

# TRANSFERÈNCIA SÒL-PLANTA D'ELEMENTS RADIOACTIUS

*Ma. CINTA ROCA JOVÉ, V. RAMON VALLEJO CALZADA*  
Dept. Biologia Vegetal, Fac. de Biologia, Universitat de Barcelona

## INTRODUCCIÓ

Les radiacions que ens arriben es divideixen tradicionalment en dues categories en funció del seu origen: naturals i provocades per les activitats humanes.

Les fonts de radiació naturals han existit sempre sobre la terra i tots els organismes vivents s'hi troben exposats de manera contínua. La dosi deguda a fonts naturals és el component més important de la dosi col·lectiva que arriba a la població mundial (figura 1). Un dels components de la dosi col·lectiva, que és especialment constant a tot el món, és la provocada pel  $^{40}\text{K}$ , element que tant el cos humà com els altres éssers vius controlen homeostàticament.

Les contaminacions radioactives degudes a l'activitat humana tenen diferents orígens i magnitud (taula 1):

a) Tests de bombes atòmiques realitzats directament a l'atmosfera. Són els que han provocat les emissions més greus i consegüentment les dosis més altes.

b) Accidents a instal·lacions nuclears, amb l'accident de Txernòbil com el més important.

c) Emissions en el funcionament normal de les instal·lacions nuclears: producció d'energia, plantes de reprocessament, fabricació de bombes atòmiques, etc.

d) Tests de bombes atòmiques realitzats sota terra.

Des dels anys cinquanta i seixanta, quan es van dur a terme la major part de proves nuclears a l'atmosfera, s'han realitzat nombrosos estudis científics per tal de conèixer els mecanismes que intervenen en la incorporació dels radionúclids, que queden com a contaminants al sòl, en els cicles biogeoquímics i en especial l'absorció per les plantes.

TAULA 1  
Contaminacions radioactives degudes a l'activitat humana

Font emissora	Radionúclids emesos (més importants)	Dosi col·lectiva efectiva (man × Sv)
Tests nuclears a l'atmosfera	$^{14}\text{C}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{95}\text{Zr}$	30.000.000
Accident de Txernòbil	$^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{131}\text{I}$	600.000
Altres accidents	.....	6.600
Producció d'energia nuclear	$^{14}\text{C}$ , $^{222}\text{Rn}$	400.000
Producció i utilització de radioisòtops	$^{14}\text{C}$	80.000
Fabricació de bombes atòmiques	$^{137}\text{Cs}$ , $^{106}\text{Ru}$ , $^{95}\text{Zr}$	60.000
Tests nuclears sota terra	$^{131}\text{I}$	200

### Txernòbil

L'accident de Txernòbil va començar amb l'explosió del reactor número 4 la nit del 26 d'abril de 1986 i continuà amb un foc que durà aproximadament dues setmanes. En l'accident s'alliberaren a l'atmosfera gran quantitat de productes radioactius, la més gran de la història, tant en el camp de la producció d'energia nuclear com en el de la indústria atòmica.

L'extensa zona que en resultà contaminada permeté estudiar els efectes d'una contaminació radioactiva recent i comparar-los amb els resultats d'investigacions prospectives passades.

Una altra lliçó apresada amb Txernòbil ha estat veure que heterogeni pot arribar a ser el material alliberat en una explosió d'aquesta mena. Heterogeneïtat tant en la composició i mida dels components de l'aerosol alliberat com en la deposició. Aquesta última és funció de paràmetres tan diversos com la climatologia al moment de la deposició, o bé la distància al focus emissor.

Abans de Txernòbil es pensava que tan sols els elements químics més volàtils podrien escapar del reactor i provocar una contaminació externa. Ara s'ha vist que a més a més d'aquests elements més volàtils ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{103}\text{Ru}$  i  $^{106}\text{Ru}$ ) que sortiren expulsats en forma de vapor, d'unes sis a vuit tones de partícules altament radioactives (partícules calentes), amb restes del combustible òxid d'urani, van sortir també expulsades a l'atmosfera.

