

Premio di studio alla memoria
del Prof. Roberto Marchetti

La biologia ambientale
nelle tesi sperimentali di laurea

RADIOECOLOGIA

Università degli Studi di Trieste
Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali
Corso di Laurea in Scienze Biologiche
Tesi di laurea in Botanica

Laureanda: **Michela Bonetti**
Relatore: Chiar.mo Prof. Pier Luigi Nimis
Correlatrice: Dott.ssa Gloria Bolognini

Anno Accademico 1994-1995

LA CONTAMINAZIONE DA RADIONUCLIDI IN UN ECOSISTEMA FORESTALE PRESSO PASSO PURA (UDINE, ALPI CARNICHE)

Michela Bonetti

INTRODUZIONE

I primi passi della radioecologia risalgono ai primi anni '60, quando l'intensificarsi dei test su armi atomiche ha suscitato preoccupazioni per gli effetti sulla salute umana derivanti dalla ricaduta di sostanze radioattive. Naturalmente, l'interesse principale, nei primi studi di radioecologia, era di quantificare la dose radioattiva all'uomo; per questo motivo essi hanno avuto per principale oggetto gli agroecosistemi, che rappresentano la fonte primaria di radioattività ambientale per gli animali e per l'uomo.

L'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl, avvenuto il 26 aprile 1986, ha causato l'emissione improvvisa in atmosfera di notevoli quantità di sostanze radioattive, e ha bruscamente riportato l'attenzione sul rischio radioattivo per la salute umana. I valori relativamente bassi di radioattività rilevati nei prodotti

agricoli in Europa occidentale, ed il fatto che le concentrazioni più alte di radionuclidi erano state misurate soprattutto in ecosistemi naturali o semi-naturali, hanno portato ad un intensificarsi degli studi radioecologici in questi ultimi. Di conseguenza, la radioecologia post-Chernobyl si è resa sempre più indipendente dalla radioprotezione, e ha focalizzato sempre più l'interesse sugli ecosistemi naturali.

Uno dei primi problemi che si sono resi evidenti subito dopo l'incidente di Chernobyl è stata la grande variabilità dei dati di radioattività in suoli, piante ed animali di ecosistemi naturali che era, ed è tuttora, un serio handicap nella formulazione di modelli predittivi affidabili.

Gli ecosistemi naturali e semi-naturali differiscono dagli agroecosistemi per alcune importanti caratteri-

stiche; la differenza principale è che negli agroecosistemi i suoli sono periodicamente inondati, mentre gli ecosistemi naturali sono relativamente indisturbati e presentano una più o meno netta distinzione in un orizzonte organico superiore ed un orizzonte minerale inferiore. L'orizzonte organico e quello minerale differiscono per alcune importanti caratteristiche quali il pH, la ritenzione idrica, il contenuto di nutrienti, l'attività biologica, ecc. (FRISSEL *et al.*, 1990).

La biodiversità rappresenta un'altra differenza importante, in quanto gli ecosistemi agricoli sono spesso monoculture mentre quelli naturali sono spesso ricchi di specie. I boschi e le praterie naturali hanno una struttura molto più complessa ed un intervallo molto più ampio di condizioni ecologiche, alcune delle quali possono raggiungere condizioni estreme. Un'ulteriore importante, e troppo spesso trascurata, differenza riguarda l'estendersi della micorrizzazione: in certi ecosistemi naturali, p. es. nei boschi, la maggior parte delle specie è in simbiosi con funghi micorrizici. Tutti questi fattori interferiscono con i meccanismi di assorbimento e di trasferimento dei radionuclidi dal suolo alla pianta attraverso gli apparati radicali.

L'intensificarsi degli studi in ecosistemi naturali ha profondamente influenzato lo sviluppo della radioecologia. Mentre nei primi anni parametri empirici sono stati spesso considerati adeguati per stimare la dose all'uomo, la radioecologia post-Chernobyl sta mostrando un interesse crescente verso i meccanismi più fini che sottostanno al ciclo dei radionuclidi negli ecosistemi e verso le cause dell'alta variabilità dei dati.

I risultati finora disponibili delle indagini radioecologiche rappresentano già una mole consistente di informazioni raccolte in decenni di ricerca. Sono stati anche sviluppati numerosi modelli che tuttavia presentano un elevato grado di incertezza.

Negli ecosistemi naturali il trasferimento ed il ciclo dei radionuclidi è un processo complesso che dipende dall'interazione di fattori fisici, chimici, biologici ed ecologici. Nel caso di radionuclidi a lunga vita media esso è composto da molti cicli stagionali nei quali il contenuto dell'elemento varia sia in relazione all'età, ai tassi di crescita, alla richiesta di nutrienti e di acqua, ecc. degli organismi che compongono l'ecosistema stesso, sia in relazione alla concentrazione ed alla chimica degli elementi nella matrice pedologica. La

dettagliata conoscenza di questi meccanismi è il pre-requisito fondamentale per lo sviluppo di modelli predittivi affidabili. Da tutto ciò risulta quindi che è indispensabile per la radioecologia capire pienamente le cause ed i fattori coinvolti nell'alta variabilità dei dati raccolti in ecosistemi naturali.

In radioecologia particolare attenzione è stata data al radiocesio che, essendo il principale prodotto di fissione γ -emittente a lunga vita media presente nel fall-out nucleare ed avendo un'alta energia di emissione, contribuisce per la maggior parte alla dose radioattiva a lungo termine (AUERBACH, 1987; MILLER *et al.*, 1990).

Secondo vari autori (WITHERSPOON, 1962; TAMURA & JACOBS, 1960) il destino del radiocesio negli ecosistemi (trasporto lungo il profilo pedologico e assunzione da parte delle piante) è funzione della sua chimica in soluzione e delle interazioni fisico-chimiche con la componente minerale solida del suolo; il comportamento del cesio nell'ambiente dipende anche dalla disponibilità del suo analogo biologico, il potassio (KITCHINGS *et al.*, 1976).

Una fonte elevata di variabilità nei dati è stata spesso causata anche dall'espressione della radiocontaminazione; infatti, nella maggior parte dei lavori di radioecologia le concentrazioni di radionuclidi nel materiale vegetale sono espresse in Bq/kg di peso secco o, più raramente, di peso fresco. Ciò può rappresentare una fonte di errore nell'interpretazione dei risultati quando si ha a che fare con radionuclidi che sono presenti in soluzione. La maggior parte del potassio presente nelle piante si ritrova libero in soluzione negli estratti, nelle cellule vive (ROBERTSON, 1958) ed in tutti i compartimenti della pianta (PITMAN, 1975); data la somiglianza chimica, questo è probabilmente vero anche per il radiocesio.

La cellula vegetale è caratterizzata dalla presenza di una parete cellulosopettica, il cui spessore è estremamente variabile. A seconda dell'ispessimento della parete, il contenuto idrico del materiale vegetale, rispetto al suo peso secco, è estremamente variabile sia in specie diverse che in organi diversi della stessa pianta; esso può inoltre variare nell'arco della stagione vegetativa a causa di fenomeni legati alla crescita. Il peso del materiale vegetale non è necessariamente correlato con la quantità d'acqua presente nelle cellule e/o nei vasi. Per questo motivo l'espressione della

radiocontaminazione sulla base del peso non permette di valutare correttamente le concentrazioni del radiocesio in soluzione all'interno della pianta. Questo fatto può essere poco importante in studi di radioprotezione, ma diventa fondamentale in radioecologia, soprattutto quando si vogliono affrontare i seguenti problemi:

- studio comparativo dei fattori di trasferimento fra specie diverse;
- traslocazione del radiocesio in parti diverse della stessa pianta;
- fluttuazione della radiocontaminazione nell'arco della stagione di crescita.

NIMIS *et al.* (1990) hanno discusso questo problema, suggerendo che esso potrebbe venir risolto esprimendo la radiocontaminazione del materiale vegetale sulla base del contenuto idrico, e cioè della differenza tra peso fresco e peso secco.

