lassúbb, s az esővíz hatására csak kis mértékben mosódik ki s kerül a talaj mélyebb rétegeibe. Homokos talajon viszont a megkötődés, a talajrészecskéken végbemenő adszorpció kisebb mérvű, ezáltal a talajban a vertikális irányú mozgékonyabb. Meghatározó tényező a talaj diszperzitása, ez összefügg a humusztartalommal, ami viszont befolyásolja a növények talajból történő Sr-felvételét. A finomdiszperz talajoknak általában magasabb a humusztartalma.

A stronciumizotópok adszorpciójára hatással vannak a talaj iszapfrakciói. A montmorillonit agyagásványok erősen adszorbeálnak, míg a csillámok, a vas- és alumínium-hidroxidok, a kaolinit kevésbé kötik meg a stronciumot [15]. Így agyagásványoknál a szorpció mértékét elsősorban a montmorillonit-tartalom határozza meg.

A talaj szorpciók képességére az ún. megoszlási hányados értéke utal, ami függ a talaj mechanikai szerkezetétől és kémiai összetételétől, az oldat pH-jától s a hőmérséklettől is. A  $K_d$  megoszlási hányados lényegében az egyensúlyi állapot beállása után a talajban, valamint a talajjal érintkező, radioaktív anyagot tartalmazó oldatban lévő adott radionuklid koncentrációjának aránya. Képletszerűen:

$$K_d = \frac{(c_0 - c)V}{c \cdot m}$$

ahol

$c_0$  = az oldat fajlagos aktivitása a kiindulási állapotban;

$c$  = az oldat fajlagos aktivitása az egyensúly beállta után;

$V$  = az oldat térfogata;

$m$  = a szorbens (talaj) tömege.

A  $K_d$  hányados értéke a talaj kvarchomok és agyag arányának függvényében a következő [10]:

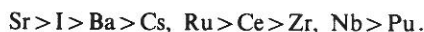
a kvarchomok relatív mennyisége, %	100	99	98	95	90	80	50	0
az agyag relatív mennyisége, %	0	1	2	5	10	20	50	100
a $K_d$ megoszlási hányados értéke	0,9	1,8	2,7	5,5	10,1	21,7	86,2	207,0

A fenti adatok alapján megállapítható, hogy a szorbens agyagtartalmának növelésével jelentősen nő a stronciumra vonatkozó megoszlási hányados.

Szikes talajok esetében a mechanikai összetétel — a sajátos vízforgalom és kémiai tulajdonságok következtében — kevésbé játszik szerepet a radioaktív hasadási termékek megkötődésében [6]. Általában azonban megállapítható, hogy a talajok mechanikai szerkezete jelentősen befolyásolja a vízforgalmat, ez pedig szorosan összefügg a radioaktív izotópok talajban végbemenő mozgásával, kilúgozásával, hisz a kimosódás sebességét elsősorban a talajok vízháztartása szabja meg. Kötött talajokon ez a folyamat lassú, a lefelé irányuló vízmozgás kis sebessége miatt a radioaktív anyagok kimosódása kisebb mérvű.



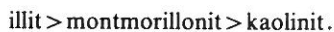
A különböző elemek radioaktív izotópjai eltérő mértékben szorbeálódnak a talajon, s ezáltal az egyes izotópok mozgékonyasága is különböző. Néhány elemnek — melyek radioaktív izotópjai a talaj kontaminációja szempontjából kiemelt jelentőségűek — a növények által talajból történő felvehetősége a következő sorrendben csökken [22]:



A talajon történő megkötődés, a szorpció természetesen éppen ellentétes sorrendű. A mérések szerint a  $^{239}\text{Pu}$  pl. rendkívül erősen adszorbeálódik a talaj ásványi alkotórészein, viszont magas szervesanyag-, humusztartalmú talajokon a megkötődés kisebb mérvű [21]. A szerves anyagok egyébként gátolják a többi radioaktív izotóp talajhoz való kötődését is, s ezáltal azok a növények számára viszonylag könnyen felvehetővé válnak. A talajt szennyező radioaktív izotópok — pl.  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$  — azonban a radiostroncium kivételével általában oly erősen szorbeálódnak a talajon, hogy a talajból a növényzetbe csak elenyésző hányad jut.