Dels radionúclids emesos en fase de vapor, el  $^{137}\text{Cs}$  és el de vida mitjana més llarga (30,1 anys). En els emesos en forma particulada, s'observa una davallada dels més volàtils, és a dir, les partícules semblen enriquides amb els més

insolubles. Així trobem que, en dades corresponents al maig de 1994, les quantitats relatives d'aquests radionúclids en les partícules de combustible eren: 46 % de  $^{90}\text{Sr}$ , 7,1 % de  $^{134}\text{Cs}$ , 46 % de  $^{137}\text{Cs}$ , com a majoritaris (*ECP-2 final report*, 1996).

A més de la composició en radionúclids, el tipus de deposició, ja sigui o no particulada, també afectarà la mobilitat dels diferents radionúclids en el sistema i la seva posterior incorporació en els cicles biogeoquímics.

### Per què s'estudien el cesi i l'estronci?

En la contaminació resultant de l'accident de Txernòbil, tant el  $^{137}\text{Cs}$  (30,1 anys de vida mitjana) com el  $^{90}\text{Sr}$  (27,7 anys de vida mitjana) són, i sembla que ho continuaran sent durant bastants anys, els majors responsables de la contaminació radioactiva en el sòl i de la transferència sòl-planta.

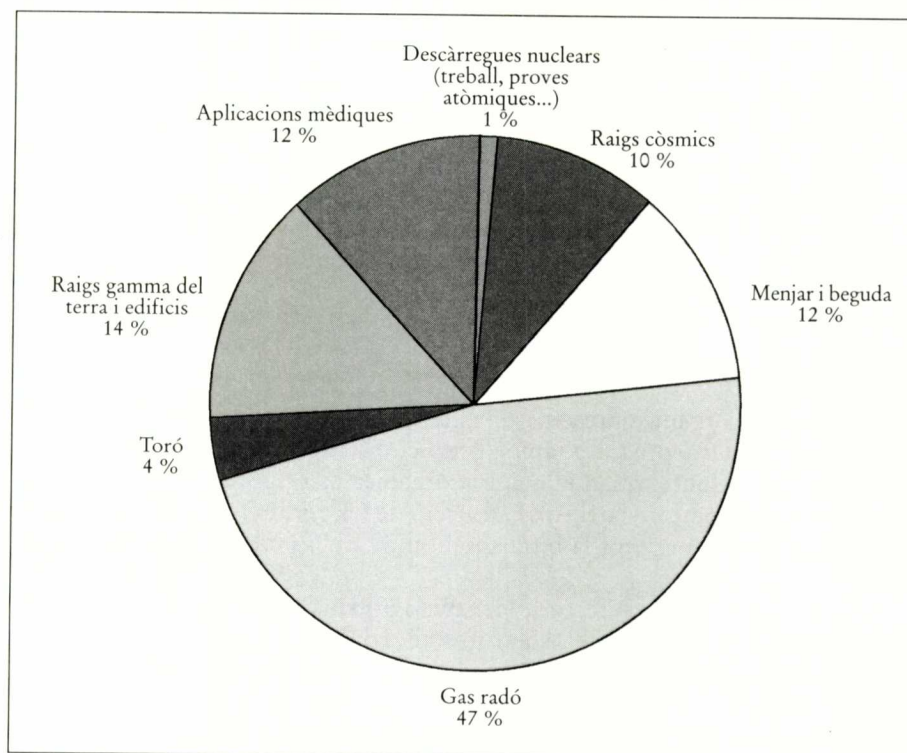


FIGURA 1. Fonts principals de la dosi col·lectiva que arriba a la població mundial.

Això, junt amb el fet de la seva similitud química amb dos macronutrients com són el potassi i el calci, fa que el seu estudi sigui de gran interès.

#### SÒLS: CARACTERÍSTIQUES MÉS RELLEVANTS

Els nutrients adsorbits per la fracció sòlida del sòl (tant els fixats com els del complex de bescanvi) estan en equilibri amb la solució del sòl.