Fin dalla tarda estate del 1986 alcuni ricercatori del Dipartimento di Biologia dell'Università di Trieste hanno iniziato a studiare gli effetti della deposizione di radiocesio (^{134}Cs e ^{137}Cs) in vari organismi vegetali. Lo spunto iniziale, da cui è iniziata una linea di ricerca che continua ancora oggi, è stato uno studio, commissionato dalla Direzione Regionale dell'Igiene e Sanità della Regione Friuli-Venezia Giulia, per quantificare il fenomeno della contaminazione radioattiva dei macroceti nella regione e accertare se fosse possibile utilizzare tali organismi quali bioindicatori di contaminazione radioattiva (NIMIS *et al.*, 1986).

In seguito il gruppo di Trieste è entrato a far parte del progetto CEE "Cycling of Radionuclides in Forest Ecosystems"; l'attività del gruppo riguarda soprattutto la contaminazione di piante inferiori e superiori in ecosistemi montani delle Alpi orientali. La ricerca è focalizzata su due obiettivi principali:

- utilizzazione di bioindicatori di radiocontaminazione per un rapido rilevamento dei pattern di deposizione dopo una emissione improvvisa e rilevante di sostanze radioattive;
- studio dell'andamento della contaminazione di piante vascolari all'interno di un ecosistema forestale per ottenere dati per un modello del trasferimento del radiocesio in ecosistemi naturali.

Il presente lavoro si inserisce nell'ambito delle attività previste nel secondo punto, e presenta i risultati di tre anni (1992-94) di ricerche in un ecosistema

forestale naturale. In particolare lo studio è stato rivolto ai seguenti problemi:

- 1) variabilità intraspecifica della radiocontaminazione in relazione a diversi siti di campionamento: per questo studio sono state scelte le due specie erbacee più diffuse nell'area di studio, *Anemone trifolia* ed *Oxalis acetosella*;
- 2) espressione della radiocontaminazione nelle piante vascolari con particolare riguardo alle fluttuazioni della radiocontaminazione nell'arco della stagione di crescita;
- 3) andamento stagionale della radiocontaminazione: sono state scelte 19 specie frequenti nell'ambito delle tre nicchie ecologiche individuate nell'area di studio (NIMIS *et al.*, 1994);
- 4) biodiversità: a questo proposito è stato effettuato uno studio floristico per caratterizzare dettagliatamente la vegetazione dell'area di studio;
- 5) influenza dei parametri pedologici sull'ecologia e sulla radiocontaminazione delle specie.

Sono stati considerati tre diversi tipi di dati:

- 1) misure di radiocesio e ^{40}K relative a campioni di piante e di suoli prelevati nell'area di studio in vari anni;
- 2) misure dei principali parametri del suolo lungo profili pedologici;
- 3) rilievi floristico-vegetazionali e caratterizzazione ecologica indiretta delle specie.

L'ASSORBIMENTO DEI RADIONUCLIDI NELLE PIANTE VASCOLARI

Fin dagli inizi dell'era nucleare, la possibilità di accumulo di radioisotopi da parte dei tessuti vegetali è stata oggetto di studio per il ruolo che le piante hanno quale primo anello di catene alimentari che possono portare a concentrazioni elevate di radionuclidi nei tessuti degli animali, incluso l'uomo.

La contaminazione del materiale vegetale avviene secondo due modalità:

- deposizione passiva sulla superficie degli organi vegetativi;
- assorbimento attivo all'interno dei tessuti.

La deposizione fogliare è, almeno potenzialmente, la fonte principale di ingresso dei radionuclidi nella catena alimentare (RUSSEL, 1965), in quanto questi possono venire trasferiti direttamente agli animali che consumano il fogliame contaminato.

Nelle piante superiori l'assorbimento attivo si traduce essenzialmente in assorbimento attraverso la superficie fogliare ed attraverso il sistema radicale. Il primo meccanismo è rilevante soprattutto nella fase di ricaduta e per alcuni radionuclidi, soprattutto quelli a vita media breve (p. es. lo ^{131}I), costituisce la principale via di ingresso all'interno dei tessuti vegetali (vd. COUGHTREY *et al.*, 1983; KORANDA & ROBINSON, 1978).

Assorbimento attraverso la superficie fogliare

La maggior parte dei radionuclidi che si depositano alla superficie fogliare può venire assorbita metabolicamente. Tale processo è di solito estremamente rapido e, in condizioni favorevoli, avviene entro poche ore dalla deposizione (LEVI, 1970a).

Il tasso di assorbimento alla superficie fogliare è fortemente influenzato dallo stadio di sviluppo della foglia nel momento in cui avviene la deposizione radioattiva, nonché dalla forma della foglia stessa, dalla morfologia e fisiologia dell'apparato stomatico, dalla microstruttura della superficie fogliare (che influenza la capacità di intercezione di materiale radioattivo) e dalle condizioni climatiche (precipitazioni, direzione e velocità del vento, ecc.; HAUNOLD *et al.*, 1986).

Una volta depositati sulla superficie fogliare i radionuclidi possono, in presenza di umidità (pioggia, nebbia, ecc.), entrare in soluzione in forma ionica e legarsi con sostanze costitutive delle pareti delle cellule epidermiche. BUKOVAC *et al.* (1965) hanno distinto una diffusione passiva nell'apparente "spazio libero" della parete cellulare e un trasporto attivo attraverso il plasmalemma. Superata la barriera simplastica, i radionuclidi possono venir trasportati nel vacuolo o anche traslocati nei vari tessuti tramite il sistema vascolare, per cui si può avere anche un passaggio dalla foglia alla radice che determina un ulteriore arricchimento in radionuclidi nel terreno alla morte della pianta (HAUNOLD *et al.*, 1986). Alcuni autori hanno osservato un notevole assorbimento mediante la cuticola in condizioni umide, mentre in condizioni secche l'assorbimento dei radionuclidi avviene principalmente per via stomatica (LIVENS *et al.*, 1999).

La presenza di ioni diversi, chimicamente analoghi, può modificare il tasso di penetrazione di alcuni elementi; p. es. è stato osservato un aumento dell'assunzione fogliare di cesio in presenza di potassio, che

probabilmente altera la permeabilità della membrana cellulare (LEVI, 1970b)

Assorbimento mediante l'apparato radicale

L'assorbimento dei radionuclidi dal suolo mediante il sistema radicale può protrarsi anche per parecchi anni e dipende dalla quantità di radionuclidi in soluzione nel suolo. La relazione tra proprietà del suolo e trasferimento dal suolo alla pianta dei radionuclidi è alquanto complessa e coinvolge numerosi parametri; la frazione argillosa, il tipo di argille, il contenuto in sostanza organica, il pH, il tenore idrico e le quantità solubili e scambiabili di ioni quali il calcio, il potassio e l'ammonio sono ritenuti da vari autori i principali fattori pedologici che influenzano il trasferimento (p. es. RUSSELL, 1966; NIELSEN & STRANDBERG, 1988).

Secondo SCHEFFER e SCHACHTSCHABEL (1979) i fattori principali da cui dipende l'assorbimento dei radionuclidi dal suolo mediante il sistema radicale sono i seguenti:

- 1) concentrazione dei radionuclidi nel suolo;
- 2) tasso di mobilizzazione;
- 3) tasso di trasporto degli ioni nel suolo, direttamente correlato al tenore in acqua del suolo;
- 4) sinergismo e concorrenza tra ioni diversi rispetto all'assorbimento;
- 5) tossicità degli ioni;
- 6) concentrazione di ossigeno nell'aria del suolo;
- 7) temperatura del suolo;
- 8) selettività nell'assorbimento da parte dei vegetali.

