

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento di Ingegneria Elettronica e Informatica

**DOTTORATO DI RICERCA IN
MODELLISTICA DEI SISTEMI AMBIENTALI**

Ciclo dodicesimo

USO DI MODELLI MATEMATICI PER LA VALUTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE DA RADIONUCLIDI (^{137}Cs) IN SISTEMI FORESTALI

Coordinatore: Ch.mo Prof. Giovanni Marchesini
Supervisore: Ch.mo Prof. Bruno Duzzin

Dottorando:
Tommaso Tassoni

31 Dicembre 1999

Extended abstract

This work constitutes the expression of the research activities carried out to the laboratory of Applied Ecology of the Department of Biology during the XII cycle of the Doctorate of Environmental Modelling. The activities regarded the analysis, the conceptualization and the application of mathematical models for the evaluation of the contamination from radionuclides in forest ecosystems.

The aims of this work are:

- ◆ the analysis of the circulation processes of radionuclides in forest ecosystems;
- ◆ the individuation of the models adaptable and applicable to the widest range of forest typologies;
- ◆ the development of deterministic models for the evaluation of the long term transfer processes of ^{137}Cs in forest ecosystems.

Analysis of the circulation processes of radionuclides in forest ecosystems

A considerable bibliographical search was performed to point out the following:

- the knowledge of the transfer and accumulation processes of radionuclides inside the forest ecosystem;
- the definition of the state of the art about the realization and the application of the existing mathematical models in literature. One review has been realized to put this phase into practice.

From the observations conducted on literature it has been noted that among the radioactive elements released from the Chernobyl nuclear power plant accident, cesium has received greater interest from researchers which produced a number of studies to qualitative level and to mathematical models level that simulate the circulation in the ecosystems too.

The reasons of this interest derive from the following properties of cesium:

- its particular mobility between the environmental compartments;
- because of its metabolic likeness with potassium, it enters easily in the trophic networks;
- its radiological half life is rather high (approximately 30 years);
- its radiations have high penetrating capacity.

The preliminary study on the models evidenced the increment of the medium number of state variables used for the description of the forest system in the models conceived after 1986, year of Chernobyl accident. By means of statistic multivariate analysis (cluster analysis) it has been possible to classify the models in relation to the number and the type of state variables.

The result is that four groups can be noted. They differ for:

- the number of state variables, in particular for the description of the migration processes in the soil;
- presence / absence of state variables that describes the content of radionuclides in the fauna;
- presence of indications about the characteristics of the soil of the calibration site.

It is emphasized that five out of the six models published before the Chernobyl accident present a low total number of compartments and the absence of information about the soil of the calibration site.

Individuation of the models adaptable and applicable to the widest range of forest typologies

The study of literature puts in evidence that up to now the problem has not received much attention. The reason is the high characterization of specific models, in particular the

geographical site of reference and environmental compartments. In this study it has been tried to solve the problem analyzing the models selected from the literature by means of the methodology proposed by Halfon. This method is based on the calculation of the connectivity index and the Bosserman's *c index* (or internal recycling index).

A goodness zone has been characterized by models that express a value of *c index* up to 0,5 and a number of state variables between 6 and 15. The results show that the better model is the Van Voris model (1990) which has seven state variables and expresses a value of *c index* higher than 0,6. Moreover, in 13% of the cases, the increase of the number of compartments does not correspond to the increase of structural efficiency.

Development of deterministic models for the evaluation of the long term transfer processes of ^{137}Cs in forest ecosystems

A first mathematical model, defined FORESTOM, was conceptualized and developed. A second model, defined FORTOM, was conceptualized and its first realization was performed. For both models an impulsive radioactive deposition has been assumed as the initial event and the simulation period was of 50 - 100 years.

FORESTOM is characterized by an aggregated parameters structure with seven compartments that describe the soil and a mixed vegetation (coniferous and deciduous). The temporal step of calculation is on year basis. The flows between the compartments are represented by coefficients that express the yearly average of ^{137}Cs transferred from a compartment to the successive one.

The sensitivity analysis of the model was performed with the Hoffmann -Gardner method. It revealed that the more sensitive parameters are those that regulate the speed of the cycle:

- the transfer rate of cesium from litter to organic soil with decomposition process;
- the uptake rate from the organic fraction of the soil to the conifers and to the;
- the transfer rate from the needles to the soil.

Moreover, in the medium – long term, 20 – 100 years, the sensitivity of the parameters of distribution of cesium in the tree increases.

Model FORESTOM has been calibrated on the base of data picked from the relative literature about forest of Tarvisio (UD). It reasonably represents the trend of experimental data; the only difference, that becomes shorter with time, has been found at litter level in the first three years from the deposition event.

FORESTOM presents a remarkable aggregation of parameters, that don't allow to discriminate sufficiently the processes of exchange of the ^{137}Cs between environmental compartments. This is the reason why it has been decided to realize a new model characterized by the reliability on a wide range of forestal typologies. The idea is to realize by means of the simple change of the set of parameters. The new model, moreover, has to conjugate the characteristics of structural simplicity of FORESTOM with a greater detail in the description of the system.

From the active collaboration with the Dr. R. Avila PhD, that carries out his research activity to the Swedish Radioprotection Institute (SSI, Statens Stralskydds Institut) it was conceived the idea to improve FORESTOM assuming the model FORTREE, produced by the same Avila (1999), as a reference. Comparing with FORESTOM, FORTREE is characterized by the following properties:

- a higher number of environmental compartments, 17 against 7;
- the reference to the conifers as a vegetable typology;
- the presence of a model of forest biomass growth;
- a daily temporal step of calculation able to simulate the seasonal cycles.

The new model has been defined FORTOM and its realization has been planned in three phases:

- phase 1, that comprises the aggregation of some compartments of FORTREE, the calculation of the new coefficients of transfer and the verification of the agreement of the output of the two models;
- phase 2, that comprises the release of FORTOM from FORTREE by means of the introduction of new modules of calculation relative to the amounts in common between the two models, the quantification of the differences between FORTOM and FORTREE and the verification of their acceptability;
- phase 3, that comprises the introduction of the set of parameters relative to the deciduous vegetation and to the understorey, found in literature.

As this objective has been planned during the last phase of the triennial activity of research, it has been possible to carry out the first phase only. Following compartments of FORTREE have been aggregated: the two bark compartments, the four needles compartment and three wood compartments. The transfer coefficients of FORTREE have been opportunely transformed by the calculation of the weighed average of the input and the output of the state variables. The comparative analysis shows that the output of the two models are identical.

Comparing the three models, FORESTOM, FORTREE and FORTOM, FORTOM presents the higher value of the c index of Bosserman attests that it is the best structured among them and that it represents the best compromise between descriptive ability and complexity. Moreover FORTOM is placed in the excellence zone also regarding all the models considered in this study.

The final conclusions of this work are listed below:

- between all the examined models an elevated difference of terminology is adopted by the Authors to define the environmental compartments;
- the models published until today are distinguished by the number of variables used for the description of the processes in the soil and by the presence or not of variables that quantify the radionuclides concentration in the fauna;
- no model considers important but little known processes like, as an example, those that regulate the uptake of cesium by trees mediated by mycorrhizal symbiosis;
- model FORESTOM has shown a good agreement to the general trends of the cesium concentrations in the forest of Tarvisio. The variation of the temporal scale of simulation and the introduction of a model of evolution of forest biomass, taken from model FORTREE, have involved a meaningful improvement from the structural point of view.
- FORTOM, basing on 11 state variables expresses a c index higher than 0,5, and this places it among the best models in literature.

As regard to the possible future developments of this work, beyond to the completion of FORTOM, the topic of greater interest are constituted by the comparison between the models available to assess their validity to operating level.

Extended abstract

Il presente lavoro costituisce l'espressione delle attività di ricerca svolte presso il laboratorio di Ecologia Applicata del Dipartimento di Biologia durante il XII ciclo del Dottorato di Ricerca in Modellistica dei Sistemi Ambientali. Tali attività hanno riguardato l'analisi, l'ideazione e l'applicazione di modelli matematici per la valutazione della contaminazione da radionuclidi in ecosistemi forestali.

Gli scopi di questo lavoro hanno riguardato in particolare:

- l'analisi dei processi di circolazione dei radionuclidi negli ecosistemi forestali;
- l'individuazione dei modelli adattabili e applicabili alla più ampia gamma di tipologie forestali;
- lo sviluppo di modelli di tipo deterministico per la valutazione dei processi di trasferimento di ^{137}Cs a lungo termine.

Analisi dei processi di circolazione dei radionuclidi negli ecosistemi forestali

E' stata condotta una cospicua ricerca bibliografica mirata:

- alla conoscenza dei processi di trasferimento e accumulo dei radioelementi all'interno dell'ecosistema forestale;
- alla definizione dello stato dell'arte circa la realizzazione e l'applicazione dei modelli matematici esistenti in letteratura sull'argomento. L'impegno a questo livello si è concretizzato con la stesura di una review.

Dalle osservazioni condotte sull'insieme delle pubblicazioni raccolte si è notato che, fra gli elementi radioattivi rilasciati in occasione dell'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl, il cesio è quello che ha ricevuto maggiore attenzione da parte dei ricercatori, i quali hanno prodotto numerosi studi sia a livello qualitativo sia a livello di modelli matematici che ne simulano la circolazione negli ecosistemi. Le ragioni di questo interesse derivano dal fatto che il cesio:

- è particolarmente mobile tra i comparti ambientali;
- entra facilmente nelle reti trofiche a causa della sua somiglianza metabolica con il potassio;
- ha un tempo di dimezzamento piuttosto lungo (circa 30 anni);
- le radiazioni che emette hanno una elevata capacità penetrante.

Lo studio preliminare condotto sull'insieme dei modelli ha evidenziato l'incremento del numero medio di variabili di stato usate per la descrizione del sistema forestale nei modelli concepiti successivamente al 1986, anno in cui si è verificato l'incidente di Chernobyl.

Mediante l'analisi statistica multivariata (cluster analysis) è stato possibile classificare i diversi modelli in relazione al numero e al tipo di variabili di stato. E' risultato che essi si distribuiscono in quattro gruppi che differiscono per:

- numerosità delle variabili di stato adottate, in particolare per la descrizione dei processi di migrazione nel suolo;
- presenza / assenza di variabili di stato che descrivono il contenuto di radionuclidi nella fauna;
- presenza di indicazioni circa le caratteristiche del terreno del sito di calibrazione.

Si sottolinea che cinque dei sei modelli pubblicati prima dell'incidente di Chernobyl si distinguono per il basso numero totale di comparti e per l'assenza di informazioni sul suolo del sito di calibrazione.

Individuazione dei modelli adattabili e applicabili alla più ampia gamma di tipologie forestali

Dall'esame della letteratura si evidenzia che tale problematica ha ricevuto finora una limitata attenzione. La ragione è senz'altro attribuibile alla spiccata caratterizzazione dei diversi modelli in particolare per quanto riguarda il sito geografico di riferimento e gli specifici comparti ambientali considerati. In questo studio si è cercato di affrontare e risolvere il problema conducendo un'analisi dei modelli opportunamente selezionati dalla letteratura mediante la metodologia proposta da Halfon che prevede il calcolo dell'*indice di connettività* e dell'*indice c* (o di riciclo interno) di Bosserman.

In questo modo è stata individuata una *zona di bontà* per i modelli che presentano un valore dell'indice *c* superiore a 0.5 e un numero di variabili di stato compreso fra 6 e 15.

Il modello *migliore* è risultato essere quello di Van Voris (1990) che con sette variabili di stato esprime un valore dell'indice *c* maggiore di 0.6.

Va segnalato inoltre che, nel 13% dei casi, contrariamente a quanto si poteva ipotizzare, all'incremento del numero di comparti non corrisponde affatto un aumento di efficienza strutturale.

Sviluppo di modelli di tipo deterministico per la valutazione dei processi di trasferimento di ¹³⁷Cs a lungo termine

E' stato concettualizzato e sviluppato un modello matematico, definito FORESTOM, cui è seguita l'ideazione e la prima realizzazione di un secondo modello, definito FORTOM. Per entrambi i modelli è stato assunto come evento iniziale la deposizione impulsiva di polveri radioattive e, come durata delle simulazioni, un tempo di 50 – 100 anni.

FORESTOM è caratterizzato da una *struttura a parametri aggregati* con sette comparti che descrivono il suolo e una vegetazione di tipo misto (conifere e decidue) e da un *passo temporale di calcolo annuale*. I flussi fra comparti sono rappresentati da coefficienti che esprimono la quantità media netta annuale di ¹³⁷Cs trasferita da un comparto al successivo.

L'analisi di sensitività del modello, condotta con il metodo di Hoffmann – Gardner, ha rivelato che i parametri più sensibili sono quelli che regolano la velocità del ciclo e cioè:

- il rateo di decomposizione,
- il rateo di uptake da parte delle conifere e delle decidue a carico della frazione organica del suolo;
- il rateo di trasferimento dagli aghi di conifera al suolo.

Si è osservato, inoltre, che nel periodo medio – lungo, 20 – 100 anni, si accresce la sensitività dei parametri di distribuzione del cesio nella pianta.

Il modello FORESTOM è stato calibrato sulla base di dati tratti dalla letteratura relativa alla foresta di Tarvisio (UD). Esso approssima in modo accettabile l'andamento dei dati sperimentali; l'unica discordanza, che tende ad annullarsi nel tempo, è stata riscontrata a livello della lettiera nei primi tre anni dall'evento di deposizione.

Poiché il modello FORESTOM presenta una notevole aggregazione dei parametri, tale da non consentire di discriminare sufficientemente i processi di scambio del ¹³⁷Cs tra i vari comparti ambientali, si è concepito di realizzare un nuovo modello che si caratterizzasse per l'applicabilità ad un'ampia gamma di tipologie vegetali da realizzare mediante il semplice cambiamento del set dei parametri e che coniugasse le caratteristiche di semplicità strutturale di FORESTOM con un maggiore dettaglio nella descrizione del sistema.

Dall'attiva collaborazione con il Dr. R. Avila PhD, che svolge la sua attività di ricercatore presso l'Istituto di Radioprotezione Svedese (Statens Stralskydds Institut) è nata l'idea di migliorare FORESTOM assumendo il modello FORTREE, prodotto dallo stesso Avila (1999), come riferimento essendo caratterizzato rispetto a FORESTOM dalle seguenti proprietà:

- un numero più elevato dei comparti ambientali, 17 contro 7;
- il riferimento alle conifere come unica tipologia vegetale;
- la presenza di un modello di crescita della biomassa forestale;

- l'adozione di un passo temporale di calcolo giornaliero in modo da poter simulare i cicli stagionali.

Il nuovo modello è stato definito FORTOM e la sua realizzazione è stata pianificata in tre fasi:

- fase 1, che comprende l'aggregazione di alcuni comparti di FORTREE, il calcolo dei nuovi coefficienti di trasferimento e la verifica della concordanza degli output dei due modelli;
- fase 2, che comprende lo svincolo di FORTOM da FORTREE mediante l'introduzione di nuovi moduli di calcolo relativi alle quantità in comune fra i due modelli, la quantificazione delle differenze fra FORTOM e FORTREE e la verifica della loro accettabilità;
- fase 3, che comprende l'introduzione dei set di parametri relativi alla vegetazione di tipo deciduo e al sottobosco, reperiti tra quelli disponibili in letteratura.

Per ragioni di carattere temporale, poiché questo obiettivo si è posto durante l'ultima fase dell'attività triennale di ricerca, è stato possibile portare a termine solo la prima fase.

Sono stati aggregati i seguenti comparti di FORTREE: i due comparti relativi alla corteccia, i quattro comparti relativi agli aghi e i tre comparti relativi al fusto della pianta.

I coefficienti di trasferimento di FORTREE sono stati opportunamente trasformati secondo un semplice calcolo della media pesata degli input e degli output delle variabili di stato.

All'analisi comparativa, gli output dei due modelli sono risultati pressoché identici.

Il fatto che fra i tre modelli, FORESTOM, FORTREE e FORTOM, quest'ultimo presenti il valore più elevato dell'indice di Bosserman attesta che esso risulta il meglio strutturato e cioè che rappresenta il miglior compromesso fra *capacità descrittiva e complessità*.

Risulta inoltre che FORTOM si colloca nella zona di eccellenza anche rispetto al complesso dei modelli considerati.

Le conclusioni a cui si è giunti al termine del lavoro si possono così elencare:

- fra tutti i modelli esaminati si è riscontrata una elevata difformità di terminologia adottata dagli autori nel definire i diversi comparti ambientali;
- i modelli sino ad oggi pubblicati si distinguono particolarmente in base al numero di variabili utilizzato per la descrizione dei processi nel suolo e in base alla presenza o meno di variabili di stato che quantificano il radionuclide presente nella fauna;
- nessun modello considera processi importanti ma poco conosciuti quali, ad esempio, quelli che regolano l'uptake di cesio delle piante superiori mediato da simbiosi micorrizica;
- il modello FORESTOM ha mostrato di approssimare in maniera accettabile gli andamenti generali delle concentrazioni di cesio nella foresta di Tarvisio. Le modifiche relative alla variazione della scala temporale di simulazione e all'introduzione di un modello di evoluzione di biomassa forestale, prendendo spunto dal modello FORTREE, hanno comportato un significativo miglioramento dal punto di vista strutturale.
- fra FORESTOM, FORTREE e FORTOM il miglior modello è risultato FORTOM, perché a fronte di 11 variabili di stato presenta un *indice c* maggiore di 0.5 che lo colloca anche tra i migliori modelli in letteratura.

Per ciò che concerne i possibili sviluppi futuri di questo lavoro, oltre al completamento di FORTOM, il tema di maggior interesse è costituito dal confronto fra i modelli disponibili per verificarne la validità a livello operativo.

Indice

1	Prefazione	1
2	Introduzione	2
	2.1 Elementi di radioecologia	2
	2.1.1 La radioattività	2
	2.1.2 Dose effettiva e dose equivalente	4
	2.1.3 Condizioni e range naturali	5
	2.1.4 Effetti delle radiazioni sull'uomo e sulle biocenosi animali e vegetali	6
	2.2 L'incidente di Chernobyl	7
	2.2.1 Descrizione dell'incidente	7
	2.2.2 Importanza del radiocesio tra gli elementi rilasciati nell'incidente	10
	2.2.3 La ricaduta radioattiva in Europa e in Italia	11
	2.2.4 Valutazione dei livelli di contaminazione	11
	2.2.5 Impatto culturale dell'incidente di Chernobyl	12
3	La circolazione di radionuclidi negli ecosistemi forestali	15
	3.1 Il processo di fall-out	15
	3.2 Dinamica dei processi di contaminazione di un sistema forestale	15
	3.3 I processi di migrazione	17
	3.4 Principali fattori che influenzano la deposizione e la migrazione	18
4	Revisione dei modelli di circolazione dei radionuclidi in ecosistemi forestali	22
	4.1 Generalità sui modelli matematici	22
	4.2 Stato dell'arte sui modelli della circolazione di radionuclidi in ecosistemi forestali	24
	4.2.1 Caratteristiche generali dei modelli	26
	4.2.2 Revisione critica di alcuni modelli	27
	4.2.3 Caratteristiche dei modelli selezionati	27
	4.2.4 Analisi dei coefficienti di trasferimento	36
	4.2.5 Classificazione dei modelli	37
	4.3 Metodi per la comparazione della struttura dei modelli	38
	4.3.1 La matrice di adiacenza come metodo per descrivere la struttura dei modelli	38
	4.3.2 Il metodo di Halfon per la comparazione fra modelli	38
	4.4 Individuazione dei modelli migliori	40
5	La realizzazione del modello FORESTOM	43
	5.1 Metodologia generale per la realizzazione dei modelli matematici	43
	5.2 Definizione del problema	43
	5.3 Scelta delle scale spaziali e temporali	43
	5.4 Analisi dei dati disponibili	45
	5.5 Concettualizzazione	47
	5.5.1 Il modello concettuale: caratteristiche generali	47
	5.5.2 Il modello concettuale: definizione dei vincoli e delle assunzioni	50
	5.6 La formulazione matematica	51
	5.7 Verifica	53
	5.8 Analisi di sensitività	56
	5.8.1 L'analisi di sensitività con il metodo di Hoffman – Gardner	56
	5.8.2 Risultati dell'analisi di sensitività	58
	5.9 Calibrazione	62

5.9.1	Metodologia	62
5.9.2	Risultati della calibrazione	64
5.9.3	Rappresentazione grafica degli output del modello calibrato	64
5.9.4	Il sito di calibrazione	69
5.10	Validazione	71
6	Il modello FORTOM	72
6.1	Descrizione del modello FORTREE	73
6.2	Realizzazione del modello FORTOM	77
6.2.1	Aggregazione di alcuni comparti del modello FORTREE	78
6.2.2	Calcolo dei nuovi coefficienti di trasferimento	79
6.2.3	Differenze del modello FORTOM rispetto al modello FORESTOM	82
6.2.4	Verifica della concordanza degli output dei due modelli	90
7	Confronto conclusivo tra i modelli	92
7.1	Comparazione concettuale e strutturale di FORESTOM, FORTREE e FORTOM	92
7.2	Comparazione di FORESTOM e FORTOM con gli altri modelli	95
8	Conclusioni	98
	Bibliografia	
	Elenco delle sigle e degli acronimi	
	Elenco dei siti Internet visitati	

1 Prefazione

Il presente lavoro è stato realizzato nel corso delle attività di ricerca svolte presso il Laboratorio di Ecologia Applicata del Dipartimento di Biologia dell'Università di Padova, durante il XII ciclo del Dottorato di Ricerca in Modellistica dei Sistemi Ambientali (1997-1999).

Le attività si collocano nell'ambito del settore di ricerca radioecologico e affrontano mediante l'approccio modellistico una tematica in evoluzione: lo sviluppo di modelli di ampia applicabilità e di elevata "efficienza", in termini di rapporto tra numero di variabili e numero di processi di trasferimento esaminati, relativi alla circolazione dei radionuclidi negli ecosistemi forestali.

Lo studio ha riguardato in particolare la realizzazione di nuovi modelli di simulazione della dinamica del cesio radioattivo in tali ecosistemi. Tale scelta è stata operata in considerazione dell'importanza che le foreste hanno assunto nella vicenda dell'esplosione del reattore di Chernobyl in quanto ambienti dotati di elevata capacità di intercettazione e trattenimento del particolato radioattivo.

Il lavoro presentato di seguito ha inteso perseguire i seguenti obiettivi:

- analizzare i processi di circolazione dei radionuclidi negli ecosistemi forestali;
- individuare i modelli adattabili e applicabili alla più ampia gamma di tipologie forestali;
- sviluppare modelli di tipo deterministico per la valutazione dei processi di trasferimento di ^{137}Cs a lungo termine.

Lo studio si articola nei seguenti punti principali:

- elementi di radioecologia;

- analisi dei processi di circolazione dei radionuclidi nei sistemi forestali alle latitudini medio-alte;
- stato dell'arte del settore seguito da un confronto di diversi modelli sia dal punto di vista strutturale sia dal punto di vista operativo;
- sviluppo di due modelli di tipo deterministico, FORESTOM e FORTOM per la valutazione dei processi di trasferimento del ^{137}Cs a lungo termine.

2 Introduzione

Nel presente capitolo vengono presentati alcuni fondamentali elementi di radioecologia, la disciplina che studia la distribuzione e gli effetti ambientali dei radionuclidi ai fini della radioprotezione delle comunità viventi. Viene anche sinteticamente ricordato l'incidente di Chernobyl, l'evento che ha accresciuto l'interesse nei confronti del problema della contaminazione da radionuclidi e dal quale la ricerca radioecologica ha ricevuto un grande impulso.

2.1 Elementi di radioecologia

2.1.1 La radioattività

La radioattività è la proprietà fisica che possiede un radionuclide di emettere spontaneamente radiazioni ionizzanti. Questo processo è detto decadimento o disintegrazione. I materiali contenenti radionuclidi sono detti radioattivi [Coggle J. E., 1983].

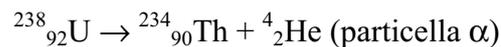
Un radionuclide (o radioisotopo) è un isotopo instabile di un elemento che attraverso l'emissione di energia sotto forma di radiazioni si trasforma nell'isotopo stabile o radioattivo di un altro o del medesimo elemento. I radionuclidi possono essere di origine naturale oppure sintetizzati artificialmente dall'uomo.

Con il termine radiazione ionizzante si intende un flusso di corpuscoli carichi (particelle alfa e beta) e/o di energia elettromagnetica (raggi X e gamma). Le radiazioni ionizzanti sono in grado di far variare il numero di elettroni degli atomi della materia che attraversano oppure, se l'energia non è in grado di produrre ionizzazione, possono provocare uno stato di eccitazione alterando il contenuto energetico atomico.

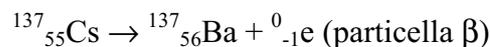
Ciascun radioisotopo presenta caratteri peculiari in relazione a) al tipo di decadimento, b) alla radiazione elettromagnetica emessa, c) al tempo di dimezzamento.

a) Tipo di decadimento. Ogni radioisotopo si disintegra in modo caratteristico producendo emissioni corpuscolari e/o elettromagnetiche di una definita energia. Le emissioni corpuscolari comportano nel radioisotopo la variazione del numero atomico e/o del numero di massa dell'elemento radioattivo, mentre le emissioni elettromagnetiche comportano la sola variazione del contenuto energetico. Le emissioni corpuscolari sono rappresentate da particelle alfa e beta.

- particelle alfa (α); sono particelle cariche positivamente equivalenti a nuclei di elio (2 protoni e 2 neutroni). Il numero atomico dell'elemento radioattivo che emette una particella alfa diminuisce di 2 unità e il suo numero di massa diminuisce di 4 unità. Ad esempio la disintegrazione dell'uranio-238 produce un isotopo del torio e un nucleo di elio (particella α):



- particelle beta (β); si tratta di elettroni, particelle cariche negativamente, o positroni, particelle cariche positivamente. I primi sono emessi dal nucleo per trasformazione di un neutrone in un protone, i secondi sono emessi dal nucleo per trasformazione di un protone in un neutrone. Il numero atomico dell'elemento radioattivo che emette una particella beta aumenta di 1 unità ed il numero di massa resta invariato, mentre il numero atomico di un elemento che emette un positrone diminuisce di 1 unità ed il numero di massa resta invariato. Ad esempio la disintegrazione del ${}^{137}\text{Cs}$ produce un isotopo del bario e un elettrone (particella β):



Dopo l'espulsione di una particella alfa o di una particella beta il nucleo può trovarsi ancora in stato di eccitazione: in questo caso può liberare energia sotto forma di raggi gamma [Coggle J. E., 1983].

b) Radiazione elettromagnetica emessa. Si tratta di raggi gamma e raggi X, radiazioni elettromagnetiche ad onde corte.

c) Tempo di dimezzamento. E' un indice della velocità alla quale si compiono le trasformazioni nucleari spontanee. Il tempo di dimezzamento corrisponde all'intervallo di tempo necessario affinché l'attività di un campione di radionuclide diminuisca della metà

rispetto al valore posseduto in un certo istante t_0 . Il valore di attività¹ corrisponde al numero di atomi dell'elemento considerato moltiplicato per una costante, e risulta quindi dimezzato quando metà degli atomi del campione si sono trasformati. Il decadimento di un campione radioattivo segue una legge che descrive le trasformazioni nucleari ed è rappresentata da una funzione della forma [Coggle J. E., 1983]:

$$Q_t = Q_0 e^{-\lambda t}$$

dove:

Q_t = carica radioattiva all'istante t

Q_0 = carica radioattiva all'istante 0

t = intervallo di tempo trascorso dall'istante 0

λ = costante di decadimento (si esprime in t^{-1})

e = costante neperiana (2.71828)

Nel Sistema Internazionale (SI) l'unità di misura della carica radioattiva è il becquerel (Bq), dove 1 Bq equivale a una trasformazione nucleare per secondo. Spesso sono utilizzati anche i multipli del becquerel: exabecquerel (EBq = 10^{18} Bq), petabecquerel (PBq = 10^{15} Bq), terabecquerel (TBq = 10^{12} Bq), gigabecquerel (GBq = 10^9 Bq), megabecquerel (MBq = 10^6 Bq), kilobecquerel (kBq = 10^3 Bq).

La costante di decadimento λ è caratteristica di ciascun radionuclide. Essa è indipendente dall'età, dallo stato fisico (solido, liquido, gas) e dallo stato chimico dell'atomo, nonché dalla temperatura a cui esso si trova e dalla pressione cui è sottoposto.

¹ L'attività è il numero di atomi dell'elemento radioattivo moltiplicato per la costante λ : L'attività specifica è il numero di atomi dell'elemento considerato per grammo dell'elemento, moltiplicato per la costante λ :

Un altro indice spesso utilizzato in radioecologia è la *vita media* τ del radionuclide, che corrisponde al reciproco di λ ed è posto in relazione al tempo di dimezzamento attraverso la seguente formula:

$$t/2 = \tau \ln 2 = \ln 2 / \lambda$$

2.1.2 Dose effettiva e dose equivalente

Con il termine *dose* si indica genericamente la quantità di radiazioni assunta da un organismo in un determinato periodo.

La *dose effettiva assorbita* è l'energia assorbita per unità di massa in un certo intervallo di tempo. Nel SI essa viene misurata in gray (Gy): $1\text{Gy}=1\text{ J kg}^{-1}$. A seconda del tipo di radiazione assorbita la stessa dose effettiva può produrre effetti biologici diversi su uno stesso tessuto.

La dose effettiva può essere scomposta nelle *dosi equivalenti* assorbite dai vari organi e tessuti. Queste rappresentano l'energia assorbita per unità di massa in un certo intervallo di tempo, in rapporto al tipo di radiazione la cui tossicità è espressa da un fattore di qualità che può assumere valori compresi fra 1 (raggi X, raggi gamma, emissione beta) e 20 (particelle alfa). La dose equivalente è espressa in sievert (Sv). Il fattore di qualità è stato introdotto per raggruppare o comparare gli effetti biologici causati da differenti radiazioni. Infatti un sievert produce il medesimo effetto biologico, indipendentemente dal tipo di radiazione [NEA, 1995]. Multipli e sottomultipli più comuni sono il millisievert ($\text{mSv} = 10^{-3}\text{ Sv}$) e il microsievert ($\mu\text{Sv} = 10^{-6}\text{ Sv}$).

La *dose equivalente efficace* esprime la dose assunta dall'intero organismo sulla base delle dosi assunte dai singoli organi e tessuti. Essa si calcola moltiplicando la dose equivalente assunta da ciascun tessuto e organo irradiato per un fattore di peso adimensionale W_T , che è legato alla probabilità di quell'organo o quel tessuto di subire danni rispetto all'intero

organismo, e successivamente sommando le dosi così calcolate. L'unità di misura della dose equivalente efficace è sempre il sievert (Sv). I valori del fattore W_T sono stati indicati dall'ICRP (International Commission on Radiological Protection) nel Report Nr. 60 pubblicato nell'anno 1990 (tab. 2.1).

Organo	W_T
Gonadi	0,20
Midollo osseo	0,12
Colon	0,12
Polmoni	0,12
Stomaco	0,12
Vescica	0,05
Seno	0,05
Fegato	0,05
Esofago	0,05
Tiroide	0,05
Pelle	0,01
Superficie ossea	0,01
Altri organi Surrene, Cervello, Intestino crasso, Intestino tenue, Rene, Muscolo, Pancreas, Milza, Timo, Utero	0,05

Tab. 2.1. Valori del fattore W_T per il calcolo della dose equivalente efficace tratti dal Report ICRP Nr. 60. [URL: http://medicineworldwide.com/strahlenmedizin/effektive_aequivalentdosis-eng.html].

2.1.3 Condizioni e range naturali

La valutazione dei livelli di radioattività naturale è importante poiché i criteri di radioprotezione si basano sulla determinazione del rischio accettabile prendendo come riferimento la radiazione ionizzante naturale e proponendo di aggiungere una quota di radiazioni

ionizzanti da fonti artificiali di un ordine di grandezza pari alle variazioni statistiche dei livelli naturali [Vismara R., 1992].

Nell'ambiente le radiazioni ionizzanti sono ubiquitarie per la presenza di elementi radioattivi nel suolo e per la costante esposizione terrestre alla radiazione cosmica. Negli organismi gli atomi radioattivi, che permangono per un tempo più o meno lungo all'interno del corpo, possono essere assunti con l'alimentazione, con l'inalazione o con l'assorbimento cutaneo di gas e particelle.

L'insieme delle radiazioni presenti nell'ambiente esterno viene detto *background naturale* o *radiazione di fondo* ed è molto variabile in relazione alla posizione geografica e alla natura dei terreni: il range mondiale della dose assorbita dall'uomo è di circa 1 – 2.5 mSv per anno [Vismara R., 1992]. Non si conosce una relazione tra la dose di radiazioni naturali ed effetti nocivi per la salute umana.

2.1.4 Effetti delle radiazioni sull'uomo e sulle biocenosi animali e vegetali

“Nessun danno biologico sarà provocato da radiazioni che attraversino una cellula senza cedere energia.” [Coggle J. E., 1983]. L'entità e il tipo di danno biologico dovuto alle radiazioni dipendono dalla dose assorbita, dal suo frazionamento nel tempo e dalla distribuzione nei tessuti.

Gli effetti sono strettamente legati alle modalità di cessione di energia, che a loro volta dipendono dalle proprietà fisiche (massa, carica, energia) della radiazione considerata. Gli effetti delle radiazioni sull'uomo e sulle biocenosi animali e vegetali si possono dividere, a seconda dei tempi con cui si manifestano, nelle seguenti categorie [NEA, 1995]:

- **Sindrome acuta:** è un quadro caratterizzato dal complesso degli effetti deterministici acuti che interessano i vari organi e funzioni del corpo nell'organismo irradiato. Negli animali si manifestano ad esempio con shock e convulsioni entro pochi minuti dall'irradiazione.
- **Effetti deterministici,** chiamati effetti acuti: sono, ad esempio, la morte di tessuti o organi, danni al cristallino quali le cataratte. Si presentano generalmente soltanto dopo il superamento di una dose soglia. I danni dipendono dal livello della dose assorbita. Diventano evidenti entro breve tempo dalla irradiazione (ore, giorni o settimane).