La quantitat i qualitat del complex de bescanvi determinaran la biodisponibilitat dels nutrients, i també dels radiocontaminants, al sòl.

Els trets que caracteritzen el complex de bescanvi són:

##### 1. *Les argiles: tipus i quantitat*

Les làmines de silicats que formen les argiles es troben unides entre si per ions  $K^+$ . Aquests ions que col·lapsen les làmines d'argila estan fixats de forma pràcticament irreversible: tan sols en condicions dràstiques (com podria ser un excés d'aigua, d'amoni o d'algun altre catió que també pogués entrar-hi, com el  $Cs^+$ ) poden separar-se les laminetes de silicats i sortir-ne els cations.

El  $Cs^+$  resulta particularment atret per les argiles, que el fixen amb gran rapidesa. En ocasions, el  $Cs^+$  pot arribar a desplaçar el  $K^+$  que està fixat.

Les argiles, a més de llocs de fixació, tenen espais que formen part del complex de bescanvi. L'estrunci ocupa especialment llocs de bescanvi.

##### 2. *La matèria orgànica: quantitat i qualitat*

La matèria orgànica presenta una gran quantitat de llocs de bescanvi. El contingut de matèria orgànica també condiciona l'adsorció (fixació) de Cs en les argiles. Així, doncs, quan la matèria orgànica és responsable de gran part de la capacitat de bescanvi del sòl, l'adsorció de Cs per les argiles es veu reduïda (Barber, 1964) i per tant la biodisponibilitat de Cs en les plantes es veurà afavorida.

Un bon exemple de l'efecte de la matèria orgànica sobre el radiocesi es troba en els horitzons orgànics dels sòls forestals. La figura 2 mostra els valors mitjans obtinguts en boscos del terç septentrional de Catalunya durant l'any 1988. S'observa un paral·lisme entre el contingut de matèria orgànica i el de  $^{137}Cs$ .

Un altre exemple és el que mostren els resultats d'un estudi realitzat també en boscos de Catalunya. Es va trobar una correlació negativa entre l'índex C/N i la concentració de  $^{137}Cs$  (Roca [et al.], 1991). Aquesta relació entre la



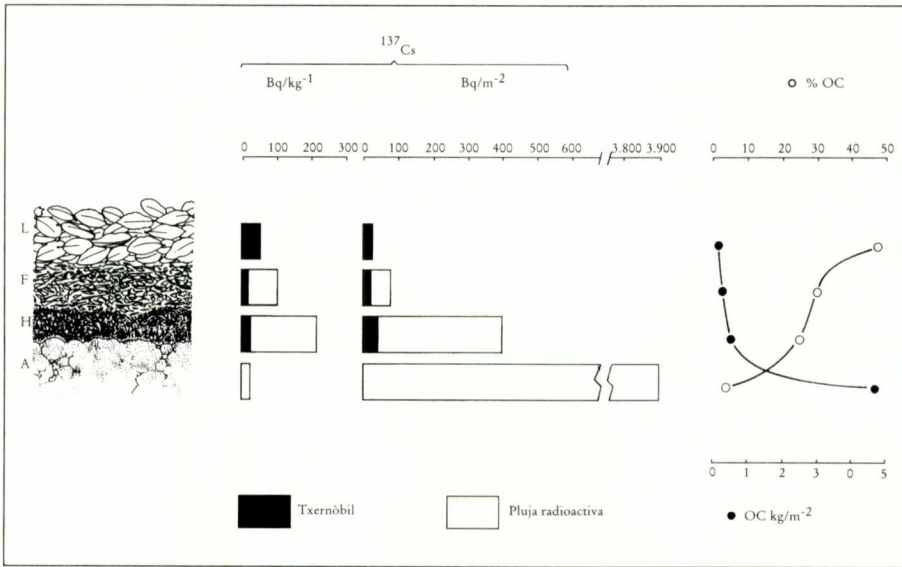


FIGURA 2. Distribució del  $^{137}\text{Cs}$  procedent de Txernòbil i de la pluja radioactiva (anterior a Txernòbil) en els diferents horitzons forestals (L, F i H) i primers 15 cm de sòl mineral (A). Comparació amb la distribució de carboni orgànic (OC), dades obtingudes en els boscos del terç septentrional de Catalunya; estudi realitzat conjuntament pels Depts. de Biologia Vegetal i Química Analítica de la Universitat de Barcelona i finançat pel CIEMAT).

matèria orgànica menys làbil i el contingut en  $^{137}\text{Cs}$  ja havia estat constatada per altres autors (Andolina i Guillitte, 1990).