A  $^{137}\text{Cs}$  mozgékonyasága a talajban kisebb, mint a  $^{90}\text{Sr}$ -é, a szivacsos struktúrájú agyagásványokhoz való erős kötődése miatt [5, 19], ezért a növények nem képesek jelentősebb mennyiségű céziumot felvenni a talajból. Olyan talajokon viszont, amelyek felső rétege sok szerves anyagot tartalmaz, a növények céziumfelvétele nagyobb mérvű lehet, mivel a szerves anyagok gátolják a céziumnak az agyagásványokon való szorpcióját. Így a talajból a növényekbe jutó  $^{137}\text{Cs}$  mennyisége korrelációban van a talaj szervesanyag-tartalmával [20]. Kimutatható összefüggés a talaj mechanikai frakcióinak szemcsemérete és a talajból a növényekbe jutó  $^{137}\text{Cs}$  mennyisége között is.

A  $\text{K}^+$ -ionok nagy koncentrációban jelentősen csökkentik a  $\text{Cs}^+$  adszorpcióját. A  $^{137}\text{Cs}$  szorpciója a következő sorrendben csökken:



A  $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Cs}$  vertikális eloszlása a talaj mechanikai szerkezete függvényében a 6. táblázatban látható [9]. Az adatok a behatolási mélységet mutatják néhány talajtípuson, s a felületre vitt s az adott vastagságú talajszeletben megkötött izotóp mennyiségeinek %-os megoszlását reprezentálják. A táblázat adatai szerint a  $^{137}\text{Cs}$  nem hatol be mélyen a talajba, s 5 cm-nél mélyebbre csak elenyésző mennyiség jut. Hasonló megállapításra jutottak a  $^{144}\text{Ce}$ -izotóp talajban történő migrációját vizsgálva [3].

A radioaktív anyagoknak a talajban való mozgását a talaj és a radioaktív izotópok közötti kölcsönhatás, s a telítetlen zónában a csapadékvíz szivárgási sebessége, a telített zónában

6. táblázat  
A  $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Cs}$  behatolási mélysége különböző talajtípusok esetén, %-ban

Mélység, cm	Agyagtalaj pH: 4,6		Homoktalaj pH: 6,6		Meszes márgatalaj pH: 7,6	
	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
0,0 – 2,5	50	98	63	98	37	43
2,5 – 5,0	20	2	22	2	24	21
5,0 – 7,5	15	0	13	0	19	16
7,5 – 10,0	10	0	2	0	16	15
10,0 – 12,5	5	0	0	0	3	4
12,5 – 15,0	0	0	0	0	1	1

pedig a talajvíz áramlási sebessége határozza meg. Jelentős különbség van a talajvíz feletti telítetlen zónára, valamint a talajvizet tartalmazó telített zónára jellemző migráció között, ugyanis a telítetlen zónában sokkal kisebb a vándorlási sebesség. A telített zónában az az idő, amely alatt a kérdéses radioaktív anyag  $H$  távolságot tesz meg, a következőképp számítható [10]:

$$t = \frac{H \cdot k_f}{v}$$

ahol:

$k_f$  = időtranszformációs faktor;

$v$  = a talajvíz áramlási sebessége.

A  $k_f$  értékét a következő összefüggés adja:

$$k_f = 1 + \frac{1-f}{f} p K_d$$

ahol:

$f$  = a talaj porozitása;

$p$  = a talaj sűrűsége;

$K_d$  = a korábban már definiált megoszlási hányados.

#### *A talaj kémiai összetétele és a radioaktív kontamináció közötti összefüggés*

Már említettük, hogy a talajok radioaktív kontaminációja elsősorban abból a szempontból érdekes, hogy hogyan hat a talajon élő növényekre, ill. a talajból a radioaktív anyag milyen mértékben kerül tovább a növényzetbe.

A növényzet radioaktív stronciumizotópokkal való szennyeződésének mértékét a talaj kémiai összetevői közül a Ca-tartalom döntően befolyásolja. Ennek az az oka, hogy a stroncium kémiaiul hasonló viselkedésű a kalciumhoz — mindkettő alkáli földfém — s a talajból a növénybe irányuló anyagáramlást tekintve a Ca és a Sr közös transzportrendszer képez. Azaz lényegében a Ca a  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  inaktív hordozójának tekinthető.