A seconda del tipo di radionuclide, questi fattori assumono importanza diversa. Secondo SHEPPARD & THIBAUT (1990) i principali fattori che influenzano la ritenzione di radionuclidi da parte del suolo (espressa come coefficiente di partizione solido/liquido del suolo, K) sarebbero il contenuto in sostanza organica e in cationi concorrenti, mentre la granulometria e il pH (contrariamente a quanto riportato in gran parte della precedente letteratura) non sembrano influenzare significativamente la mobilizzazione dei radionuclidi. Secondo HAUNOLD *et al.* (1986) i suoli con maggior capacità di trattenere i radionuclidi sono le rendzine e gli pseudogley e, in generale, la capacità di trasporto dei radionuclidi nel suolo sembra inversamente proporzionale alla concentrazione di ioni Ca.

Il trasferimento è dipendente anche da fattori

relativi alla pianta stessa (RUSSELL & NEWBOULD, 1966; EVANS & DEKKER, 1968), che possono interagire in vario modo con le proprietà del suolo.

Il grande numero di parametri coinvolti e le interazioni fra essi rende estremamente difficile determinare gli effetti di un singolo fattore sul trasferimento. Secondo COUGHTREY & THORNE (1983) gli effetti osservati sono spesso difficilmente quantificati o spiegati.

Molti autori hanno comunque tentato di quantificare l'entità del processo di assunzione di radionuclidi tramite l'apparato radicale mediante dei fattori di trasferimento (FT), cioè dei coefficienti specifici per ogni radionuclide che esprimono l'entità del trasferimento suolo-pianta. HAUNOLD *et al.* (1986) riportano un elenco, tratto da una ricca letteratura, degli FT relativi a molti radionuclidi.

Per quanto riguarda la distribuzione verticale delle sostanze radioattive lungo il profilo pedologico, la quasi totalità dei dati disponibili in letteratura dimostra che i radionuclidi tendono a concentrarsi nei primi cm di suolo, ad eccezione del Sb (ECKL *et al.*, 1986). Molti di questi studi sono stati effettuati in ambiente artico o subartico, dove rilevante è stata la deposizione in seguito ai test nucleari in atmosfera degli anni '50 e '60; in questi ambienti i processi di pedogenesi sono estremamente lenti, per cui è ipotizzabile che a latitudini più meridionali ed in climi più umidi, una maggior velocità nei processi pedogenetici si traduca in una maggior mobilità dei radionuclidi attraverso il suolo. In ogni caso, radionuclidi a lunga vita media rimangono disponibili per l'assunzione da parte degli organismi vegetali parecchi anni dopo la deposizione.

IL CESIO

Fra i nuclidi a lunga vita media il ^{137}Cs e lo ^{90}Sr sono i più dannosi perché possono venir facilmente assorbiti dagli organismi: essi infatti sono chimicamente correlati a due elementi fisiologicamente importanti, il potassio ed il calcio. Di seguito sono riportate alcune informazioni, tratte dalla letteratura, sull'assorbimento del cesio da parte dei tessuti vegetali: spesso i risultati di alcuni autori contrastano con quelli di altri, il che riflette le difficoltà di generalizzazione su un argomento come questo che coinvolge vari meccanismi.

Assorbimento attraverso la superficie fogliare

L'assorbimento attraverso la superficie fogliare è un processo rapido che coinvolge grandi quantità di cesio. Un fattore determinante la velocità e l'intensità dei processi di assorbimento è la disponibilità di potassio nei tessuti vegetali: se questa è bassa rispetto alle esigenze normali della pianta, si ha un aumento dell'assunzione del cesio (HAUNOLD *et al.*, 1986; KEPPEL, 1969).

A differenza della maggior parte degli altri radionuclidi, il cesio viene traslocato rapidamente ed intensivamente nell'ambito dell'organismo vegetale. Le ricerche condotte da BUKOVAC *et al.* (1965) su piante di fagiolo hanno dimostrato che dopo pochi giorni circa il 5% del cesio applicato alla superficie fogliare viene fissato nei tessuti vegetali: quasi la metà di questo si ritrova in altre parti della pianta, perfino nelle radici. Gli stessi autori hanno dimostrato che dopo un certo tempo il cesio viene accumulato anche nei semi della pianta. Secondo HAUNOLD *et al.* (1986) sembra che il passaggio del cesio dalla foglia ad altre parti della pianta sia minore nei periodi in cui la pianta necessita di maggiori traslocazioni di potassio all'interno dell'organismo, e cioè durante gli stadi di fioritura e maturazione.

Molti studi hanno dimostrato l'alta mobilità del cesio nei tessuti vegetali; particolarmente studiate sono state le piante con interesse alimentare (per una bibliografia esauriente vedi COUGHTREY & THORNE, 1983). Ad esempio LUDWIG (1962) ha osservato che l'applicazione di una soluzione contenente cesio alla superficie fogliare di piante di patata si traduce nell'assorbimento immediato del 20-30%. Sempre sulle patate, MIDDLETON (1959) ha dimostrato come circa il 50% del cesio assorbito dalle foglie venisse successivamente traslocato nei germogli. AARKROG (1975) ha dimostrato che l'applicazione di cesio a piante di cereali si traduce in un accumulo a livello dei semi, anche se la contaminazione avviene ad uno stadio molto precoce del ciclo vitale; in questo il cesio ha un comportamento diverso dagli altri radionuclidi, che si ritrovano quasi esclusivamente nella paglia. Infine, DAHLMAN *et al.* (1969) hanno dimostrato che dopo 8 giorni dall'applicazione di cesio ad un prato erboso, il 20% del cesio assorbito dalle foglie si era già accumulato nelle radici.

Assorbimento mediante l'apparato radicale

L'assorbimento del cesio da parte delle radici avviene con la stessa facilità con cui esso viene assorbito dalle foglie. Ciò fu osservato già da COLLANDER (1941) su 20 specie diverse di piante vascolari. L'assorbimento di potassio, rubidio e cesio da parte delle radici sembra avvenire secondo le stesse leggi cinetiche, il che indicherebbe un meccanismo di assorbimento molto simile per i tre ioni (EPSTEIN & HAGEN, 1952). Secondo HANDLEY & OVERSTREET (1961) esisterebbe un comportamento competitivo rispetto all'assunzione radicale tra Cs^+ , K^+ , Rb^+ e NH_4^+ .

Un fenomeno particolare è l'assunzione dalle parti basali della pianta (COUGHTREY & THORNE, 1983) e risulta importante soprattutto nella contaminazione di prati e pascoli. È stato infatti osservato che in caso di ricaduta radioattiva la contaminazione delle piante di pascolo o di prato è spesso più alta rispetto a quella osservata all'interno di formazioni boschive. Ciò sembra essere causato dall'accumulo di cesio alla base dei culmi e all'interno delle rosette basali, dovuto al fatto che ivi converge l'acqua percolante lungo la foglia: parte di esso viene assorbito direttamente dalla superficie fogliare, parte viene dilavato al suolo. Dal momento che il primo orizzonte del suolo è generalmente povero di argille che possano fissare il cesio (vedi oltre), questo risulta per lo più disponibile per l'assunzione da parte delle radici, e sembra mantenersi in questo stato almeno per alcuni anni (BOIKAT *et al.*, 1978; HORAK, 1986). La combinazione tra assorbimento fogliare e radicale sembrerebbe quindi causare il maggior grado di contaminazione dei prati.

L'assunzione del cesio a livello radicale dipende in gran parte dalle caratteristiche chimico-fisiche del suolo. Secondo ANDERSEN (1967) la maggior parte del cesio presente nel suolo non è direttamente assimilabile da parte delle piante superiori. Trascurando la concorrenza da parte di altri cationi, la disponibilità del cesio è direttamente proporzionale al tenore in humus del suolo ed inversamente proporzionale a quello delle argille. In altre parole, la disponibilità del cesio è negativamente correlata con la capacità di fissazione degli ioni da parte del suolo, mentre la capacità di scambio ionico sembra avere un influsso decisamente minore (CUMMINGS *et al.*, 1969). In generale, maggiore è il contenuto di argille e di potassio nel suolo, minore è l'assunzione di cesio, mentre

questa è positivamente correlata con le concentrazioni di NH_4^+ e di sostanza organica umificata (HAUNOLD *et al.*, 1986).