Experiments posteriors realitzats pel nostre grup han demostrat que la migració del radiocesi en sòls forestals va lligada als processos de descomposició de la matèria orgànica (Sauras [et al.], 1995).

### 3. La saturació de bases

Les bases que saturen el complex de canvi són les que competiran directament amb els radioelements per passar a la solució del sòl (biodisponibles). Pel que fa al Sr, són Ca i Mg els seus principals competidors i pel que fa al Cs, són K i  $\text{NH}_4$ .

Si el nivell de saturació de bases és baix, els radioelements podran incorporar-se al complex de bescanvi amb gran facilitat.

S'ha vist que en el sòl, la fracció mineral absorbeix Sr abans que Ca. En canvi, la fracció orgànica prefereix el Ca (Khasawneh [et al.], 1968). Juo i Barber (1969) trobaren que les argiles de tipus bentonita i vermiculita absorbeixen més Sr que no pas Ca i que els humats absorbeixen més Ca que no pas Sr.

## PLANTA

Passats els primers estadis després de l'accident, en els quals la deposició directa i l'absorció foliar són els paràmetres més importants en la contaminació de les plantes, l'absorció radicular serà el factor determinant de la transferència radioactiva. Per tant, caldrà tractar amb especial atenció els mecanismes d'absorció radicular per tal d'aplicar les contramesures adequades en cas que siguin necessàries.

Alguns estudis han demostrat que Cs i K, i Sr i Ca, competeixen pels mateixos transportadors a les arrels (Barber, 1984). Encara que estudis posteriors han mostrat clarament que Cs i K (o/i  $\text{NH}_4$ ), o Sr i Ca (o/i Mg), no són fisiològicament equivalents (Shaw, 1993).

L'absorció de Cs per part de les plantes sembla ser característica de cada espècie (McGee [et al.], 1993). S'ha observat també que les plantes mostren sempre un cert grau de preferència pel K enfront del Cs (Marschner, 1986).

Els mecanismes d'absorció radicular de K poden ser actius o passius, depenent de la concentració d'aquest en la solució del sòl en contacte amb l'arrel (Cheeseman i Hanson, 1979). És per això que l'absorció de Cs, lligada als mecanismes d'absorció de K, es veurà també marcada per la concentració de K a la superfície radicular: si la concentració de K és elevada (per sobre d'1 mM de K en solució), l'absorció serà passiva i per tant poc selectiva per al K enfront del Cs; en canvi si la concentració és baixa, l'absorció de K serà activa i altament selectiva per al K enfront dels seus homòlegs i, per consegüent, del Cs (Roca i Vallejo, 1995).

Un cop dins, sembla que no existeixen diferències en la redistribució de Cs i K entre les diferents parts de la planta (Nisbet i Shaw, 1994).

El Sr i el Ca arriben a la superfície radicular per difusió i flux de massa i s'absorbeixen passivament, però abans de ser transferits a la part aèria de la planta han de passar una barrera metabòlica (Wallace i Romney, 1971). Aquesta barrera podria ser la responsable de les diferències en l'acumulació de Sr segons el teixit de la planta.

Com passa amb el Ca, és a les fulles més velles on s'observen les concentracions més elevades de Sr, amb una disminució progressiva de la concentració quan més jove és la fulla (Rediske i Selders, 1953). La redistribució des de

les parts més velles de la planta a les més joves és diferent per al Sr que per al Ca (Wallace i Romney, 1971): estudis clàssics demostren que no existeix redistribució de Sr encara que es doni un gradient de concentració elevat entre una part i l'altra (Rediske i Selders, 1953).