- **Effetti stocastici**, chiamati anche effetti tardivi: riguardano, ad esempio, l'insorgere di leucemia e tumori. Non si ha la certezza che dipendano dalla dose di radiazioni assorbita, poiché dagli studi epidemiologici risulta che i danni causati dall'esposizione a radiazioni possono essere dovuti anche alle abitudini di vita del soggetto. La gravità degli effetti stocastici è indipendente dalla dose e la probabilità che questi avvengano è presupposta essere proporzionale alla dose ricevuta. Egualmente è presupposto che non esista una dose soglia al di sotto della quale gli effetti stocastici non si manifestano. Gli effetti stocastici si presentano a dosi più basse di quelle che producono gli effetti deterministici e possono mostrarsi dopo lunghi periodi di tempo (anni, decenni) dall'irradiazione.
- **Effetti stocastici genetici**, chiamati anche effetti ereditari o transgenerazionali: si presentano nella progenie della persona esposta.

La tabella 2.2 sintetizza i principali effetti delle radiazioni a vari livelli di organizzazione biologica, nei mammiferi.

Livello di organizzazione biologica	Principali effetti delle radiazioni
Molecolare	Danno a macromolecole (enzimi, RNA, DNA); interferenza con i processi metabolici.
Subcellulare	Danni alle membrane cellulari, ai nuclei, ai cromosomi, ai mitocondri, ai lisosomi.
Cellulare	Inibizione della divisione; morte; degenerazione maligna.
Tessuto; organo	Compromissione strutturale e/o funzionale di alcuni sistemi (sistema nervoso centrale, midollo osseo, intestino); induzione di neoplasie.
Organismo intero	Morte; diminuzione della speranza di vita; mutazioni geniche e cromosomiche.
Popolazioni	Cambiamento delle caratteristiche genetiche dovuto alla riproduzione di individui portatori di mutazioni.

Tab. 2.2. Alcuni tipi di danno radiobiologico sui mammiferi [modificato da Coggle J. E., 1983].

2.2 L'incidente di Chernobyl

2.2.1 Descrizione dell'incidente

I rapporti pubblicati da diverse organizzazioni nazionali e internazionali (IAEA, NEA, ecc.) descrivono in dettaglio l'incidente alla quarta unità della centrale nucleare di Chernobyl in Ucraina, verificatosi il 26 Aprile 1986 alle ore 1 e 23 minuti. L'unità era costituita da un reattore a vapore ad acqua pressurizzata della potenza nominale di 1000 MegaWatt elettrici e 3200 MegaWatt termici. L'incidente si verificò nel corso di un esperimento effettuato su un turbogeneratore. L'energia liberata ridusse bruscamente in piccoli frammenti parte del combustibile provocando due esplosioni ed una serie di incendi che distrussero parzialmente l'edificio in cui era alloggiato il reattore (fig. 2.1). La distruzione del nocciolo e delle strutture di contenimento del reattore provocò il rilascio di notevoli quantità di prodotti radioattivi nel corso di alcuni giorni. Per effetto dell'elevata temperatura raggiunta dai fumi, grandi quantità di prodotti di fissione sotto forma di gas e di polveri furono immesse negli strati alti dell'atmosfera.



Fig. 2.1. Foto aerea dell'edificio contenente il reattore nella quarta unità della centrale nucleare di Chernobyl, dopo l'incidente del 26 Aprile 1986 [URL: http://atom.pnl.gov:2080/?library/uk_ch_1].

Nella tabella 2.3 sono indicati i radionuclidi presenti nel nocciolo del reattore e le percentuali rilasciate in atmosfera, secondo gli accertamenti condotti dagli scienziati sovietici [NEA, 1995]. Venne stimato che il rilascio riguardò il 100% dello xenon, dal 20% al 60% dello iodio, tellurio e cesio e percentuali significativamente minori degli altri radionuclidi (3.5% - 6.0%).

<i>Nuclide</i>	Tempo di dimezzamento	Contenuto del nocciolo (26 Aprile 1986)	Rilascio totale durante l'incidente	
		<i>Attività (PBq = 10¹⁵ Bq)</i>	<i>Percento del contenuto</i>	<i>Attività (PBq = 10¹⁵ Bq)</i>
¹³³ Xe	5.3 d	6500.00	100.0	6500
¹³¹ I	8.0 d	3200.00	50.0 – 60.0	~1760
¹³⁴ Cs	2.0 y	180.00	20.0 – 40.0	~54
¹³⁷ Cs	30.0 y	280.00	20.0 – 40.0	~85
¹³² Te	78.0 h	2700.00	25.0 – 60.0	~1150
⁸⁹ Sr	52.0 d	2300.00	4.0 – 6.0	~115
⁹⁰ Sr	28.0 y	200.00	4.0 – 6.0	~10
¹⁴⁰ Ba	12.8 d	4800.00	4.0 – 6.0	~240
⁹⁵ Zr	1.4 h	5600.00	3.5	196
⁹⁹ Mo	67.0 h	4800.00	>3.5	>168
¹⁰³ Ru	39.6 d	4800.00	>3.5	>168
¹⁰⁶ Ru	1.0 y	2100.00	>3.5	>73
¹⁴¹ Ce	33.0 d	5600.00	3.5	196
¹⁴⁴ Ce	285.0 d	3300.00	3.5	~116
²³⁹ Np	2.4 d	27000.00	3.5	~95
²³⁸ Pu	86.0 y	1.00	3.5	0.035
²³⁹ Pu	24400.0 y	0.85	3.5	0.03
²⁴⁰ Pu	6580.0 y	1.20	3.5	0.042
²⁴¹ Pu	13.2 y	170.00	3.5	~6
²⁴² Cm	163.0 d	26.00	3.5	~0.9

Tab. 2.3. Radionuclidi presenti nel nocciolo del reattore di Chernobyl e stime del rilascio in conseguenza dell'incidente del 26 Aprile 1986 [modificato da: NEA, 1995].

2.2.2 Importanza del cesio tra gli elementi rilasciati nell'incidente

Il cesio è un elemento metallico leggero e duttile scoperto da G. Kirchhoff e R. Bunsen in Germania nel 1860. Il suo nome deriva dal latino "caesius" che significa "blu-cielo" in riferimento alle due linee sottili nel blu che, tra le altre, appaiono nel suo spettro. E' l'elemento più elettropositivo e alcalino della tabella periodica degli elementi: infatti l'idrossido di cesio è la più forte base conosciuta ed è in grado di attaccare il vetro [www.webelements.com, 1999]. Esplode a contatto con acqua fredda e reagisce con il ghiaccio a temperature superiori a -116°C. La tabella 2.4 presenta le sue principali caratteristiche fisiche.

L'unico isotopo naturale del Cesio è il ^{133}Cs , con massa di 133.905429 (7)¹. Gli isotopi artificiali radioattivi sono sette e le loro principali caratteristiche sono riportati nella tabella 2.5.

A differenza di altri contaminanti emessi in occasione dell'incidente di Chernobyl, il cesio è un elemento molto mobile che entra facilmente nelle reti trofiche a causa della somiglianza chimica con il potassio, possiede un tempo di dimezzamento piuttosto lungo (circa 30 anni) ed emette radiazioni con una elevata capacità di penetrazione.

Simbolo	Cs
Numero Atomico	55
Massa Atomica	132.90545 (2)*
CAS** registry ID	7440-46-2
Gruppo	1
Colore	bianco argenteo
Stato standard	solido a 298 K (25 °C)
Temperatura di fusione	301.59 K (28.44 °C)
Configurazione elettronica	[Xe].6s1
Densità	1879 kg m ⁻³

Tab. 2.4. Caratteristiche fisiche del Cesio [WebElements²⁰⁰⁰, the periodic table on the WWW, URL: <http://www.webelements.com/>].

* il numero fra parentesi esprime l'incertezza della misura

** Il CAS registry ID è il numero che un elemento occupa nel Chemical Abstract Service della American Chemical Society

¹ Il numero fra parentesi esprime l'incertezza della misura

Isotopo	Massa	Tempo di dimezzamento	Tipo di decadimento	Spin nucleare	Momento magnetico nucleare
¹²⁹ Cs	128.906060	1.336 d	EC* a ¹²⁹ Xe	1/2	1.49
¹³⁰ Cs	129.906710	29.21 m	EC a ¹³⁰ Xe; β- a ¹³⁰ Ba	1	1.46
¹³¹ Cs	130.905460	9.69 d	EC a ¹³¹ Xe	5/2	3.54
¹³² Cs	131.906430	6.48 d	EC a ¹³² Xe; β- a ¹³² Ba	2	2.22
¹³⁴ Cs	133.906714	2.065 y	EC a ¹³⁴ Xe; β- a ¹³⁴ Ba	4	2.994
¹³⁶ Cs	135.907307	13.16 d	β- a ¹³⁶ Ba	5	3.71
¹³⁷ Cs	136.907085	30.2 y	β- a ¹³⁷ Ba	7/2	2.84

Tab. 2.5. Radioisotopi del Cesio [WebElements²⁰⁰⁰, the periodic table on the WWW, URL: <http://www.webelements.com/>].

*EC = Electron Capture. Il radionuclide cattura un elettrone.

2.2.3 La ricaduta radioattiva in Europa e in Italia

Nel corso delle prime 48 ore dall'incidente di Chernobyl, la nube radioattiva fu trasportata ad opera dei venti sulle regioni scandinave e in seguito, a partire dal giorno 28 Aprile, furono gradualmente investite le regioni dell'Europa Centrale (figg. 2.2 e 2.3).

L'Italia fu interessata dalla nube a partire dalla mattina del 30 aprile, dopo circa 3 giorni dal rilascio. Le ricadute interessarono l'intero arco alpino e ampie zone pedemontane e di pianura dell'Italia settentrionale, nonché gran parte dell'Umbria, del Lazio, dell'Abruzzo e della Campania. A partire dal 3 maggio le correnti aeree cambiarono direzione allontanando lentamente la nube dal nostro Paese. Nel corso dei giorni l'accumulo al suolo di materiale radioattivo fu variamente influenzato dalla distribuzione spaziale e dall'andamento temporale delle precipitazioni durante il periodo della deposizione [Nimis P. et al., 1986].

2.2.4 Valutazione dei livelli di contaminazione

In Italia la specifica normativa (Decr. Legisl. 230/95) che recepisce le raccomandazioni IRCP stabilisce che la concentrazione massima ammissibile nell'aria della parte solubile e di quella insolubile del ¹³⁷Cs è rispettivamente di 0.74 Bq l^{-1} e di 0.19 Bq l^{-1} . Se tutta la parte solubile del ¹³⁷Cs si depositasse istantaneamente e uniformemente sull'area di un dm^2 si determinerebbe una concentrazione di 0.74 Bq dm^{-2} ovvero 740 Bq m^{-2} .

In Italia la massima deposizione è stata stimata è pari a 100 kBq m^{-2} [De Cort M., Izrael YU. A. et al., 1996] e corrisponde a circa 135 volte la soglia massima ammissibile.

2.2.5 Impatto culturale dell'incidente di Chernobyl

L'allarme suscitato dall'incidente di Chernobyl ha determinato, per la prima volta a scala mondiale, la presa di coscienza dell'opinione pubblica riguardo ai rischi legati allo sfruttamento dell'energia atomica. Ciò ha comportato l'esigenza di affrontare l'argomento sotto vari aspetti:

- *sanitario*, con lo sviluppo di nuovi studi sulle modalità di trattamento delle persone irradiate;

- *sociale*, con la crescita della divulgazione delle informazioni, l'approvazione di nuove norme di radioprotezione, la revisione dei piani di gestione per la protezione su scala sovranazionale in condizioni di emergenza e la formulazione di nuovi criteri di intervento;
- *tecnologico*, con la revisione e il miglioramento degli impianti per la produzione di energia, lo studio di nuovi sistemi di sicurezza, lo sfruttamento di fonti di energia alternative;
- *scientifico*, con l'incentivazione degli studi sulla fusione nucleare, l'applicazione di adeguate metodologie di monitoraggio e lo sviluppo delle conoscenze di radioecologia.

Un particolare impulso ha ricevuto la ricerca scientifica in campo radioecologico in relazione alla necessità di approfondire le conoscenze sulla circolazione dei contaminanti nei diversi comparti ambientali al fine di prevederne il destino e di valutarne e gestirne l'impatto. Il presente lavoro si colloca nell'ambito di quest'ultimo settore della ricerca scientifica in quanto affronta lo studio dei processi di circolazione del ^{137}Cs negli ecosistemi forestali mediante l'approccio modellistico.



UdM: ARAC

dotta

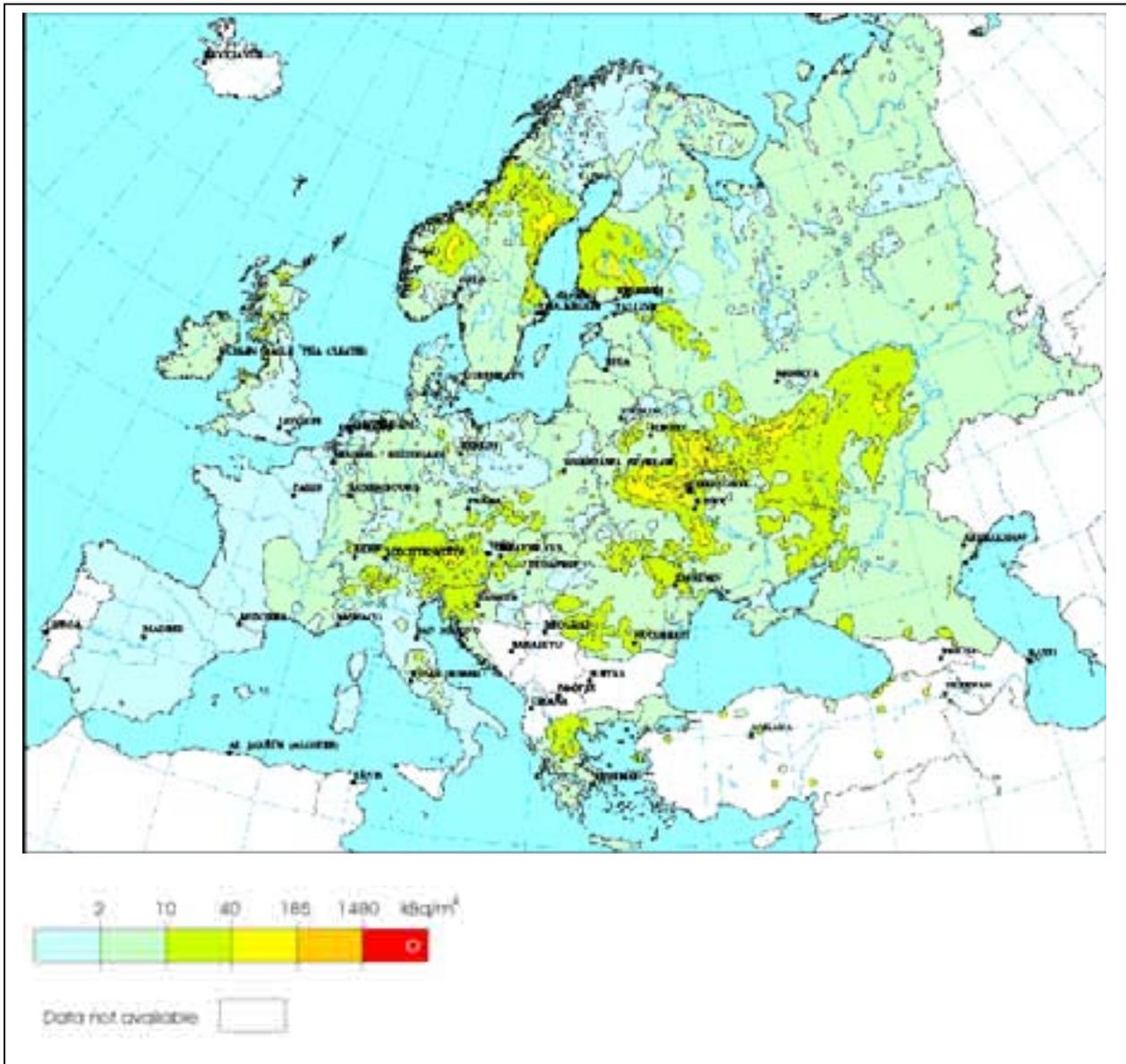


Fig. 2.3. Deposizione del ^{137}Cs in Europa dopo l'incidente di Chernobyl [De Cort M., Izrael YU. A. et al., 1996].

3 La circolazione dei radionuclidi negli ecosistemi forestali

In questo capitolo vengono descritti i meccanismi di deposizione, di contaminazione e di circolazione degli elementi radioattivi negli ambienti forestali con particolare riguardo all'elemento cesio.

3.1 Il processo di *fall-out*

Il processo di deposizione al suolo degli inquinanti radioattivi derivanti da una particolare fonte di emissione viene definito *fall-out*.

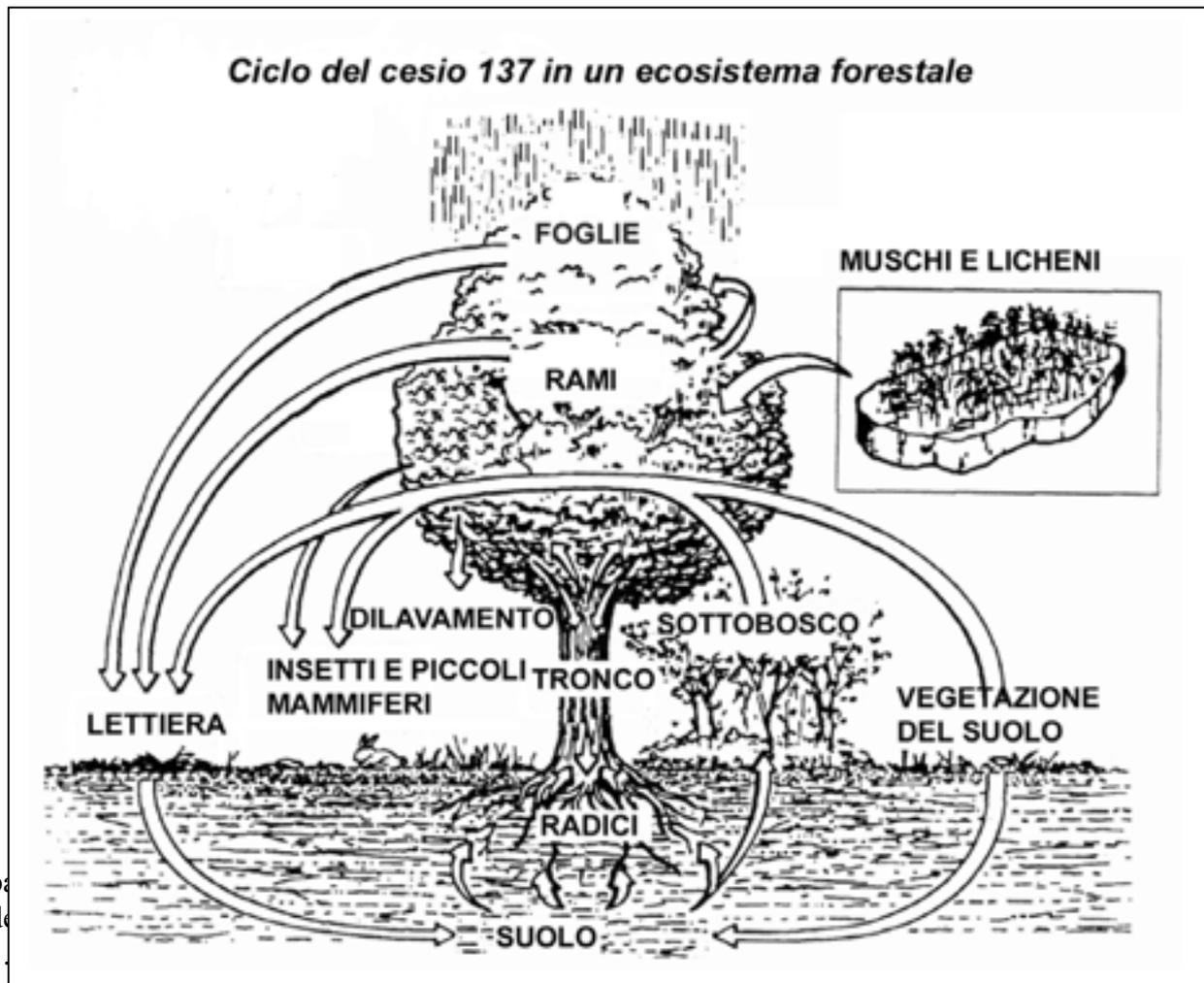
In relazione alla natura della sostanza inquinante si distinguono tre processi diversi:

- *sedimentazione per gravità*, che interessa polveri e aerosol di diametro superiore a 1 μm ;
- *deposizione umida*, che interessa inquinanti solubili in acqua e particolati che possono formare nuclei di condensazione, rimovibili come precipitazione; si distinguono due processi: il *rain out* che comprende tutti i meccanismi di interazione e precipitazione all'interno della nube, il *wash out* che si riferisce all'incorporazione di materiale al di fuori della nube durante la caduta delle gocce.
- *deposizione secca*, che interessa particelle inquinanti di diametro inferiore a 1 μm la cui dispersione dipende fondamentalmente dai moti dell'aria.

Il *fall-out* si può anche definire come la *deposizione primaria diretta*, che si distingue dalla deposizione *indiretta* che riguarda il dilavamento di superfici già inquinate, la caduta delle foglie, la lisciviazione, ecc. [Nimis P., 1996].

3.2 Dinamica dei processi di contaminazione di un sistema forestale

La foresta è un sistema ambientale complesso e spazialmente stratificato in cui si distinguono la vegetazione ad alto fusto, la vegetazione del sottobosco e il suolo. Nella figura 3.1 sono rappresentati i comparti di un sistema forestale e la dinamica della sua contaminazione.



sottobosco, del suolo e della fauna eventualmente presente nella zona.

I fattori che incidono maggiormente sul fenomeno sono:

- tipo e intensità delle precipitazioni;
- densità della copertura arborea
- densità del sottobosco.

Può risultare significativa anche la presenza di muschi e licheni epigei, per la loro alta capacità di ritenzione idrica. Una volta a contatto della superficie ricevente il particolato può essere immobilizzato fisicamente o chimicamente. Nel caso degli organismi viventi, può essere inalato, ingerito o assorbito per via epidermica. Tale deposizione si verifica in concomitanza alla presenza della nube radioattiva nell'atmosfera sovrastante il sito.

2. Deposizione indiretta dovuta al dilavamento e alla lisciviazione delle piante vive (corteccia e foglie) oppure alla caduta delle parti morte della vegetazione (foglie, rami, ecc.).
3. Deposizione secondaria diretta o risospensione dovuta all'azione del vento sulla vegetazione e sul suolo, al passaggio di animali sul terreno o all'azione delle precipitazioni.

La deposizione indiretta e quella secondaria possono avvenire dopo intervalli di tempo più o meno lunghi dall'evento di deposizione primario.

La distribuzione orizzontale dei contaminanti sul terreno è influenzata sia da fattori morfoedafici locali, quali la conformazione superficiale, la permeabilità, la pendenza del terreno, sia da fattori biologici quali il trasporto trasversale dovuto ai funghi, alle piante e agli animali.

3.3 I processi di migrazione

I processi di migrazione e di redistribuzione dei radionuclidi nell'ecosistema forestale possono essere divisi in due stadi [Tikhomirov F. A. and Shcheglegov A. I., 1994]:

1. Il primo stadio (*fase acuta*) dura dall'evento di contaminazione fino ad alcuni anni dopo.

Nella fase acuta il processo di decontaminazione della pianta per la perdita del fogliame, di rami e di porzioni di corteccia domina sul processo di redistribuzione del radionuclide dovuto all'*uptake* radicale, poiché la contaminazione non coinvolge ancora lo strato di terreno interessato da tale processo.

2. Il secondo stadio (*fase a lungo termine*) si instaura quando i radionuclidi sono trasferiti attraverso la soluzione circolante nel terreno, agli strati di suolo interessati dall'assorbimento radicale. In questa fase i processi di assorbimento radicale e di redistribuzione all'interno della pianta dominano sulla decontaminazione, portando ad un incremento della concentrazione dei radionuclidi nella fitomassa, in particolare nelle parti in accrescimento.

Con la perdita del fogliame parte dei radionuclidi assorbiti ritorna al suolo.

Dopo un tempo variabile stimato fra i 10 e i 50 anni si raggiunge uno stato di equilibrio quasi stazionario tra decontaminazione e ricontaminazione [Tikhomirov F. A. and Shcheglegov A. I., 1994; Schell W. R. et al., 1996].

Nella figura 3.2 sono riportati i principali processi di migrazione dei radionuclidi in un sistema forestale secondo il metodo della matrice di interazione [Avila R. and Moberg L., 1999].

Questo metodo prevede la costruzione di una matrice quadrata costituita da elementi x_{ij} , dove i è il numero di riga e j è il numero di colonna. I componenti del sistema in analisi sono gli elementi della diagonale principale ($i = j$) e le loro interazioni sono rappresentate dagli elementi fuori dalla diagonale. La matrice va letta in senso orario: un elemento non diagonale x_{ij} con $j > i$ indica il processo che mette in relazione l'elemento diagonale x_{ii} con l'elemento diagonale x_{jj} , mentre un elemento x_{ij} con $j < i$ indica il processo che mette in relazione l'elemento diagonale x_{jj} con l'elemento diagonale x_{ii} .

Un'ampia trattazione sui processi di trasferimento e migrazione che si verificano sia nella fase acuta della contaminazione che in quella a lungo termine è stata redatta da Nimis P. nel 1996.

3.4 Principali fattori che influenzano la deposizione e la migrazione

Il clima: il clima è caratterizzato principalmente dalla temperatura e dalle precipitazioni che direttamente o indirettamente incidono sulla deposizione e sulla migrazione degli inquinanti [Provini A. et al., 1998].

Nell'ecosistema forestale la temperatura influisce sulla velocità di decomposizione della lettiera e sulla evapotraspirazione delle piante mentre la piovosità incide sul dilavamento, sulla percolazione e sulla lisciviazione ed è inoltre uno dei principali fattori che favoriscono la deposizione al suolo.

Altre componenti climatiche molto importanti sono l'*umidità*, che influisce ad esempio sulla traspirazione e quindi sull'assorbimento radicale e il *vento*, che determina il movimento del particolato sospeso nell'aria.

Le condizioni meteorologiche: in una determinata area climatica il variare delle condizioni meteorologiche determina una variazione temporale della quantità e del tipo di deposizione, in particolare nella fase di deposizione diretta.

La forma e l'entità delle precipitazioni umide influenzano ad esempio la distribuzione della contaminazione nei diversi comparti dell'ecosistema: si pensi alla differenza tra l'azione di dilavamento della pioggia e quella della neve. Anche l'intensità e la direzione del vento sono importanti in quanto esercitano una grande influenza sul movimento del pulviscolo inquinante e sullo spostamento di elementi già contaminati (terriccio, foglie caduche, ecc.).

Foreste simili strutturalmente, ma soggette a diversi climi o a differenti condizioni meteorologiche, possono quindi manifestare delle differenze nel trasferimento degli inquinanti radioattivi tra i vari comparti ambientali.

Stagione di deposizione: in relazione alle attività biologiche dell'ecosistema e in rapporto alle condizioni meteorologiche, la stagionalità assume un'importanza notevole nei meccanismi di circolazione degli inquinanti.

Ad esempio, nelle foreste di latifoglie la caduta autunnale del fogliame produce un rapido trasferimento della contaminazione dalle fronde al suolo. La primavera coincide generalmente con il periodo di massima attività metabolica per la vegetazione e quindi di maggiore accumulo degli inquinanti nei tessuti in crescita. In particolari mesi dell'anno, con l'instaurarsi di determinate condizioni di temperatura e umidità, il micelio fungino si sviluppa nel suolo producendo un rapido accumulo e un trasferimento trasversale dei radionuclidi.

Per quanto riguarda la stagionalità delle precipitazioni, essa incide, ad esempio, sul dilavamento superficiale o sulla copertura da parte di strati nevosi.

Atmosfera	Intercettaz. Deposizione	Intercettaz.	Intercettaz. Deposizione			Intercettaz.	Intercettaz. Deposizione	Intercettaz. Inalazione
Traspirazione Combustione	Fogliame	Intercettaz.	Caduta foglie Dilavamento			Dilavamento Intercettaz.	Dilavamento Intercettaz.	Ingestione
Combustione	Traslocazione	Altre parti dell'albero	Dilavamento Intercettaz.	Fertilizzaz.	Fertilizzaz.	Micorrize	Dilavamento Intercettaz.	Ingestione
Risospens.		Schizzi di pioggia	Lettieria	Decomposiz. Percolazione	Percolazione	Uptake radicale	Schizzi di pioggia	Ingestione
		Uptake radicale		Suolo organico	Percolazione Diffusione / advezione	Uptake radicale	Uptake radicale	
		Uptake radicale			Suolo minerale	Uptake	Uptake	
		Uptake radicale (micorr.)	Fertilizzaz.	Fertilizzaz.	Fertilizzaz.	Funghi	Uptake radicale (micorr.)	Ingestione
Traspirazione Combustione			Caduta foglie Dilavamento Intercettaz.	Fertilizzaz.	Fertilizzaz.	Micorrize	Sottobosco	Ingestione
			Fertilizzaz.			Decomposiz.	Decomposiz.	Fauna

Fig. 3.2. Descrizione dei processi di migrazione di radionuclidi in un sistema forestale secondo il metodo della matrice di interazione [modificato da Avila R. and Moberg L., 1999].

Caratteristiche geomorfologiche e fisico-chimiche del suolo: la morfologia del sito interessato dall'inquinamento condiziona la concentrazione di radionuclidi orientando, a seconda delle pendenze, il dilavamento e l'accumulo degli inquinanti. Generalmente si rinvencono concentrazioni maggiori alla base dei pendii o sul fondo delle conche.

Dal punto di vista pedologico i principali fattori fisico-chimici del suolo forestale che influiscono sulla biodisponibilità all'assorbimento radicale e sulla mobilità dei radionuclidi attraverso i processi di adsorbimento - desorbimento e fissazione sono il pH, il contenuto e il tipo di materiali argillosi, il contenuto di sostanza organica, la concentrazione ionica, l'umidità [Nimis P., 1996].

Caratteristiche vegetazionali della foresta. Dal punto di vista vegetazionale una foresta è caratterizzata da diversi aspetti: le associazioni vegetali che la costituiscono, la copertura floristica, l'età, lo stadio ecologico di sviluppo, ecc.. Queste caratteristiche sono essenziali per la determinazione dei fattori che incidono sulle modalità di circolazione dei radionuclidi, tra i quali vanno segnalati la quantità di superficie vegetativa esposta ed intercettante, la capacità di assorbimento radicale, il tasso di decomposizione della lettiera, le caratteristiche chimiche del suolo organico e, non ultima, la struttura della comunità animale.

Al riguardo vanno evidenziate alcune marcate differenze tra le foreste di conifere sempreverdi e le foreste di latifoglie decidue.

Le prime possiedono una maggiore capacità di intercettare e trattenere i radionuclidi poiché la superficie fogliare esposta, a parità di relativa biomassa, è molto più elevata rispetto alle latifoglie [Nelin P. and Nylén T., 1994].

L'arricchimento di radionuclidi nella lettiera presenta una dinamica diversa nelle due tipologie forestali in quanto essa è strettamente legata alla modalità di perdita del fogliame. Nel caso delle conifere il meccanismo è più rapido ed è rappresentato dal dilavamento degli aghi vivi, mentre nel caso delle latifoglie il maggiore input al suolo è rappresentato dalla caduta del fogliame.

La percolazione dei radionuclidi negli orizzonti del suolo interessati dall'assorbimento radicale risulta invece ritardato nelle foreste di conifere in quanto il tasso di decomposizione della lettiera risulta più lento rispetto a quello delle foreste di latifoglie.

Tra i fattori più importanti che, in generale, incidono sulla dinamica dei radionuclidi in un ecosistema forestale si segnalano:

- la *biomassa vegetale*: è stato dimostrato che i radionuclidi vengono intercettati in quantità pressoché proporzionali alla biomassa delle componenti vegetali. Poiché la biomassa è costituita prevalentemente da alberi, è su di essi che si deposita la frazione più elevata di radionuclidi;
- *l'età delle piante*: i ratei di uptake e i livelli di contaminazione dei vari organi risultano più elevati nelle piante giovani poiché l'incremento della loro biomassa avviene più velocemente rispetto alle piante mature. Studi compiuti in Bielorussia su foreste di pino [Shaw G. et al., 1996], mostrano che alberi di 10 – 20 anni possono accumulare radiocesio a livelli sei volte più elevati di alberi di 70 – 80 anni. Mamikhin S. V. et al., 1997 osservarono come aghi, legno e rami di alberi giovani fossero da 2,5 a 3,5 volte più contaminati di alberi maturi. Questi autori spiegano questa differenza con il maggior contenuto di tessuti meristematici negli alberi giovani.
- la *microflora e la microfauna saprofita del suolo*: essa può immobilizzare i radionuclidi in determinati strati del terreno realizzando cicli di scambio su microscala. I funghi trattengono i radionuclidi al loro interno oppure, nelle interazioni di tipo micorrizza, possono incrementare l'uptake da parte delle piante.

4 Revisione dei modelli di circolazione dei radionuclidi in ecosistemi forestali

In questo capitolo vengono fornite alcune informazioni generali sui modelli matematici e viene definito lo stato dell'arte sulla modellistica relativa alla circolazione dei radionuclidi negli ecosistemi forestali.

4.1 Generalità sui modelli matematici

Un modello è una rappresentazione semplificata e schematica della realtà che non riproduce tutte le caratteristiche del sistema che rappresenta, ma solo quelle essenziali nel contesto del problema che deve essere descritto o risolto. Questa caratteristica assume particolare importanza per i modelli che simulano sistemi complessi come quelli ecologici [Jorgensen S. E., 1994]. I criteri secondo cui possono essere classificati i modelli matematici, secondo un orientamento generale e non rigoroso, sono molteplici (tab. 4.1). I modelli possono essere classificati innanzi tutto in base al sistema che intendono simulare. Ad esempio si possono distinguere modelli demografici, energetici, biogeochimici, ecc..

In base allo scopo per cui sono stati concepiti, si distinguono invece i seguenti tipi di modelli:

- a. *Modelli di ricerca*: consentono di stimare le variabili istante per istante ed in ogni punto appartenente alla discretizzazione spaziale. Necessitano di grandi quantità di dati, alcuni di difficile determinazione e quindi di grandi capacità di calcolo. Pur essendo molto complessi non garantiscono risultati realistici.
- b. *Modelli di screening*: si basano su poche informazioni relative al sistema per trarre indicazioni generali sul grado di incidenza di distinti fattori.
- c. *Modelli di gestione*: sono simili ai modelli di ricerca ma sono caratterizzati da un livello più spinto di approssimazione, il che li rende e di utilità pratica ai fini decisionali.