Gli ioni potassio e NH_4^+ hanno una capacità di scambio molto alta rispetto al cesio: ciò può determinare un aumento della concentrazione di cesio nei tessuti vegetali in conseguenza di concimazioni con potassio o con composti azotati (SCHULTZ, 1965; HAUNOLD *et al.*, 1986). Sembra però che nel caso del potassio si debba considerare anche il fatto che questo elemento tende a venire assorbito più rapidamente del cesio da parte delle piante. Alcuni studi hanno dimostrato che il comportamento del cesio e quello del potassio sono simili ma non identici (NISHITA *et al.*, 1965; WALLACE, 1968, 1970): le piante dimostrano infatti un'affinità minore per il cesio. Questo si traduce in un comportamento competitivo tra i due ioni, per cui alte concentrazioni di potassio determinano una diminuzione nell'assunzione del cesio (HAUNOLD *et al.*, 1986).

Anche il pH del substrato influenza la quantità di cesio disponibile per l'assorbimento da parte delle radici: la solubilità e la mobilità del cesio aumentano con il diminuire del pH, in quanto gli ioni cesio legati alle argille vengono facilmente scambiati con gli ioni H^+ (HAUNOLD *et al.*, 1986).

La disponibilità del cesio dipende quindi essenzialmente dalla quantità di argille e dalla concentrazione degli ioni concorrenti, soprattutto K^+ e NH_4^+ . Questi ultimi hanno però un'azione contrastante: da un lato sono in grado di sostituire per scambio ionico il cesio fissato nelle argille, rendendolo quindi disponibile per l'assunzione da parte delle radici delle piante superiori, dall'altro entrano in concorrenza con il cesio stesso per quel che riguarda l'assorbimento. L' NH_4^+ ha una buona capacità di scambio ed una più bassa concorrenzialità nell'assorbimento, quindi un aumento della sua concentrazione ha come effetto globale un aumento nella concentrazione di cesio nei tessuti vegetali (HAUNOLD *et al.*, 1986). Per quanto riguarda il potassio, studi per verificare gli effetti di un aumento della concentrazione di tale ione nel suolo sull'assunzione di cesio da parte delle piante hanno portato a risultati opposti: infatti, con concimazioni di potassio si è osservata sia una diminuzione della quantità di cesio presente nei tessuti vegetali (JACKSON *et al.*, 1966), sia un aumento (SCHULTZ, 1965). Le differenze sono

probabilmente dovute a diverse caratteristiche dei suoli e a diverse specie vegetali coinvolte nei due esperimenti. A questo proposito, i lavori di MIDDLETON *et al.* (1960) dimostrano come l'attività inibitrice del potassio nell'assunzione del cesio da parte delle piante vascolari sia effettiva soltanto in suoli che hanno un basso tenore iniziale di potassio. L'antagonismo tra i due ioni è stato inoltre dimostrato da ANDERSEN (1967).

Da quanto sopra esposto, risulta evidente che la concentrazione di cesio nei tessuti vegetali dipende strettamente dalle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli: ciò rende piuttosto difficili le generalizzazioni sulla contaminazione da cesio su vaste aree a partire da misure di concentrazioni nei tessuti vegetali, a meno che non si abbiano dettagliate informazioni sulla distribuzione dei vari tipi di suolo o a meno che non si lavori su aree pedologicamente omogenee.

Stagionalità

Una fonte potenziale di variabilità della concentrazione di radiocesio nelle piante è legata a fenomeni di stagionalità dovuti alla crescita. In letteratura sono descritti numerosi esperimenti che dimostrano come l'assunzione di nutrienti sia strettamente legata alla crescita della pianta. Vari autori (p. es. BUNZL & KRACKE, 1989; COLGAN *et al.*, 1990; SALT & MEYES, 1990; SANDALLS & BENNET, 1992) hanno misurato notevoli fluttuazioni nei valori di radiocontaminazione nell'arco dell'anno. Alcuni hanno osservato una progressiva diluizione nel contenuto di radiocesio durante la stagione di crescita: MONTE *et al.* (1990) hanno osservato fenomeni di diluizione in varie specie di alberi da frutto. ERIKSSON & ROSÉN (1991) affermano che la diluizione gioca un ruolo importante nel ridurre le concentrazioni di radiocesio in specie erbacee durante il primo anno dopo la deposizione.

Comunque andrebbe sottolineato il fatto che in nessuno dei lavori sopracitati si hanno indicazioni su eventuali variazioni del contenuto idrico durante la stagione di crescita e i dati di radioattività sono espressi su peso secco. Inoltre, i fenomeni di diluizione sono di qualche importanza solo nel caso in cui sia trascurabile l'assunzione di cesio a livello radicale. Il trasporto di ioni all'interno della pianta tramite l'apparato radicale è infatti un fenomeno finemente regolato; in alcuni casi è stato possibile mostrare correlazioni tra tassi di crescita e tassi di trasporto all'interno della

pianta (PITMAN & CRAM, 1973) e sembra che esistano dei sistemi di controllo a livello radicale che regolano l'apporto di sostanze alla pianta in crescita. Ciò significa che in una pianta in crescita i fenomeni di "diluizione" possono essere controbilanciati da un'ulteriore assunzione radicale di radiocesio, influenzata dalla crescita stessa. Non è un caso che i fenomeni di "diluizione" delle concentrazioni di cesio siano stati osservati in specie coltivate su terreni fortemente argillosi, dove la disponibilità dello ione, e di conseguenza l'assorbimento radicale, è fortemente limitata.

Altri fattori che possono determinare fluttuazioni stagionali della radiocontaminazione sono legati alle condizioni meteorologiche, in particolar modo alle precipitazioni ed alla temperatura. LEMBRECHTS *et al.* (1990) hanno dimostrato che le condizioni atmosferiche influenzano sia l'assunzione attiva sia le concentrazioni esterne, causando fluttuazioni nelle concentrazioni di radionuclidi nelle piante che mascherano l'effetto della loro progressiva fissazione da parte del suolo. Variazioni stagionali nei livelli di cesio in praterie d'altitudine in Cumbria (UK) sono state osservate da SANDALLS & BENNET (1992), che hanno attribuito tali variazioni alle condizioni climatiche, sebbene non siano stati in grado di identificare i fattori responsabili. L'andamento stagionale osservato da questi autori è molto simile a quello osservato da BRASHER & PERKINS (1978) per i livelli di potassio in praterie ad *Agrostis* e *Festuca* dell'Appennino.

È quindi possibile che l'assunzione di cesio per una singola specie, sempre all'interno del medesimo habitat, possa subire variazioni anche notevoli durante il tempo relativamente breve di una stagione di crescita. Questo fatto non è da trascurare negli studi sul ciclo a lungo termine dei radionuclidi negli ecosistemi naturali.

Espressione della radiocontaminazione nelle piante vascolari

L'interpretazione del ruolo del potassio nella cellula vegetale è stata spesso complicata dall'espressione convenzionale delle concentrazioni sulla base del peso secco, in quanto sia la funzione osmotica che i processi in cui il potassio è coinvolto sono determinati dalla sua concentrazione in soluzione. Una misura fisiologicamente più rilevante della concentrazione di potassio nei tessuti vegetali si ottiene calcolando le

concentrazioni sulla base del contenuto idrico (PITMAN, 1975; LEIGH & JOHNSTON, 1983a, b; LEIGH & WYN JONES, 1984).

L'espressione delle concentrazioni di potassio sulla base del contenuto idrico ha permesso negli ultimi anni di chiarire le sue funzioni biologiche e di confutare ipotesi formulate in passato; ad esempio è stato dimostrato che le concentrazioni di potassio in soluzione rimangono pressoché costanti nell'arco della stagione di crescita delle piante (LEIGH & JOHNSTON, 1983a, b), per cui le concentrazioni critiche calcolate sulla base del contenuto idrico dei tessuti vegetali non dipendono dall'età, a differenza di quelle espresse su peso secco che con l'età diminuiscono (ULRICH & HILLS, 1967).