## RELACIONS SÒL-PLANTA

*Formes d'expressar la transferència sòl-planta:*

*Relació de concentracions*

$$CR = (\text{Bq/kg})_{\text{planta}} / (\text{Bq/kg})_{\text{sòl}}$$

*Factor de transferència*

$$TF = (\text{Bq/kg})_{\text{planta}} / (\text{Bq/m}^2)_{\text{sòl}}$$

o també  $TF = (\text{Bq/m}^2)_{\text{planta}} / (\text{Bq/m}^2)_{\text{sòl}}$

En cada cas, la forma d'expressar la transferència sòl-planta es triarà en funció d'allò que es pretengui explicar. Sigui quina sigui la forma escollida (CR o TF), caldrà especificar-ho de manera ben clara en donar els resultats. A molta de la bibliografia no s'explica com s'han calculat els valors de transferència, fet que fa difícil la seva interpretació i comparació amb dades posteriors.

Els factors de transferència sòl-planta obtinguts en experiències de laboratori i els obtinguts després de les contaminacions provocades pels tests de bombes atòmiques a l'atmosfera són difícilment comparables amb els obtinguts després de Txernòbil. La gran complexitat i variabilitat dels elements radioactius i de les seves formes fan que els factors de transferència obtinguts anteriorment (gairebé tots a partir de contaminacions en forma soluble) no es puguin aplicar en el cas de Txernòbil.

## *Deposició i absorció radicular*

Malauradament, una gran part dels sòls que resultaren més contaminats en l'accident de Txernòbil eren o bé sorrencs o bé torbosos (amb un contingut molt alt de matèria orgànica), amb baix contingut d'argiles i per tant molt *sensibles* als radiocontaminants. En aquests sòls, els factors de transferència sòl-

planta són relativament alts (quatre o cinc vegades superiors als que es donarien en sòls argilosos) i, si l'home no hi intervé (aplicació de contramesures), es mantindran elevats durant anys.

En experiències fetes en la zona de 30 km al voltant de la central de Txernòbil (*ECP-2 final report*, 1996), s'ha vist que l'acumulació de radiocesi en plantes que creixen sobre sòls torbosos és similar a la de radioestronci. En canvi, a la resta de sòls, l'acumulació de radioestronci en les plantes pot ser entre cinc i deu vegades superior (alguns cops dos ordres de magnitud superior, taula 2.)

TAULA 2  
Relacions entre CR de  $^{90}\text{Sr}$  i CR de  $^{137}\text{Cs}$  trobades en diferents sistemes sòl-planta  
(dades extretes de l'ECP 2 final report, 1996)

Tipus de sòl	Distància a Txernòbil (km)	Vegetació				Colza en verd
		Civada		Ordi		
		palla	gra	palla	gra	
Torbera	48 (N)	1,1	0,2	1,5	0,3	1,5
Podzòlic francosorrenc	3,5 (WSW)	10,7	2,8	—	—	5,6
Podzòlic sorrenc	152 (NE)	144	89,4	263	124	220

El factor de transferència varia amb el temps a causa de canvis en la biodisponibilitat del radionúclid en qüestió. Aquests canvis poden portar a un augment o bé a una disminució del factor de transferència, depenent del tipus de deposició (particulada o vapor) que ha arribat a la zona estudiada.

Com a exemple de contaminació particulada s'agafa l'estudi realitzat en una zona de prat de gramínies, situada a uns 3,5 km de la central de Txernòbil, des del 1988 fins al 1994 (figura 3). En aquesta zona la contaminació va ser majoritàriament particulada. A partir del 1990 s'observa una estabilització del factor de transferència del Cs, mentre que per al Sr s'observa un augment continuat.

La degradació de les partícules calentes i el rentat posterior dels radioelements Cs i Sr els fa biodisponibles per a les plantes. La fixació del Cs per part del sòl fa que la transferència d'aquest no augmenti. El Sr, en canvi, no es fixa al sòl i per tant va augmentant amb el temps la quantitat de Sr en forma assimilable per a les plantes.