Sulla base del carattere fisico o astratto si distinguono:

- a. *Modelli fisici*: riproducono fisicamente la realtà su scala ridotta.
- b. *Modelli astratti*: rappresentano il sistema reale tramite relazioni matematiche che rappresentano una semplificazione degli effettivi processi che avvengono nella realtà e che possono essere risolte per via analitica o per via numerica con l'utilizzo del computer.

In relazione allo strumento matematico adottato vi possono essere:

- a. *Modelli statistici*: sono i soli che non indagano né i nessi causali né la dinamica del sistema in esame. Forniscono risultati di tipo statistico che sono generati primariamente da input derivanti da campionamenti. Si limitano a rilevare le caratteristiche di insieme dei dati sperimentali disponibili e sulla base di tali informazioni, pur non conoscendo la dinamica interna del sistema, rendono possibili deduzioni qualitative sui fenomeni che hanno generato i dati, le loro proprietà statistiche, la classificazione per categorie, l'individuazione di dati anomali [Marsili-Libelli S., 1989].
- b. *Modelli stocastici*: forniscono risultati in termini probabilistici in risposta ad input espressi come variazioni casuali e non derivanti necessariamente da situazioni sperimentali. Elaborano grandi quantità di dati richiedendo l'ausilio di notevoli risorse informatiche.

c. *Modelli deterministici*: sono gli unici che ignorano la variabilità delle variabili forzanti, delle variabili di stato e dei parametri che li costituiscono. Tali modelli producono un valore univoco in uscita come risposta ad un determinato input. Un approccio molto seguito è quello che si basa sul ricorso a modelli in cui principalmente ad ogni passo temporale è calcolato un bilancio input - output nei diversi compartimenti in cui è suddiviso il sistema in esame, tramite formulazioni matematiche che vanno poi opportunamente calibrate in base ai dati sperimentali.

In base all'andamento spaziale dei parametri, si distinguono:

d. *Modelli a parametri aggregati (lumped)*: più processi del sistema in esame sono riuniti e descritti da un unico parametro. Per rappresentare il modello come un sistema omogeneo le unità di misura dei parametri vengono unificate. La relazione input - output può presentarsi come un'equazione di bilancio di massa:

$$X - Y - \text{perdite} = dS/dt$$

dove X e Y sono rispettivamente l'input e l'output, e S è la variabile che si sta prendendo in considerazione.

e. *Modelli a parametri distribuiti (distributed)*: dividono il sistema in elementi finiti molto piccoli in cui ciascun elemento è descritto dagli stessi parametri che possono variare lungo una, due o anche tre dimensioni. La base matematica di questi modelli è costituita dalle equazioni differenziali che rappresentano la variazione dei parametri nelle dimensioni dello spazio considerate. Mentre i modelli a parametri aggregati possono trattare solo una localizzazione di output, i modelli a parametri distribuiti possono fornire diversi output, derivanti dai singoli elementi all'interno del sistema. Questa caratteristica ne rappresenta uno dei principali vantaggi, anche se richiedono computer più potenti e descrizioni accurate dei singoli parametri per ogni elemento finito. Quando l'estensione dell'area simulata dal modello è limitata ad un'area omogenea è più opportuna l'applicazione di modelli a parametri aggregati, mentre quando l'area non presenta caratteristiche di omogeneità è più conveniente l'applicazione dei modelli a parametri distribuiti.

A seconda del modo in cui i processi di base vengono analizzati rispetto al tempo, si possono distinguere modelli concepiti per simulare un evento discreto o variazioni continue. Si distinguono le seguenti classi di modelli:

f. *Modelli dinamici*: sono quelli in cui l'evoluzione futura del sistema rappresentato non rimane determinata solamente dal suo stato iniziale, ma anche dalle vicende appartenenti al passato del sistema stesso [Marsili-Libelli S., 1989]. Inoltre nei sistemi dinamici, partendo da uno stato iniziale si attraversano stati transitori fino ad uno stadio finale in cui il sistema

oscilla intorno all'equilibrio dello stato stazionario (*steady state*). In relazione all'espressione della dinamicità che può essere continua oppure discontinua gli stati transitori sono descritti da equazioni differenziali o da equazioni alle differenze finite. Le oscillazioni intorno allo *steady state* sono descritte usando un modello dinamico, mentre lo *steady state* stesso può essere descritto con un modello statico ad equazioni algebriche poiché allo stato stazionario tutte le derivate sono uguali a zero.

- g. *Modelli statici*: sono quelli in cui l'evoluzione del sistema è determinata in modo univoco dal suo stato iniziale, senza possibilità di rappresentare condizioni transitorie, poiché le variabili di stato non dipendono dal tempo. Tali modelli sono descritti esclusivamente da equazioni algebriche.

4.2 Stato dell'arte sui modelli di circolazione dei radionuclidi nei ecosistemi forestali

La contaminazione radioattiva seguita all'incidente di Chernobyl ha evidenziato la necessità di disporre di strumenti affidabili per la stima e la previsione del destino dei contaminanti nonché dei rischi per l'uomo e per l'ambiente.

Un ruolo indispensabile in tal senso, sia in termini teorici che applicativi, è svolto dalla modellistica matematica. I modelli matematici consentono di simulare i processi di trasferimento degli inquinanti fra i diversi comparti e di descrivere quantitativamente la circolazione degli elementi. Dal punto di vista applicativo essi risultano utili sia per le finalità di radioprotezione sia per approntare adeguati interventi di ripristino degli ambienti contaminati.

CRITERIO DI CLASSIFICAZIONE	TIPO DI MODELLO	CARATTERIZZAZIONE
Oggetto	Demografico	Applicato nello studio della numerosità di una popolazione
	Energetico	Applicato nello studio dei flussi energetici
	Biogeochimico	Applicato nello studio dei cicli biogeochimici
	altro.....	altro.....
Scopo	Ricerca	Applicato come strumento di ricerca
	Screening	Applicato come strumento di prima analisi
	Gestione	Applicato come strumento di gestione
Approccio scientifico	Riduzionistico	Include più dettagli possibile
	Olistico	Si basa su principi generali
Carattere	Fisico	Simula la realtà riproducendola fisicamente
	Astratto	Simula la realtà attraverso la formulazione matematica dei fenomeni
Strumento matematico	Statistico	I valori predetti dal modello (che spesso esprime relazioni empiriche) dipendono da distribuzioni di probabilità ottenute da campionamenti
	Stocastico	I valori predetti dal modello dipendono da distribuzioni di probabilità ottenute facendo variare casualmente gli input
	Deterministico	I valori predetti dal modello sono calcolati esattamente
Andamento temporale	Statico	Le variabili che definiscono il sistema non dipendono dal tempo
	Dinamico	Le variabili che definiscono il sistema sono funzione del tempo
Andamento spaziale	Parametri aggregati	I valori dei parametri sono considerati costanti nello spazio e/o nel tempo
	Parametri distribuiti	I parametri sono funzione sia dello spazio che del tempo
Struttura interna	Invariante	Le variabili di stato e le funzioni che le legano sono costanti nel tempo
	Dinamica	Le variabili di stato e le funzioni che le legano sono funzione del tempo
Descrizione	A compartimenti	Le variabili che definiscono il sistema sono quantificate per mezzo di equazioni differenziali tempo - dipendenti
	Matriciale	Adottano una formulazione matematica matriciale
Tipo di equazioni	Lineari	Tutte le equazioni sono di primo grado
	Non lineari	Una o più equazioni non sono di primo grado
Causalità	Causali	Inputs, variabili di stato e outputs sono messi in relazione causa – effetto
	Black box	Non c'è causalità, il modello non indaga su come gli input influenzano gli output

Tab. 4.1. Classificazione schematica dei modelli matematici [modificato da Jorgensen S. E., 1994].

In tempi recenti, grazie anche ai finanziamenti stanziati da molte Istituzioni nazionali e sovranazionali (ANPA, CEE, IAEA), la produzione modellistica in questo settore ha registrato un notevole sviluppo affrontando una grande varietà di problemi nel contesto di diverse tipologie ambientali. Un particolare interesse assumono i modelli relativi agli ecosistemi forestali sia per il ruolo strategico che questi sistemi occupano sulla terra, sia per il fatto che in Europa essi risultano particolarmente estesi nelle aree interessate dal *fall-out*.

A livello ecologico l'importanza dei boschi è legata fundamentalmente alle loro funzioni:

- di rigenerazione delle risorse ambientali primarie, come l'acqua e l'aria;
- di regolazione del clima;
- di mantenimento della biodiversità.

In relazione agli interessi umani tali ecosistemi costituiscono fonti inesauribili di risorse utili ai fini industriali ed alimentari nonché aree privilegiate per lo svolgimento di attività ricreative. Poiché gli ambienti forestali hanno una elevata capacità di intercettare e di trattenere i radioelementi, i rischi legati alla loro contaminazione radioattiva risultano estremamente gravi, anche perché alcune importanti componenti vegetali, quali ad esempio le conifere, manifestano una particolare sensibilità nei confronti delle radiazioni [Myttenaere C. et al., 1993].

4.2.1 Caratteristiche generali dei modelli

Nella realizzazione dei modelli di circolazione dei radionuclidi nei sistemi forestali sono stati seguiti sia l'approccio statico sia l'approccio dinamico.

Modelli statici

Un metodo che è stato largamente utilizzato fino a qualche anno fa per la valutazione delle concentrazioni di radionuclidi nelle piante è quello dei *transfer factors* (TF).

I *transfer factors* sono definiti come il rapporto fra la concentrazione nella pianta del radioisotopo considerato, espressa in Bq g⁻¹ di peso secco o peso umido, e la concentrazione nel suolo ad una definita profondità, espressa in Bq g⁻¹ di peso secco o peso umido.

Secondo molti Autori l'applicazione di questo metodo è valida solo nel caso di un ecosistema in equilibrio, e questo stadio può essere raggiunto anche dopo diversi decenni dalla deposizione [Tikhomirov F. A. and Shcheglov A. I., 1994; Schell W. R. et al., 1996].

Modelli dinamici

La tipologia più comunemente adottata nella realizzazione di modelli dinamici è il modello a *comparti lineari*. In questo tipo di modelli viene utilizzato un set di equazioni differenziali per descrivere nel tempo l'accumulo netto di radionuclidi nei diversi comparti utilizzati per descrivere il sistema.

Il modello descrive il trasferimento fra comparti come il prodotto di (*a*) un rateo costante nel tempo e (*b*) il contenuto di radionuclidi per unità di tempo nel comparto di origine del flusso, impiegando l'unità di tempo scelta come passo di calcolo.

Il numero di comparti adottato dagli Autori varia notevolmente a seconda dell'oggetto del modello e degli obiettivi per cui è stato realizzato. I ratei possono derivare da letteratura, da esperimenti di laboratorio o da sperimentazioni in campo.

Spesso la letteratura riporta per situazioni analoghe valori di ratei molto differenti, a causa non solo della specificità delle condizioni sperimentali, ma anche della molteplicità dei fattori che possono influenzare i processi nell'ambito dello stesso sito di rilevamento.

Una sintesi dei modelli finora pubblicati, il primo dei quali risale al 1965, è riportata in tabella 4.2.

4.2.2 Revisione critica di alcuni modelli

Tra i lavori emersi dalla ricerca bibliografica (tab. 4.2) si sono selezionati i modelli più significativi ai fini della ricerca e cioè quelli caratterizzati da un *approccio matematico di tipo deterministico* e da una *struttura di tipo compartimentale* riferiti a *tipologie forestali presenti alle latitudini medio - alte*. I modelli di questo tipo offrono infatti la possibilità di analizzare e quantificare in modo relativamente semplice i processi che caratterizzano il sistema considerato sia nel suo complesso sia a livello delle diverse componenti; inoltre si prestano più di altri ad un utilizzo generalizzato poiché consentono di descrivere e simulare la medesima tipologia ambientale in aree diverse.

L'applicazione di questo criterio di selezione ha portato all'esclusione di alcune pubblicazioni prese invece in considerazione nella fase preliminare di ricerca bibliografica che ha riguardato i modelli di circolazione di radionuclidi negli ecosistemi terrestri in generale. Tra i modelli esclusi si possono citare, ad esempio, quelli prodotti dai seguenti Autori: Abbott M. L., Rood A. S., 1994; Antopoulos-Domis M. et al., 1990 e Whicker F. W., Kirchner T. B., 1987.

I modelli di interesse sono stati esaminati alla luce dei recenti lavori di Myttenaere C. et al., 1993; Schell W. R. et al., 1996; Avila R. et al., 1998; Riesen T. K. et al., 1999, che si qualificano, ciascuno basandosi su differenti presupposti, come valide sintesi della produzione modellistica nel settore. I modelli selezionati sono raggruppati e brevemente descritti nella tabella 4.3.

A ciascun modello è associata una lettera di riconoscimento che verrà utilizzata da questo punto della trattazione in avanti per indicare ciascun modello.

4.2.3 Caratteristiche dei modelli selezionati

Da un'analisi della distribuzione temporale delle pubblicazioni selezionate, si possono compiere alcune osservazioni preliminari (fig. 4.1):

- negli ultimi dieci anni (1989 - 1999) sono stati pubblicati 20 modelli, pari a circa il 77% delle pubblicazioni considerate;
- a partire dal 1993 sino ad oggi è stato pubblicato almeno un modello all'anno;
- la comunità europea ha concesso fondi specifici solo successivamente all'incidente di Chernobyl; da quell'anno il 35% dei modelli divulgati è stato sviluppato nell'ambito di progetti europei.

Tab. 4.2. Una sintesi dei modelli di circolazione dei radionuclidi nei sistemi forestali pubblicati fino ad oggi.

ACRONIMO	AUTORE	ANNO, RIVISTA	SISTEMA	TEMPO	INPUT	OUTPUT
	Olson J. S.	1965 (citato in Schell W. R. et al. 1996)	Liriodendron (Oak Ridge, Usa)	mesi	Inoculazione di cesio	evoluzione del Cs137 nel tempo alla sorgente e in lettiera, suolo, foglie, corteccia, radici, sottobosco erbosa
	Jordan C. F. et al.	1973 (citato in Schell W. R. et al. 1996)	foresta tropicale (Porto Rico)	anni	Deposizione stronzio e manganese	evoluzione dei radionuclidi nel tempo in fogliame, lettiera, suolo, legno
	Prohorov V. M. & Ginzburg L. R.	1973 (citato in Schell W. R. et al. 1996)	foresta	non specificato	Deposizione Cs137	evoluzione del Cs137 nel tempo in lettiera, suolo, radici, legno, rametti, foglie
	Jordan C. F. & Kline J. R.	1976 (citato in Schell W. R. et al. 1996)	foresta tropicale (Porto Rico)	anni	Deposizione stronzio e manganese	evoluzione dei radionuclidi nel tempo in consumatori, erba, suolo, lettiera, fauna del suolo, foglie, legno, radici
	Alexakhin R. M. et al.	1976 (citato in Schell W. R. et al. 1996)	foresta mista, Russia	non specificato	Deposizione Cs137	evoluzione del Cs137 nel tempo in lettiera, suolo, rami, legno, corteccia, erba, foglie (aghi)
	Garten C. T. et al.	1978, Health Physics	foresta decidua (Oak Ridge, Usa)	anni	deposizione plutonio (pCi m ⁻²)	evoluzione del Pu nel tempo in consumatori, erba, suolo, lettiera, fauna del suolo, foglie, legno, radici (pCi m ⁻² , pCi g ⁻¹)
	Croom J. M. & Ragsdale H. L.	1980, Ecological Modelling	foresta decidua oak trees quercia (Usa)	anni	Cs134	evoluzione del Cs134 nel tempo in alberi, lettiera, suolo profondo, suolo superficiale (libero), suolo superficiale (legato) espresso come % sul totale depositato ¹
	Mednik I. G. et al.	1981 (citato in Schell W. R. et al. 1996)	foresta mista, Russia	non specificato	Deposizione Cs137	evoluzione del Cs137 nel tempo in lettiera + suolo, rami, legno, corteccia, foglie (aghi)
RADFORET	Van Voris P. et al.	1990 Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural environments	foresta decidua (Oak Ridge, Usa), Savannah River, Chernobyl	anni	Deposizione Cs137 (GBq ha ⁻¹) ¹	evoluzione del Cs137 nel tempo in suolo, radici, tronco, rami, foglie, lettiera, sottobosco (GBq ha ⁻¹)

(segue)

¹ nel suolo distingue il Cs in forma libera (assimilabile) e forma legata

ACRONIMO	AUTORE	ANNO, RIVISTA	SISTEMA	TEMPO	INPUT	OUTPUT
FOA	Bergman R. et al.	1993, FOA report C 40284-4.3	foresta boreale (Vindeln, Svezia)	anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in acqua di precipitazione su alberi, aghi, vegetazione perenne, competitori, muschi e licheni, lettiera, suolo (kBq m ⁻²) (kBq g ⁻¹)
	Alexakhin R. M. et al.	1994 (citato in Avila R. et al. 1996)	foreste miste degli Urali	anni	Deposizione di Stronzio	evoluzione del Stronzio nel tempo in lettiera, suolo superficiale, suolo profondo, rami, legno, corteccia, foglie, erbe
FORM	Autore non riportato	1995, IAEA	Ceduo e conifere	anni	Deposizione di prodotti di cesio e plutonio (Bq m ⁻²)	evoluzione di radionuclidi in legno, foglie, lettiera, suolo organico, suolo minerale, prodotti forestali (legno, frutti, erbe, bacche, muschi, roditori, animali domestici, latte, miele) (Bq g ⁻¹)
CETA	Feoli E.	1995, Radiation protection research action EC project	foresta mista	anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in 3 strati di suolo, foglie, legno, frutti, rami (kBq m ⁻²)
	Berg M. T., Shuman L. J.	1995, Ecological Modelling	foresta.	anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	frazione % del depositato in suolo, piante vascolari, funghi, licheni ²
FORESTPATH	Schell W. R. et al.	1996, Health Physics	foresta	giorni, anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in 3 strati di suolo, piante, sottobosco, (Bq m ⁻²), frazione % del depositato in suolo
ECORAD	Mamikhin S. V.	1996, Behaviour of radionuclides in natural and seminatural environments EC project	Chernobyl	mesi, anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in 6 strati di suolo, foglie, legno, rami, (Bq m ⁻²), frazione % del depositato in suolo
FORESTLIFE	Dvornik A. & Zhuchenko T.	1996, Behaviour of radionuclides in natural and seminatural environments EC project	Foresta di conifere	Anni	Deposizione di prodotti di fissione	evoluzione del Cs137 nel tempo in legno, rami, aghi 1, aghi 2, sottobosco, lettiera fresca, lettiera, suolo espressi come frazione % del depositato in suolo

(segue)

² modello stocastico; tridimensionale

ACRONIMO	AUTORE	ANNO, RIVISTA	SISTEMA	TEMPO	INPUT	OUTPUT
RIFE 1	Shaw G. et al.	1996, Behaviour of radionuclides in natural and seminatural environments EC project	Foresta generica	anni	Deposizione di prodotti di fissione	evoluzione di radionuclidi nel tempo in corteccia, legno, lettiera, suolo organico, suolo minerale, funghi, erbe espressi come frazione % del depositato in suolo
RIFE 2	Antonopoulos-Domis M. et al. Belli M.	1997, Health Physics 1997, Seminat EC project	foresta di Quercus sp. foresta	Anni anni	Deposizione Cs137 (MBq/ha) Deposizione Cs137	evoluzione del Cs137 nel tempo in suolo (strati), foglie, legno, rami(Bq/kg) ³ evoluzione del Cs137 nel tempo in corteccia, foglie parte esterna, foglie parte interna, legno, sottobosco, suolo strato1, suolo strato2, suolo strato3, suolo strato4, suolo strato5, suolo strato6,
LOGNAT	Moberg L. et al.	1998, Landscape EC project	foresta mista	anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in lettiera, suolo frazione organica, suolo frazione minerale, legno di conifera, aghi, legno di decidua, foglie (kBq m ⁻²) frazione % del depositato in suolo
FOR-SSI	Moberg L. et al.	1998, Landscape EC project	Foresta	anni	Deposizione Cs137	evoluzione del Cs137 nel tempo in foglie, rami, linfa, legno vivo, legno morto, lettiera, suolo 1 frazione disponibile, suolo 1 frazione non disponibile, suolo 2 frazione disponibile, suolo 2 frazione non disponibile, espressi come frazione % del depositato in suolo ⁴
FORTREE	Avila R. et al.	1999, Contaminated forests	Foresta di decidua	Anni	Cs137	evoluzione del Cs137 nel tempo in foglie, linfa, legno vivo, legno morto, lettiera, suolo 1 frazione disponibile, suolo 1 frazione non disponibile, suolo 2 frazione disponibile, suolo 2 frazione non disponibile

(segue)

ACRONIMO	AUTORE	ANNO, RIVISTA	SISTEMA	TEMPO	INPUT	OUTPUT
----------	--------	---------------	---------	-------	-------	--------

³ distingue il Cs in forma libera (assimilabile) e forma legata

⁴ Modello concettuale

FORTREE	Avila R. et al.	1999, Contaminated forests	Foresta di conifera	anni	Deposizione Cs137	evoluzione del Cs137 nel tempo in aghi di quattro classi di età, linfa, legno vivo, legno morto, lettiera, suolo 1 frazione disponibile, suolo 1 frazione non disponibile, suolo 2 frazione disponibile, suolo 2 frazione non disponibile (Bq m ⁻² , Bq kg ⁻¹)
	Seymour E. M. et al.	1999, Contaminated forests	Foresta decidua	anni	Deposizione Cs137 (Bq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in foglie, legno, radici, foglie di sottobosco, radici di sottobosco, lettiera, suolo Of labile, suolo Of fissato, suolo Oh labile, suolo Oh fissato, suolo minerale labile, suolo minerale fissato, suolo profondo (kBq m ⁻²)
FORESTGAME	Fesenko S. et al.	1999, Contaminated forests	Foresta	anni	Deposizione Cs137 (Bq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in foglie, legno frazione disponibile, legno frazione fissata, corteccia, alici, cervi, funghi, muschi, erbe, sottobosco, funghi 1, bacche, suolo L-Of disponibile, suolo L-Of non disponibile, suolo Oh disponibile, suolo Oh non disponibile, suolo A disponibile, suolo A non disponibile, suolo B disponibile, suolo B non disponibile (Bq m ⁻²)
	Shcheglov A. I.	1999, Contaminated forests	Foresta generica	anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in alberi, funghi, erbe, muschi, suolo O, suolo AE, suolo B (kBq m ⁻² , Bq kg ⁻¹)
	Shcheglov A. I.	1999, Contaminated forests	Foresta generica	anni	Deposizione Cs137 (kBq m ⁻²)	evoluzione del Cs137 nel tempo in alberi, funghi, erbe, muschi, suolo O, suolo T, suolo A (kBq m ⁻² , Bq kg ⁻¹)

Tab. 4.3. Lista dei modelli selezionati, in ordine cronologico.

LETTERA	ANNO	AUTORE	ACRONIMO	FONTE	Progetto EC
A	1965	Olson J. S.		citato in Schell W. R. et al. 1996	
B	1973	Prohorov V. M. and Ginzburg L. R.		citato in Schell W. R. et al. 1996	
C	1976	Alexakhin R. M. et al.		citato in Schell W. R. et al. 1996	
D	1978	Garten C. T. et al.		citato in Avila R. et al., 1998	
E	1980	Croom J. M. and Ragsdale H. L.		Croom J. M. & Ragsdale H. L., 1980	
F	1981	Mednik I. G; et al.		citato in Schell W. R. et al. 1996	
G	1990	Van Voris P. et al.	RADFORET	Van Voris P. et al., 1990	
H	1993	Bergman R. et al.	FOA	FOA report C 40284-4.3	
I	1994	Alexakhin R. M. et al.		Citato in Avila R. et al., 1998	
J	1995	Non riportato	FORM	Citato in Avila R. et al., 1998	
K	1995	Feoli E.	CETA	Radiation protection research action. Nuclear fission safety programme 1992-94, Final report Vol. 1, European Commission, EUR 16769	X
L	1996	Schell W. R et al.	FORESTPATH	Schell W. R et al., 1996	
M	1996	Mamikhin S. V.	ECORAD	Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Final report, European Commission EUR 16531	X
N	1996	Dvornik A. & Zhuchenko T.	FORESTLIFE	Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Final report, European Commission EUR 16531	X
O	1996	Shaw G. et al.	RIFE I	Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Final report, European Commission EUR 16531	X
P	1997	Antonopoulos-Domis M. et al.		Antonopoulos-Domis et al., 1997	

(segue)

LETTERA	ANNO	AUTORE	ACRONIMO	FONTE	Progetto EC
Q	1997	Belli M.	RIFE II	Seminat Long-Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments. Mid Term report EC contract F14P-CT95-0022	X
R	1998	Moberg L. et al.	LOGNAT	LANDSCAPE An integrated approach to radionuclide flow in semi-natural ecosystems underlying exposure pathways to man, Mid-Term Report 1996-1997. EC contract F14P-CT96-0039	X
S	1998	Moberg L. et al.	FOR-SSI	LANDSCAPE An integrated approach to radionuclide flow in semi-natural ecosystems underlying exposure pathways to man, Mid-Term Report 1996-1997. EC contract F14P-CT96-0039	X
T	1999	Avila R. et al.	FORTREE (coniferous)	Contaminated Forests, Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. NATO ASI Series 2	
U	1999	Avila R. et al.	FORTREE (deciduous)	idem	
V	1999	Avila R. et al.	FORACUTE	idem	
W	1999	Seymour E. M. et al.		idem	
X	1999	Fesenko S. et al.	FORESTGAME	idem	
Y	1999	Shcheglov A. I.		idem	
Z	1999	Shcheglov A. I.		idem	

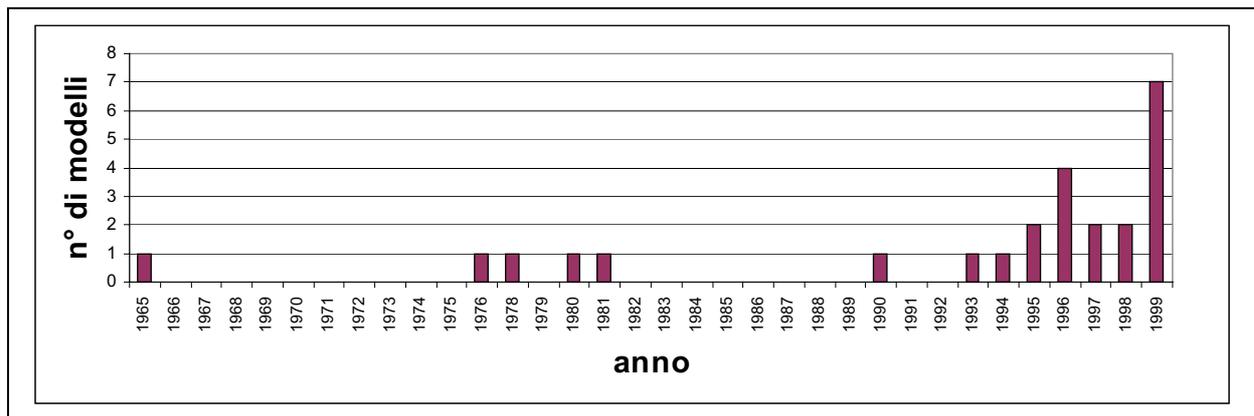


Fig. 4.1. Distribuzione cronologica dei modelli selezionati.

La matrice di tabella 4.4 offre una panoramica dei comparti ambientali considerati nei vari modelli selezionati. Si evidenzia che:

- nessun Autore considera l’atmosfera come un comparto;
- sono presenti più di novanta comparti e che questi possono essere ripartiti in cinque gruppi: 1) alberi, 2) sottobosco, 3) suolo, 4) fauna e 5) altri;
- la descrizione della componente vegetale si presenta variamente articolata; si passa dalla descrizione attraverso un unico compartimento (modelli: E, K, L, Y, Z) fino ad una suddivisione in otto compartimenti (modello T) per distinguere le foglie o gli aghi di quattro diverse classi di età, la linfa circolante, il legno vivo, il legno morto;
- in tutti i modelli il suolo presenta un comparto a sé stante per descrivere la lettiera o lo strato organico. Nei modelli C, J, P, R, S, T, V, W, X i radionuclidi nel terreno sono distinti in una frazione mobile ed una fissata al fine di descrivere con maggior dettaglio i processi di trasferimento dell’elemento;
- il sottobosco è considerato un compartimento separato nel 61.5% dei casi (modelli A, C, D, G, H, I, J, L, N, O, Q, V, W, X, Y, Z) mentre la fauna costituisce un compartimento a sé stante nel 11.5% dei modelli (D, J, X).

Una sintesi della matrice di tabella 4.4 fornisce informazioni ulteriori sulle caratteristiche dei modelli scelti (Tab. 4.5):

- il 76.9% dei modelli descrive il ciclo del cesio;
- il 57.6% dei modelli riporta le specifiche caratteristiche del suolo nel sito di calibrazione.

totale sottobosco	1	0	1	1	0	0	1	1	1	2	0	1	0	1	2	0	2	0	0
totale suolo	2	2	2	2	4	1	2	2	3	3	5	4	6	3	3	4	6	3	5
totale fauna	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
totale altro	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
tipo di foresta	2	1	5	3	3	5	3	6	5	5	5	1	1	4	0	3	4	5	3
tipo di radionuclide	2	1	1	4	2	1	2	2	6	2	2	2	5	2	2	2	2	2	2
tipo di suolo	0	0	0	0	2	0	2	2	2	2	2	1	2	0	0	2	0	0	2

Tab. 4.5. *Matrice sintetica delle caratteristiche dei modelli selezionati.*

0 = non disponibile / non specificato

Tipo di foresta

- 1 = generica
- 2 = Liriodendron
- 3 = deciduo
- 4 = conifere
- 5 = misto (deciduo e conifere)
- 6 = boreale

Tipo di radionuclide

- 1 = generico
- 2 = Cs-137
- 3 = Sr+Mn
- 4 = Pu
- 5 = Cs-137+ C-14 + I-129
- 6 = Sr+Cs

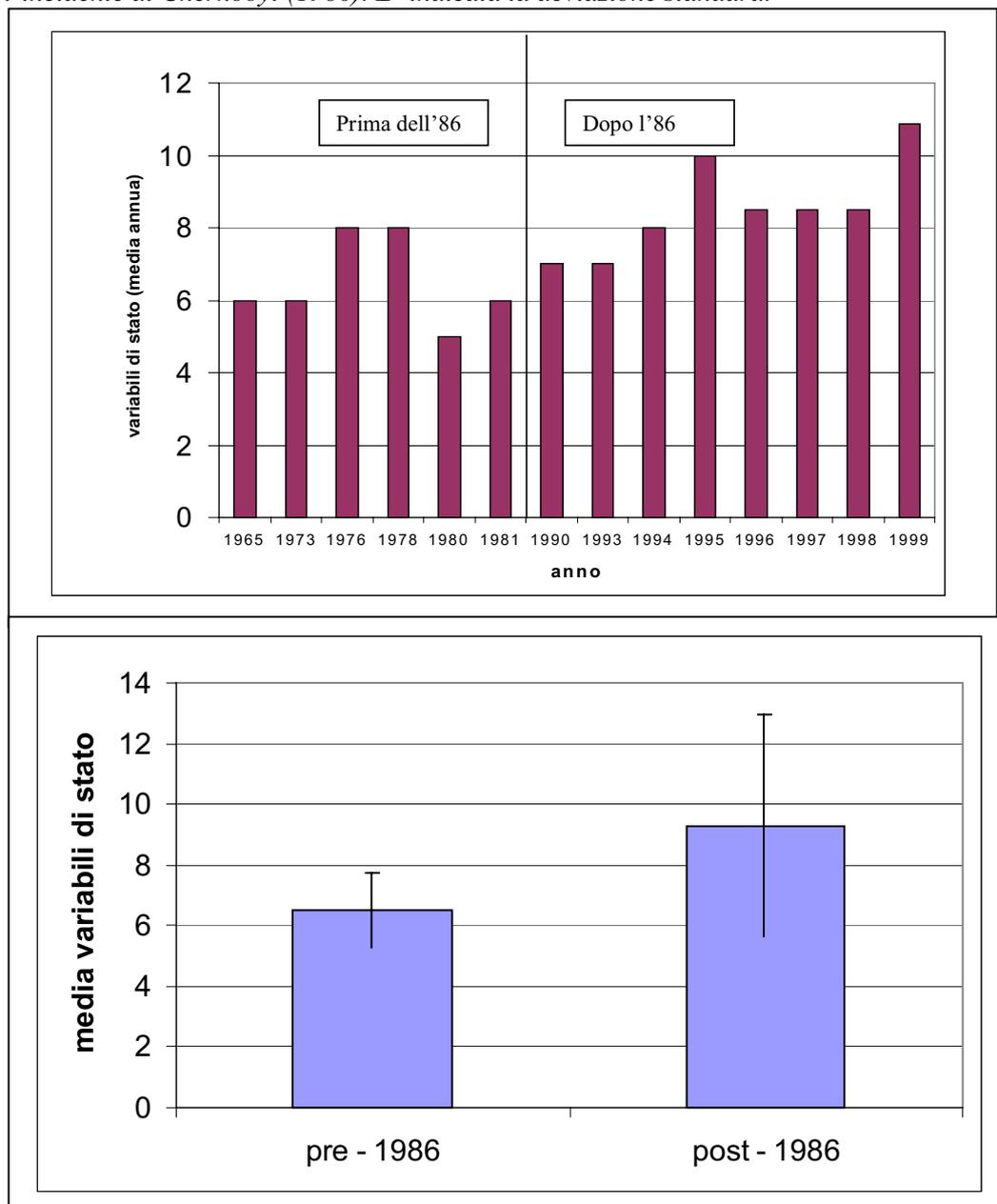
Tipo di suolo

- 1 = generico
- 2 = specificato

Si rileva inoltre una tendenza nel corso degli anni ed in particolare dopo il 1986, anno dell'incidente di Chernobyl, all'incremento del numero di comparti nei quali è suddiviso l'ambiente. Questo aspetto è posto in evidenza dalla figura 4.2, che riporta il numero medio per anno dei comparti adottati nei modelli. La differenza tra il numero medio di comparti prima e dopo l'86 è statisticamente significativa (test t, $p < 0,05$) (fig. 4.3).

Fig. 4.2. Numero medio annuo di comparti adottati nei modelli selezionati.