A talajból a növénybe (majd onnan az állati és emberi szervezetekbe) kerülő radioaktív anyagok koncentrációja a kiindulási, azaz a talajra jellemző koncentrációhoz képest megváltozik. Az ún. diszkriminációs faktorok (más néven transfer faktorok) azt mutatják meg, hogy az előző lépcsőből a radioaktív anyag mekkora hányada ment tovább a biológiai láncfolyamat következő elemébe, a kérdéses radioaktív izotóp fajlagos koncentrációja mennyire változott meg. A radioaktív komponens mennyiségét nem tömegegységre, hanem egy inaktív, hordozó összetevő mennyiségéhez célszerű viszonyítani, azaz pl.  $^{90}\text{Sr}$  esetében a Ca-hoz. A talajból a növénybe jutó radiostroncium esetében — ha a  $^{90}\text{Sr}$  felvétele kizárólag a talajból történt — a növény/talaj diszkriminációs faktor értéke a következőképp számítható:

$$D_{\text{Sr}} = \frac{\text{Sr/Ca a növényben}}{\text{Sr/Ca a talajban}} = \frac{^{90}\text{Sr/Ca a növényben}}{^{90}\text{Sr/Ca a talajban}}$$

Látható, hogy — mivel a radiostroncium nagy részét a növény általában nem a levélzeten át, hanem a talajból veszi fel — a talaj Ca-tartalma határozza meg döntő mértékben a növények  $^{90}\text{Sr}$ -koncentrációját. A nem karbonátos talajok Ca-tartalma 0,1—1,2% közötti érték, karbonátos vagy gipszes talajban általában 8—12%, sőt extrém esetben 20% is lehet [25].

A talajok  $^{90}\text{Sr}$ -kontaminációs szintjének értékelésénél tehát célszerű figyelembe venni a Ca-tartalomra vonatkoztatott  $^{90}\text{Sr}$ -koncentrációt is, hisz végső soron a talajból a növényzetbe irányuló anyagtranszport során nem a  $^{90}\text{Sr}$  abszolút mennyisége, hanem a Ca-tartalomra vetített, relatív  $^{90}\text{Sr}$ -aktivitás a meghatározó [26].

A 70-es években végzett kontaminációsszint-felmérés eredményei alapján Magyarország talajai a Ca-tartalomra vonatkoztatott  $^{90}\text{Sr}$ -aktivitás alapján 4 csoportba sorolhatók [31, 32]:

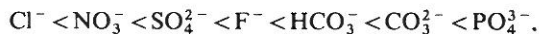
- a)  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$  arány  $< 3,7$  Bq/g Ca
- b)  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$  arány 3,7 és 5,6 Bq/g Ca közötti érték
- c)  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$  arány 5,6 és 7,4 Bq/g Ca közötti érték
- d)  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$  arány  $> 7,4$  Bq/g Ca.

A vizsgált talajminták 11,8%-a tartozott az a)-; 41,2%-a a b)-; 32,3%-a a c)- és 14,7%-a a legmagasabb kontaminációs szintet képviselő d) csoportba.

A talajból a növényekbe kerülő radioaktív anyagok mennyiségét a talaj pH-ja, valamint a vízdoldható inaktív sók mennyisége és kémiai összetétele is befolyásolja. A Na, K, Ca vagy Mg koncentrációjának növekedése csökkenti a radioaktív izotópok megkötődését a talajon, s így pl. a talaj sótartalmának emelkedésével csökken a  $^{90}\text{Sr}$  szorpciója [7]. A stroncium montmorilloniton való szorpcióját pl. a különböző kationok a következő sorrendben gátolják:



A szorpciót tekintve a  $K_d$  megoszlási hányados értékét jelentősen befolyásolja a talajban, ill. talajoldatban lévő anionok milyensége is. Azonos anionkoncentráció mellett Sr esetében a megoszlási hányados értéke a következő sorrendben nő:



A radioaktív stronciumnak a talajból a növényzetbe jutó mennyisége természetesen összefügg — az izotóphígítás törvényszerűsége alapján — a talajok inaktív Sr-tartalmával is. A talajok átlagos Sr-tartalma 0,03% [1], és a különböző talajokban 0,1—2,8 g Sr/kg közötti értékek fordulnak elő [15]. Miután a tőzegtalajok inaktív Sr-tartalma általában nagyobb, az ilyen talajból a növények által felvett  $^{90}\text{Sr}$  mennyisége kisebb, mint az ásványi talajok esetén [14].