Un analogo problema si presenta anche in radioecologia dove, nella maggior parte dei lavori, la contaminazione viene convenzionalmente espressa sulla base del peso (fresco o, più spesso, secco). Anche in questo caso la quantità di tessuto morto (lignina, cellulosa, ecc.) di un campione influenza direttamente la misura. Ciò introduce una fonte consistente di rumore nella valutazione della concentrazione reale di radiocesio nell'acqua della pianta (soluzioni vacuolari, citoplasmatiche e apoplastiche) dove, data la somiglianza chimica e di funzione con il potassio (COLLANDER, 1941; EPSTEIN & HAGEN, 1952), si ritrova la maggior parte del radiocesio.

L'espressione della radiocontaminazione sulla base della differenza tra peso secco e peso fresco va considerata come una stima del tutto approssimata del tenore idrico di una pianta; inoltre, lo stato di idratazione delle piante vascolari è soggetto a variazioni anche rapide e questo tipo di espressione non è in grado di differenziare l'acqua apoplastica da quella simplastica. Tuttavia, questa espressione ha il vantaggio di riflettere in maniera molto più precisa le concentrazioni dei radionuclidi nel citoplasma delle cellule vegetali e, di conseguenza, i reali tassi di assorbimento di questi dal suolo.

CAMPIONAMENTO

Per studiare l'andamento stagionale della radiocontaminazione nelle 19 specie sopraccitate i campionamenti di materiale vegetale sono stati effettuati con cadenza mensile durante le stagioni di crescita del 1992 (giugno-settembre) e 1993 (maggio-settembre).

I campioni sono stati suddivisi, per ciascuna specie, in foglie, fusti e organi ipogei e, talvolta, anche fiori. Ciascun campione deriva da un minimo di almeno 10 individui diversi.

Immediatamente dopo la raccolta e l'eventuale pulizia (p. es. nel caso delle radici), il materiale vegetale è stato posto in sacchetti di plastica a chiusura ermetica precedentemente pesati, e pesato a sua volta per determinarne il peso fresco. La quantità del materiale fresco raccolta per ciascun campione è stata effettuata in funzione del volume finale del campione seccato e tritato che, per essere sottoposto a misure radiometriche, deve essere di almeno 25 cc. Successivamente, tutti i campioni sono stati seccati in stufa a 85 °C per almeno 24h, ripesati per determinarne il peso secco, sminuzzati a mano e posti in appositi contenitori per misure radiometriche (beker di Marinelli).

Con le stesse modalità, nell'agosto del 1994 è stato effettuato un campionamento su due specie, *Anemone trifolia* ed *Oxalis acetosella*, in 18 siti diversi all'interno della faggeta per verificare eventuali differenze intraspecifiche nella radiocontaminazione.

Per studiare le relazioni tra radiocontaminazione delle piante e caratteristiche pedologiche, i campionamenti di suolo sono stati effettuati prelevando trincee quadrate di 20 cm di lato fino alla roccia sottostante. Ciascun profilo è stato suddiviso negli orizzonti naturali. Ciascun campione è stato seccato e setacciato dopo aver rimosso manualmente le inclusioni più grosse (pietre e radici). Parte dei campioni così preparati è stata sottoposta a misure radiometriche, parte ad analisi dei principali parametri pedologici. I campionamenti di suolo sono stati effettuati nel luglio del 1991 e nel luglio del 1993.

DISCUSSIONE

Le piante sono in grado di assorbire attivamente mediante gli apparati radicali numerosi ioni presenti nel suolo in concentrazioni molto minori di quelle dei tessuti vegetali stessi. I primi studi hanno dimostrato che rubidio e cesio vengono assorbiti dal terreno con la stessa facilità del potassio. Ricerche fisiologiche più recenti (SACCHI & COCUCCI, 1991, 1992; SHEAHAN *et al.*, 1993) hanno posto in evidenza che i tre ioni mostrano delle cinetiche di assorbimento competitive.

La complessità intrinseca dei sistemi di trasporto,

la loro regolazione, l'integrazione tra vari trasporti e la loro effettiva operatività rendono conto della difficoltà di previsione dell'assorbimento e distribuzione del cesio nei vari organi della pianta. In particolare, le possibili diverse selettività per cesio e potassio dei vari trasportatori, che realizzano l'assorbimento nella pianta dei cationi a bassa ed ad alta concentrazione a livello di membrana plasmatica del rizoderma e dei sistemi che lo immettono nei fluidi circolanti e che da questi lo distribuiscono a tutta la pianta, condizionano concentrazioni e rapporti dei cationi in tutti gli organi della pianta stessa.

Alla luce di queste osservazioni vanno interpretate le differenze relative fra le varie specie vegetali e la dipendenza dalle condizioni ambientali (SMOLDERS *et al.*, 1993). Tutto ciò sottolinea l'importanza degli studi di tipo ecofisiologico per acquisire un'indispensabile base di conoscenze sui meccanismi coinvolti nell'assorbimento del cesio e su quelli che riguardano il trasporto ed il ruolo fisiologico del potassio e del cesio all'interno della pianta.

D'altro canto, bisogna sottolineare il fatto che i risultati delle ricerche radioecologiche potrebbero essere adeguatamente incorporati in modelli già formulati in ecologia sul ciclo dei nutrienti negli ecosistemi naturali. Infatti il trasferimento suolo-pianta dei radionuclidi è il risultato dell'interazione di numerosi parametri che, in linea generale, riguardano gli stessi meccanismi coinvolti nella nutrizione delle piante. A causa della complessità delle relazioni che intercorrono tra caratteristiche del suolo e fattori biologici legati alle piante stesse, spesso risulta difficile individuare gli effetti sul trasferimento di un singolo fattore.

Bisogna anche considerare il problema dell'espressione della radiocontaminazione nelle piante vascolari: gli esempi da noi discussi suggeriscono che la grande variabilità dei dati e le difficoltà di interpretazione dei risultati in molti studi radioecologici possono essere la conseguenza, almeno in parte, del considerevole "rumore" dovuto all'espressione della radiocontaminazione sulla base del peso secco.

Uno dei risultati più eclatanti della maggior parte dei lavori radioecologici post-Chernobyl, che sottolinea l'importanza dei fattori biologici ambientali sull'assorbimento, è proprio la lunga permanenza del radiocesio negli orizzonti organici. Questo fatto è confermato anche dai nostri risultati che dimostrano

come la radiocontaminazione del materiale vegetale sia direttamente proporzionale al contenuto di sostanza organica del suolo.

La maggior parte degli studi pre-Chernobyl, effettuati soprattutto in ecosistemi agricoli con orizzonti organici poco sviluppati, attribuiva alle argille e non alla sostanza organica la funzione di trattenere i radionuclidi e di impedirne la migrazione lungo il profilo pedologico. Gli orizzonti organici hanno basse capacità di assorbimento, quindi il cesio dovrebbe migrare verso gli orizzonti minerali piuttosto rapidamente.

Le cause per cui ciò non avviene non sono ancora state del tutto chiarite; considerando che gli andamenti della migrazione che si osservano attualmente sono contrari alle attese, è evidente che i meccanismi coinvolti sono diversi da quelli di adsorbimento nel suolo.

Un fattore che certamente è stato sottostimato è che nell'orizzonte organico è immobilizzata la microflora e microfauna del suolo. L'orizzonte organico e l'interfaccia tra organico e minerale sono occupati dagli apparati radicali delle piante del sottobosco e dalle radichette assorbenti degli alberi, la maggior parte delle quali è in simbiosi con funghi micorrizici ed ospita un'intensa attività microbica.

È noto che i microrganismi giocano un ruolo molto importante nell'accumulo, riciclo e trasferimento di metalli pesanti nel suolo (GADD, 1988; HUGHES & POOLE, 1989) e una parte considerevole dei potenziali nutrienti delle piante è legata nel suolo alla biomassa fungina (BAATH & SODESTROM, 1979). Le elevate attività misurate in piante e funghi che traggono nutrienti preferibilmente dall'orizzonte organico suggerisce che, essendo incorporato negli organismi, la migrazione del cesio risulta effettivamente molto rallentata nonostante la bassa capacità di adsorbimento.