Fig. 4.3. Numero medio di variabili di stato nei modelli pubblicati prima e dopo l'incidente di Chernobyl (1986). E' indicata la deviazione standard.



4.2.4 Analisi dei coefficienti di trasferimento

A causa della particolarità dei sistemi forestali e della molteplicità dei fattori che possono influenzare i processi di circolazione, i ratei di trasferimento rinvenuti in letteratura presentano valori molto variabili. Va precisato anche che molti Autori non indicano i valori dei coefficienti di trasferimento. A titolo esemplificativo si riportano i due contributi più significativi rilevati in letteratura (tabb. 4.6 e 4.7).

- Nel modello FORESTPATH (1996), i ratei di trasferimento fra comparti sono costanti e legati al tempo di dimezzamento (*residence half-time*) del ^{137}Cs nei comparti, dalla relazione:

$$t/2 = \frac{\ln 2}{a}$$

con $t/2$ = tempo di dimezzamento, a = rateo di trasferimento.

Il tempo di dimezzamento (*residence half-time*) è definito come il tempo necessario perché metà del radionuclide presente in un dato compartimento passi al compartimento successivo (si assume che non ci siano altri processi che interferiscano nel trasferimento). I coefficienti di trasferimento sono espressi come una costante che ha come dimensione l'inverso del tempo (t^{-1}).

- Nel modello CETA (1994) vengono considerati esclusivamente i ratei annuali (tab. 4.7).

Parametro	t/2		Rateo annuale	
	Conifere	decidua	conifere	decidua
absorption half-time (y)	0.15 - 5	0.15 - 5	4.62 - 0.14	4.62 - 0.14
desorption half-time (y)	0.5 - 10	0.5 - 10	1.39 - 0.06	1.39 - 0.06
Interception fraction %	0.6 - 0.9	0.2 - 0.7		
leaching half-time (y)	100 - 6000	100 - 6000	$0.007 - 1.15 \cdot 10^{-4}$	$0.007 - 1.15 \cdot 10^{-4}$
organic layer removal half-time (y)	1 - 100	1 - 50	0.69 - 0.007	0.69 - 0.013
radiation half-time (y)	30.14	30.14	0.0229	0.0229
tree uptake half-time (y)	1 - 100	0.5 - 50	0.69 - 0.007	1.39 - 0.013
tree removal half-time (y) (long term process)	1 - 10	0.5 - 5	0.69 - 0.069	1.39 - 0.14
Understory removal half-time (y) (long term process)	38 - 130 d	38 - 130 d	6.66 - 1.947	6.66 - 1.947
Understory uptake half-time (y)	1 - 100	1 - 100	0.69 - 0.007	0.69 - 0.007

Tab. 4.6. Range dei tempi di dimezzamento e dei coefficienti di trasferimento del modello FORESTPATH, 1996.

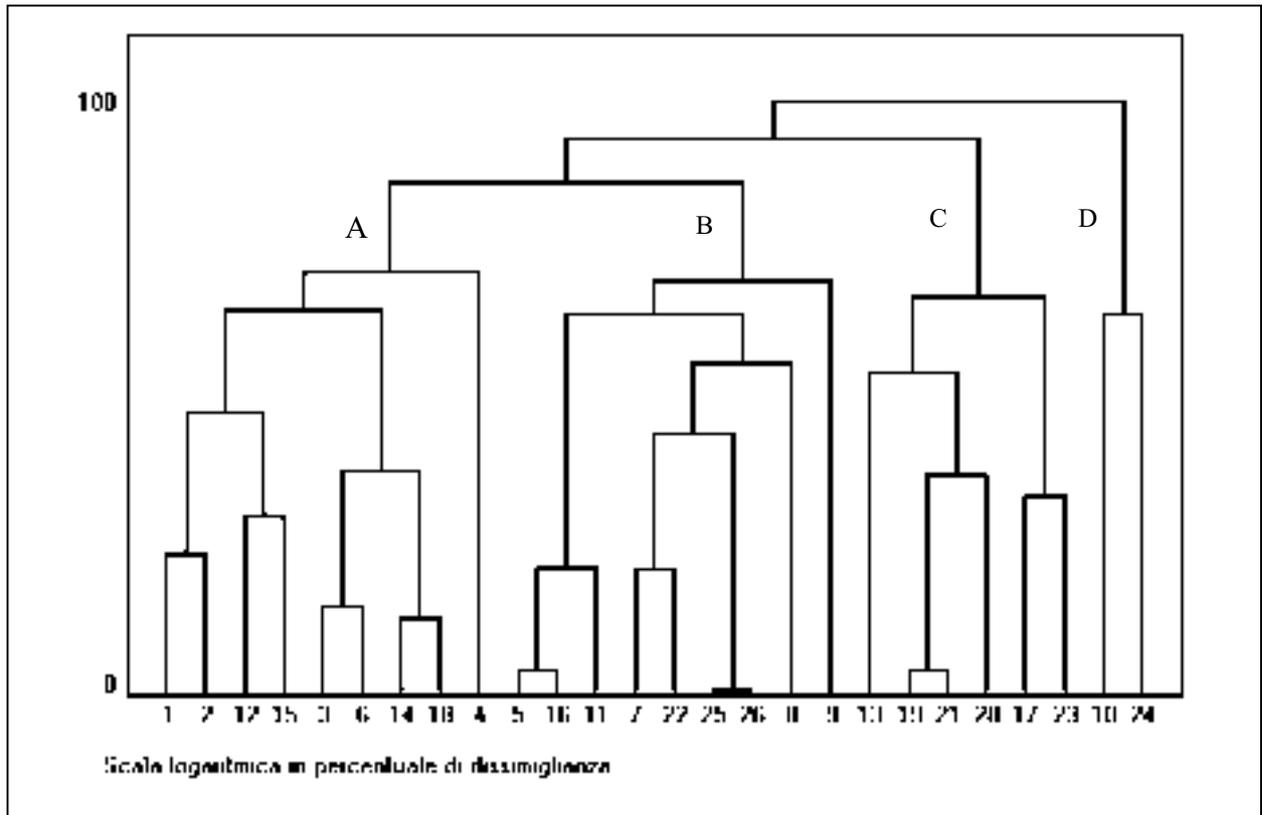
Parametro	Rateo annuale foresta mista
rateo di decomposizione (y-1)	0.37
coefficiente di diffusione nel suolo m (y-1)	0.0093
Rateo di mineralizzazione (y-1)	0.043
Rateo di uptake da lettiera (y-1)	0.0014
Rateo di traslocazione foglie - tronco (y-1)	0.3
Rateo caduta foglie kg m-2 y-1	0.2

Tab. 4.7. Valori dei coefficienti di trasferimento del modello CETA, 1994.

4.2.5 Classificazione dei modelli

Per esaminare come i modelli possano essere raggruppati secondo le loro proprietà, la matrice sintetica riportata in tabella 4.5 è stata sottoposta a classificazione con una metodologia statistica di analisi multivariata (cluster analysis). La tecnica adottata prevede il calcolo di una matrice triangolare di distanza assoluta fra gli oggetti, su cui si applica l'algoritmo di classificazione automatica con il legame *Sum of Squares*. L'output grafico è costituito dal seguente dendrogramma (fig. 4.4)

Fig. 4.4. Dendrogramma dei modelli (distanza assoluta, legame *Sum of Squares*) ottenuto dalla matrice di tabella 4.5.



Si distinguono quattro gruppi:

1. gruppo A: modelli A, B, L, O, C, F, N, R, D;
2. gruppo B: modelli E, P, K, G, V, Y, Z, H, I;
3. gruppo C: modelli: M, S, U, T, Q, W;
4. gruppo D: modelli: J, X.

Nel gruppo A rientrano cinque dei sei modelli pubblicati prima del 1986 che sono contraddistinti da un basso numero totale di compartimenti (4 - 8) e dalla indeterminazione del tipo di suolo del sito di calibrazione.

Anche i modelli del gruppo B sono caratterizzati da un basso numero totale di compartimenti (5 - 8), ma risulta indicato il tipo di terreno del sito di calibrazione.

Il gruppo C comprende modelli con un più alto numero di compartimenti (9 - 13) cui si associa un alto numero di compartimenti per la descrizione del suolo (6 - 8).

Il gruppo D si distingue per il più alto numero di compartimenti (14, 20) e per la presenza di variabili di stato che descrivono la concentrazione di radionuclidi nella fauna.

4.3 Metodi per la comparazione della struttura dei modelli

4.3.1 La matrice di adiacenza come metodo per descrivere la struttura dei modelli

Dall'esame della letteratura si è constatato che il metodo più utilizzato per la descrizione della struttura dei modelli è la rappresentazione grafica a diagramma di flusso. Questo sistema offre una notevole semplicità di lettura ed è quindi adeguato a scopo dimostrativo e divulgativo. In questa sede si utilizzerà anche la rappresentazione tramite matrice di adiacenza che ha il vantaggio della sinteticità, oltre a costituire la base per il calcolo di indici numerici di valutazione, come ad esempio la *connettività*.

Il metodo consiste nell'adottare uno schema matriciale per descrivere in forma binaria l'insieme delle connessioni fra le variabili di stato. La matrice è quadrata e presenta in riga e in colonna le variabili di stato, gli input e gli output. Le variabili di stato poste in riga rappresentano la sorgente della connessione, quelle poste in colonna la destinazione. Un generico elemento della matrice A_{ij} assume valore 1 se la variabile della riga i -esima è connessa alla variabile della colonna j -esima, mentre assume valore 0 se il legame non esiste.

4.3.2 Il metodo di Halfon per la comparazione fra modelli

Per la semplicità dei calcoli che richiede, il metodo di Halfon [Halfon in Jorgensen S. E., 1994] è stato utilizzato per la comparazione strutturale dei modelli al fine di individuare i modelli applicabili alla più ampia gamma di tipologie forestali tra quelli reperiti in letteratura. Il metodo proposto da Halfon fa uso dell'*indice di riciclo o di connettività totale* di Bosserman [Bosserman R. W., 1981] per individuare i modelli che presentano la "miglior struttura", indicata dal valore più alto assunto dall'indice.

Il calcolo dell'indice si attua mediante i seguenti passaggi:

- compilazione della matrice di adiacenza (A);
- calcolo del quadrato booleano della matrice di adiacenza (A^2);
- calcolo del cubo booleano della matrice di adiacenza (A^3);

- calcolo delle potenze booleane della matrice di adiacenza per tante volte quante sono le colonne della matrice ($A^4, \dots A^n$, $n = n^\circ$ colonne = n° righe);
- somma algebrica dei valori contenuti nella matrice di adiacenza e nelle matrici da questa ottenute ($X_A, X_{A2}, \dots X_{An}$)
- calcolo dell'indice c : somma di tutti i valori così ottenuti e divisione sul numero di variabili di stato (corrispondenti al numero colonne e al numero di righe) elevato al cubo:

$$c = (X_A + X_{A2} + \dots X_{An}) / n^3$$

Il dividendo della frazione al secondo termine dell'equazione esprime il numero totale di percorsi diretti e indiretti di lunghezza n realizzati dal modello in n passaggi di calcolo. Il secondo termine (n^3) rappresenta il massimo numero di percorsi realizzabili.

L'indice c può variare fra 0, quando non si realizzano percorsi, e 1, quando tutti i possibili percorsi sono realizzati. In sintesi, l'indice di riciclo esprime il numero di percorsi totale che deve percorrere la materia per realizzare un ciclo completo (che parte e torna al comparto iniziale) in relazione al numero di variabili di stato, all'interno del sistema simulato dal modello.

Esso consente quindi di valutare il livello di ottimizzazione in termini di n° percorsi/ n° comparti raggiunto dal modello.

L'aggiunta di nuovi comparti e di relativi legami incrementa la connettività e quindi il valore dell'indice c , fino al raggiungimento di un valore massimo oltre il quale non provoca alcun effetto sul valore di riciclo interno e risulta quindi inutile dal punto di vista del miglioramento strutturale del modello.

Il principio che rende efficace l'indice di riciclo di Bosserman [Bosserman R. W., 1981] nella valutazione dei modelli ecologici è che gli ecosistemi sono fundamentalmente caratterizzati dai meccanismi di ricircolo della materia e dell'energia e che quindi un buon modello deve riprodurre tali meccanismi. Pertanto più alto è il riciclo espresso dal modello, in relazione ai comparti ambientali considerati, e migliore è la sua struttura.

La *connettività totale* può essere scomposta in *connettività diretta* e *connettività indiretta*.

La *connettività diretta* è espressa mediante un indice, indicato CD, che tiene conto del numero di processi considerati in rapporto al numero di comparti e può essere anch'essa utilizzata per il confronto fra modelli.

L'indice si calcola mediante i seguenti passaggi:

- compilazione della matrice di adiacenza (A);
- somma dei valori contenuti nella matrice di adiacenza (X_A);
- indice di connettività diretta (CD):

$$CD = X_A / n^2$$

4.4 Individuazione dei modelli *migliori*

L'obiettivo che si pone questa trattazione è quello di individuare i modelli *migliori* cioè quelli che *a)* meglio rispondono ad un utilizzo di tipo applicativo e *b)* esprimono il miglior rapporto fra numero di processi considerati e numero di variabili di stato.

Per quanto riguarda il punto *a)* va sottolineato che la maggior parte dei modelli (circa il 57%) risulta essere stata calibrata ed è perciò legata, per quanto attiene alla loro applicabilità, alla specificità del sito, mentre una frazione cospicua di Autori (circa il 43%) non indica affatto la tipologia di suolo e di foresta del sito di calibrazione.

Dall'esame della letteratura emerge inoltre che nessuno di essi risulta essere stato sottoposto a studi di validazione.

Ne risulta che nessun modello, preso tal quale, risponde ad un utilizzo applicativo generalizzato.

Per quanto riguarda il punto *b*) l'individuazione è attuata mediante una comparazione strutturale dei modelli eseguita con il metodo di Halfon (cfr. par. 4.3.2). I valori di *connettività diretta* e dell'*indice c* sono stati calcolati per tutti i modelli per i quali sono disponibili le necessarie informazioni, quindi per un totale di 15 modelli sui 26 selezionati (tab. 4.8, figg. 4.4 e 4.5).

Dal loro ordinamento diretto eseguito in base al numero di variabili di stato e ai valori di *connettività diretta* (fig. 4.5) si può osservare come l'andamento dei valori di *connettività* segua una curva a parabola; il valore massimo è espresso dal modello M (FORESTPATH, = 0,4863) mentre il minimo riguarda il modello K (FORM, = 0,1172).

Dalla fig. 4.6, che descrive l'ordinamento diretto dei modelli in base al numero di variabili di stato e ai valori dell'*indice c* si evidenzia che i valori massimo e minimo dell'*indice c* ($c = 0,6145$, $c = 0,0349$) si riscontrano rispettivamente nel modello H (Van Voris) e nel modello K (FORM).

Si evidenzia inoltre, in accordo con quanto è stato sottolineato in precedenza, come l'aggiunta di variabili di stato non sempre determina un'incremento dell'*indice*. A questo riguardo risulta emblematica la posizione nel grafico del modello Y (FORESTGAME, 20 variabili) e del modello M (FORESTPATH, 6 variabili) che presentano valori molto prossimi di *connettività totale* (rispettivamente: $c = 0,4863$, $c = 0,4895$) pur essendo caratterizzati da un numero di variabili notevolmente diverso.

L'area in cui rientrano i modelli migliori risulta individuata da un range dell'*indice c* pari a 0,5 – 0,7 e da un range del *numero di variabili* pari a 6 - 15. Nel complesso il modello che presenta la miglior struttura risulta quello di Van Voris (H), che determina l'*indice* più elevato, pari a 0.6145, a fronte di un limitato numero di variabili, pari a 7.

Il modello K (FORM), che presenta i valori minimi di *connettività diretta e totale* può essere considerato il modello meno riuscito fra quelli esaminati in base ai criteri adottati.

Modello	n° di comparti	Indice di connettività diretta	Indice c
Rife 1 (P)	5	0,2653	0,3090
Ceta (L)	6	0,2656	0,5625
Forestpath (M)	6	0,4863	0,4863
Van Voris (H)	7	0,2716	0,6145
Foa (I)	7	0,2346	0,4074
Antonopoulos (Q)	7	0,2840	0,3731
Foracute (W)	7	0,2716	0,2716
Lognat (S)	9	0,1818	0,3696
Fortree (V)	9	0,1983	0,5094
For-SSI (T)	10	0,1528	0,1765
Rife 2 (R)	11	0,2071	0,5203
Seymour (X)	13	0,1467	0,5144
Form (K)	14	0,1172	0,0349
Fortree (U)	17	0,1330	0,4913
Forestgame (Y)	20	0,1653	0,4895

Tab. 4.8. *Numero di variabili di stato, valori di connettività diretta e dell'indice c per i diversi modelli analizzati.*

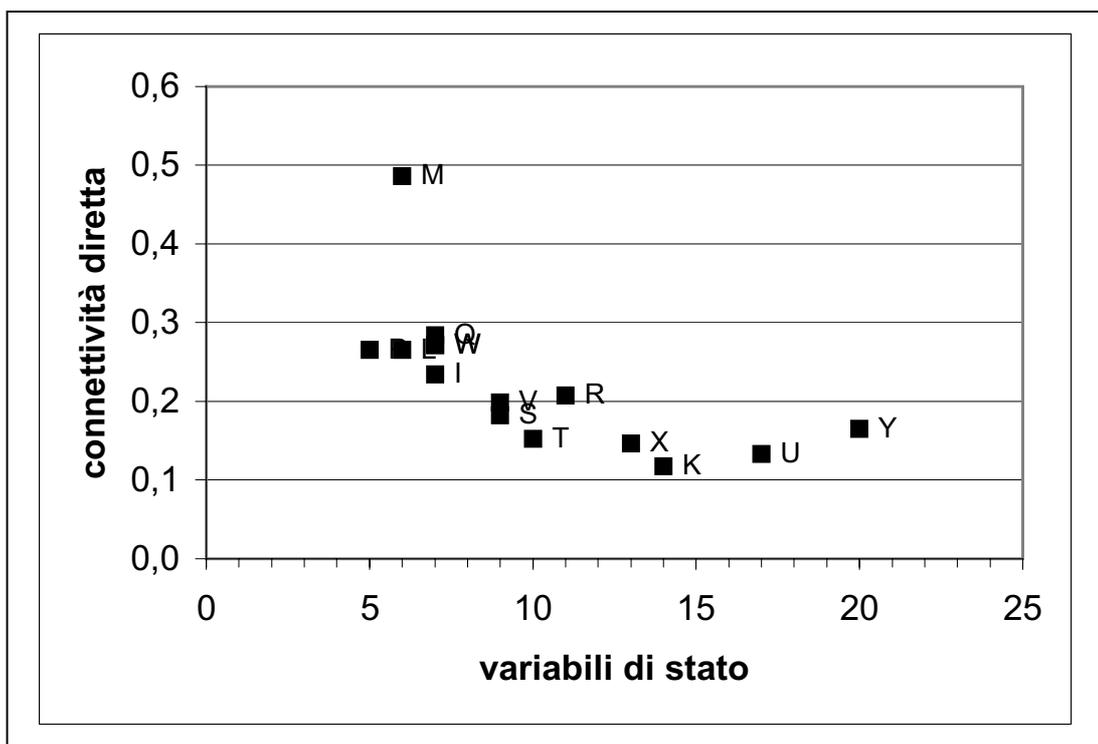


Fig. 4.5. Ordinamento diretto dei modelli in base al numero di variabili di stato e alla connettività diretta.

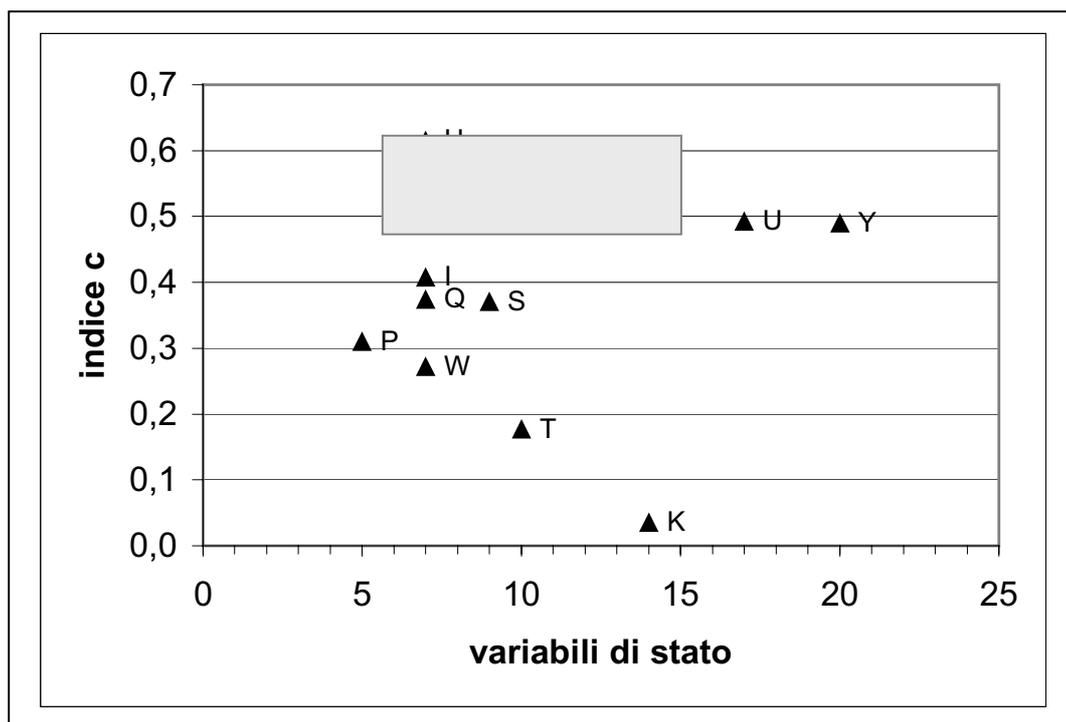


Fig. 4.6. Ordinamento dei modelli in base al numero di variabili di stato e all'indice c.

5 La realizzazione del modello FORESTOM

Nel presente capitolo si introducono alcune generalità sulle procedure di realizzazione dei modelli matematici presentati in questo studio e si descrivono nel dettaglio le fasi di ideazione, sviluppo e realizzazione del modello FORESTOM.

5.1 Metodologia generale per la realizzazione dei modelli matematici

Diversi Autori indicano che la costruzione di un modello matematico è un processo soggettivo ed è quindi difficile descrivere minuziosamente in ogni fase la sua realizzazione. Nel presente lavoro, per eliminare quanto più possibile l'aspetto soggettivo si è fatto riferimento alla procedura generale proposta da Jorgensen S. E. (1994), che è stata scelta in funzione della completezza, della schematicità e del fatto che la sequenza dei passaggi di modellizzazione è generalmente ritenuta valida dai diversi Autori anche se spesso viene applicata solo parzialmente (cfr. cap.4).

L'intera procedura è schematizzata nel diagramma di flusso di figura 5.1. La seguente descrizione del modello ricalca fedelmente tale procedura distinguendo le stesse fasi di realizzazione nella suddivisione dei paragrafi.

5.2 Definizione del problema

L'obiettivo del modello FORESTOM è quello di simulare la ripartizione del cesio radioattivo derivante dalla contaminazione di Chernobyl in un ecosistema forestale considerando particolarmente i comparti *suolo* e *biomassa arborea*.

Nei precedenti capitoli è stata spiegata l'importanza dell'elemento cesio come agente inquinante rispetto agli altri radioelementi emessi dall'esplosione del reattore di Chernobyl e ci si è anche soffermati sull'interesse degli ecosistemi forestali nell'area Europea contaminata dopo l'incidente.

Il modello consente di simulare diversi tipi forestali: a latifoglie, a conifere e misti.

5.3 Scelta delle scale spaziali e temporali

La prima fase di elaborazione di un modello consiste nel definire l'ambiente spaziale e temporale nel quale si vuole simulare un evento. In tabella 5.1 sono descritte le specifiche proprietà del modello FORESTOM.

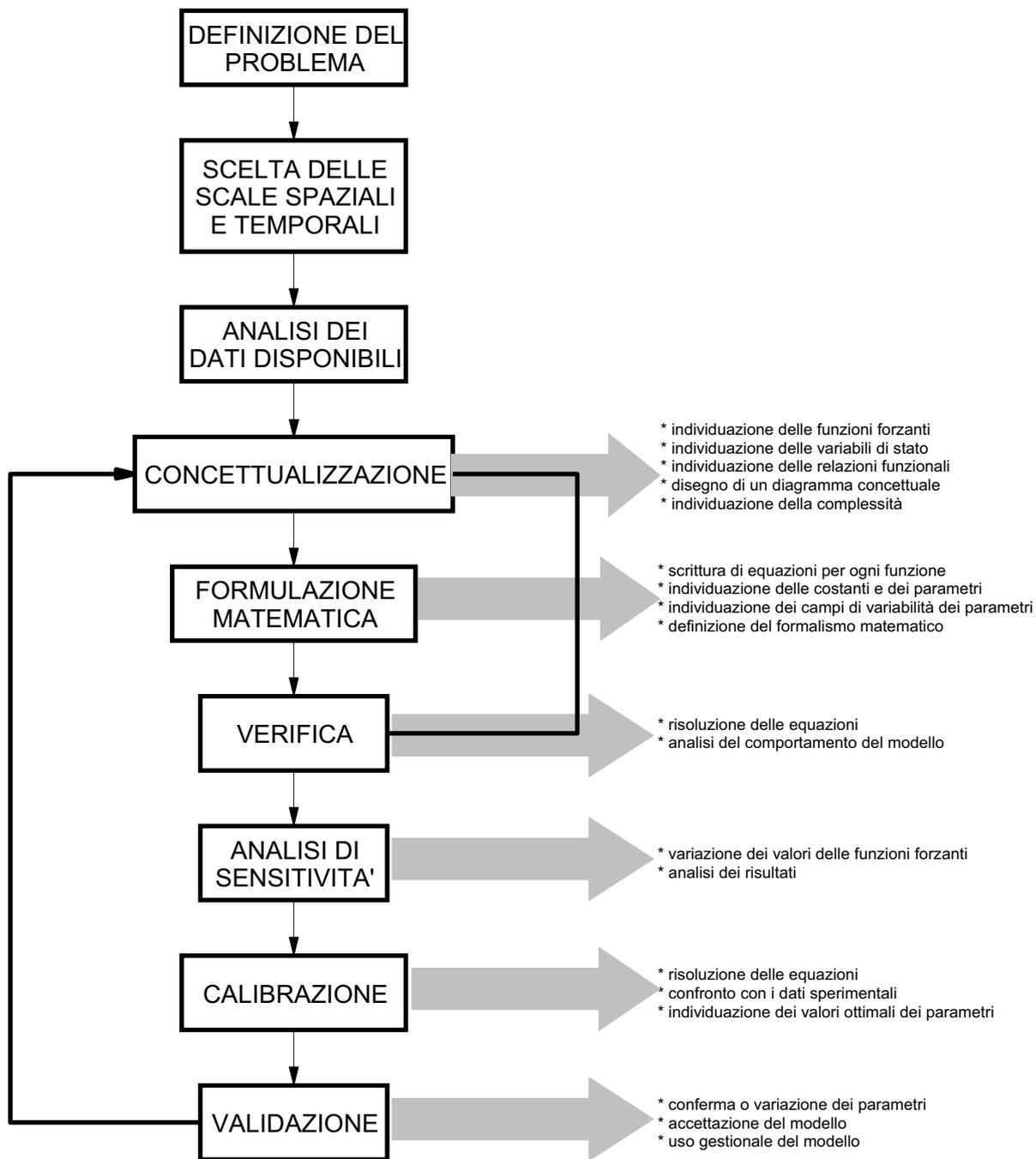


Fig. 5.1. Procedura per la realizzazione di un modello matematico [modif. da Jorgensen S. E., 1994].

CARATTERISTICA	DESCRIZIONE
Unità di misura	Concentrazione dell'elemento espressa in kBq m ⁻²
Approccio modellistico	Riduzionistico
Strumento matematico	Deterministico
Struttura temporale	Dinamica, tempo - continua, a scala temporale medio - lunga (fino a 50 anni), in accordo con la scala di sviluppo temporale dell'ecosistema in esame. Struttura tempo invariante. Passo di integrazione temporale (unità di tempo): 1 anno
Struttura spaziale	a parametri aggregati
Definizione dei confini del sistema	Si considera un'unità forestale omogenea della superficie di 1 m ² .

Tab. 5.1. Scelta delle scale spaziali e temporali del modello FORESTOM.

5.4 Analisi dei dati disponibili

Il presente studio non ha previsto lo svolgimento di indagini sperimentali sul campo. Tutti i dati necessari all'implementazione del modello sono stati ricavati dalla bibliografia di settore sia per quanto riguarda i valori delle concentrazioni del ¹³⁷Cs nei vari comparti sia per quanto attiene alla scelta dei coefficienti di trasferimento del cesio da un comparto all'altro (tabb. 5.2 e 5.3).

Fonte	anno	aghi conifera	foglie faggio	suolo lettiera	suolo organico	suolo minerale
Belli M. in Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project FI3PCT920050 Feoli E. in Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project FI3PCT920050	1987			8.5	13.6	3.5
	1988			6.8	13.1	2.9
	1989			2.9	18.3	5.8
	1990			4.8	12.9	5.5
	1991			4.7	15.4	7.8
	1992	0,136	0,006	2.1	18.8	6.3
	1993	0,289	0,019	3.1	13.5	5.1
	1994	0,318	0,008			
Belli M., 1997 SEMINAT - Long-Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments: Derivation of Parameters and Modelling. Mid-Term Report 1996-1997. EC contract F14P-CT95-0022	1996	0,170				

Tab. 5.2. Concentrazioni di ¹³⁷Cs (kBq m⁻²) nei diversi comparti ambientali tratti da fonti bibliografiche.

FLUSSO	RANGE (valori in letteratura)	RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI
Dalla lettiera alla frazione organica	0.1380 – 0.6900	Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project FI3PCT920050; Linkov in Seymour E. M., 1999
Dalla frazione organica alla frazione minerale	0.0430 – 0.0780	Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project

		FI3PCT920050
Dalla frazione organica alle foglie di conifere	0.0070 – 0.6900 ¹	Schell W. R., 1996
Dalle foglie di conifere alla lettiera	0.0690 – 0.6900	Schell W. R., 1996
Dalla frazione organica al legno di conifere	0.0070 – 0.6900 ¹	Schell W. R., 1996
dalla frazione organica alle foglie di decidue	0.0138 – 1.3860 ¹	Schell W. R., 1996; Seymour E. M., 1999
dalle foglie di decidue alla lettiera	1	-
dalla frazione organica al legno di decidue	0.0138 – 1.3860 ¹	Schell W. R., 1996; Seymour E. M., 1999
dalla frazione minerale alle foglie di conifere	0.0014 ¹	Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project FI3PCT920050
dalla frazione minerale al legno di conifere	0.0014 ¹	Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project FI3PCT920050
dalla frazione minerale alle foglie di decidue	0.0014 ¹	Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project FI3PCT920050
dalla frazione minerale al legno di decidue	0.0014 ¹	Radiation Protection Research Action, 1995 EU Nuclear Fission Safety Programme 1992-94, Project FI3PCT920050
frazione di ¹³⁷ Cs persa per decadimento	0.0229	Costante fisica calcolata dal tempo di dimezzamento

¹ Per l'intera pianta

naturale		
LISTA DEI COEFFICIENTI DI RIPARTIZIONE		
Coefficiente di partizione foglie – legno (conifere)	0.30 – 0.55	ANPA, 1996 Long-Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments: Derivation of Parameters and Modelling. Mid-Term Report 1996-1997. EC contract F14P-CT95-0022
Coefficiente di partizione foglie – legno (deciduo)	0.20	Seymour E. M., 1999

Tab. 5.3. Coefficienti di trasferimento del ^{137}Cs tra i comparti ambientali, tratti da fonti bibliografiche.

5.5 Concettualizzazione

5.5.1 Il modello concettuale: caratteristiche generali

La prima fase di concettualizzazione del modello ha portato alla definizione delle caratteristiche funzionali dello strumento mediante l'individuazione delle funzioni forzanti, delle variabili di stato e delle relazioni funzionali tra esse (tab. 5.4).

Il modello è descritto mediante il disegno di un diagramma concettuale dove i comparti del sistema ecologico sono rappresentati da blocchi ed i flussi di scambio del ^{137}Cs sono individuati da frecce (fig. 5.2).

Al fine di valutare la complessità del modello (cfr. cap.4) si è inoltre applicato il metodo descrittivo delle matrici di adiacenza. La matrice di adiacenza rappresenta anch'essa le connessioni tra i vari comparti, ma evidenzia maggiormente la numerosità delle relazioni e delle variabili di stato e permette il calcolo dell'*indice di connettività diretta* (CD) e dell'*indice c* di Bosserman, al fine di valutare la bontà del modello in relazione ai modelli esistenti (fig. 5.3).

Variabile forzante	Deposizione di ^{137}Cs (kBq m^{-2}). La forzante è impulsiva (non è continua nel tempo): è usata come unico input per il sistema ed è distribuita fra lettiera e aghi di conifera tramite un coefficiente di ripartizione.
Relazioni funzionali	Processi di scambio di radionuclide: sono descritti mediante coefficienti di trasferimento che esprimono il flusso netto di radionuclide da un comparto al successivo nell'unità di tempo.
Variabili di stato	Concentrazioni di ^{137}Cs in 1) lettiera, 2) suolo organico, 3) suolo minerale, 4) foglie di conifera, 5) fusto di conifera, 6) foglie di deciduo, 7) fusto di deciduo.

Tab. 5.4. Caratteristiche funzionali del modello FORESTOM.