Si els radioelements arriben al sistema en forma soluble, com és el cas del radiocesi que ha viatjat a més distància de Txernòbil, l'evolució del factor de transferència sòl-planta al llarg del temps serà diferent. Aquest Cs que arriba al sistema en forma soluble (iònica) es fixa ràpidament al sòl (sobretot si, com s'ha dit abans, el sòl té una part important d'argiles) i queda fora de l'abast dels mecanismes d'absorció radicular. Si és el radioestronci el que arriba en forma soluble, el procés d'envelliment al sòl no és tan important i el factor de transferència es mantindrà al llarg del temps i disminuirà tan sols en funció del grau d'absorció radicular.

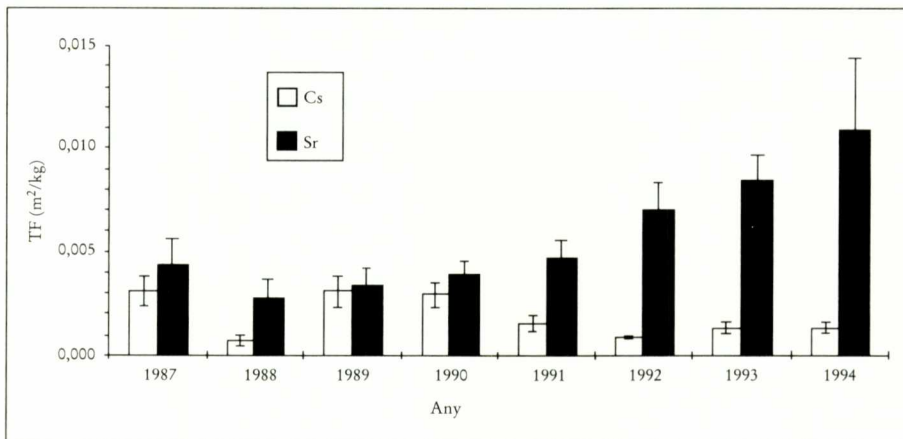


FIGURA 3. Canvis al llarg del temps en la transferència de <sup>137</sup>Cs i <sup>90</sup>Sr en un prat de graminies situat a 3,5 km de la central de Txernòbil (figura reproduïda de l'ECP-2 final report, 1996).

### Contaminació de les plantes per ressuspensió

S'ha constatat tant en contaminacions artificials (al laboratori) com també en contaminacions reals que una fracció superior al 80 % del total de radiocesi depositat es queda durant anys als primers centímetres del sòl. El sòl adsorbeix aquest radioelement i impedeix així la seva migració en fondària. Aquesta part de sòl superficial és també la més propensa a erosionar-se i a contaminar les plantes per ressuspensió, sigui per transport eòlic o facilitada pels treballs agrícoles.

## CONTRAMESURES

Les contramesures són accions destinades a reduir la dosi en els humans. Aquestes mesures correctores es poden aplicar a tots els nivells de l'escala tròfica, sempre en funció del que hagi resultat més afectat per la contaminació o bé d'allò que té una incidència directa en l'home.

Les contramesures poden anar dirigides a reduir la dosi externa o la dosi interna. Les que s'apliquen en sistemes vegetals solen tenir com a finalitat la reducció de la transferència sòl-planta (per limitar la dosi interna). Si la contramesura aplicada provoca la immobilització dels radiocontaminants al sòl, a més de reduir el factor de transferència sòl-planta, serà útil per prevenir el seu pas a altres compartiments del sistema, com ara l'aigua freàtica, el subsòl, etc. Altres contramesures es basen en l'eliminació de la capa o part del sistema que ha resultat contaminada (dirigides sobretot a reduir la dosi externa). Aquest tipus de contramesures produeix gran quantitat de residus i, per tant, més que solucionar el problema, el traslladen. A la pràctica només s'aplica en el cas de forta contaminació.

### *Contramesures en sistemes forestals*

Les contramesures a aplicar en sistemes forestals dependran del grau de contaminació i de l'ús que es fa de l'àrea i els seus productes.