A növényi  $^{137}\text{Cs}$ -felvétel a talajból — az agyagásványok rendkívül erős szorbeáló hatása következtében — sokkal kisebb mérvű, mint a  $^{90}\text{Sr}$  esetében, annak ellenére, hogy a talajok  $^{137}\text{Cs}$ -kontaminációja általában meghaladja a  $^{90}\text{Sr}$ -aktivitást. Miután a cézium kémiaiag a káliumhoz hasonló — mindkettő alkáli fém —, a céziumra vonatkozó, s a talajból a növénybe induló anyagtranszportra jellemző diszkriminációs tényezőt a következő kifejezés adja:

$$D_{\text{Cs}} = \frac{\text{Cs}/\text{K a növényben}}{\text{Cs}/\text{K a talajban}} = \frac{{}^{137}\text{Cs}/\text{K a növényben}}{{}^{137}\text{Cs}/\text{K a talajban}}.$$

Látható, hogy a Cs-felvételt a talaj K-tartalma döntően befolyásolja, s mivel az egy vegyértékű kationok ( $\text{Rb}^+$ ,  $\text{Cs}^+$ ) talajból való felvehetősége fordítottan arányos a talaj kicserélhető K-tartalmával, a viszonylag nagy Cs-felvétel alacsony K-tartalommal kapcsolatos.

A növények talajból történő radiocézium felvételét nagy mértékben befolyásolja a talaj szervesanyag-tartalma, ioncserélő képessége, pH-ja és nedvességtartalma is [18]. Ez utóbbi azzal függ össze, hogy a növények a talajból nehezen, oldatból viszont könnyen veszik fel a  $^{137}\text{Cs}$ -izotópot. Ez — mint már rámutattunk — azzal függ össze, hogy tápoldatból történő ionfelvételnél az oldatkoncentráció s az ionok kompetíciója (ionantagonizmusok) a döntő, talaj esetében viszont az oldékonyság.

A talajból a növénybe irányuló  $^{137}\text{Cs}$ -transzport összefügg a talaj inaktív Cs-tartalmával, de az összefüggés elég bonyolult. Ennek az az oka, hogy — bár a radiocézium általában rendkívül jól szorbeálódik a talajon — a talaj  $\text{Cs}^+$ -ra vonatkozó adszorpciós kapacitása viszonylag kicsi, mivel a  $\text{Cs}^+$ -szorpció az agyagásványok kristályrácsaiban levő specifikus helyekre korlátozódik. Így, ha ezen specifikus helyek inaktív céziummal már le vannak kötve, akkor a talaj a kontaminációt okozó  $^{137}\text{Cs}$ -ből már kevesebbet tud megkötni, s ezáltal a talajból

a növények által felvehető radiocézium mennyisége megnő. Ezért tehát — ellentétben pl. a stronciummal — a  $^{137}\text{Cs}^+$ -ionok talajon végbemenő adszorpciója nem tekinthető egyszerű, kicserélődési adszorpciónak, hisz a cézium szorpciójában (fizikai és kémiai szorpció) az egyes agyagásványok fiziko-kémiai tulajdonságai s a kristályszerkezet sajátosságai is szerepet játszanak. A talajok céziumtartalma egyébként általában 1—10 mg/kg koncentrációhatárok között változik, a litoszféra átlagos Cs-koncentrációja pedig 3,2 mg/kg [11].

### Összefoglalás

A dolgozatban ismertettük a talaj—növény rendszerben előforduló fontosabb, természetes és mesterséges eredetű radioaktív izotópokat, a természetes radioaktivitás és a radioaktív kontamináció kialakulásának folyamatát. Megállapítottuk, hogy a jelenlegi kontaminációs viszonyok között a talaj  $^{137}\text{Cs}$ - és  $^{90}\text{Sr}$ -aktivitása közel azonos szintű, s lényegében ez állapítható meg a növények esetében is. A radioaktivitás nagy része természetes eredetű (főleg  $^{40}\text{K}$ ), a kontamináció jelenleg csekély, s nagyságrendileg kisebb, mint az 1962—1964 közötti időszakban.