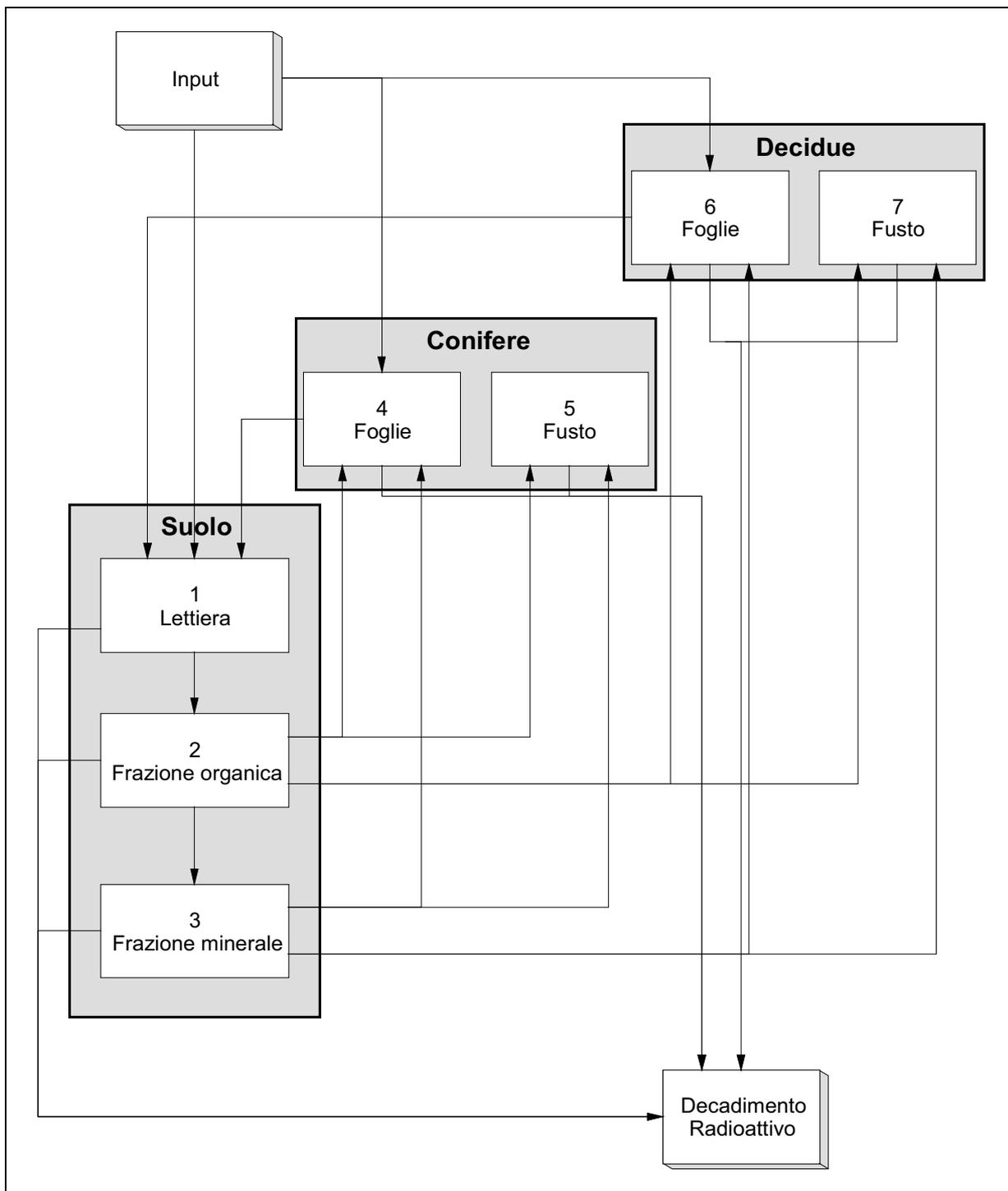


Fig. 5.2. Diagramma concettuale del modello FORESTOM.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A	0	1	0	0	0	0	0	0	1
B	0	0	1	1	1	1	1	0	1
C	0	0	0	1	1	1	1	0	1
D	1	0	0	0	0	0	0	0	1
E	0	0	0	0	0	0	0	0	1
F	1	0	0	0	0	0	0	0	1
G	0	0	0	0	0	0	0	0	1
H	1	0	0	1	0	1	0	0	0
I	0	0	0	0	0	0	0	0	0

COMPARTI	1	A	lettiera
	2	B	organico
	3	C	minerale
	4	D	aghi-conifere
	5	E	fusto-conifere
	6	F	foglie-decidue
	7	G	fusto-decidue
	8	H	input
	9	I	output

Indice di connettività diretta = 0,2716

Indice c = 0,4335

Fig. 5.3. Matrice di adiacenza e valori degli indici di connettività del modello FORESTOM.

5.5.2 Il modello concettuale: definizione dei vincoli e delle assunzioni

Nel seguente schema si descrivono i vincoli e le assunzioni di base adottate per la formulazione del modello, selezionate in fase di ideazione sulla base delle attuali conoscenze scientifiche secondo le esigenze legate al tipo di modello.

Assunzioni generali:

- La concentrazione di ^{137}Cs in tutti i comparti è 0 all'istante 0 (assenza di deposizioni antecedenti, background naturale trascurabile)
- L'unica uscita dal sistema è rappresentata dal decadimento radioattivo
- Il clima è costante per tutto il periodo simulato

Deposizione:

- L'evento di deposizione è unico e istantaneo
- La nube tossica è omogenea per concentrazione di cesio
- Non si differenziano deposizioni umide e secche
- Le traiettorie della deposizione sono rettilinee e verticali, il vento è trascurabile
- La deposizione sull'area considerata (1 m^2) è uniforme
- Non sono presenti animali nell'area di deposizione
- Tutto il dilavamento giunge istantaneamente al suolo, i passaggi intermedi tra rami e foglie sono trascurabili

Suolo:

- Il terreno è pianeggiante, lo scorrimento superficiale è trascurabile
- In ogni strato la concentrazione di ^{137}Cs è costante lungo il profilo verticale
- Gli strati hanno conformazione e composizione costante nel tempo
- Nello stesso strato i moti di percolazione verticale sono uniformi, lo scorrimento laterale è trascurabile
- La perdita negli strati profondi è trascurabile (sistema no-burial)
- Il terreno ha caratteristiche idrauliche omogenee

Vegetazione:

- La vegetazione è vitale per tutto il periodo simulato
- Il cesio è presente solo sulle foglie e nel legno
- La foresta si trova in uno stato stazionario, le variazioni di biomassa, età e composizione floristica sono trascurabili
- Le foglie e i tronchi hanno superficie libera da organismi epifiti
- Il fusto è cilindrico e con superficie omogenea, le variazioni di ritenzione del cesio sono trascurabili
- Le concentrazioni del cesio nel legno non variano tra i diversi anelli annuali del tronco
- Le radici trasferiscono tutto il cesio assorbito al tronco, l'immobilizzazione radicale è trascurabile
- La vegetazione del sottobosco è assente
- L'azione di funghi e licheni è trascurabile
- L'uptake dovuto a simbiosi micorrizica è trascurabile

5.6 La formulazione matematica

La formulazione matematica generale utilizzata per il calcolo delle concentrazioni dell'elemento cesio nei diversi compartimenti, espressa in kBq m⁻², è la seguente:

$$\frac{dQ_i(t)}{dt} = \sum_{j; i \neq j} v_{ji} Q_j - \sum_{n; n \neq i} u_{in} Q_i - \lambda Q_i$$

dove:

$Q_i(t)$ = attività totale del compartimento i distribuito sull'area di 1 m² (kBq m⁻²).

v_{ji} = rateo di trasferimento dal compartimento j di origine al compartimento i di destinazione (tempo⁻¹)

u_{in} = rateo di trasferimento dal compartimento i di origine al compartimento n di destinazione (tempo⁻¹)

λ = rateo di decadimento radioattivo (tempo⁻¹). Per il ¹³⁷Cs, $\lambda = 0.0229$ anni⁻¹

Le funzioni specifiche relative ai comparti ambientali che compongono il modello sono specificate di seguito. I comparti vengono indicati con la seguente numerazione:

Comparto	numero
Lettiera	1
Suolo organico	2
Suolo minerale	3
Fusto conifere	4
Foglie conifere	5
Fusto deciduo	6
Foglie deciduo	7

Nelle equazioni che seguono, il simbolo a_{ij} rappresenta il rateo di trasferimento (definito nel testo anche come *coefficiente di trasferimento* o *parametro*) dal compartimento j (origine) al compartimento i (destinazione).

I ratei di trasferimento fra i compartimenti esprimono la quota della quantità totale di ¹³⁷Cs presente in ogni compartimento trasferita nel passo temporale (1 anno). Essi vengono calcolati sulla base dei tempi di dimezzamento e possono assumere valori maggiori di 1 quando il cesio viene trasferito dal comparto in tempi più brevi di un anno.

- **RADIOATTIVITÀ LETTIERA (kBq m⁻²)**

$$\frac{dQ_1}{dt} = a_{41}Q_4 + a_{61}Q_6 - a_{12}Q_1 - \lambda Q_1$$

- **RADIOATTIVITÀ SUOLO - FRAZIONE ORGANICA (kBq m⁻²)**

$$\frac{dQ_2}{dt} = a_{12}Q_1 - a_{24}Q_2 - a_{25}Q_2 - a_{26}Q_2 - a_{27}Q_2 - a_{23}Q_2 - \lambda Q_2$$

- **RADIOATTIVITÀ SUOLO - FRAZIONE MINERALE (kBq m⁻²)**

$$\frac{dQ_3}{dt} = a_{23}Q_2 - a_{34}Q_3 - a_{35}Q_3 - a_{36}Q_3 - a_{37}Q_3 - \lambda Q_3$$

- **RADIOATTIVITÀ FOGLIE CONIFERA (AGHI) (kBq m⁻²)**

$$\frac{dQ_4}{dt} = a_{24}Q_2 + a_{34}Q_3 - a_{41}Q_4 - \lambda Q_4$$

- **RADIOATTIVITÀ TRONCO CONIFERA (kBq m⁻²)**

$$\frac{dQ_5}{dt} = a_{25}Q_2 + a_{35}Q_3 - \lambda Q_5$$

- **RADIOATTIVITÀ FOGLIE DECIDUO (kBq m⁻²)**

$$\frac{dQ_6}{dt} = a_{26}Q_2 + a_{36}Q_3 - a_{61}Q_6 - \lambda Q_6$$

- **RADIOATTIVITÀ TRONCO DECIDUO (kBq m⁻²)**

$$\frac{dQ_7}{dt} = a_{27}Q_2 + a_{37}Q_3 - \lambda Q_7$$

5.7 Verifica

La fase di verifica consiste nel formulare delle ipotesi sul funzionamento del modello in risposta agli input e verificare se realmente il modello mantiene le aspettative [Jorgensen S. E., 1994]. Le ipotesi vagliate nel presente studio sono le seguenti:

1. Incremento dell'input: all'aumento delle concentrazioni di cesio in input si deve riscontrare un corrispondente aumento proporzionale delle concentrazioni di cesio in tutti i comparti;
2. Variazione dei parametri: al variare dei parametri, si deve verificare una corrispondente variazione delle concentrazioni del cesio nei diversi comparti coinvolti;
3. Applicazione di valori estremi ai parametri: applicando valori estremi dei ratei di trasferimento, il modello non deve dare in uscita valori di concentrazione del cesio esageratamente bassi o alti nei diversi comparti ambientali.
4. Simulazione in tempi lunghi: Il modello deve essere stabile nel tempo, nel senso che deve sempre restituire valori conformi ai risultati attesi anche ponendo tempi di simulazione molto più lunghi di quelli previsti per il suo normale utilizzo.

L'assegnazione dei valori ai parametri (ratei di trasferimento) è stata effettuata su base bibliografica (tab. 5.3), scegliendo il valore centrale del range (tab. 5.5). I parametri a_{24} , a_{25} , a_{26} , a_{27} sono stati moltiplicati per una costante di ripartizione che suddivide la quantità assunta dalla pianta tra fusto e fogliame.

RATEO DI TRASF.	FLUSSO	RANGE (valori in letteratura)	VALORE UTILIZZATO PER LA VERIFICA
a ₁₂	Dalla lettiera alla frazione organica	0.1380 – 0.6900	0.3519
a ₁₃	Dalla frazione organica alla frazione minerale	0.0430 – 0.0780	0.0605
a ₂₄	Dalla frazione organica alle foglie di conifere	0.0070 – 0.6900	0.3485 * k1
a ₄₁	Dalle foglie di conifere alla lettiera	0.0690 – 0.6900	0.3795
a ₂₅	Dalla frazione organica al legno di conifere	0.0070 – 0.6900	0.3485 * (1-k1)
a ₂₆	dalla frazione organica alle foglie di decidue	0.0138 – 1.3860	0.6999 * k2
a ₆₁	dalle foglie di decidue alla lettiera	1	1
a ₂₇	dalla frazione organica al legno di decidue	0.0138 – 1.3860	0.6999 * (1 - k2)
a ₃₄	dalla frazione minerale alle foglie di conifere	0.0014	0.0014 * k1
a ₃₅	dalla frazione minerale al legno di conifere	0.0014	0.0014 * (1-k1)
a ₃₆	dalla frazione minerale alle foglie di decidue	0.0014	0.0014 * k2
a ₃₇	dalla frazione minerale al legno di decidue	0.0014	0.0014 * (1 - k2)
λ	frazione di ¹³⁷ Cs persa per decadimento naturale	0.0229	0.0229

LISTA DEI COEFFICIENTI DI RIPARTIZIONE

K1	Coefficiente di partizione foglie – legno (conifere)	0.30 – 0.55	0.43
K2	Coefficiente di partizione foglie – legno (deciduo)	0.20	0.20

Tab. 5.5. Valori dei parametri utilizzati per la verifica del modello.

Ipotesi 1: incremento dell'input

L'ipotesi è stata verificata facendo eseguire al modello 5 simulazioni a valori crescenti dell'input (simulando rispettivamente la deposizione di 10, 50, 100, 150, 200 kBq m⁻²) e mantenendo fissi tutti i parametri. Per i parametri che hanno un range, si è adottato il valore centrale. Le 5 simulazioni hanno prodotto, per ciascun comparto ambientale, 5 curve parallele che presentano lo stesso andamento.

A titolo di esempio si è riportato il grafico degli andamenti della concentrazione di cesio nel legno delle conifere (fig. 5.4).

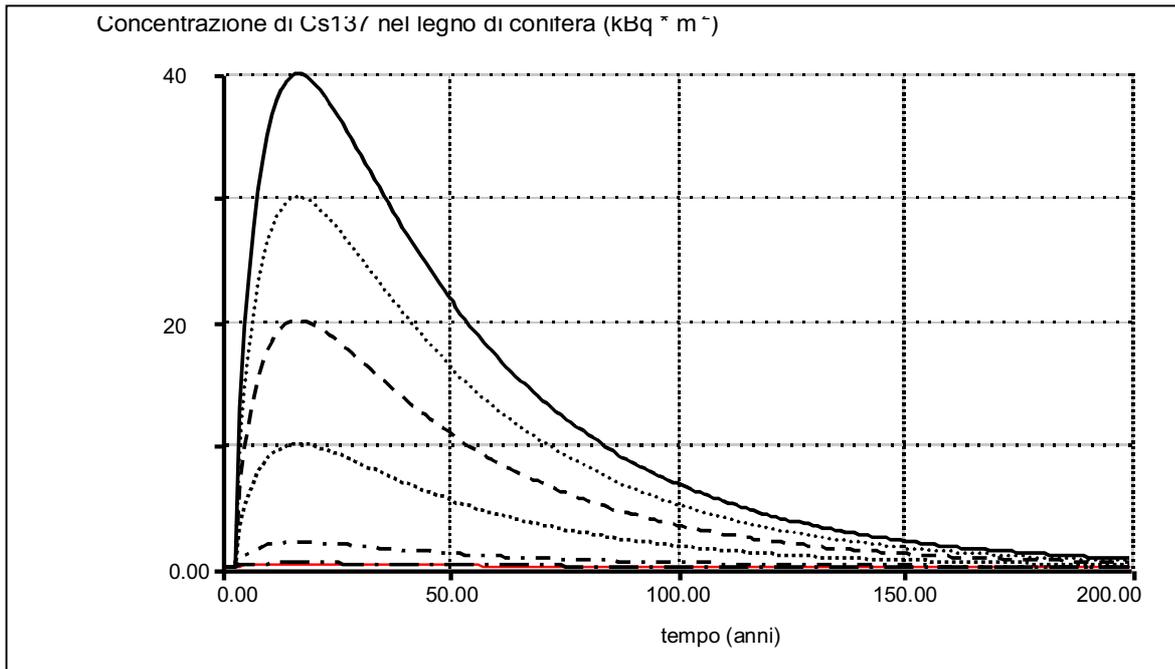


Fig. 5.4. Verifica della prima ipotesi.

Ipotesi 2: variazione dei parametri

Si è accertato il comportamento del modello al variare del valore dei parametri. Ad esempio all'aumento del valore del rateo di uptake delle conifere dal suolo organico, si ha un corrispondente aumento di cesio nel legno (fig. 5.5) ed una sua diminuzione nel suolo organico (fig. 5.6).

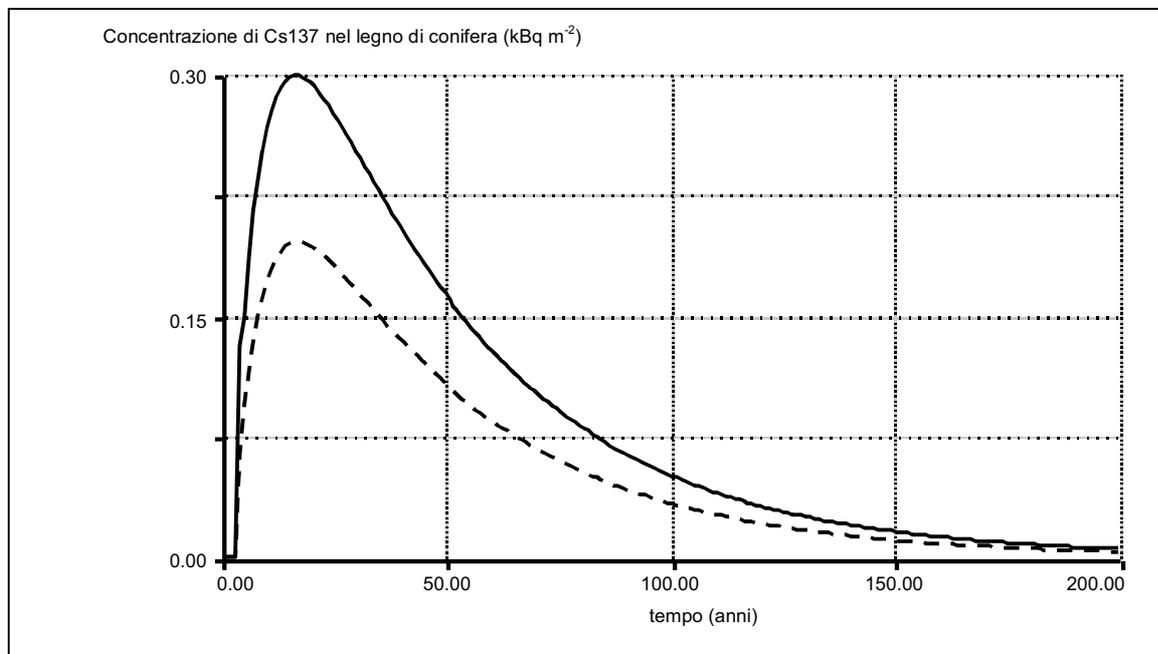


Fig. 5.5. Verifica della seconda ipotesi. Incremento del cesio nel legno di conifera (linea tratteggiata: uptake = 0.3485, linea piena: uptake = 0.6900).

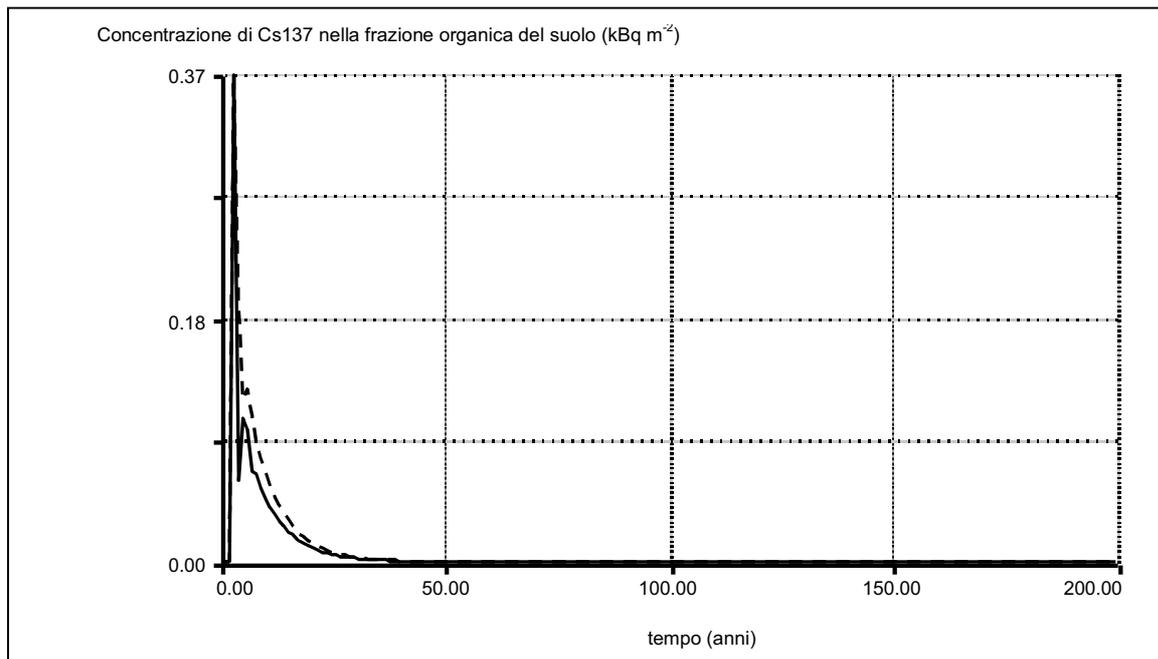


Fig. 5.6. Verifica della seconda ipotesi. Diminuzione del cesio nel suolo organico. (linea tratteggiata: uptake da conifera = 0.3485, linea piena: uptake da conifera = 0.6900).

Ipotesi 3: applicazione di valori estremi ai parametri

L'ipotesi è stata testata per i valori massimi e minimi dei parametri considerati.

Ipotesi 4: simulazione in tempi lunghi

La stabilità sul lungo termine è stata verificata ponendo il tempo di simulazione pari a 200 anni.

5.8 Analisi di sensitività

5.8.1 L'analisi di sensitività con il metodo di Hoffman - Gardner

L'analisi di sensitività serve a individuare i parametri che influenzano maggiormente il comportamento del modello. Essa viene effettuata facendo variare ciascun parametro del modello di una certa quantità mantenendo contemporaneamente costanti gli altri parametri e quantificando gli effetti relativi sui valori di output calcolati dal modello.

I parametri che hanno la maggiore influenza sui valori predittivi del modello sono quelli più sensitivi. In questa sede si è fatto uso del metodo di Hoffman e Gardner (1983) già adottato anche da altri Autori [Schell W. R. et al., 1996; Avila R. et al., 1999].

La procedura per eseguire l'analisi è la seguente:

- identificazione delle variabili di maggior interesse; nel nostro caso sono state selezionate tutte le variabili;
- individuazione, per ogni parametro da analizzare, del valore minimo, del valore massimo e del valore *nominale* di partenza;
- settaggio di tutti i parametri sul valore nominale;
- settaggio del primo parametro sul valore minimo lasciando tutti gli altri sul valore nominale;
- esecuzione della prima simulazione;
- lettura degli output: valori di concentrazione minima (Cmin) per ogni variabile di stato;
- settaggio del primo parametro sul valore massimo lasciando tutti gli altri sul valore nominale;

- esecuzione della seconda simulazione;
- lettura degli output: valori di concentrazione massima (Cmax) per ogni variabile di stato;
- calcolo dell'*indice di sensitività* (SI) mediante la seguente espressione:

$$SI = 1 - (C_{min}/C_{max})$$

Se Cmin > Cmax, si scambia il numeratore con il denominatore

- ripetizione dei passaggi 4-10 per tutti i parametri.

L'indice di sensitività è compreso fra 0 e 1. Valori dell'indice minori di 0.01 indicano insensibilità numerica delle variabili di stato ai cambiamenti dei valori dei parametri. In questo studio si è eseguita l'analisi di sensitività sui parametri riportati in tabella 5.6.

I valori di partenza sono stati calcolati come valori centrali dei range rilevati in bibliografia (tab. 5.5).

I valori massimi e minimi sono stati calcolati facendo variare del 20% il valore di partenza, in accordo col minimo range di variazione ritrovato in letteratura. Il solo parametro *foled* è stato rinvenuto come valore singolo: la variazione del 20% gli è stata attribuita arbitrariamente.

L'input per il sistema e il coefficiente di ripartizione dell'input fra il fogliame e la lettiera sono stati fissati a priori, definendo così le condizioni iniziali della simulazione. L'input è stato attribuito sulla base della deposizione rilevata nella foresta di Tarvisio ed equivale a 40 kBq m⁻² [De Cort M. & Izrael YU. A., 1996].

La percentuale di ripartizione iniziale è stata posta al 60% a favore del fogliame. Questo valore è stato stimato in base alle seguenti considerazioni:

- la composizione forestale nell'area di Tarvisio vede dominanti le conifere;
- le frazioni di intercettazione possono variare fra il 60% e il 90% per le foreste pure di conifere;
- le frazioni di intercettazione possono variare fra il 20% e il 70% per le foreste pure di decidue [Schell W. R. et al., 1996].

Il tempo di simulazione è stato posto a 100 anni; la sensitività di tutte le variabili di stato è stata calcolata a 5, 20, 50 e 100 anni per verificare eventuali variazioni nel tempo (figg. 5.7-5.10).

5.8.2 Risultati dell'analisi di sensitività

La sensitività valutata a 5 anni è in generale piuttosto bassa (fig. 5.7). Le variazioni dei coefficienti *decomp*, *uptorgc* e *uptorgd* (tab. 5.6) hanno influenza non solo sul comparto direttamente coinvolto ma su tutti i comparti ambientali. I coefficienti *mineral*, *aghi_a_let*, *aghilec* e *foled* mostrano invece di incidere notevolmente sulle variabili maggiormente interessate dal parametro. I parametri *uptminc* e *uptmind* non determinano alcuna sensitività.

La simulazione a 20 anni mostra livelli di sensitività più elevati (fig. 5.8). Lettieria, frazione organica del suolo, aghi conifere e foglie decidue sono i comparti più sensibili ai coefficienti *decomp*, *aghi_a_let*, *aghilec* e *foled*. I parametri *uptminc* e *uptmind* hanno nuovamente un'azione irrilevante sulla sensitività. Il parametro *mineral* esalta la sensitività nella frazione minerale del suolo, mentre i coefficienti *uptorgc* e *uptorgd* agiscono sulla sensitività di tutti i comparti senza differenziarne uno in particolare.

La sensitività a 50 anni risulta molto più omogenea tra i vari comparti, con valori di punta inferiori ai precedenti (fig. 5.9).

Dopo un intervallo di 100 anni si mostrano valori di sensitività molto diversi per i coefficienti *decomp* e *aghi_a_let* (fig. 5.10). La sola lettiera manifesta sensibilità al tasso di decomposizione (*decomp*) e il tasso di trasferimento dagli aghi alla lettiera (*aghi_a_let*) influenza soltanto il contenuto di cesio degli aghi. Tutti gli altri coefficienti producono valori di sensitività estremamente simili alla situazione a 50 anni.

In generale si può concludere che:

- i coefficienti di trasferimento fra aghi di conifera e lettiera (*aghi_a_let*), il rateo di decomposizione (*decomp*) e l'uptake da frazione organica del suolo (*uptorgc*, *uptorgd*) sono i parametri che influiscono maggiormente sul sistema;
- l'uptake delle piante a carico della frazione minerale del suolo assume rilievo solo dopo i 50 anni (*uptminc*, *uptmind*);
- il contenuto di cesio nel legno non risente dell'influenza degli altri processi;
- il modello risulta più sensibile dopo un intervallo di tempo di 20 anni;
- i comparti *legno di conifera* e *legno di decidua* risultano in assoluto i meno sensibili.

Parametro	Valore nominale	Minimo (-20%)	Massimo (+20%)	Significato
Decomp	0,3519	0,2815	0,4223	Rateo di decomposizione
Mineral	0,0605	0,0484	0,0726	Rateo di mineralizzazione
Uptorgc	0,3485	0,2788	0,4182	Uptake delle conifere da frazione organica
Uptorgd	0,6969	0,5575	0,8363	Uptake delle decidue da frazione organica
Uptminc	0,0014	0,0011	0,0017	Uptake delle conifere da frazione minerale
Uptmind	0,0014	0,0011	0,0017	Uptake delle decidue da frazione minerale
aghi_a_let	0,3795	0,3036	0,4554	Rateo di trasferimento dagli aghi alla lettiera
Aghilec	0,37	0,296	0,444	Coefficiente di ripartizione fra aghi e legno nelle conifere
Foled	0,2	0,16	0,24	Coefficiente di ripartizione fra foglie e legno nelle decidue

Tab. 5.6. Parametri utilizzati per l'analisi di sensitività.

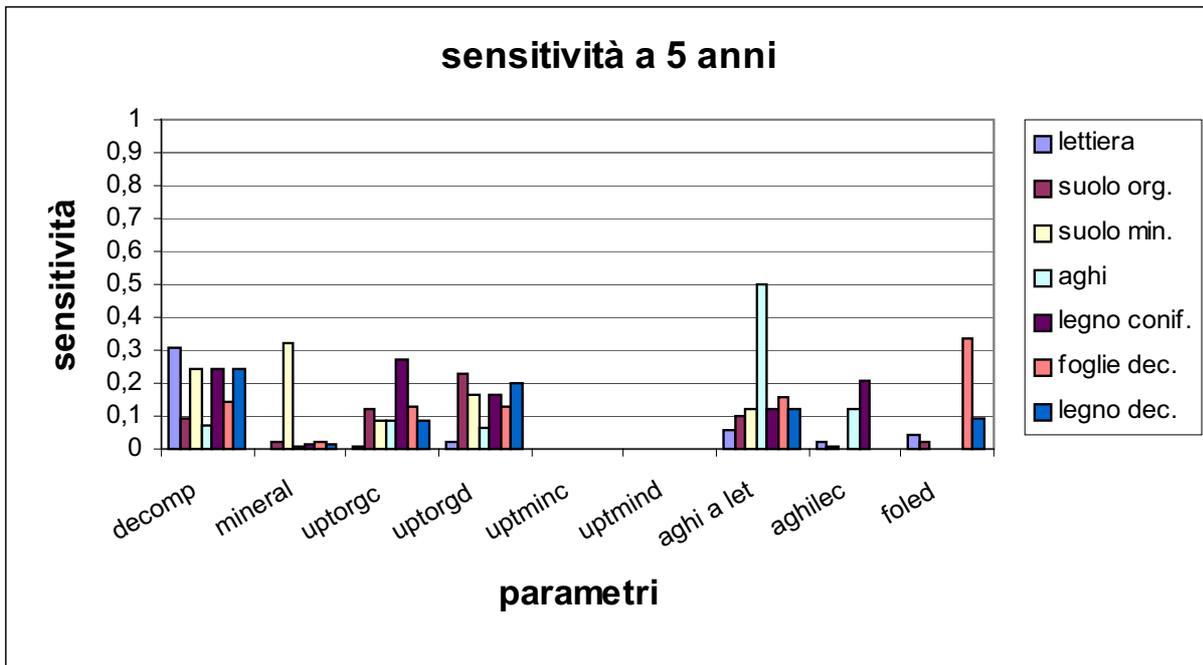


Fig. 5.7. Valori di sensibilità a 5 anni.

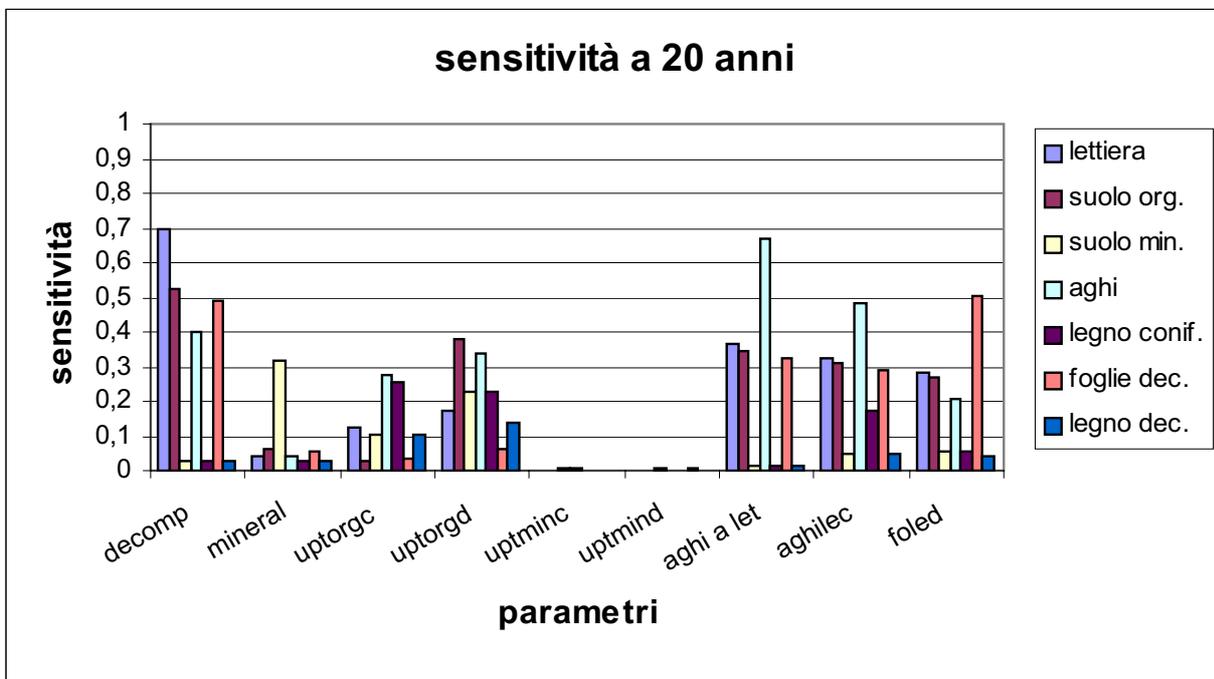


Fig. 5.8. Valori di sensibilità a 20 anni.