Les contramesures aplicables en boscos es poden classificar en tres grups dins dels quals trobem diferents estratègies en funció del grau de contaminació (classificació segons recomanacions fetes dins l'*ECP-5 final report*, 1996):

#### *a) Restriccions en l'ús del bosc*

— Si la contaminació supera els límits permesos per la legislació del país en qüestió, s'imposa un període durant el qual es prohibeix l'entrada al bosc. La durada d'aquest període dependrà del tipus de contaminació i pot ser de setmanes o d'anys (com passa a la zona de 30 km al voltant de la central de Txernòbil).

— Restriccions en la utilització i/o consum dels productes del bosc. Les limitacions estaran també en funció de les lleis del país.

— Prevenició d'incendis. La ressuspensió i la contaminació secundària que es podria provocar amb la dispersió de les cendres fa que la prevenició d'incendis sigui una mesura molt important en les àrees de bosc contaminades.

#### *b) Mesures correctores*

Aquestes mesures poden ser més o menys dràstiques segons el grau de contaminació. S'han provat diferents estratègies i no pas totes han resultat efectives:

— Tal·la dels arbres contaminats i extracció de tota la seva biomassa aèria. Aquesta mesura resulta molt efectiva si es porta a terme dins dels dies immediatament posteriors a la contaminació. És recomanable en zones verdes de ciutats, en el marge de carreteres, etc., però no és viable en grans àrees forestals.

— Aplicació de fertilitzants o altres agents químics i/o físics que contribuiran a reduir la transferència sòl-planta. La major part d'aquestes mesures, que funcionen força bé en sistemes agrícoles, no són fàcilment aplicables en boscos ja madurs. Sí que es poden aplicar de forma efectiva en zones a refostrar.

### c) *Estratègies alternatives*

En aquest cas es proposa la utilització de les zones contaminades sense l'aplicació de mesures específiques, però buscant-hi sistemes de producció alternativa. Alguns exemples serien:

— Forestació de zones contaminades.

— Obtenció de productes derivats de la fusta que no estan tan contaminats com el material de partida, com per exemple el paper. Aquí el problema es crea *a posteriori*, ja que els residus creats en el procés d'obtenció d'aquests productes estaran contaminats i hauran de tractar-se com a residus radioactius.

## *Contramesures en sistemes agrícoles*

En sistemes agrícoles és on s'han realitzat més experiències destinades a estudiar la viabilitat de les contramesures a escala real (*ECP-2 final report*, 1996). S'ha actuat en dos sentits:

### a) *Modificar la solució del sòl*

La solució del sòl és d'on la planta obté els nutrients necessaris. L'absorció per part de la planta depèn de la relació entre els diferents nutrients i també de la concentració absoluta de cada element a la solució del sòl (Nisbet [*et al.*], 1988; Lembrechts [*et al.*], 1990; Desmet [*et al.*], 1991; Roca i Vallejo, 1995).

Per modificar la solució del sòl es poden aplicar diferents criteris segons el tipus i el grau de contaminació:

— Aplicació de fertilitzants (potassi, amoni, calci, magnesi, fòsfor, etc.).

— Aplicació d'adsorbents al sòl contaminat, com per exemple zeolites. Aquests materials adsorbents es trien en funció de la seva eficàcia per adsorbir els radionúclids depositats en la contaminació. Els radionúclids són adsorbits selectivament i queden així bloquejats i fora de les vies d'entrada als cicles biogeoquímics.

### b) *Posar barreres físiques que disminueixen o eliminen la ressuspensió*

Un exemple és el *mulching* de palla. Aquest cas es va estudiar dins del projecte ECP 2. Els resultats demostraren que el *mulching* havia estat efectiu



per reduir la contaminació deguda a *rainsplash* (per a més informació vegeu *ECP 2 final report*, 1996).

El *mulching* serà més efectiu en les etapes immediatament posteriors a la deposició, quan la contaminació es troba concentrada a la capa superficial del sòl.