Megállapítást nyert, hogy a talajfelszínre jutó radionuklidok megkötődésében, a talaj mélyebben fekvő rétegei felé irányuló migráció sebességében igen nagy szerepe van a talaj mechanikai jellemzőinek, szemcseméret-eloszlásának és kémiai összetételének. Könnyű, laza szerkezetű talajoknál (pl. homok) a radioizotópok migrációja nagyobb sebességű, kötöttebb talajoknál (pl. agyag) viszont csak nagyon lassan haladnak lefelé, s éveken keresztül is a talaj legfelső néhány cm-es rétegében található.

A talajok tartós radioaktív szennyezettségének döntő hányadát a  $^{90}\text{Sr}$ - és  $^{137}\text{Cs}$ -izotópok aktivitása okozza. A  $^{137}\text{Cs}$ , valamint számos más radionuklid (pl.  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  és  $^{240}\text{Pu}$ ) általában oly erősen szorbeálódik a talajon, hogy a növényzetbe csak elenyésző hányaduk jut a gyökérzetten át. Jelentős lehet viszont a növények talajból történő  $^{90}\text{Sr}$ -felvétele, ez függ a talaj pH-jától, valamint a vizoldható inaktív sók mennyiségétől és kémiai összetételétől is.

### Irodalom

- [1] Agrokémia. (Szerk.: SESZTAKOV, A. G.) Mezőgazd. Kiadó. Budapest. 1961.
- [2] ARHIPOV, N. P. et al.: Izmnenije szoderzsania jesztesztvennih radionuklidov v pocsvah pri szisztematicszeszkom vneszenii foszfornih udobrenij. Pocsvovedenie. (12) 52—61. 1981.
- [3] BOCSKAREV, V. M., ANTROPOVA, Z. G. & BELOVA, JE. I.: Migracija sztroncija-90 i cerija-144 v pocsvah razlicsnogo mehanicszeszkogo szosztava. Pocsvovedenie. (9) 56—59. 1964.
- [4] DARAB K. & KALMÁR T.-NÉ: Magyarország talajainak  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettsége. Agrokémia és Talajtan. **29**. 517—530. 1980.
- [5] DARAB K. & SCHÖNFELD T.: A  $\text{Cs}^+$ -ion adszorpciójának vizsgálata agyagásványon. Agrokémia és Talajtan. **10**. 539—546. 1961.
- [6] DARAB K. & TÖRÖK I.: A Sr-90 mozgását és megkötődését befolyásoló néhány talajtani tényező vizsgálata. Agrokémia és Talajtan. **20**. 147—156. 1971.
- [7] DERGUNOV, I. D., MOROZ, V. D. & SEVCSENKO, V. SZ.: Vlijanije szvojsztv pocsv na szorbicju imi  $^{90}\text{Sr}$  i dosztupnoszt jego rasztenijami. Pocsvovedenie. (10) 121—124. 1981.
- [8] D'SOUZA, T. J. & MISTRY, K. B.: Comparative uptake of thorium-230, radium-226, lead-210 and polonium-210 by plants. Radiat. Botany. **10**. 293. 1970.
- [9] Élelmiszerek és mezőgazdasági termékek radioaktivitásának kialakulása és a szennyezettség vizsgálati módszerei. (Szerk.: NEDELKOVITS J.) Budapest. MÉM. 1968.
- [10] FEHÉR L., KASZA J. & TÖRÖK I.: Radioaktív hulladékok elhelyezése talajban. Izotóptechnika. **18**. 509—520. 1975.