A questo proposito, bisogna sottolineare il fatto che la simbiosi micorrizica complica notevolmente i meccanismi di assorbimento di radiocesio negli ecosistemi naturali: infatti per le piante micorrizzate è praticamente impossibile stimare esattamente da quale porzione del suolo viene assunta la maggior parte dei nutrienti. L'infezione da parte di funghi micorrizici sembra, secondo i nostri risultati, uno dei più importanti fattori responsabili delle fluttuazioni stagionali. Un'ampia letteratura scientifica dimostra l'importanza delle micorrize nel trasferimento del fosforo, ma è noto anche l'assorbimento di azoto e di altri nutrienti.

Alcuni autori hanno osservato valori particolarmente elevati di radiocontaminazione nelle Ericaceae rispetto ad altre specie (GRANT *et al.*, 1985; BUNZL & KRACKE, 1986; COLGAN *et al.*, 1990; HORRIL *et al.*, 1990). Le Ericaceae sviluppano generalmente gli apparati radicali all'interno dell'orizzonte organico, dove la disponibilità di radiocesio è più elevata; è interessante notare che queste specie presentano un particolare tipo di micorrizza (detta appunto "ericoide"; STRULLU, 1985), che probabilmente favorisce l'assorbimento dei radionuclidi da parte delle radici. ROGERS & WILLIAMS (1986) hanno dimostrato l'influenza positiva di un altro tipo di micorrizza vescicolo-arbuscolare sull'assunzione di radiocesio in *Melilotus officinalis*.

I risultati del nostro lavoro suggeriscono che, soprattutto per le felci, la micorrizza potrebbe avere un ruolo fondamentale nel determinare l'entità e l'andamento stagionale della radiocontaminazione. Le pteridofite presentano generalmente micorrizze di tipo endotrofico. BOUILLARD (1958) ha studiato l'andamento stagionale dell'infezione endomicorrizica in *Dryopteris filix-max*: l'infezione risulta massima in inverno, inizia a decrescere nel momento in cui la pianta emette le prime fronde, scompare quasi completamente in estate per poi riaumentare rapidamente con l'inizio della senescenza delle parti aeree della pianta. Questo andamento stagionale dell'infezione micorrizica ricalca l'andamento delle concentrazioni di radiocesio da noi rilevate.

È interessante notare che nelle felci la discriminazione tra potassio e cesio non avviene soltanto a livello radicale ma anche nei compartimenti interni della pianta: queste specie presentano infatti le concentrazioni massime nelle fronde. I risultati ottenuti suggeriscono l'ipotesi di una diversa affinità dei due ioni per i trasportatori di membrana, soprattutto per quanto riguarda le correnti uscenti dal vacuolo, con conseguente accumulo di cesio a questo livello, anche se pochissimi dati sono finora disponibili per organismi vegetali a favore di questa ipotesi (ZANELLO & BERRANTES, 1992).

Alcuni autori (ROSE & YOUNGBERG, 1981; SCHULTZ & KONNANIK, 1982) hanno misurato livelli più elevati di alcuni nutrienti nelle foglie di alcune piante con funghi micorrizici, anche se più di frequente l'aumentato assorbimento dei nutrienti si evidenzia come più elevati tassi di crescita. Esperimenti in coltura sull'as-

sunzione di potassio, rubidio e cesio non hanno mai evidenziato differenze sostanziali nell'assorbimento radicale dei tre ioni: ciò è probabilmente dovuto allo scarso sviluppo del micobionte nel terreno di coltura. Analogamente, le minori concentrazioni di radiocesio misurate nei prodotti agricoli e i più elevati tassi di migrazione verso gli strati più profondi potrebbero essere giustificati dallo scarso sviluppo dello strato organico, con conseguente riduzione della micorrizzazione; in queste situazioni diventa preponderante l'effetto di fissazione del cesio da parte delle argille, per cui lo ione risulta scarsamente disponibile per le piante.

CONCLUSIONI

La letteratura radioecologica include per lo più studi su piante coltivate ed ecosistemi agricoli, mentre scarsa attenzione è stata dedicata alle piante spontanee ed agli ecosistemi naturali. I meno studiati in assoluto sono gli ecosistemi forestali che costituiscono un argomento particolarmente complesso e difficile.

Negli ecosistemi complessi le specie tendono ad evitare la concorrenza radicale esplorando orizzonti di suolo con diverse caratteristiche biologiche, chimiche e fisiche e le proprietà chimiche dei diversi orizzonti dello stesso tipo di suolo possono essere molto diverse, influenzando i tassi di assorbimento. Inoltre, variazioni microgeomorfologiche possono indurre una distribuzione fortemente disomogenea del radiocesio nel suolo. Così, specie spazialmente contigue possono avere apparati radicali che si sviluppano in tipi di suoli ampiamente diversi o in diversi orizzonti dello stesso suolo.

Infine, l'espressione convenzionale della radiocontaminazione delle piante sulla base del peso secco è stata fonte di un sostanziale grado di errore nell'interpretazione dei dati radioecologici. Non sorprende quindi che i dati radioecologici riguardanti le piante di ecosistemi naturali siano caratterizzati da alta dispersione e che generalizzazioni attendibili siano spesso impossibili.

In decenni di ricerca sono stati sviluppati numerosi modelli riguardanti il trasferimento ambientale dei radionuclidi e sono state raccolte molte informazioni sui parametri coinvolti. I valori di questi parametri, e di conseguenza i risultati dei modelli, mostrano ancora

un grado elevato di incertezza (MONTE, 1990).

L'incremento delle ricerche in ecosistemi naturali e semi-naturali seguito all'incidente di Chernobyl ha evidenziato l'enorme variabilità dei dati radioecologici riguardanti questi ecosistemi se paragonati ai più semplici ecosistemi agricoli che per anni sono stati oggetto dei primi studi radioecologici.

Le considerazioni precedenti possono chiarire le principali ragioni del fallimento nello sviluppo di modelli attendibili dal punto di vista predittivo; ciò è tanto più comprensibile se si considera che spesso le generalizzazioni erano fondate su parametri grossolanamente definiti (i "fattori di trasferimento") che disgregavano completamente la complessità dell'ecosistema naturale.

Alcuni dei risultati presentati in questo lavoro mettono in evidenza che, usando una strategia di campionamento che tenga conto della complessa compartimentazione di un ecosistema naturale, è possibile trovare buone correlazioni tra parametri pedologici e concentrazioni di radiocesio nei tessuti vegetali.

I principali risultati di questo lavoro possono essere riassunti brevemente nei seguenti punti:

- 1) Anche entro un'area ristretta esistono variazioni intraspecifiche della radiocontaminazione dipendenti dall'ecologia del sito di campionamento.
- 2) L'espressione della radiocontaminazione sulla base della differenza tra peso secco e peso fresco riflette in maniera molto più precisa le concentrazioni dei radionuclidi nei tessuti vegetali (nell'acqua dell'apo- e simplasto) e, di conseguenza, i reali tassi di assorbimento di questi dal suolo. Le difficoltà di interpretazione dei risultati, evidenti in molti studi radioecologici su piante superiori, sono spesso la conseguenza del considerevole "rumore" dovuto all'espressione della radiocontaminazione sulla base del peso secco.
- 3) Il potassio e il cesio presentano distribuzioni diverse all'interno dei tessuti vegetali.
- 4) Tutte le specie studiate mostrano andamenti molto diversi delle concentrazioni del cesio e del potassio nell'arco della stagione di crescita.
- 5) Sono state misurate grosse variazioni nelle concentrazioni di ^{40}K nei diversi tessuti, con andamenti nell'arco della stagione di crescita diversi da un anno all'altro. L'andamento delle concentrazioni medie del ^{40}K al contrario, risulta costante nell'arco della stagione di crescita e da un anno all'altro. L'assorbimento del potassio risulta quindi molto più finemente regolato a livello radicale per cui i valori medi misurati nella pianta intera e nelle diverse specie mostrano un range di variabilità estremamente ridotto in confronto a quello che riguarda la variazione delle concentrazioni di radiocesio.
- 6) Le diverse concentrazioni di ^{137}Cs nei diversi tessuti della stessa specie mostrano andamenti spesso paralleli, che trovano riscontro anche negli andamenti delle concentrazioni medie. Le differenze quantitative fra i vari tessuti e fra specie diverse sono molto maggiori rispetto a quelle misurate per il ^{40}K .
- 7) La radiocontaminazione nelle felci presenta alcuni aspetti peculiari: concentrazioni molto più elevate rispetto alle altre specie e forte tendenza a trattenere il cesio nelle fronde.
- 8) Per la prima volta viene evidenziato il ruolo delle micorrize nella radiocontaminazione delle piante. Le fluttuazioni stagionali della radiocontaminazione sono fortemente influenzate dalle micorrize: infatti esiste una correlazione evidente tra entità della micorizzazione ed andamento della radiocontaminazione. Ciò è particolarmente evidente nelle felci, che presentano endomicorrize.
- 9) Le piante vascolari di un ecosistema forestale si differenziano, anche entro un'area ristretta, per esigenze ecologiche. Questo fatto si riflette in un gradiente vegetazionale che è conseguenza di un gradiente pedologico. Le variabili pedologiche maggiormente collegate a questo gradiente sono:
 - la quantità di potassio, totale e disponibile;
 - la quantità di sostanza organica;
 - il pH.
- 10) Le concentrazioni di radiocesio nelle piante sono fortemente correlate con questo gradiente; in particolare, l'andamento della contaminazione lungo il gradiente è direttamente proporzionale al contenuto di sostanza organica ed inversamente proporzionale alle concentrazioni di potassio ed al pH.
- 11) Non esistono correlazioni dirette tra le concentrazioni di radiocesio nel suolo e quelle nelle piante. Questo risultato è particolarmente interessante in quanto spiega perché le piante supe-

riori non possono essere usate come bioindicatori di contaminazione radioattiva.

Secondo HORRIL *et al.* (1990) gli studi sulla deposizione dei radionuclidi indicano che ci sono relazioni significative tra tipo di vegetazione e quantità di radioattività trattenuta dalle piante e dai suoli. Purtroppo la maggior parte dei lavori svolti in seguito all'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl riportano informazioni scarsamente esaurienti sulla vegetazione, limitate per lo più alla descrizione delle specie arboree dominanti. Spesso accade che ciò che a prima vista appare come un'area omogenea sia in realtà un mosaico di due o più tipi vegetazionali diversi. In

questi casi la scala da adottare diventa importante in quanto un campionamento su aree di dimensioni diverse può portare a risultati completamente diversi.

Le correlazioni significative presentate in questo lavoro tra concentrazioni di radiocesio nelle diverse specie e parametri pedologici, tipo ed entità della micorrizzazione, ecc., suggeriscono che il ruolo principale nel determinare i livelli di radiocontaminazione della vegetazione è svolto soprattutto da fattori ecologici, mentre differenze fisiologiche specie-specifiche giocano un ruolo secondario. Tutto ciò sottolinea il legame strettissimo fra radioecologia ed ecologia vegetale, con particolare riguardo alla scienza della vegetazione.

Bibliografia

AARKROG A., 1975 - Radionuclide levels in mature grain related to radiostrontium content and time of direct contamination. *Health Phys.*, **28**: 557-562.

ANDERSEN A.J., 1967 - Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils. I. Influence of plant species and soil types on the uptake of radioactive Strontium and Caesium. Risø Rep. Nr. 170. Agric. Res. Dep., Danish Aton Energy Comm. Res. Establ. Risø, Denmark.

AUERBACH S.I., 1987 - Comparative behaviour of three long-lived radionuclides in forest ecosystems. In: The cycling of long-lived radionuclides in the biosphere: observations and models. Vol. 1. 15-19 September 1986.

BOUILLARD B., 1958 - La mycotrophie chez les Ptéridophytes, sa fréquence, ses caractères, sa signification. *Botaniste*, sér. 16, fasc. 1-6.

BRASHER S. & D.F. PERKINS, 1978 - The grazing intensity and productivity of sheep in the grassland ecosystem. In: Ecological studies, 27, pp. 344-374. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

BUKOVAC M.J., WITTER S.H. & H.B. TURKEY, 1965 - Above-ground plant parts as a pathway for entry of fission products into the food chain with special reference to Sr-90 and Cs-137. In: Fowler E.B. (ed.), Radioactive fallout, soils, plants, food, man. Elsevier, New York.

BUNZL K. & W. KRACKE, 1986 - Accumulation of fallout ¹³⁷Cs in some plants and berries of the family Ericaceae. *Health Phys.*, **50** (4): 540-542.

COLGAN P.A., MCGEE E.J., PEARCE J., CRUICKSHANK J.G., MUL-

VANY N.E., MCADAM J.H. & B.W. MOSS, 1990 - Behaviour of radiocesium in organic soils - some preliminary results on soil-to-plant transfers from a semi-natural ecosystem in Ireland. In: Desmet G. et al. (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 341-354. Elsevier, London & New York.

COLLANDER R., 1941 - Selective absorption of cations by higher plants. *Plant Physiol.*, **16**: 691-720.

COUGHTREY P.F., JACKSON D. & M.C. THORNE, 1983 - Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. Vol. 1. A.A. Balkema, Rotterdam. 496 pp.

CUMMINGS S.L., BANKERT L., GARRETT A.R. & J.E. REGNIER, 1969 - Cs-137 uptake by oat plants as related to the soil fixing capacity. *Health Phys.*, **17**: 145-148.

DAHLMAN R.C., AUERBACH S.I. & P.B. DUNAWAY, 1969 - Behaviour of Cs-137 tagged particles in a fescue meadow. In: IAEA-SM-117/72, Environmental contamination by radioactive materials, Wien.

ECKL P., HOFMANN W. & R. TURK, 1986 - Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. *Radiat. Environ. Biophys.*, **25**: 43-54.

EPSTEIN E & C.E. HAGEN, 1952 - A kinetic study of the absorption of alkali cations by roots. *Plant Physiol.*, **27**: 457-474.

ERIKSSON A. & K. ROSÉN, 1991 - Transfer of caesium to hay grass and grain crops after Chernobyl. In: Moberg J. (ed.), The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology. The Swedish Radiation Protection