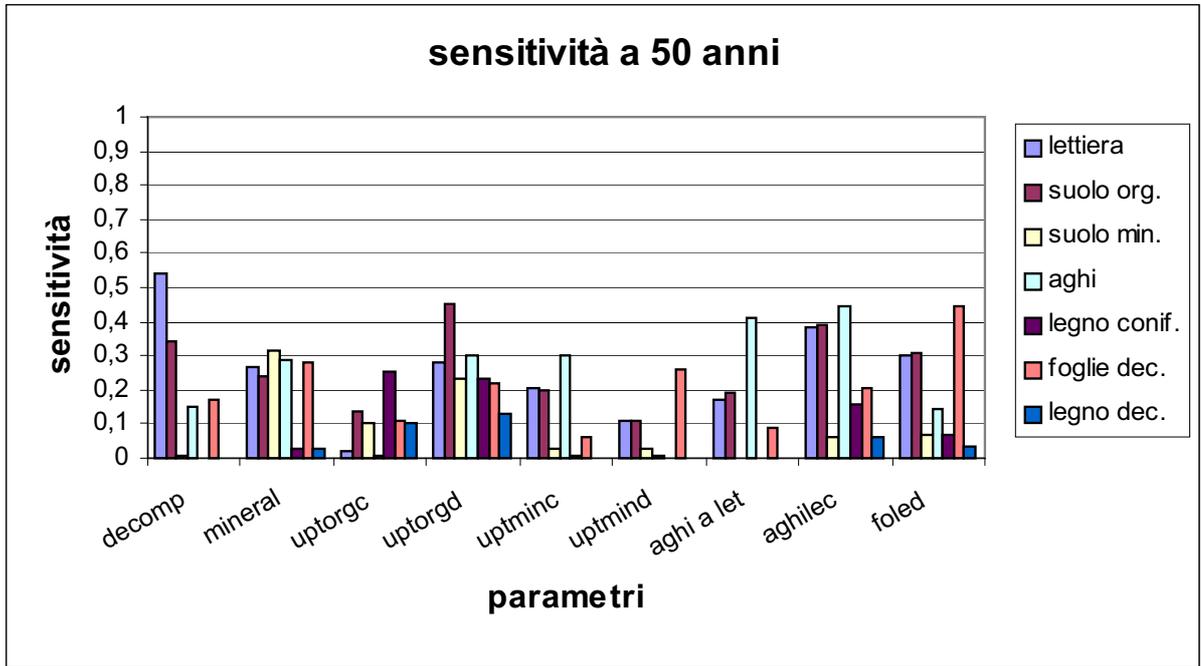


Fig. 5.9. Valori di sensitività a 50 anni.

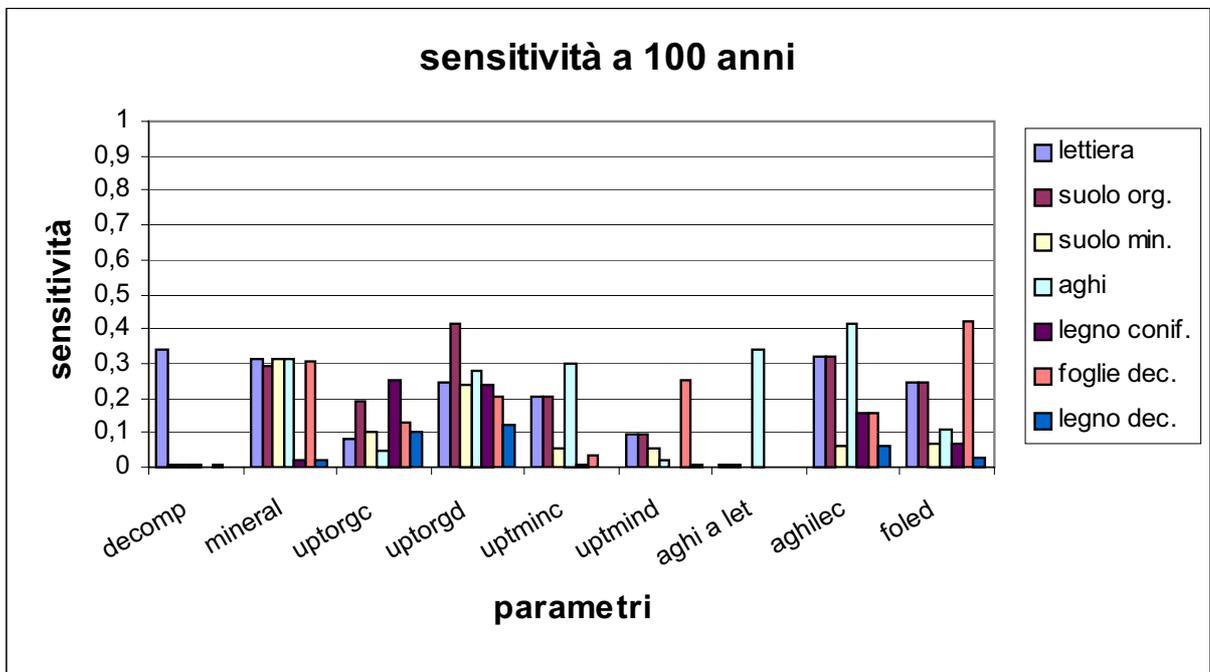


Fig. 5.10. Valori di sensitività a 100 anni.

5.9 Calibrazione

5.9.1 Metodologia

La calibrazione di un modello consiste nella determinazione dei valori dei coefficienti (o parametri o ratei) in modo che esso riproduca nel miglior modo possibile i dati sperimentali [Marsili-Libelli S., 1989].

Esistono vari criteri per definire quale è il miglior set di parametri di un modello. La calibrazione parametrica applicata in questo studio si basa sul metodo operativo dei minimi quadrati, secondo il quale i valori migliori per i coefficienti sono quelli che minimizzano la distanza tra i valori delle variabili di stato calcolati con l'applicazione di tali parametri e i valori sperimentali delle stesse variabili. La metodologia prevede:

1. l'esecuzione di un certo numero di *run* del modello utilizzando in ogni occasione un valore diverso dei parametri scelti entro il range definito (cfr. tab. 5.4) in modo da ottenere come output la serie dei rispettivi valori delle variabili;
2. di individuare i valori dei parametri che minimizzano la specifica funzione che esprime la distanza tra i valori misurati e calcolati delle variabili [Jorgensen S. E., 1994], dove per distanza si intende la somma dei quadrati degli errori allargata a tutti gli N dati sperimentali a disposizione.

$$Y = \{ \Sigma [(x_c - x_m)^2] / (x_{m,a} / n) \}^{1/2} \quad (1)$$

dove:

Y = funzione da minimizzare;

x_c = valore calcolato della variabile

x_m = valore misurato della variabile

$x_{m,a}$ = valore medio misurato delle variabili

n = numero di dati sperimentali

3. Individuare i parametri che hanno generato i valori che minimizzano la funzione.

La presenza di più coefficienti da calibrare attraverso il metodo sopra citato ha imposto di stabilire:

- quali parametri prendere in considerazione;
- il numero di parametri da sottoporre a calibrazione contemporaneamente (uno, una coppia, più di due);
- l'ordine con cui questi venivano testati;
- quanti valori, all'interno del range di variazione di ciascun parametro, dovessero essere scelti per la calibrazione .

I parametri sottoposti all'operazione di calibrazione sono i nove riportati di seguito:

1. *decomp* = rateo di decomposizione (passaggio da lettiera a sostanza organica);
2. *mineral* = rateo di mineralizzazione (passaggio da sostanza organica a frazione minerale);
3. *uptorgc* = rateo di uptake delle conifere dal suolo organico;
4. *uptorgd* = rateo di uptake delle decidue dal suolo organico;
5. *aghi_a_let* = rateo di rilascio dagli aghi alla lettiera;
6. *uptminc* = rateo di uptake delle conifere dal suolo minerale;
7. *uptmind* = rateo di uptake delle decidue dal suolo minerale;
8. *aghilec* = coefficiente percentuale di ripartizione dell'uptake fra aghi e legno nelle conifere;
9. *foled* = coefficiente percentuale di ripartizione dell'uptake fra foglie e legno nelle decidue;

I rimanenti due parametri sono stati fissati a priori, definendo così le condizioni iniziali della simulazione, sulla base della deposizione rilevata nell'area di Tarvisio [De Cort M. & Izrael Yu. A., 1996] e sulla base della composizione forestale media della foresta:

- *input* = input di deposizione in kBq m⁻²;
- *percinput* = coefficiente percentuale di ripartizione dell'input fra aghi e lettiera.

Il numero dei parametri testati contemporaneamente è stato posto pari a due. La scelta si è basata sulle informazioni disponibili in letteratura riguardanti le caratteristiche e i comportamenti dei modelli matematici che trattano lo stesso argomento di studio [Jorgensen S. E., 1994]. Tali informazioni, associate ad una adeguata conoscenza del comportamento del modello, hanno consentito di poter accoppiare i parametri durante la fase di calibrazione.

Il criterio con cui si è stabilito l'ordine dei parametri da testare si è basato sui risultati dell'analisi di sensitività (cfr. par. 5.8) che ha permesso di ordinare i parametri a partire dal più sensitivo.

Il numero di test effettuati (*run*) per ciascun parametro è stato posto pari a cinque utilizzando i valori derivati dalla suddivisione del rispettivo range di variazione in cinque parti. Questo numero è stato ritenuto congruo in relazione alle finalità prefissate

Le variabili di stato testate nel processo di calibrazione sono state: la *concentrazione di cesio nella lettiera, nella frazione organica e nella frazione minerale* (tabb. 5.2 e 5.5). La ragione va ricercata nel fatto che solo per queste variabili risultavano disponibili i dati sperimentali necessari allo scopo.

ANNI	CONCENTRAZIONE DI CESIO NELLA LETTIERA (kBq m ⁻²)	CONCENTRAZIONE DI CESIO NELLA FRAZIONE ORGANICA (kBq m ⁻²)	CONCENTRAZIONE DI CESIO NELLA FRAZIONE MINERALE (kBq m ⁻²)
1987	8.5	13.6	3.5
1988	6.8	13.1	2.9
1989	2.9	18.3	5.8
1990	4.8	12.9	5.5
1991	4.7	15.4	7.8
1992	2.1	18.8	6.3
1993	3.1	13.5	5.1

Tab. 5.5. Valori sperimentali delle concentrazioni di cesio radioattivo nel suolo

5.9.2 Risultati della calibrazione

I risultati della calibrazione sono riportati nella tabella 5.6, che mostra i range di variazione dei parametri rilevati in letteratura e utilizzati nella fase di calibrazione e i valori attribuiti ai parametri del modello che consentono di ottenere il risultato migliore.

PARAMETRI	RANGE DI VARIAZIONE	RISULTATI DELLA CALIBRAZIONE
DECOMP	0.1380-0.0690	0.3700
MINERAL	0.0430-0.0708	0.0670
UPTORGC	0.0070-0.6900	0.1200
UPTORGD	0.0138-1.3860	0.0140
AGHI A LET	0.0690-0.6900	0.6500
UPTMINC	0.0011-0.0017	0.0015
UPTMIND	0.0011-0.0017	0.0016
AGHILEC (%)	0.30-0.44	0.30
FOLED (%)	0.12-0.28	0.20

Tab. 5.6. Valori dei parametri applicati e risultati della calibrazione.

5.9.3 Rappresentazione grafica degli output del modello calibrato

Nelle figure 5.11, 5.12 e 5.13 i risultati delle simulazioni eseguite con il modello calibrato relative alle concentrazioni di cesio nei comparti lettiera, suolo organico e suolo minerale sono posti a confronto con i dati sperimentali tratti dalla bibliografia (tab. 5.2). La simulazione è stata effettuata nell'arco di tempo compreso tra il 1987 e il 1993.

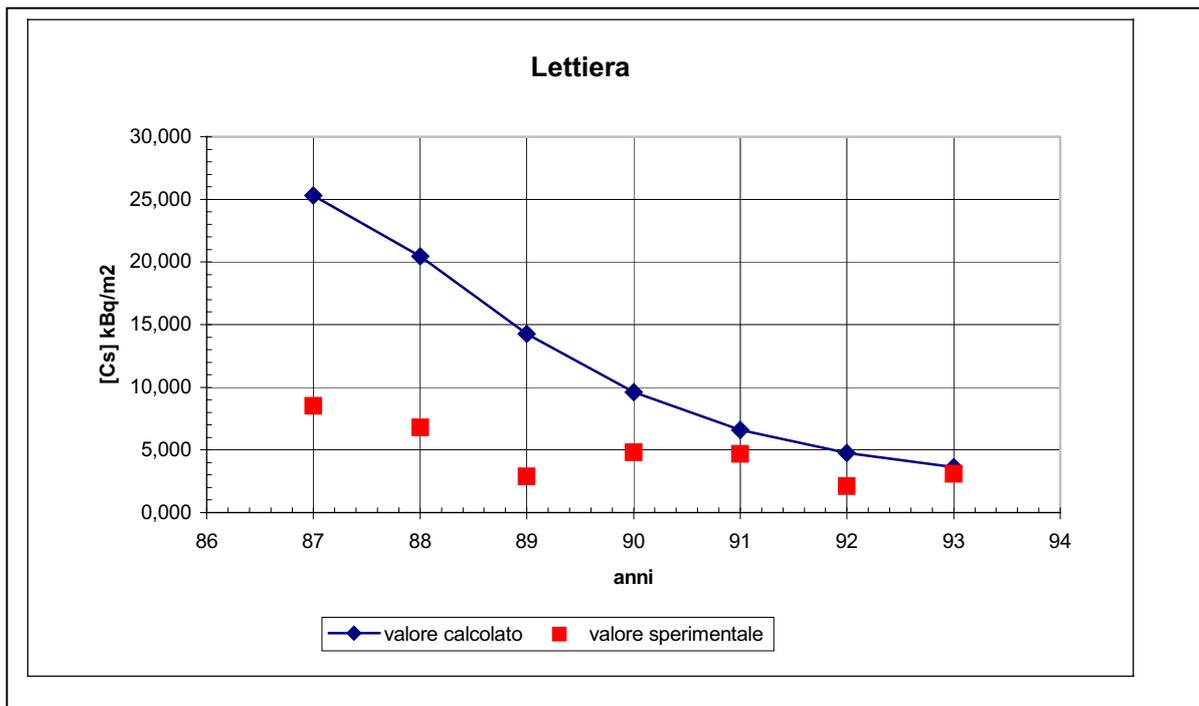
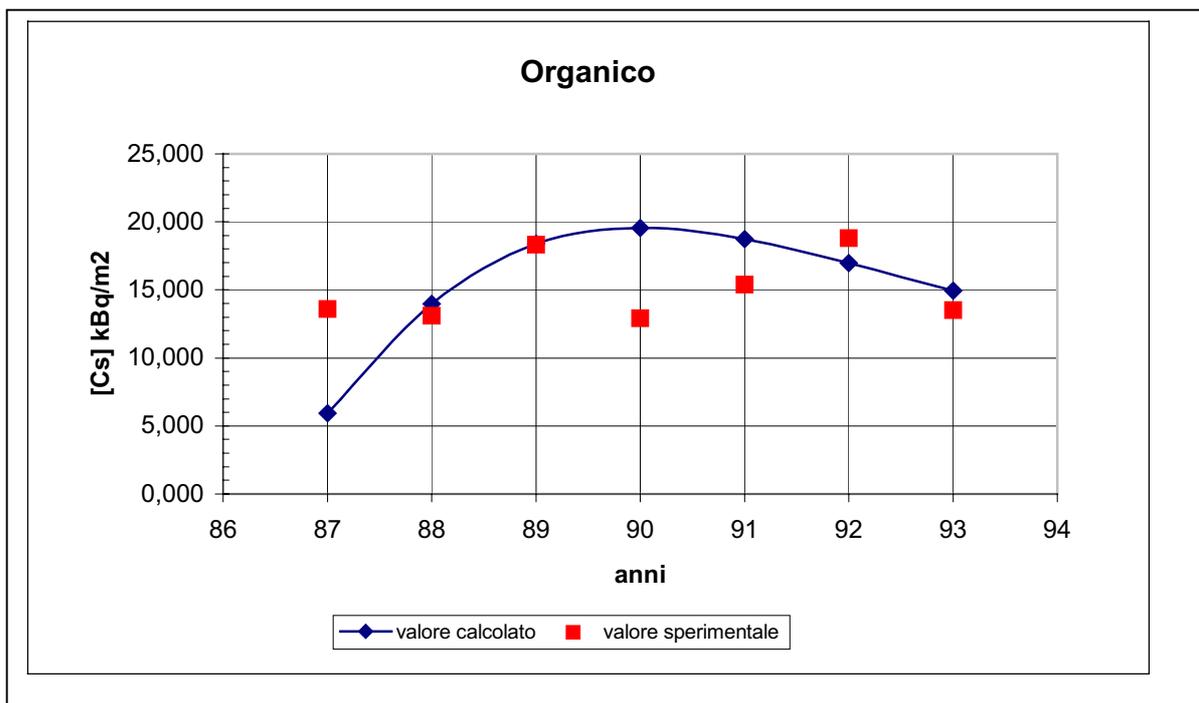


Fig. 5.11. Confronto fra valori calcolati e valori sperimentali di ^{137}Cs nella lettiera.

Fig. 5.12. Confronto fra valori calcolati e valori sperimentali di ^{137}Cs nel suolo organico.



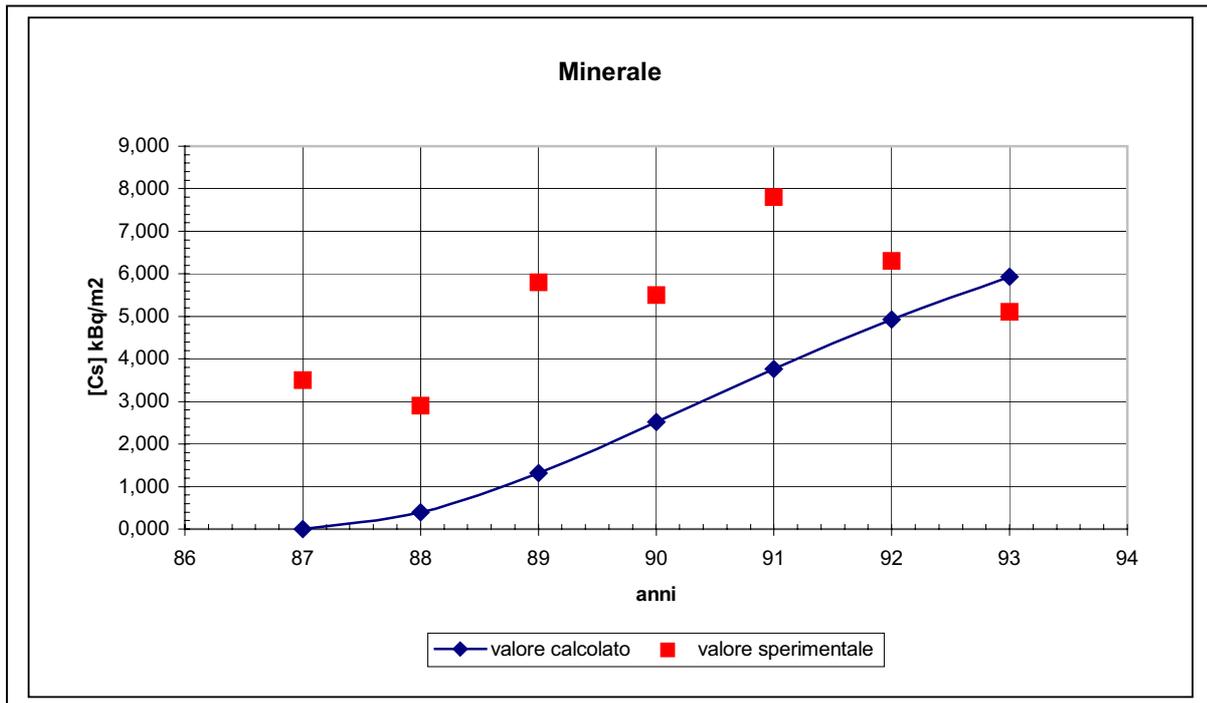


Fig. 5.13. Confronto fra valori calcolati e valori sperimentali di ^{137}Cs nel suolo minerale

Per quanto riguarda la lettiera, si evidenzia che le uscite calcolate relative ai primi tre anni si scostano notevolmente dai corrispondenti valori sperimentali mentre i risultati riguardanti gli anni successivi approssimano accettabilmente i valori reali.

In relazione alla frazione organica del suolo gli output del modello si mostrano invece in buon accordo con quelli sperimentali.

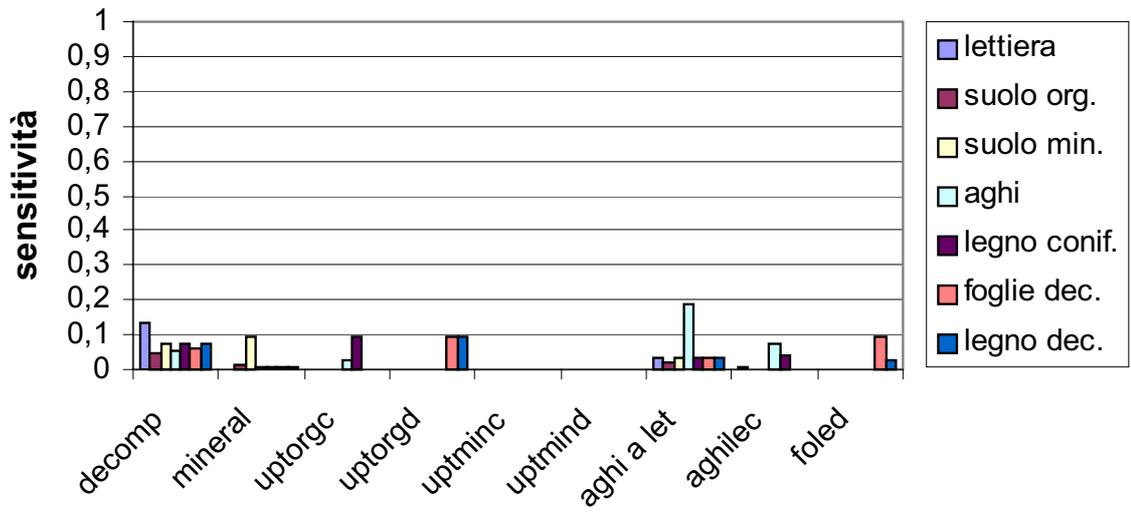
Nel caso della frazione minerale l'andamento dei dati empirici e stimati è pressoché concordante, pur risultando i valori simulati sottostimati rispetto a quelli reali.

Alla procedura di calibrazione è seguita una seconda analisi di sensitività agli stessi intervalli di tempo della precedente (5, 20, 50, 100 anni).

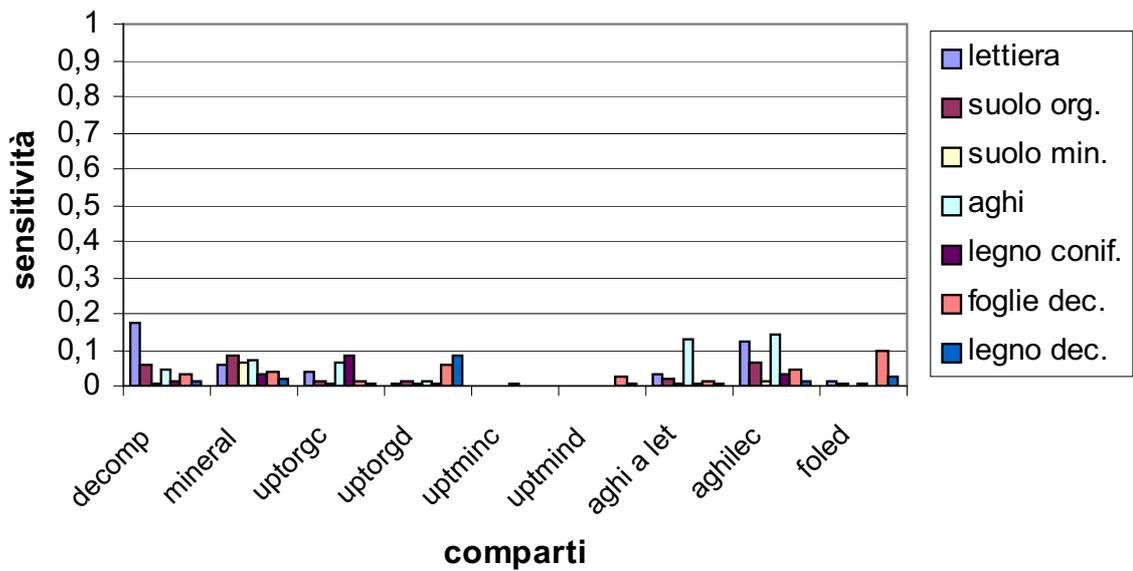
Come valori preselezionati dei parametri sono stati considerati i valori ottenuti dalla calibrazione mentre l'intervallo di variazione è stato fissato a $\pm 5\%$ di tale valore. In questo modo si è inteso verificare se a piccole variazioni dei parametri corrispondono nel tempo variazioni limitate delle variabili di stato.

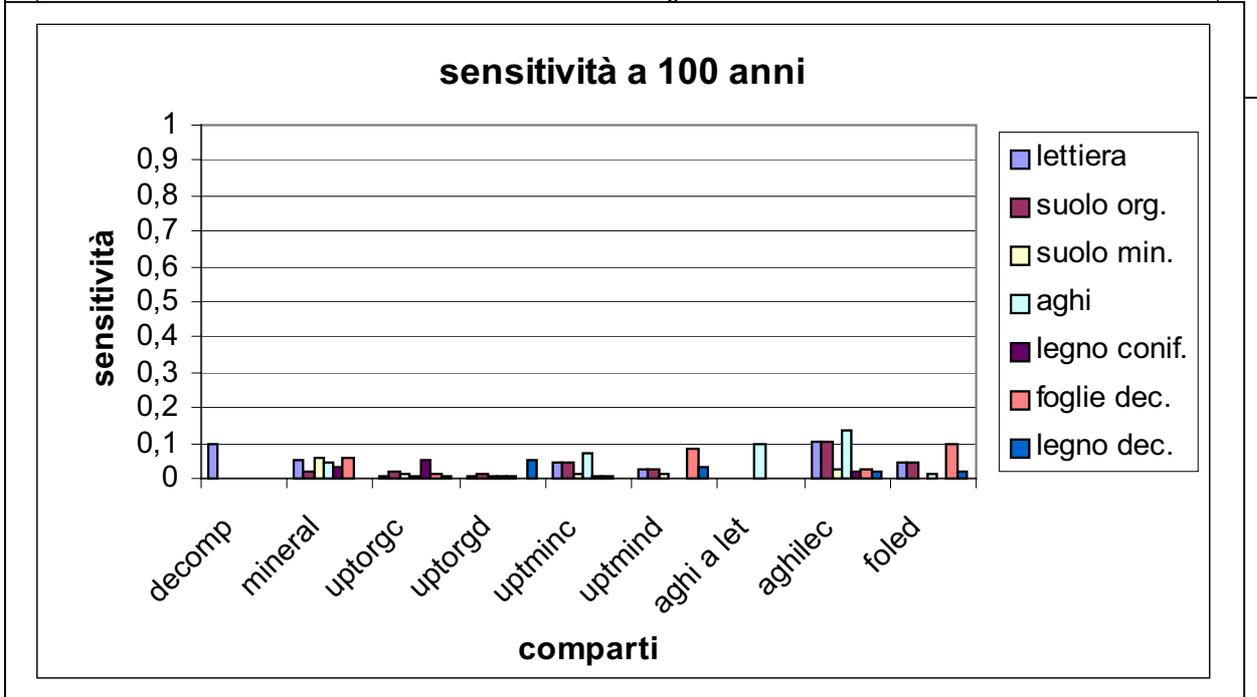
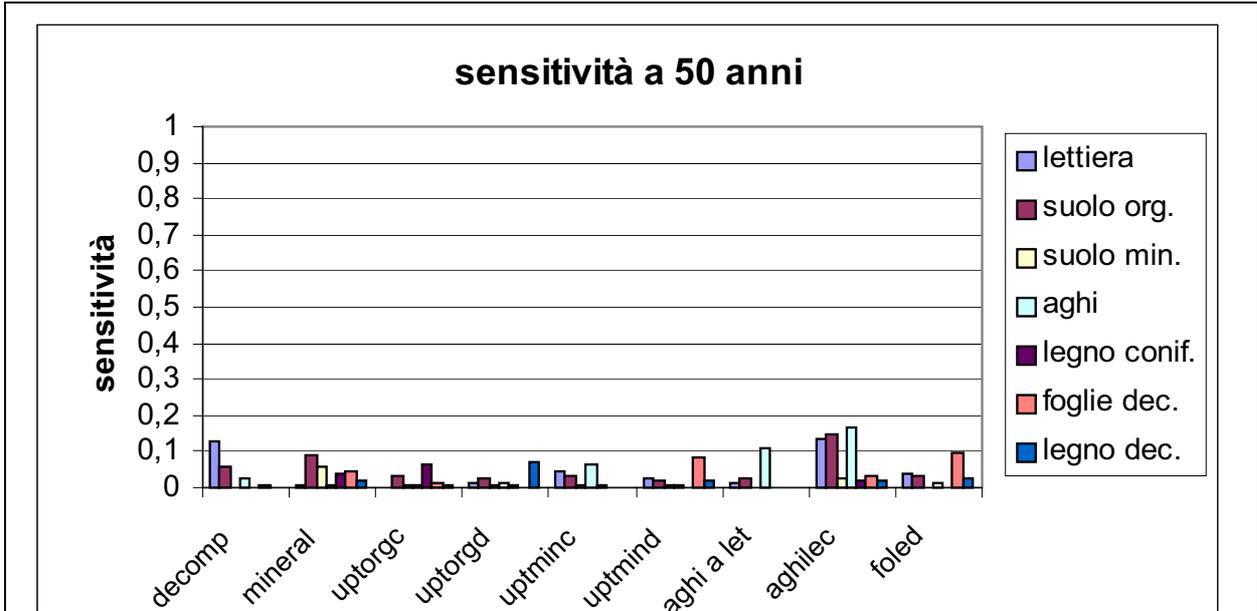
Le figure 5.14, 5.15, 5.16, 5.17 mostrano gli istogrammi dei valori di sensitività di tutti i parametri rilevati negli intervalli di tempo prefissati in tutti i comparti.

sensibilità a 5 anni



sensibilità a 20 anni





Va sottolineato che nel caso di sei parametri su nove le sensitività registrate sono addirittura inferiori a 0.01, valore definito da Hoffman – Gardner che rappresenta la soglia minima per accettare come valida la sensitività rilevata.

Si evidenzia inoltre che i parametri più sensibili, pur con valori che superano di poco la soglia (tab. 5.7), sono i seguenti tre:

- *decomp*, il tasso di trasferimento del cesio dalla lettiera alla frazione organica del suolo che avviene con la decomposizione;
- *aghi_a_let*, il tasso di trasferimento del cesio dagli aghi alla lettiera;
- *aghlilec*, il coefficiente di ripartizione fra legno e aghi di conifera.

parametri	Intervallo di tempo (anni)			
	5	20	50	100
<i>decomp</i>	0.173 *	0.172 *	0.130 *	/
<i>aghi_a_let</i>	0.185 **	0.131 **	0.110 **	/
<i>aghlilec</i>	/	0.120 *	0.134 *	0.102 *
	/	0.143 **	0.164 **	0.138 **
	/	0.145 ***	0.102 ***	0.102 ***

Tab. 5.7. Valori dei parametri che superano la soglia minima di sensitività (0.01).

* = valore rilevato nel comparto lettiera

** = valore rilevato nel comparto aghi

*** = valore rilevato nel comparto suolo organico

5.9.4 Il sito di calibrazione

La scelta del sito di calibrazione del modello matematico ha riguardato la foresta di Tarvisio. Questo ecosistema, che rappresenta un buon esempio di bosco maturo stabile, è stato interessato dall'inquinamento radioattivo provocato dall'incidente di Chernobyl e per tale motivo esso è stato oggetto di alcuni studi a livello radioecologico. Da questi lavori sono stati tratti i dati sperimentali utilizzati per la calibrazione del modello FORESTOM. La foresta di Tarvisio (fig. 5.18), localizzata presso il paese omonimo, è compresa nella regione Friuli - Venezia Giulia, nella Provincia di Udine, in un triangolo montuoso confinante con la Carinzia (Austria) e la Slovenia. Il tarvisiano, da un punto di vista climatico, è una zona di transizione fra i climi di tipo oceanico e continentale ed è caratterizzato da elevate precipitazioni, sia piovose che nevose.

Il bosco naturale di Abete Rosso e Faggio, con la mescolanza di altre specie secondarie, secondo le caratteristiche della stazione, costituisce la tipica associazione della foresta di Tarvisio.

Il Faggio (*Fagus sylvatica* (L.) Pignatti S., 1980) predomina nelle stazioni caratterizzate da un clima tendente all'oceanico, favorito nella diffusione dalle elevate precipitazioni e dall'alta umidità atmosferica e in alcuni casi limitati a piccole zone forma la tipica faggeta pura, di tipo illirico a dentarie, con sottobosco ricco di *Cardamine Bulbifera* ((L.) Crantz, Pignatti S., 1980) e *Cardamine Pentaphillos* ((L.) Crantz, Pignatti S., 1980).

Molto più estesi e frequenti sono i consorzi misti di Abete Rosso e Faggio, ai quali si aggiunge spesso l'Abete Bianco, che costituiscono la nota associazione del *Carici-Fagetum piceetosum* [Lorenzoni G. G. 1967].

L'Abete Rosso (*Picea excelsa* (Lam.) Link, Pignatti S., 1980) prevale nelle zone dove si rivela un più accentuato continentalismo.

Nella tabella 5.8 si riassumono le informazioni sul sito ricavate dalle pubblicazioni disponibili.

La deposizione al suolo del particolato radioattivo proveniente da Chernobyl è stata variamente influenzata dalla distribuzione spaziale e dall'andamento temporale delle

precipitazioni del 30 aprile e dei primi giorni di maggio del 1986. In questo periodo nella Regione Friuli - Venezia Giulia, le precipitazioni sono state essenzialmente a carattere temporalesco o di rovescio, con distribuzione piuttosto irregolare [Nimis P. et al., 1986].

E' stato stimato che la deposizione di ^{137}Cs è variata fra 20 e 40 kBq m⁻² [De Cort M & Izrael YU. A. et al., 1996].



Fig. 5.18. Localizzazione del bosco di Tarvisio.

Localizzazione	Tarvisio (Udine, Italia Nord - Orientale)
Tipo di ecosistema	Foresta mista secondaria matura: Piceo-Faggeta con predominanza di <i>Picea excelsa</i> (Abete Rosso, 77%) e <i>Fagus sylvatica</i> (Faggio, 17%). Minori presenze di <i>Larix decidua</i> (Larice), sottobosco di scarsa consistenza principalmente a <i>Vaccinium myrtillus</i> (Mirtillo nero). Piante di età compresa fra 60 e 100 anni.
Altitudine	870 m s.l.m.
Suolo	Classificato come terre marroni su detrito morenico poco profondo (20-25 cm), con strato ologranico di circa 5 cm di spessore a reazione acida (pH 3-4)
Clima	Temperature minime al di sotto dei -20°C Temperature massime al di sopra dei 25°C Temperatura media annua: circa 5 °C Piovosità media annua. 1400 - 1500 mm Copertura nevosa da novembre a maggio

Tab. 5.8. Informazioni sul sito ricavate da bibliografia [Feoli E., 1995; <http://www.mininterno.it/culti/immobili/terre/ft1.htm>].