- [11] FRIED, M. & BOESHART, H.: The soil-plant system in relation to inorganic nutrition. Academic Press. New York—London. 1967.
- [12] HARDY, E. P., BENNETT, B. G. & ALEXANDER, L. T.: Radionuclide uptake by cultivated crops. Environment. Quarterly Rep. Userda. 19—37. July, 1977.
- [13] HOMMA, Y. & MURAKAMI, Y.: Study on the applicability of the integral counting method for the determination of  $^{225}\text{Ra}$  in various sample forms using a liquid scintillation counter. J. Radioanal. Chem. **36**. 173—184. 1977.
- [14] IVANOV, SZ. N. & SAGALOVA, JE. D.: O szootnosonii sztroncija-90 i kalcija v nektorih mineralnih i torfjanobolotnih pocsvah. Dokl. AN BSzSzR. **13**. 269—271. 1969.
- [15] JUDINCEVA, JE. V. & GULJAKIN, I. V.: Agrohimiija radioaktivnih izotopov sztroncija i cezija. Atomizdat. Moszkva. 1968.
- [16] KALMÁR T-NÉ: Magyarország talajainak radioaktív szennyezettsége. Agrokémia és Talajtan. **23**. 351—360. 1974.
- [17] KOVÁCS J.: Az élelmiszer radioaktív szennyezettségi vizsgálatok és ezzel kapcsolatos kutatások Magyarországon 1973-ban. Élelmiszervizsg. Közl. **20**. 141—147. 1974.
- [18] MAGNAVAL, R.: Vegetable pollution through the soil. Rep. EUR-5000. 1973.
- [19] MARCKWORDT, U. & LEHR, J.: Factors of transfer Cs-137 from soils to crops. Rep. EUR-4800. Vol. 1—2. 1057—1067. 1972.
- [20] MCHENRY, J. R., RITCHIE, J. C. & GILL, A. C.: Accumulation of fallout Cs-137 in soils and sediments in selected watersheds. Water Resour. Res. **9**. 676—686. 1973.
- [21] NISHITA, H. & HAMILTON, M.: The influence of several soil components and their interactions on plutonium extractability from a calcareous soil. Soil Sci. **131**. 56—59. 1981.
- [22] NISHITA, H., ROMNEY, E. M. & LARSON, K. N.: Uptake of radioactive fission products by crop plants. J. Agric. Food. Chem. **9**. 101—106. 1961.
- [23] POLGÁR E.: A környezet radioaktivitása ellenőrzésének újabb szempontjai, különösen tekintettel az összes  $\beta$  és  $\gamma$  aktivitás rutin mérési módszereire. Izotóptechnika. **16**. 113—122. 1973.
- [24] ROHLER, K.: Untersuchungen über die Aufnahme radioaktiver Stoffe durch Grünkohl aus dem Boden und aus der Atmosphäre und Versuche zur Dekontamination. Z. Lebensmitt-Untersuch. **149**. 223—227. 1972.
- [25] STEFANOVITS P.: Talajtan. Mezőgazd. Kiadó. Budapest. 1981.
- [26] SZABÓ A.: A növények radioaktív szennyeződése elleni védelem. Növénytermelés. **24**. 259—264. 1975.
- [27] SZABÓ A., BENDE E. & KOVÁCS V.: Adatok a kukorica, a búza és a bab cézium- és stronciumfelvételének vizsgálatáról. Agrokémia és Talajtan. **26**. 55—62. 1977.
- [28] SZABOLCS L., SZABÓ A. & BENDE E.: Főzeléknövények és takarmányok radioaktivitásának alakulása Győr-Sopron megyében. Agrokémia és Talajtan. **23**. 361—375. 1974.
- [29] TÖRÖK I.: A  $^{137}\text{Cs}$  meghatározása talajokban Ge(Li) detektorral. Agrokémia és Talajtan. **20**. 203—204. 1971.
- [30] TÖRÖK I.: A  $^{89}\text{Sr}$  adszorpciójának vizsgálata különböző talajokon. Agrokémia és Talajtan. **21**. 355—362. 1972.
- [31] TÖRÖK I.: Az ország különböző pontjairól származó talajminták Sr-90 szennyezettsége. Agrokémia és Talajtan. **21**. 315—320. 1972.
- [32] TÖRÖK I. & KOVÁCS J.: A talajok radioaktív szennyezettsége az ország különböző pontjain. Izotóptechnika. **16**. 21—31. 1973.

SZABÓ S. ANDRÁS  
Kertészeti Egyetem, Budapest

Érkezett: 1983. november 15.