- Institute., pp. 291-304. Sundt Arprint, Stockholm.
- EVANS E.J. & A.J. DEKKER, 1968 - Comparative Cs-137 content of agricultural crops grown in a contaminated soil. *Can. J. Soil Sci.*, **48**: 183-188.
- HANDLEY R & R. OVERSTREET, 1961 - Effect of various cations upon absorption of carrier-free cesium. *Plant Physiol.*, **36**: 66-69.
- HAUNOLD E., HORAK O. & M. GARZABEK. 1986 - Umweltradioaktivität und ihre Auswirkung auf die Landwirtschaft. 1. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze. Osten. Forschunaszent. Seibersdorf OEFZS 4369, LA 163/86. Seibersdorf.
- HORAK O., 1986 - Der Reaktorunfall in Tschernobyl und seine Auswirkung auf die oststeirische Landwirtschaft. Osten. Forschullgszentl-um Seibersdorf, OEFZS 4372, LA 167/86.
- HORRIL A.D., KENNEDY V.H. & T.R. HARWOOD, 1990 - The concentrations of Chernobyl derived radionuclides in species characteristic of natural and semi-natural ecosystems. In: Desmet G., Nassimbeni P. & M. Belli (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 27-39. Elsevier, London
- KEPPEL H., 1969 - Morphological, physiological and environmental conditions affecting the accumulation of long-lived radionuclides from fission products by plants. In: IAEA-SM-117/31, Environmental contamination by radioactive materials, Wien.
- KITCHINGS T., DI GREGORIO D. & P. VAN VORIS, 1976 - A review of the ecological parameters of radionuclide turnover in vertebrate food chains. In: Radioecology and energy resources, pp. 304-313. Dowden, Hutchinson & Ross Inc. Stroudsburg, PA.
- KORANDA J.J. & W.L. ROBINSON, 1978 - Accumulation of radionuclides by plants as a monitor system. *Environm. Health Perspect.*, **27**: 165-179.
- JACKSON W.A., LUGO H.M. & D. CRAIG, 1966 - Cesium uptake from dilute solutions by young wheat seedlings as affected by selected cations. *Plant and Soil*, **24**: 33-53.
- LEIGH R.A. & A.E. JOHNSTON, 1983a - Potassium concentrations in the dry matter and tissue water of field-grown spring barley and their relationship to grain yield. *J. Agric. Sc. (Cambridge)*, **101**: 675-685.
- LEIGH R.A. & A.E. JOHNSTON, 1983b - Effects of fertilizers and drought on potassium concentrations in the dry matter and tissue water of field-grown spring barley. *J. Agric. Sc. (Cambridge)*, **101**: 741-748.
- LEIGH R.A. & R.G. WYN JONES, 1984 - A hypothesis relating critical potassium concentrations for growth to the distribution and functions of this ion in the plant cell. *New Phytol.*, **97**: 1-13.
- LEMBRECHTS J.F., STOUTJESDIJK J.F., VAN GINKEL J.H. & H. NOORDIJK, 1990 - Soil-to-grass transfer of radionuclides: local variations and fluctuations as a function of time. In: Desmet G. et al. (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 524-531. Elsevier, London & New York.
- LEVI E., 1970a - Penetration, retention and transport of foliar applied single salt of Na, Rb and Cs. *Physiol. Plant.*, **23**: 811.
- LEVI E., 1970b - The influence of accompanying cations on the foliar uptake of Na, Rb and Cs. *Physiol. Plant.*, **23**: 871.
- LIVENS F.R., HORRIL A.D., & D.L. SINGLETON, 1991 - Distribution of radiocesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe. *Health Physics*, **60** (4): 539-545.
- LIVENS F.R., FOWLER D. & A.D. HORRILL, 1992 - Wet and dry deposition of ¹³¹I, ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs at an upland site in northern England. *J. Environ. Radioactivity*, **16**: 243-254.
- LUDWIG F., 1962 - Die Aufnahme von Caesium-137 durch Kartoffelblätter. *Z. Pfl. Ern. Dung. Bodenke.*, **99**: 190-194.
- MIDDLETON L.J., 1959 - Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination. *Inter. J. Radiat. Biol.*, **1**: 387-402.
- MIDDLETON L.J., HANDLEY R. & R. OVERSTREET, 1960 - Relative uptake and translocation of potassium and cesium in barley. *Plant Physiol.*, **35**: 913-918.
- MILLER K.M., KUIPER J.L. & I.K. HELFER, 1990 - Cs fallout depth distribution in forest versus field sites: implications for external gamma-dose rates. *J. Environ. Radioactivity*, **12**: 23-47.
- MONTE L., QUAGGIA S., POMPCI F. & S. FRATARCANGELI, 1990 - The behaviour of ¹³⁷Cs in some edible fruits. *J. Environ. Radioact.*, **11**: 207-214.
- NIELSEN B. & M. STRANDBERG, 1988 - A literature study of the behaviour of the Cesium, Strontium and Plutonium in the soil-plants ecosystem. Risoe Nat. Labor., DK 40000 Roskilde. 71 pp.
- NIMIS P.L., GIOVANI C. & R. PADOVANI, 1986 - La contaminazione da Cesio-134 e Cesio-137 nei macromiceti del Friuli-Venezia Giulia nel 1986. *Studia Geobotanica*, **6**: 3-121.
- NIMIS P.L., GIOVANI C. & R. PADOVANI, 1990b - On the ways of expressing radiocesium contamination in plant for radioecological research. *Studia Geobotanica*. **10**: 7180.
- NISHITA H., ROMNEY E.M. & K.H. LARSON, 1965 - Uptake of radioactive fission products by plants. In: Fowler E.B. (ed.), Radioactive fallout, soils, plants, food, man. Elsevier, New York.
- PITMAN M.G., 1975 - Whole plant. In: Baker D.A. & J.L. Hall (eds.), Ion transport in plant cells and tissues, pp. 267-308. North Holland Publishing Company, Amsterdam.
- PITMAN M.G. & W.J. Cram, 1973 - Regulation of inorganic ion transport in plants. In: Anderson W.P. (ed.), Ion transport in plants, pp. 465-481. Academic Press, London.
- ROBERTSON R.N., 1958 - The uptake of minerals. In: Ruhland W. (ed.), Handbuch der Pflanzenphysiologie, **IV**: 241-279.
- ROSE S.L. & C.T. YOUNGBERG, 1981 - Tripartite association in snowbrush (*Ceanothus velutinus*): effects of vesicular-arbuscular mycorrhizae on growth, nodulation, and nitrogen fixation. *Can. J. Bot.*, **59**: 34-39.
- RUSSEL R.S., 1966 - Radioactivity and human diet. Pergamon

Press, Oxford.

- RUSSEL R.S. & P. NEWBOULD, 1966 - Entry of strontium-90 into plants from the soil. In: Russel R.S. (ed.), Radioactivity and human diet, pp. 213-246. Pergamon Press~ Oxford.
- SACCHI G.A. & M. COCUCCI, 1991 - Effects of monovalent cations, in particular cesium, on potassium efflux in maize (*Zea mays*) root segments. *G. Bot. Ital.*, **125**: 485.
- SACCHI G.A. & M. COCUCCI, 1992 - Effects of deuterium oxide on growth, proton extrusion, potassium influx and in vitro plasma-membrane activities in maize roots segments. *Plant Physiol.*, **100**: 1962- 1967.
- SALT C. & R.W. MEYES, 1990 - Seasonal patterns of ¹³⁴Cs uptake into hill pasture vegetation. In: Desmet G. et al. (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, pp. 334-340. Elsevier, London & New York.
- SANDALLS J. & L. BENNET, 1992 - Radiocaesium in upland herbage in Cumbria. UK: a three year field study. *J. Environ. Radioact.*, **16**: 147-165.
- SCHAEFFER F. & P.R. SCHACHATSHABEL, 1979 - Lehrbuch der Bodenkunde. 10. Aufl. Enke, Stuttgart.
- SCHULTZ R.C. & KORMANIK P.P., 1982 - Vesicular-arbuscular mycorrhiza and soil fertility influence mineral concentrations in seedlings of eight hardwood species. *Can. J. For. Res.*, **12**: 829-834.
- SCHULZ R.K., 1965 - Soil chemistry of radionuclides. *Health Phys.*, **11**: 1317.
- SHEAHAN J.S., RIBEIRO-NETO L. & M.R. SUSSMANN, 1993 - Cesium-insensitive mutants of *Arabidopsis thaliana*. *The Plant J.*, **48**: 494-500.
- SHEPPARD M.I. & D.H. THIBAUT, 1990 - Default soil/liquid partition coefficients, K_s, for four major soil types: a compendium. *Health Phys.*, **59**: 471-482.
- ULRICH A. & F.J. HILLS, 1967 - Principles and practices of plant analysis. In: Hardy G.W. (ed.), Soil testing and plant analysis, part II, pp. 11-24. Soil Society of America, Spec. Publ. n. 2.
- WALLACE A., 1970 - Monovalent ion-carrier effects on transport of Rb-86 and Cs-137 into bush bean plants. *Plant and Soil*, **32**: 526-530.
- ZANELLO L.P. & F.J. BERRANTES, 1992 - Blockade of K⁺ channel of *Chara contraria* by Cs⁺ and tetraethylammonium resemble that of K⁺ channels in animal cells. *Plant Sc.*, 49-58.