5.10 Validazione

La fase di validazione consiste nell'effettuare una seconda calibrazione su un set di dati diversi e indipendenti da quelli di calibrazione, che coprano la più ampia gamma possibile di condizioni e di comparti e che siano di buona qualità in termini di frequenza di misure [Jorgensen S. E., 1994].

In questo caso la validazione non è stata eseguita poiché gli elementi necessari non erano disponibili.

6 Il modello FORTOM

Le competenze acquisite nella realizzazione del modello FORESTOM hanno consentito di instaurare un proficuo rapporto di collaborazione con R. Avila, PhD che svolge la sua attività di ricerca presso l'Istituto di Radioprotezione Svedese (Statens Stralskydds Institut di Stockholm, struttura che opera ai massimi livelli nazionali ed europei) e che da tempo si interessa delle tematiche affrontate in questo studio.

Recentemente lo stesso Avila ha realizzato e presentato un modello, denominato FORTREE [Avila R. et al., 1999], al meeting della NATO "Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives" tenuto a Kiev nel 1999. Questo modello, che simula la circolazione del cesio radioattivo in una foresta di conifere, risulta notevolmente più complesso del modello FORESTOM in quanto:

- considera un numero molto più elevato di comparti ambientali, 17 contro 7, e di relativi processi di trasferimento;
- è definito da un passo di integrazione temporale giornaliero anziché annuale;
- tiene conto, mediante uno specifico modello, dell'accrescimento della biomassa vegetale in interazione con i processi di scambio del radionuclide.

Poiché il modello FORESTOM presenta una notevole aggregazione dei parametri, tale da non consentire di discriminare sufficientemente i processi di scambio del ^{137}Cs tra i vari comparti ambientali, si è concepito di realizzare un nuovo modello che si caratterizzasse per l'applicabilità ad un'ampia gamma di tipologie vegetali da realizzare mediante il semplice cambiamento del set dei parametri e che coniugasse le caratteristiche di semplicità strutturale di FORESTOM con un maggiore dettaglio nella descrizione del sistema.

A tale scopo si è assunto FORTREE come modello di riferimento su cui operare secondo le fasi seguenti:

- fase 1:
 - individuazione dei comparti da aggregare e loro raggruppamento;
 - calcolo dei nuovi coefficienti di trasferimento;
 - verifica della concordanza degli output dei due modelli;
- fase 2:
 - svincolo di FORTOM da FORTREE mediante l'introduzione di nuovi moduli di calcolo relativi alle quantità in comune fra i due modelli;
 - quantificazione delle differenze fra FORTOM e FORTREE e verifica della loro accettabilità;
- fase 3:
 - introduzione dei set di parametri relativi alla vegetazione di tipo deciduo e al sottobosco, reperiti tra quelli disponibili in letteratura.

Per ragioni di carattere temporale, poiché questo obiettivo si è posto durante l'ultima fase dell'attività triennale di ricerca, è stato possibile portare a termine solo la prima fase. Va segnalato che per sviluppare adeguatamente le fasi successive si rende peraltro necessario uno stretto rapporto collaborativo con il succitato R. Avila con il quale è stato definito il piano di lavoro.

In questo capitolo viene presentata una sintetica descrizione del modello FORTREE e lo studio relativo alla prima fase.

6.1 Descrizione del modello FORTREE

Il modello FORTREE, di cui si riporta il diagramma di flusso in figura 6.1 e la matrice di adiacenza in figura 6.2, si caratterizza per gli attributi di seguito riportati:

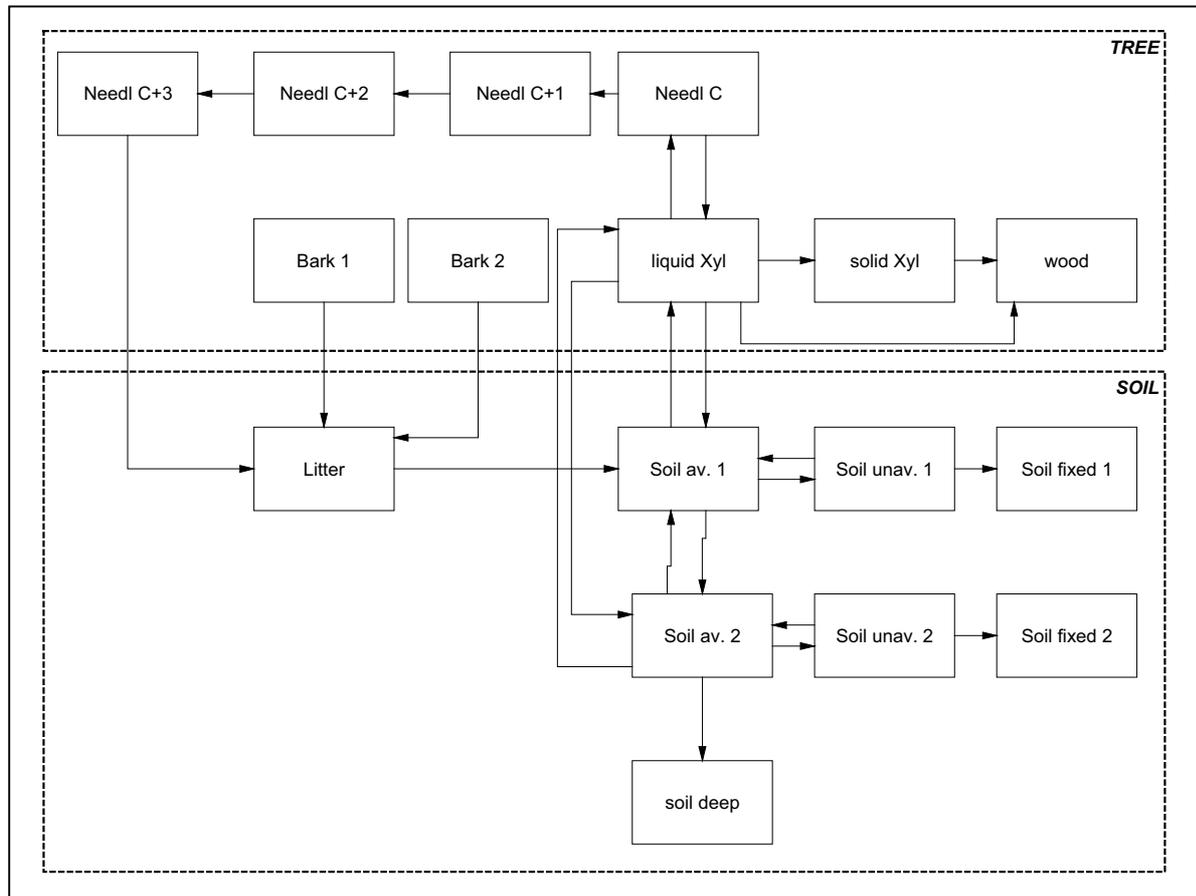


Fig. 6.1. Diagramma concettuale di FORTREE per le conifere [Avila R. et al., 1999].

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S
A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
B	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
C	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
D	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
G	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
H	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
K	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
N	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
R	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

COMPARTI

1	A	Aghi c+3
2	B	Aghi c+2
3	C	Aghi c+1
4	D	Aghi c
5	E	corteccia 1
6	F	corteccia 2
7	G	xilema liquido
8	H	xilema solido
9	I	legno
10	J	lettiera
11	K	Suolo 1 – frazione disponibile
12	L	Suolo 1 – frazione non disponibile
13	M	Suolo 1 – frazione fissata
14	N	Suolo 2 – frazione disponibile
15	O	Suolo 2 – frazione non disponibile
16	P	Suolo 2 – frazione fissata
17	Q	Suolo profondo
18	R	Input
19	S	output

Indice di connettività diretta = 0.1329
Indice c = 0.4913

Fig. 6.2. Matrice di adiacenza e indici di connettività di FORTREE [Avila R. et al., 1999].

- A livello della vegetazione, individua sette comparti relativi agli alberi: aghi di quattro diverse classi d'età, floema, frazione liquida e solida inclusa e legno morto che funge da sorgente di radionuclidi per le parti vive.
- La caratteristica su cui focalizza una particolare attenzione riguarda gli aghi delle conifere, poiché presentano un ciclo di sviluppo più complesso delle foglie delle altre essenze arboree. Per tale motivo, come sopra menzionato, gli aghi vengono divisi in quattro classi di età. La concentrazione maggiore di cesio si riscontra negli aghi più giovani in fase di crescita, in quanto fisiologicamente più attivi, e riflette quella presente nel *liquido xilematico*. Una riduzione si verifica invece negli aghi più vecchi in quanto una parte delle sostanze minerali viene loro sottratta per nutrire gli aghi più giovani.
- Viene assunto che l'incremento della concentrazione di cesio nelle foglie sia proporzionale all'aumento in biomassa delle stesse, mentre si ha una diminuzione di concentrazione nel periodo di senescenza.
- Una parte attiva delle radici è presente nello strato più superficiale del suolo (0-10 cm). Questa zona radicale è responsabile dell'assorbimento di radionuclidi per quanto riguarda un periodo di alcune decine d'anni dopo la deposizione. Sul lungo periodo l'assorbimento interessa invece le zone radicali situate a maggior profondità.
- Viene assunto che l'assorbimento radicale risulta proporzionale alla biomassa attuale dell'albero.
- Il trasporto del cesio attraverso la pianta è realizzato tramite le parti vive della stessa che sono le parti più esterne del tronco, che contengono il floema e il legno stagionale. Per ciò che riguarda la dinamica della concentrazione di cesio nel legno vengono considerati tre aspetti: quantità di radionuclidi nella parte liquida di ogni anello annuale, quantità di radionuclidi nella parte solida di ogni anello annuale, quantità di radionuclidi depositati nel legno strutturale nella parte interna dell'albero. Il modello assume che al termine di ogni stagione il legno vivente, cioè la parte liquida e solida di ogni anello annuale, cessi le sue funzioni e la quantità di cesio in esso contenuta vada ad incrementare quella già presente nel legno di sostegno.
- La lettiera presenta un input derivante dalla caduta delle foglie al termine della stagione vegetativa ed un output dovuto all'assorbimento radicale. Il primo processo può essere visto come una transizione diretta foglie - lettiera con un rateo uguale al cambiamento in biomassa delle foglie.
- Nella descrizione della variazione di cesio disponibile nel suolo vengono considerati tre strati a diverse profondità: 0-10 cm, 10-80 cm, superiore agli 80 cm. Ciascuno di questi livelli presenta, per quanto riguarda il cesio, un comparto di disponibilità, uno di non disponibilità e uno di fissaggio permanente. Il rateo di trasporto tra i livelli è definito da costanti di trasferimento.
- La riduzione della disponibilità di cesio all'interno del suolo è simulata attraverso una equazione cinetica del primo ordine.
- Contiene un modello per la simulazione dell'accrescimento della biomassa. Esso merita una descrizione più dettagliata in quanto rappresenta il principale elemento di novità rispetto al modello FORESTOM.

Il modello di accrescimento della biomassa

Per simulare l'andamento della biomassa forestale si è fatto uso del modello FORBIO [Avila R. et al., 1999], già calibrato su lunghe serie storiche di dati sperimentali. Si tratta di un modello deterministico che descrive, con passo di integrazione giornaliero, l'andamento della massa vegetale di una foresta, espressa in kg m^{-2} .

Esso risulta composto da due parti:

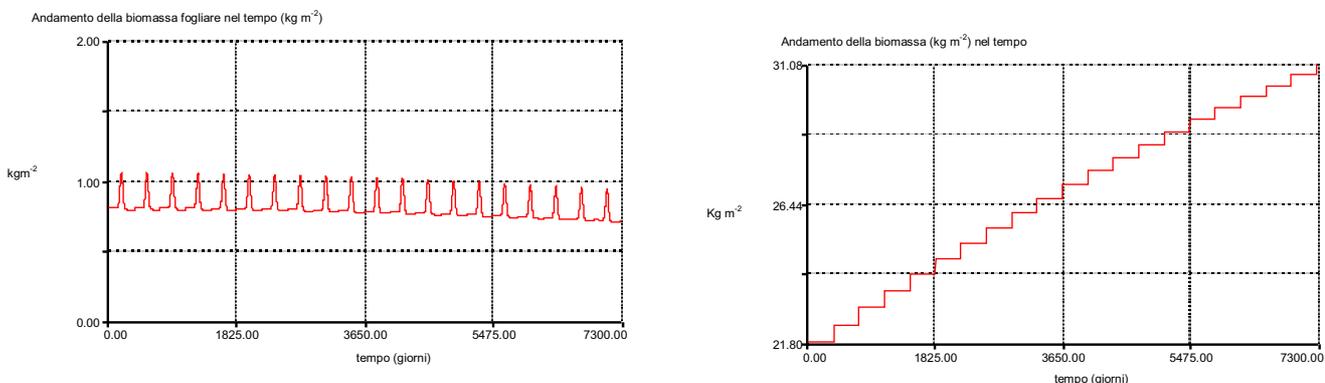
- la prima descrive l'accrescimento della biomassa totale per mezzo di una equazione logistica e la mortalità della stessa mediante una equazione esponenziale negativa;
- la seconda descrive, per mezzo di equazioni logistiche, l'andamento della biomassa degli aghi in funzione della biomassa totale distinguendoli in quattro classi di età.

I parametri su cui è basato FORBIO sono costituiti dal tasso di accrescimento della pianta e delle foglie, dal tasso di senescenza della pianta e delle foglie, dall'epoca (espressa in giorni) di inizio e di fine del periodo vegetativo. I valori annuali della biomassa fogliare dipendono inoltre dall'età della pianta, nell'assunzione che il contributo del fogliame alla biomassa totale decresca con l'invecchiamento della pianta. E' prevista anche la possibilità di introdurre, all'inizio della simulazione, diversi set di parametri di crescita in funzione delle diverse età delle piante, dato che ad età diverse la velocità di accrescimento si modifica.

Nelle figure sottostanti si indicano gli output di biomassa fogliare e biomassa totale per metro quadrato di foresta pura di conifere e per un periodo di simulazione di circa 20 anni.

Fig. 6.3. Andamento della biomassa fogliare (kg m^{-2}). Si possono notare i cicli stagionali.

Fig. 6.4. Andamento della biomassa totale (kg m^{-2}). La biomassa totale tende ad aumentare nel



tempo.

6.2 Realizzazione del modello FORTOM

Di seguito viene presentato lo studio relativo alla prima fase della realizzazione del modello FORTOM. Essa ha riguardato l'individuazione e l'aggregazione di alcuni comparti di FORTREE, il calcolo dei nuovi coefficienti di trasferimento fra i nuovi comparti, la verifica della concordanza degli output dei due modelli.

Si è ritenuto utile in questo ambito segnalare le differenze tra il modello in costruzione e quello sviluppato originariamente (FORESTOM).

6.2.1 Aggregazione di alcuni comparti del modello FORTREE

La riduzione del numero di comparti ha riguardato solo la componente vegetale. In particolare:

- le quattro classi di aghi di FORTREE sono state aggregate in un unico comparto "foglie";
- i comparti corteccia 1 e 2 di FORTREE sono state aggregate in un unico comparto "corteccia";
- i comparti xilema liquido, xilema solido e legno di FORTREE sono stati aggregati in un unico comparto "legno".

Ciò ha reso necessario convertire i valori dei coefficienti di trasferimento fra i comparti; tale operazione è stata effettuata adottando una metodologia basata sulla *media pesata degli input e degli output dei comparti* stessi.

Per eseguire questa operazione è necessario conoscere:

- Nel modello con i comparti da aggregare, qui chiamato modello 1:
 - la matrice di adiacenza, per conoscere le connessioni fra comparti;
 - i valori che assumono le variabili di stato, ottenuti effettuando opportune simulazioni;
 - i valori dei coefficienti di trasferimento.
 - Nel modello con i comparti aggregati, qui chiamato modello 2:
 - la matrice di adiacenza o il corrispondente diagramma di flusso.
- Il procedimento da eseguire per ogni insieme di comparti da aggregare, si compone di due fasi:
1. Confronto fra le matrici di adiacenza dei due modelli per individuare i comparti che risultano aggregati. Nel nostro caso k comparti del modello 1 risultano aggregati in i comparti del modello 2 e l comparti del modello 1 sono aggregati in j comparti del modello 2.
 2. Calcolo dei nuovi coefficienti di trasferimento mediante la formula:

$$T_{i \rightarrow j} = \frac{1}{\sum_k A_k} * \left(\sum_{k \rightarrow l} f_{k \rightarrow l} * A_k * T_{k \rightarrow l} - \sum_{l \rightarrow k} f_{l \rightarrow k} * A_l * T_{l \rightarrow k} \right)$$

Il termine che rappresenta gli input verso i comparti da aggregare è il seguente:

Il termine che rappresenta gli output dai comparti da aggregare è il seguente:

$$\sum_{l \rightarrow k} f_{l \rightarrow k} * A_l * T_{l \rightarrow k}$$

6.2.2 Calcolo dei nuovi coefficienti di trasferimento

E' stato necessario ricalcolare i nuovi coefficienti di trasferimento fra i comparti creati dalla precedente operazione di aggregazione (tab. 6.1).

Coefficiente di trasferimento	Comparto origine	Comparto destinazione
a_{14}	Foglie	Lettiera
a_{13}	Foglie	Legno
a_{24}	Corteccia	Lettiera
a_{35}	Legno	Suolo disponibile 1

a ₃₇	Legno	Suolo disponibile 2
a ₃₁	Legno	Foglie

Tab. 6.1. *Tabella dei coefficienti di trasferimento da ricalcolare.*

Negli schemi seguenti si descrivono le equazioni per il calcolo dei coefficienti.

a₂₄ coefficiente di trasferimento da corteccia a lettiera

$$T_{\text{Bark} \rightarrow \text{Litter}} = \frac{1}{A_{B1} + A_{B2}} * ((1 * A_{B1} * T_{B1 \rightarrow \text{Lit}}) + (1 * A_{B2} * T_{B2 \rightarrow \text{Lit}}))$$

$$T_{B1 \rightarrow \text{Lit}} = k_{B1 \text{toLitter}} = 0,00495(d^{-1})$$

$$T_{B2 \rightarrow \text{Lit}} = k_{B2 \text{toLitter}} = 0,00019(d^{-1})$$

a₁₃ coefficiente di trasferimento dalle foglie al legno

$$T_{\text{Needles} \rightarrow \text{Wood}} = \frac{1}{A_{L1} + A_{L2} + A_{L3} + A_{L4}} * (1 * A_{L1} * T_{L1 \rightarrow l-xy})$$

$$T_{L1 \rightarrow l-xy} = k_{L1 \rightarrow l-xy} = 0,0254(d^{-1})$$

a₃₁ coefficiente di trasferimento dal legno alle foglie

$$T_{\text{Wood} \rightarrow \text{Needles}} = \frac{1}{A_{l-xy} + A_{s-xy} + A_W} * (1 * A_{l-xy} * T_{l-xy \rightarrow L1})$$

$$T_{l-xy \rightarrow L1} = (k1_xyl_leav * \text{growth_leav} + k2_xyl_leav * B_leav_lim)$$

$$k1_xyl_leav = 20$$

growth_{leav} = valore proveniente dal sub-modello della biomassa

$$k2_xyl_leav = 0$$

B_{leav_lim} = valore proveniente dal sub-modello della biomassa

a₁₄ coefficiente di trasferimento da foglie a lettiera

$$T_{\text{Needles} \rightarrow \text{Litter}} = \frac{1}{A_{L1} + A_{L2} + A_{L3} + A_{L4}} * (1 * A_{L4} * T_{L4 \rightarrow \text{Lit}})$$

$$T_{L4 \rightarrow \text{Lit}} = \frac{\text{Fall_leav}}{B_leav_4}$$

Fall_{leav} = valore ottenuto dal sub-modello della biomassa

B_{leav_4} = valore ottenuto dal sub-modello della biomassa

a₃₅ coefficiente di trasferimento dal legno al suolo disponibile 1

$$T_{Wood \rightarrow Sa1} = \frac{1}{A_{l-xy} + A_{s-xy} + A_W} * (1 * A_{l-xy} * T_{l-xy \rightarrow Sa1})$$

$$T_{Sa1 \rightarrow l-xy} = (k_{sav_xyl} * b_{leave_dol})$$

$$k_{sav_xyl} = 0,08$$

$$B_{leave_dol} = \frac{B_{leave}}{B_{leavemax}}$$

B_{leave} = valore prelevato dal sub-modello della biomassa

B_{leavemax} = valore prelevato dal sub-modello della biomassa

a₃₇ coefficiente di trasferimento dal legno al suolo disponibile 2

$$T_{Wood \rightarrow Sa2} = \frac{1}{A_{l-xy} + A_{s-xy} + A_W} * (1 * A_{l-xy} * T_{l-xy \rightarrow Sa2})$$

$$T_{l-xy \rightarrow Sa2} = k_{l-xy \rightarrow Sa2} = 0,1(d^{-1})$$

6.2.3 Differenze tra FORTOM e FORESTOM

Le scale spaziali e temporali del modello FORTOM sono simili a quelle del modello FORESTOM con alcune modifiche relative all'unità di misura, al passo di integrazione temporale e ai confini del sistema (tab. 6.2).

CARATTERISTICA	FORESTOM	FORTOM
Unità di misura della concentrazione di cesio	kBq m ⁻²	Bq m ⁻²
Struttura temporale	Dinamica, tempo - continua, a scala temporale medio - lunga (50 - 100 anni). Struttura tempo invariante. Passo di integrazione temporale (unità di tempo): annuale.	Dinamica, tempo - continua, a scala temporale medio - lunga (50 - 100 anni). Struttura tempo invariante. Passo di integrazione temporale (unità di tempo): giornaliero.
Definizione dei confini del sistema	Si considera un'unità forestale omogenea della superficie di 1 m ² . Sono considerate sia le conifere sia le latifoglie.	Si considera un'unità forestale omogenea della superficie di 1 m ² . Il tipo di pianta è generico.

Tab. 6.2. Differenze fra FORESTOM e FORTOM.

Analisi dei dati disponibili

Per la realizzazione di FORTOM non sono stati utilizzati dati sperimentali in quanto si sono considerati validi tutti i parametri di FORTREE e non sono state condotte le analisi di sensitività, calibrazione e validazione, perché l'obiettivo consisteva nel confrontare gli output di FORTOM e gli output di FORTREE per verificarne le possibili concordanze (tab. 6.3).

Concettualizzazione

La definizione delle caratteristiche funzionali dello strumento mediante l'individuazione delle funzioni forzanti, delle variabili di stato e delle relazioni funzionali tra esse è descritta in tabella 6.4 e il modello è complessivamente delineato nel diagramma a blocchi di figura 6.5.

Al fine di valutare la complessità del modello (cfr. cap.4) si è applicato anche in questo caso il metodo descrittivo delle matrici di adiacenza. Si ricorda che la matrice di adiacenza permette il calcolo dell'indice di connettività, al fine di valutare la bontà del modello in relazione ai modelli esistenti (fig. 6.6).

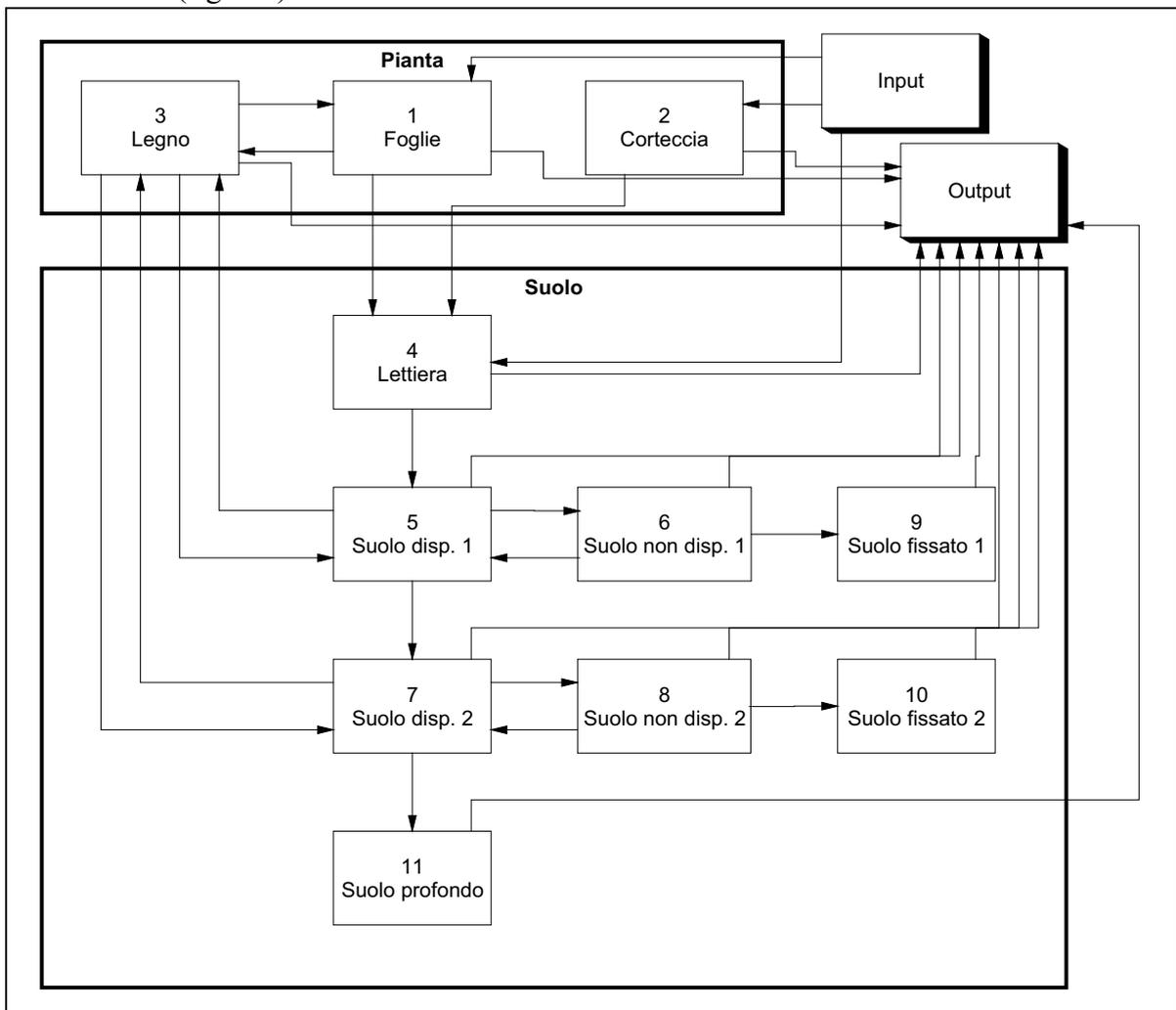


Fig. 6.5. diagramma concettuale del modello FORTOM.

RATEO DI TRASFERIMENTO	FLUSSO	VALORE
a₄₅	Dalla lettiera alla frazione organica del suolo	0.000120
a₅₆	Dalla frazione disponibile alla frazione non disponibile del suolo 1	0.010000
a₆₅	Dalla frazione non disponibile alla frazione disponibile del suolo 1	0.000100
a₆₉	Dalla frazione non disponibile alla frazione fissata del suolo 1	0.001600
a₅₇	Dalla frazione disponibile del suolo 1 alla frazione disponibile del suolo 2	0.000350
a₇₈	Dalla frazione disponibile alla frazione non disponibile del suolo 2	0.010000
a₈₇	Dalla frazione non disponibile alla frazione disponibile del suolo 2	0.000100
a₈₁₀	Dalla frazione non disponibile alla frazione fissata del suolo 2	0.001600

Tab. 6.3. Parametri del modello FORTOM tratti dal modello FORTREE.

Variabile forzante	Deposizione di ¹³⁷ Cs (Bq m ⁻²). La forzante è impulsiva (non è continua nel tempo): è usata come unico input per il sistema ed è distribuita fra lettiera, foglie e corteccia tramite coefficienti di ripartizione.
Relazioni funzionali	Processi di scambio di radionuclide: sono descritti mediante coefficienti di trasferimento che esprimono il flusso netto di radionuclide da un comparto al successivo nell'unità di tempo.
Variabili di stato	Concentrazioni di ¹³⁷ Cs 1) in foglie, 2) in corteccia, 3) in legno, 4) in lettiera, 5) disponibile nell'orizzonte di suolo A, 6) non disponibile nell'orizzonte di suolo A, 7) disponibile nell'orizzonte di suolo B, 8) non disponibile nell'orizzonte di suolo B, 9) fissato nell'orizzonte di suolo A, 10) fissato nell'orizzonte di suolo B, 11) in suolo profondo

Tab. 6.4. Caratteristiche funzionali del modello FORTOM.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
A	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
B	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
C	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1
D	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
E	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
F	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
G	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1
H	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
L	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

COMPARTI	1	A	foglie
	2	B	corteccia
	3	C	legno
	4	D	lettiera
	5	E	Suolo 1 – frazione disponibile
	6	F	Suolo 1 – frazione non disponibile
	7	G	Suolo 2 – frazione disponibile
	8	H	Suolo 2 – frazione non disponibile
	9	I	Suolo 1 – frazione fissata
	10	J	Suolo 2 – frazione fissata
	11	K	Suolo profondo
	12	L	Input
	13	M	output

Indice di connettività diretta = 0.1834
Indice c = 0.5034

Fig. 6.6. Matrice di adiacenza e calcolo degli indici di connettività del modello FORTOM.

Alla base della concettualizzazione del modello vi sono alcuni aspetti di carattere ecologico che si ritiene utile sottolineare.

Come già accennato nei precedenti capitoli, l'accumulo di ^{137}Cs da parte degli alberi è determinato da un insieme di processi fisiologici e geochimici.

L'assorbimento radicale del cesio dipende in larga misura dalla presenza di minerali argillosi e di molecole organiche capaci di legare l'elemento adsorbendolo dalla soluzione circolante.

Nel primo periodo dopo la deposizione, cioè nella *fase acuta*, l'assorbimento fogliare assume un ruolo decisivo, in quanto i radionuclidi sono localizzati principalmente sulla superficie della pianta. Dalla lamina fogliare il cesio viene distribuito nell'organismo attraverso il trasporto floematico oppure può essere trasferito alla lettiera con la caduta della foglia.

Il trasporto del cesio nella pianta avviene solo in corrispondenza dell'anello del legno più esterno, prodotto annualmente al di sotto della corteccia; tale anello contiene, dall'esterno all'interno, il *floema*, che distribuisce le sostanze di sintesi elaborate dalle foglie a tutte le parti della pianta, il *cambio*, che corrisponde alla zona di crescita e lo *xilema*, che trasporta le sostanze nutrienti dalle radici alle foglie. Il *legno interno* ha invece una funzione esclusivamente strutturale e funge da deposito per i radionuclidi.

Nel modello FORTOM queste strutture non sono distinte e la pianta è caratterizzata dai tre compartimenti *foglie*, *corteccia* e *legno*; quest'ultimo è comprensivo sia della parte vivente sia di quella strutturale. La migrazione del cesio nel suolo e la quantità disponibile all'assorbimento da parte dei vegetali è descritta supponendo che il flusso coinvolga in successione la lettiera e tre strati di suolo: due intermedi e uno profondo. L'assorbimento radicale diventa infatti importante solo quando i radionuclidi raggiungono l'orizzonte del suolo dove sono localizzate le radici attive.

Il trasferimento di radionuclide dalla lettiera agli strati sottostanti avviene durante il lungo periodo di decomposizione del materiale organico. Durante le prime decadi che seguono l'evento depositivo, il cesio raggiunge i primi 10 cm di suolo dove è localizzata una quota di radici attive variabile fra il 15 e il 20% e solo nel lungo periodo il cesio raggiunge gli strati sottostanti (da 10 a 80 cm) interessati dalla restante parte delle radici. La disponibilità del cesio all'uptake è però limitata dai processi di adsorbimento - desorbimento che interessano il terreno. La frazione di cesio presente in ogni orizzonte di suolo considerato è distinta in una parte disponibile, una non disponibile, che può tornare in circolazione, e una parte fissata in modo permanente.

Per quanto riguarda il modello FORTOM il suolo è distinto in 7 comparti legati alla precedente descrizione (tab. 6.2). A questo livello non è stata considerata, invece, la fuoriuscita dal sistema della quota di cesio disponibile causata dai processi di lisciviazione, ruscellamento, ecc. (cfr. cap. 4).

Il modello concettuale: definizione dei vincoli e delle assunzioni

In termini generali i vincoli e le assunzioni di base adottate per la formulazione del modello FORTOM sono analoghe a quelle utilizzate per il modello FORESTOM (cfr. par. 5.5.2).

Si riportano di seguito unicamente gli elementi che differenziano i due modelli.

Vegetazione:

- Il cesio è presente nelle foglie, sulla corteccia e nel legno
- La foresta non si trova in uno stato stazionario, le variazioni di biomassa incidono sulla circolazione del cesio

La formulazione matematica

Analogamente al modello FORESTOM, la formulazione matematica generale utilizzata per il calcolo delle concentrazioni dell'elemento cesio nei diversi compartimenti, espressa in Bq m⁻², è la seguente:

$$\frac{dQ_i(t)}{dt} = \sum_{j; i \neq j} v_{ji} Q_j - \sum_{n; n \neq i} u_{in} Q_i - \lambda Q_i$$

dove:

$Q_i(t)$ = attività totale del compartimento i distribuito sull'area di 1 m² (Bq m⁻²).

v_{ji} = rateo di trasferimento dal compartimento j di origine al compartimento i di destinazione (tempo⁻¹)

u_{in} = rateo di trasferimento dal compartimento i di origine al compartimento n di destinazione (tempo⁻¹)

λ = rateo di decadimento radioattivo (tempo⁻¹). Per il ¹³⁷Cs, $\lambda = 0.0229 \text{ anni}^{-1}$

Le 11 variabili di stato vengono identificate dalle seguenti sigle:

Q ₁	Concentrazione di radionuclide nelle foglie
Q ₂	Concentrazione di radionuclide nella corteccia
Q ₃	Concentrazione di radionuclide nel legno, comprendente sia il nuovo legno annuale, sia il legno strutturale
Q ₄	Concentrazione di radionuclide nella lettiera
Q ₅	Concentrazione di radionuclide disponibile nell'orizzonte di suolo A
Q ₆	Concentrazione di radionuclide non disponibile nell'orizzonte di suolo A
Q ₇	Concentrazione di radionuclide disponibile nell'orizzonte di suolo B
Q ₈	Concentrazione di radionuclide non disponibile nell'orizzonte di suolo B
Q ₉	Concentrazione di radionuclide fissato nell'orizzonte di suolo A
Q ₁₀	Concentrazione di radionuclide fissato nell'orizzonte di suolo B
Q ₁₁	Concentrazione di radionuclide nel suolo profondo

Le funzioni specifiche relative ai comparti ambientali che compongono il modello sono specificate di seguito. Nelle equazioni, il simbolo a_{ij} rappresenta il rateo di trasferimento, definito nel testo anche come *coefficiente di trasferimento* o *parametro*, dal compartimento j (origine) al compartimento i (destinazione). I ratei di trasferimento fra i compartimenti esprimono la quota della quantità totale presente in ogni compartimento trasferita nel passo temporale di un giorno.