## REFERÈNCIES

- ANDOLINA, J.; GUILLITTE, O. «Radiocesium availability and retention sites in forest humus». A: DESMET G.; NASSIMBENI P.; BELLI M. [ed.]. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier Science Publishers, 1990.
- BARBER S. A. «Influence of soil organic matter on the entry of caesium-137 into the plants». A: *Nature*, núm. 204, 1964, p. 1326-1327.
- *Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach*. Nova York: Wiley, 1984, 398 p.
- BELLI, M.; TIKHOMIROV, F. [ed.]. «Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments». A: *ECP 5 final report. Experimental collaboration project*. Brussel·les: Comissió Europea, 1996.
- CHEESEMAN, J. M.; HANSON, J. B. «Energy-linked potassium influx as related to cell potential in corn roots». A: *Plant Physiol.*, núm. 64, 1979, p. 842-845.
- FIRSAKOVA, S.; RAURET, G. [ed.]. «The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices». A: *ECP 2 final report. Experimental collaboration project*. Brussel·les: Comissió Europea, 1996.
- JUO, A. S. R.; BARBER S. A. «An explanation for the variability in Sr-Ca exchange selectivity of soils, clays and humic acid». A: *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, núm. 33, 1969, p. 360-363.
- KHASAWNEH, F. E.; JUO, A. S. R.; BARBER S. A. «Soil properties influencing differential Ca to Sr adsorption». A: *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, núm. 32, 1968, p. 209-211.
- MARSCHNER, H. [ed.]. *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, ISBN 0-12-473541-X, 1986.
- MCGEE, E. J.; SYNNOTT, H. J.; COLGAN, P. A. «A new method for prediction of radio-caesium levels in vegetation: evidence from irish uplands». A: *J. Environ. Radioactivity*, núm. 18, 1993, p. 53-70.
- NISBET, A. F.; SHAW, S. «Summary of five-year lysimeter study on the time dependent transfer of <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239,240</sup>Pu and <sup>241</sup>Am to crops from three contrasting soil types. 2 Distribution between different plant parts». A: *J. Environ. Radioactivity*, núm. 23, 1994, p. 171-187.
- REDISKE, J. H.; SELDERS, A. A. «The absorption and translocation of strontium by plants». A: *Plant Physiology*, núm. 28 (4), 1953, p. 594-605.



- ROCA, M. C.; FONS-ESTEVE, J.; VALLEJO, V. R.; MOLERO, J.; VIDAL-QUADRAS, A. «Radiocaesium dynamics in Mediterranean forest.» A: TELLER, A.; MATHY, P.; JEFFERS, J. N. R. [ed.]. *Responses of forest ecosystems to environmental changes*. Elsevier Science Publishers, ISBN 1-85166-878-0, 1992.
- ROCA, M. C.; VALLEJO, V. R. «Effect of soil potassium and calcium on caesium and strontium uptake by plant roots». A: *J. Environ. Radioactivity*, núm. 28 (2), 1995, p. 141-159.
- SAURAS, T.; ROCA, M. C.; TENT, J.; LLAURADÓ, M.; VIDAL, M.; RAURET, G.; VALLEJO, V. R. «Migration study of radionuclides in Mediterranean forest soil using synthetic aerosols». A: *Sci. Total Environ.*, núm. 157, 1995, p. 231-238.
- SHAW, G. «Blockade by fertilisers of caesium and strontium uptake into crops: effects on the root uptake process». A: *The Sci. of the Total Environ.*, núm. 137, 1993, p. 119-133.
- VALLEJO, V. R.; ROCA, M. C.; FONS, J.; RAURET, G.; LLAURADÓ, M.; VIDAL, M. «Radiocaesium transfer in Mediterranean forest ecosystems». A: DESMET, G.; NASIMBENI, P.; BELLI, M. [ed.]. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier Science Publishers, ISBN 1-85166-539-0, 1990.
- WALLACE, A.; ROMNEY, E. M. «Some interactions of Ca, Sr, and Ba in plants». A: *Agron. J.*, núm. 63, 1971, p. 245-248.