Radioattività fogliame ($Bq m^{-2}$)

$$\frac{dQ_1}{dt} = a_{31}Q_3 - a_{13}Q_1 - a_{14}Q_1 - \lambda Q_1$$

Radioattività corteccia ($Bq m^{-2}$)

$$\frac{dQ_2}{dt} = -a_{24}Q_2 - \lambda Q_2$$

Radioattività legno ($Bq m^{-2}$)

$$\frac{dQ_3}{dt} = a_{13}Q_1 + a_{53}Q_5 + a_{63}Q_6 - a_{31}Q_3 - a_{35}Q_3 - a_{36}Q_3 - \lambda Q_3$$

Radioattività lettiera ($Bq m^{-2}$)

$$\frac{dQ_4}{dt} = a_{34}Q_4 + a_{24}Q_2 - a_{45}Q_4 - \lambda Q_4$$

Radioattività suolo 1 - frazione disponibile ($Bq m^{-2}$)

$$\frac{dQ_5}{dt} = a_{45}Q_4 + a_{35}Q_3 + a_{65}Q_6 - a_{57}Q_5 - a_{56}Q_5 - a_{53}Q_5 - \lambda Q_5$$

Radioattività suolo 1 - frazione non disponibile (Bq m⁻²)

$$\frac{dQ_6}{dt} = a_{56}Q_5 - a_{65}Q_6 - a_{69}Q_6 - \lambda Q_6$$

Radioattività suolo 1 - frazione fissata (Bq m⁻²)

$$\frac{dQ_9}{dt} = a_{69}Q_6 - \lambda Q_9$$

Radioattività suolo 2 - frazione disponibile (Bq m⁻²)

$$\frac{dQ_7}{dt} = a_{57}Q_5 + a_{37}Q_3 + a_{87}Q_8 - a_{711}Q_7 - a_{78}Q_7 - a_{73}Q_7 - \lambda Q_7$$

Radioattività suolo 2 - frazione non disponibile (Bq m⁻²)

$$\frac{dQ_8}{dt} = a_{78}Q_7 - a_{87}Q_8 - a_{810}Q_8 - \lambda Q_8$$

Radioattività suolo 2 - frazione fissata (Bq m⁻²)

$$\frac{dQ_{10}}{dt} = a_{810}Q_8 - \lambda Q_{10}$$

Radioattività suolo profondo (Bq m⁻²)

$$\frac{dQ_{11}}{dt} = a_{811}Q_8 - \lambda Q_{11}$$

6.2.4 Verifica della concordanza degli output dei due modelli

Per verificare la possibile concordanza tra gli output ottenuti da FORTOM e FORTREE sono state comparate le uscite dei due modelli a parità di condizioni iniziali.

Il tempo di simulazione è stato posto a 18250 giorni, pari a 50 anni, e l'input è stato fissato a 40000 Bq m^{-2} (40 kBq m^{-2}) ripartito tra la lettiera, per il 90%, e la corteccia dei vegetali, per il restante 10%.

Per tutte le variabili di stato considerate i risultati ottenuti con i due modelli sono identici, come si può riscontrare dai grafici riportati nelle figure 6.7 e 6.8 che presentano le due curve di simulazione completamente sovrapposte.

Si verifica inoltre che per i comparti *foglie*, *legno*, *suolo disponibile 1*, *suolo non disponibile 1*, *suolo disponibile 2*, *suolo non disponibile 2*, *suolo profondo* l'andamento delle concentrazioni di cesio radioattivo rispecchia fortemente l'andamento annuale della crescita della biomassa fogliare.

I comparti di accumulo risultano il *legno*, il *suolo 1* (frazione di cesio fissata), il *suolo 2* (frazione di cesio fissata).

L'unico comparto che non mostra di risentire dell'andamento annuale della crescita della biomassa fogliare in queste condizioni è la *lettiera*, poiché l'apporto di cesio dovuto alla caduta delle foglie è trascurabile rispetto alla quantità ricevuta all'istante iniziale.

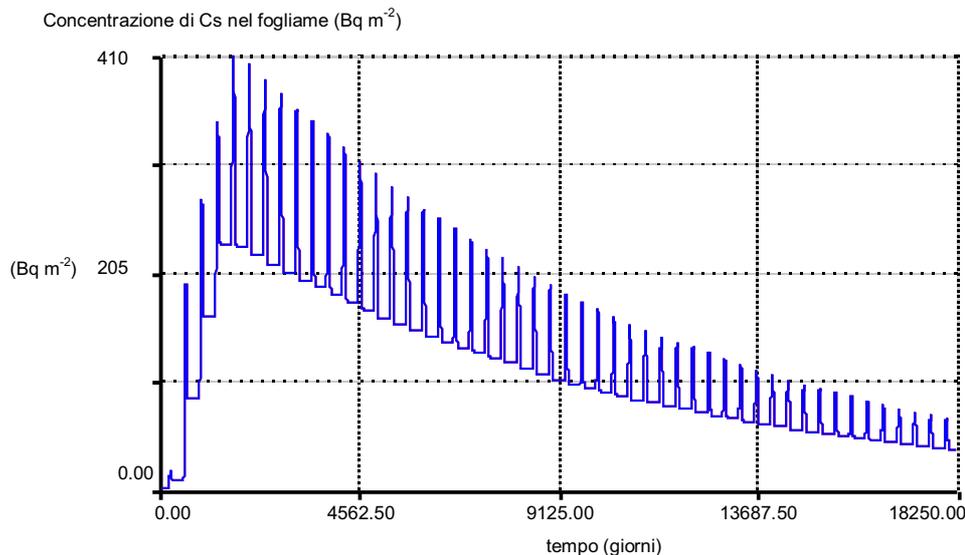


Fig. 6.7. Andamento della concentrazione di cesio radioattivo nel fogliame. Gli output dei due modelli sono completamente sovrapposti.

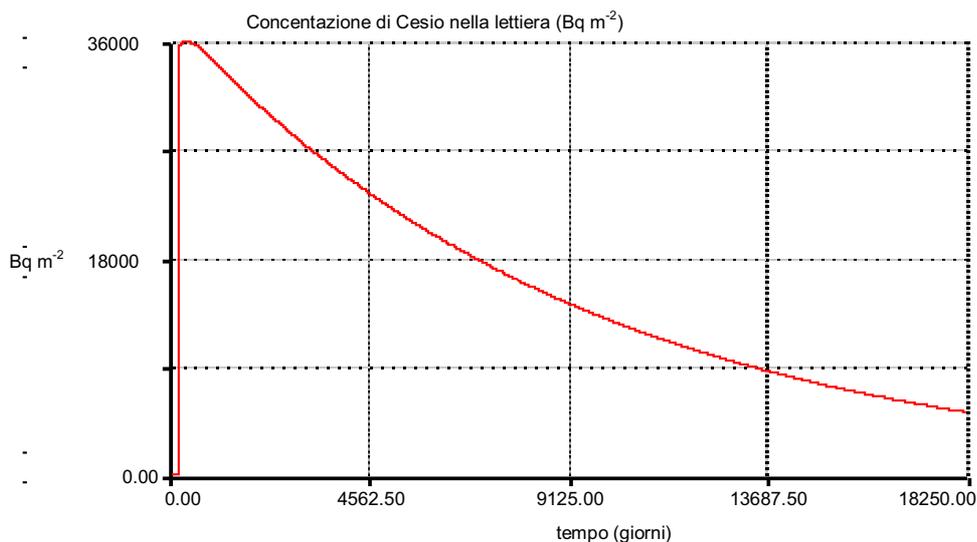


Fig. 6.8. Andamento della concentrazione di cesio radioattivo nella lettiera.

Si evidenzia una maggiore concentrazione di cesio negli aghi rispetto al legname nei primi anni successivi alla precipitazione. In seguito, la sostituzione degli aghi più vecchi con aghi nuovi meno contaminati porta ad una riduzione della concentrazione.

Nel *legno*, viceversa, l'accumulo di cesio avviene lentamente ma in modo costante, soprattutto a causa della fissazione di radionuclidi durante il passaggio annuale da legno vivo a legno di sostegno. Studi specifici al riguardo hanno dimostrato che, in piante di età compresa fra i 20 e gli 80 anni, l'accumulo maggiore si verifica dopo 10 - 20 anni mentre per piante più giovani, nelle quali si ha una minor diluizione dei radionuclidi, il massimo accumulo viene raggiunto in un tempo minore [Mamikhin S. V. et al., 1997].

7 Confronto conclusivo tra i modelli

In questo capitolo vengono presentati i risultati del confronto strutturale fra i tre modelli che hanno costituito la base di questo studio, cioè FORESTOM, FORTREE e FORTOM e di quello tra FORESTOM e FORTOM con gli altri modelli selezionati e analizzati nel cap 4.

Anche in questo caso l'analisi strutturale è stata effettuata mediante il metodo di Halfon (cfr. cap. 4).

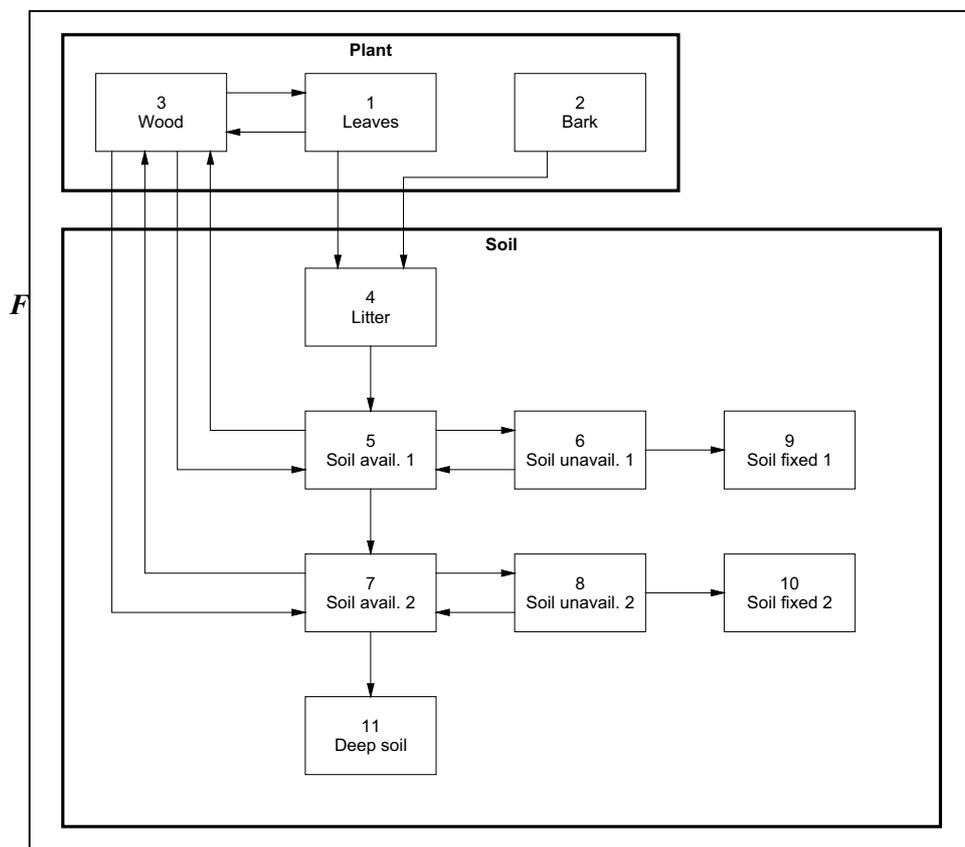
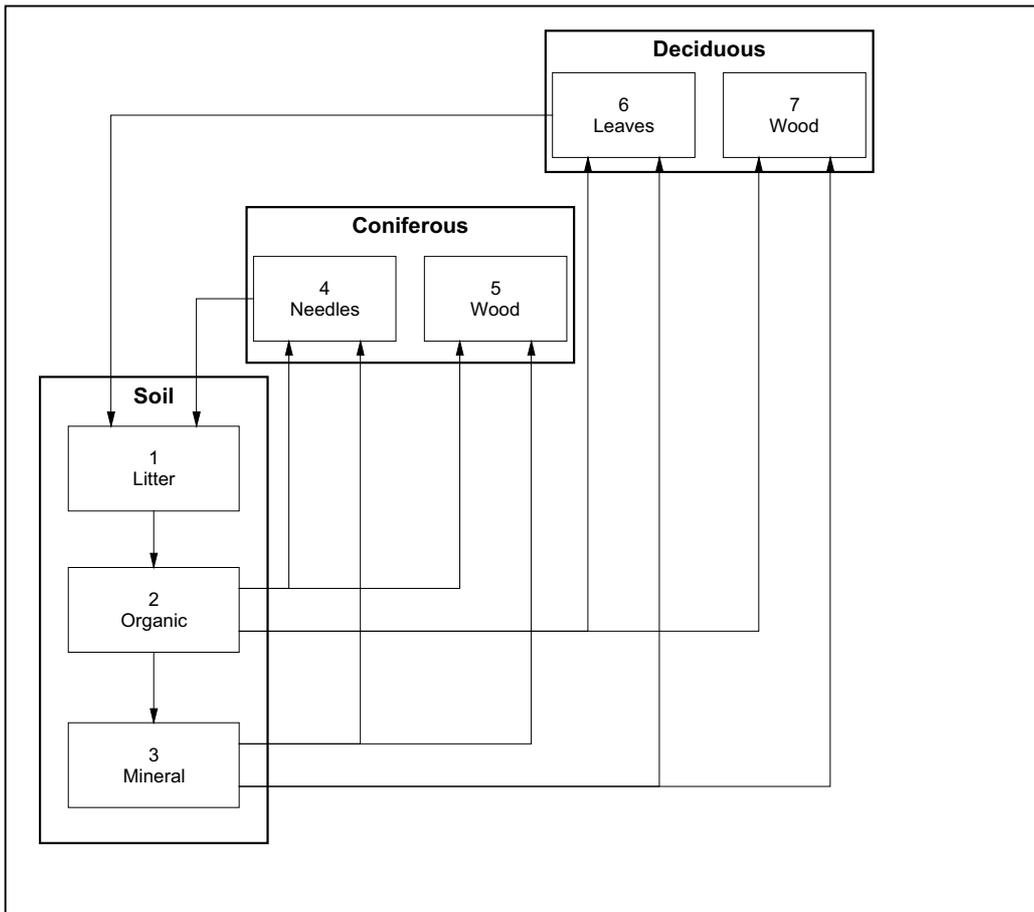
7.1 Comparazione concettuale e strutturale di FORESTOM, FORTREE e FORTOM

I modelli FORESTOM, FORTREE e FORTOM sono legati fra loro in quanto FORTOM deriva da una semplificazione della struttura di FORTREE eseguita allo scopo di evolvere FORESTOM.

Nelle figure 7.1-7.3 i tre modelli concettuali sono descritti mediante diagrammi a box, ove è stata volutamente omessa l'indicazione degli input e del decadimento radioattivo.

Si richiamano brevemente le principali caratteristiche dei tre modelli.

- FORESTOM è l'unico che simula la presenza contemporanea di conifere e decidue; FORTOM, invece, non mostra nessuna specificità in tal senso; FORTREE, infine, prevede la presenza di sole conifere.
- FORESTOM è l'unico modello caratterizzato da flussi unidirezionali poiché non sono descritte situazioni di scambio.
- La descrizione dei processi a livello del suolo è analoga in FORTOM e in FORTREE; essa risulta molto più dettagliata rispetto a FORESTOM in particolare perché quest'ultimo non può simulare situazioni di equilibrio dinamico dei processi di adsorbimento – desorbimento e migrazione del cesio nel suolo.
- FORTREE è il modello che descrive con maggiore dettaglio l'ecosistema forestale. I diversi comparti della pianta sono rappresentati in equilibrio dinamico fra loro. Al maggior realismo con cui viene descritto il sistema forestale si contrappone peraltro la difficoltà di determinare i valori dei coefficienti di trasferimento, soprattutto di quelli che descrivono i processi fisiologici delle piante.



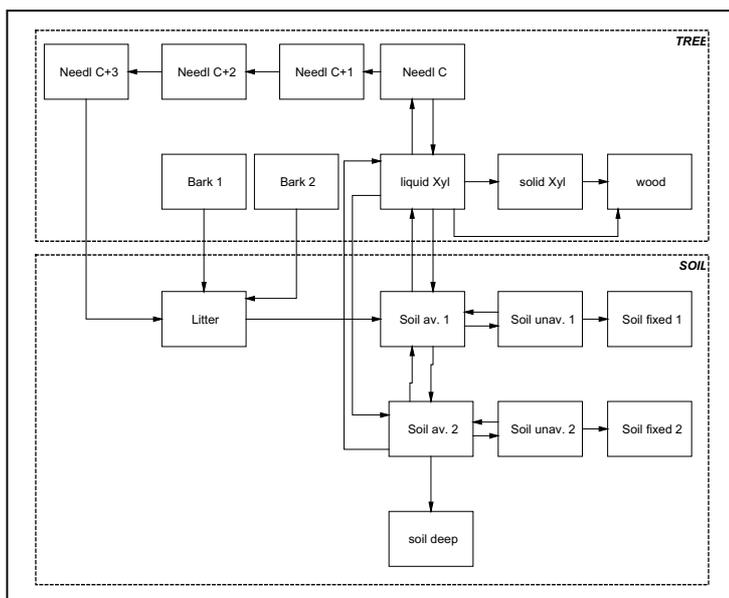


Fig. 7.3. Diagramma concettuale del modello FORTREE.

L'analisi strutturale dei tre modelli è stata attuata mediante la nota procedura che prevede la compilazione della matrice di adiacenza e il calcolo successivo della *connettività diretta* e dell'*indice c* di Bosserman (tab. 7.1, fig. 7.1). Il confronto evidenzia quanto segue:

- FORESTOM possiede il più basso numero di variabili di stato, la più alta connettività diretta e il più basso valore dell'*indice c*.
- FORTOM ha un numero intermedio di variabili di stato e presenta invece un valore di connettività diretta intermedio e il più alto valore dell'*indice c*.
- FORTREE presenta infine il più alto numero di variabili di stato, il più basso valore di connettività diretta e un valore intermedio dell'*indice c*.

In tabella 7.2 sono riportate le differenze, in termini di numero di variabili e valore dell'*indice c*, tra i vari modelli.

Il dato di maggior rilievo è costituito dal fatto che nel modello FORTREE all'incremento di variabili corrisponde, rispetto al modello FORTOM, una diminuzione dell'*indice c*. L'analisi attesta pertanto che fra i tre modelli, FORTOM possiede la struttura migliore poiché ad un numero di variabili intermedio associa il più alto valore dell'*indice c* rispetto a FORTREE e FORESTOM.

MODELLO	n° variabili di stato	connettività diretta	indice c
FORESTOM	7	0.2716	0.4335
FORTOM	11	0.1834	0.5034
FORTREE	17	0.1330	0.4913

Tab. 7.1. N° di variabili di stato, connettività diretta e indice c per i tre modelli.

MODELLO	FORESTOM		FORTOM		FORTREE	
	Diff. Var. di stato	Diff. Indice c	Diff. Var. di stato	Diff. Indice c	Diff. Var. di stato	Diff. Indice c
FORESTOM	0	0	4	0.0699	10	0.0578
FORTOM			0	0	6	- 0.0121
FORTREE					0	0

Tab. 7.2. Differenze del numero di variabili di stato e del valore dell'indice c tra i modelli FORESTOM, FORTOM e FORTREE.

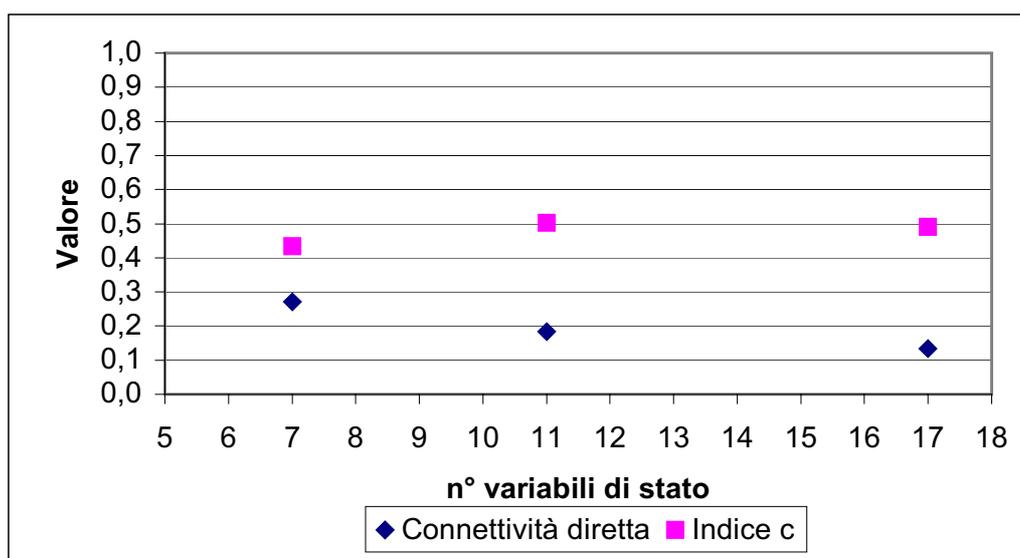


Fig 7.4. Ordinamento diretto dei valori di connettività diretta e dell'indice c in base al numero di variabili di stato

7.2 Comparazione di FORESTOM e FORTOM con gli altri modelli

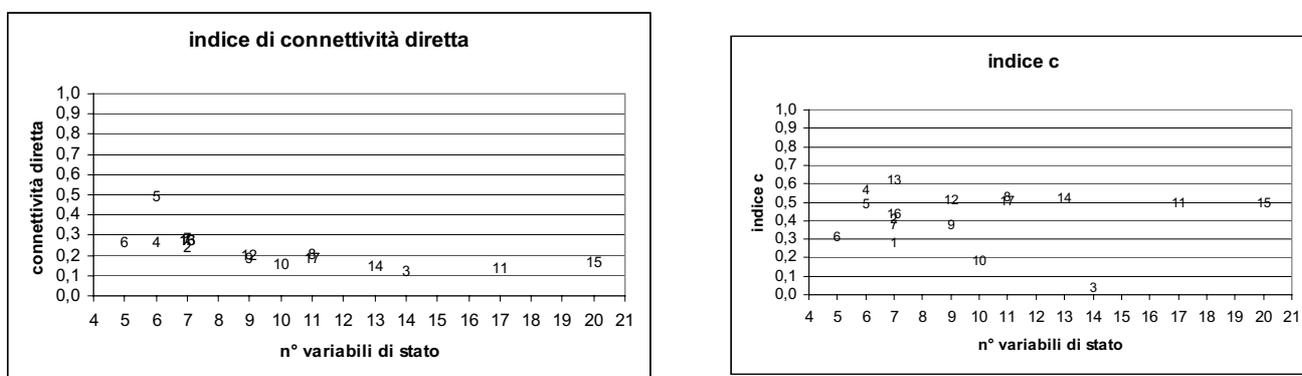
Al fine di evidenziare la collocazione dei nuovi modelli FORESTOM e FORTOM nel panorama della produzione modellistica del settore, si sono confrontati i valori di connettività diretta e dell'indice c di tutti i modelli realizzando gli ordinamenti diretti in base al numero di variabili di stato e ai valori di connettività (tab. 7.3, figg. 7.5 e 7.6).

Modello	Variabili di stato	Connettività diretta	Indice c
1. Van Voris	7	0,2716	0,6145
2. FOA	7	0,2346	0,4074

3. Form	14	0,1172	0,0349
4. Ceta	6	0,2656	0,5625
5. Forestpath	6	0,4863	0,4863
6. Rife 1	5	0,2653	0,3090
7. Antonopoulos	7	0,2840	0,3731
8. Rife 2	11	0,2071	0,5203
9. Lognat	9	0,1818	0,3696
10. For-SSI	10	0,1528	0,1765
11. Fortree	17	0,1330	0,4913
12. Fortree	9	0,1983	0,5094
13. Foracute	7	0,2716	0,2716
14. Seymour	13	0,1467	0,5144
15. Forestgame	20	0,1653	0,4895
16. FORESTOM	7	0,2716	0,4335
17. FORTOM	11	0,1834	0,5034

Tab. 7.3. Numero di variabili di stato, valore dell'indice di connettività diretta e dell'indice c, per tutti i modelli presi in esame.

Fig. 7.5. Ordinamento diretto dei modelli in base ai valori di connettività



diretta e al numero di variabili di stato.

Fig. 7.6. Ordinamento diretto dei modelli in base ai valori dell'indice c e al numero di variabili di stato.

Nella figura 7.5 si osserva che i valori l'indice di connettività diretta dei modelli FORESTOM (n.16) e FORTOM (n.17) non si discostano significativamente da quelli degli altri modelli. Per quanto attiene invece ai valori dell'indice c (fig. 7.6) si evidenzia che entrambi si inseriscono nella fascia medio - alta e che FORTOM in particolare rientra nel gruppo dei sei modelli che presentano il valore dell'indice c maggiore di 0,5, cioè di quelli più efficienti strutturalmente tra quelli reperiti in letteratura.

8 Conclusioni

Dopo l'incidente di Chernobyl l'attività di ricerca nel settore radioecologico si è notevolmente intensificata e, in particolare dal 1993, lo sviluppo di modelli matematici applicabili per la stima delle dosi e dei rischi connessi a eventi di contaminazione radioattiva, è stato notevolmente incoraggiato a tutti i livelli. Anche nel settore della modellistica dei cicli biogeochimici in ambiente forestale si è riscontrato un aumento di interesse e un significativo incremento di specifici contributi scientifici.

Nel tempo la tendenza degli Autori è stata quella di formulare modelli sempre più dettagliati considerando un numero sempre maggiore di comparti ambientali interessati dal ciclo dei radioelementi. Tale impostazione ha determinato una elevata sitospecificità dei modelli realizzati che si contrappone all'esigenza di disporre di strumenti predittivi utili a scopi applicativi di validità generale. Non è casuale che a tutt'oggi si registri una totale mancanza di studi mirati alla comparazione fra modelli dal punto di vista applicativo nonché di studi di validazione teoricamente necessari per il completamento della procedura di modellizzazione.

L'analisi condotta per l'individuazione dei modelli migliori, in relazione alla finezza nella distinzione dei comparti ambientali e al numero di processi di scambio, ha indicato che all'incremento del dettaglio non sempre corrisponde un aumento di efficienza strutturale espressa dall'indice *c* di Bosserman. In questo senso si è riscontrato che solo 5 dei modelli considerati presentano il valore dell'*indice c* superiore a 0,5 e che il miglior modello risulta essere quello di Van Voris (1990).

Lo studio ha riguardato, in particolare, lo sviluppo di due modelli matematici definiti FORESTOM e FORTOM.

Di concezione più semplice rispetto a FORTOM, FORESTOM si propone come un modello di screening. In fase di calibrazione esso ha mostrato di poter ben riprodurre l'andamento dei dati sperimentali, quantificando i processi fondamentali del sistema con sufficiente precisione anche facendo uso di valori dei parametri tratti da fonti bibliografiche.

Si è rilevato che i parametri più sensibili sono quelli che regolano il trasferimento del cesio attraverso il ciclo pianta – suolo organico e precisamente:

- il rateo di trasferimento dalla lettiera al suolo organico;
- il rateo di uptake da parte della vegetazione;
- il rateo di trasferimento alla lettiera conseguente alla caduta del fogliame.

I processi che avvengono negli orizzonti minerali più profondi del suolo, assumono importanza più a lungo termine e cioè dopo i 20 anni.

Gli output di FORESTOM concordano nell'andamento con quelli di altri modelli, quali ad esempio FORESPATH [Schell W. et al., 1996] che individuano come comparto di accumulo del radionuclide il legno.

E' stata concettualizzata e pianificata l'evoluzione di FORESTOM che a opera compiuta porterà alla realizzazione di un secondo modello, FORTOM, sviluppato utilizzando come riferimento FORTREE [Avila R. et al., 1999]. Le principali differenze fra FORESTOM e FORTOM consistono nella variazione della scala temporale da annuale a giornaliera e nell'introduzione di un modello per la simulazione della dinamica della biomassa forestale che consente di effettuare simulazioni dell'andamento stagionale delle concentrazioni di ¹³⁷Cs nella vegetazione.

FORTOM, rispetto a FORTREE, presenta il vantaggio di considerare un numero minore di comparti, quindi di variabili di stato, e di parametri da quantificare. Esso, inoltre, è stato concepito per una vegetazione di tipo generico in modo da poter simulare diverse tipologie forestali variando i valori del set di parametri. Potenzialmente FORTOM risulta di più semplice applicabilità rispetto a FORTREE.

I risultati ottenuti al termine della prima fase del lavoro, che è consistita nella semplificazione di FORTREE e nel calcolo dei nuovi coefficienti di trasferimento, evidenziano che gli output delle simulazioni di FORTOM concordano pienamente con quelli di FORTREE. Essi indicano che nel lungo periodo il cesio viene accumulato nel legno e fissato permanentemente negli strati superficiali del suolo.

Dal confronto dei valori dell'*indice c* di Bosserman risulta che FORESTOM e FORTOM pur non presentando i valori più elevati in assoluto, si collocano tra i migliori modelli di settore.

Sulla base dei risultati ottenuti, è vivo l'interesse a proseguire la collaborazione con il Dr. R. Avila dell'Istituto di Radioprotezione Svedese (Statens Stralskydds Institut) al fine di completare la realizzazione del modello FORTOM consistente nel garantirgli la totale indipendenza da FORTREE e nel verificarne successivamente le soluzioni semplificative adottate.

Bibliografia

- ABBOTT, M. L., ROOD, A. S., 1994 - *Comida: a radionuclide food chain model for acute fallout deposition*. Health Phys. 66(1): 17 - 29.
- ANTONOPOULOS-DOMIS, M., CLOUVAS, A., & GAGIANAS, A., 1990 - *Compartment model for long-term contamination prediction in deciduous fruit trees after a nuclear accident*. Health Phys. 58(6): 737 - 741.
- ANTONOPOULOS-DOMIS, M., CLOUVAS, A., XANTHOS, S. & ALIFRANGIS, D.A., 1997 - *Radiocesium contamination in a submediterranean semi-natural ecosystem following the Chernobyl accident: measurements and models*. Health Phys. 72(2): 243 - 255.
- AVILA, R., MOBERG, L., 1999 - *A systematic approach to the migration of ¹³⁷Cs in forest ecosystems using interaction matrices*. J. of Environmental Radioactivity, 45: 271 - 282.
- AVILA, R., MOBERG, L., HUBBARD L., 1998 - *Modelling of radionuclide migration in forest ecosystems. A literature review*. SSI-report 98:07 (Swedish Radiation Protection Institute, ISSN 0282-4434), Stockholm; Sweden: pp. 36.
- AVILA, R., MOBERG, L., HUBBARD, L., FESENKO, S., SPIRIDONOV, S., ALEXAKHIN, R., 1999 - *Conceptual overview of forestland - a model to interpret and predict temporal and spatial patterns of radioactively contaminated forest landscapes*. In I. Linkov, and W. R. Schell (eds.), Contaminated Forests, Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. NATO ASI Series 2-, Environmental Security - Vol 58, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands: 173 - 184.
- BELLI, M., 1995 - *Cycling of Cesium 137 and Strontium 90 in natural ecosystems. Head of project 6*. In: Radiation protection research action. Nuclear fission safety programme 1992-94, Final report Vol. 1, European Commission, EUR 16769, Luxembourg: 1430 - 1436.
- BELLI, M., 1997 - *SEMINAT Long-Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments: Derivation of Parameters and Modelling. Mid-Term Report 1996-1997*. EC contract F14P-CT95-0022, ANPA, Roma: pp. 45.
- BERG, M.T., SHUMAN, L.J., 1995 - *A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests I. Model structure*. Ecol. Model., 83: 359 - 372.
- BERG, M.T., SHUMAN, L.J., 1995 - *A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests II. Cs-137 behavior in forest soils*. Ecol. Model., 83: 373 -386.
- BERG, M.T., SHUMAN, L.J., 1995 - *A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests III. Cs-137 uptake and release by vegetation*. Ecol. Model., 83: 387 - 404.
- BERGMAN, R., NYLÉN, T., NELIN, P. & PALO, T., 1993 - *Caesium-137 in a boreal forest ecosystem Aspects on the long term behaviour*. FOA Report C 40284-4.3: pp. 27.
- BOSSERMAN, R. W., 1981 - *Effects of structural changes on matter and energy models of ecosystems*. In: W. J. Mitsch, R. W. Bosserman, and J. M. Klopatek (eds.), Developments in Environmental Modelling, 1, Energy and Ecological Modelling, Elsevier, Amsterdam: 617 - 625.
- COGGLE, J. E., 1983 - *Effetti biologici delle radiazioni*. MINERVA MEDICA, Torino: pp. 265.
- CROOM, J. M. & RAGSDALE, H. L., 1980 - *A model of radiocesium cycling in a sand hills-turkey oak (Quercus leavis) ecosystem*. Ecological Modelling, 11: 55 - 65.

- DE CORT, M., IZRAEL, YU. A., ET AL. , 1996 - *Atlas of Caesium contamination of Europe after the Chernobyl accident*. EUR 16733:.
- FEOLI, E., 1995 - *Cycling of Cesium 137 and Strontium 90 in natural ecosystems. Head of project 7*. In: Radiation protection research action. Nuclear fission safety programme 1992-94, Final report Vol. 1, European Commission, EUR 16769, Luxembourg: 1437-1447.
- FESENKO, S., SPIRIDONOV, S., AVILA, R., 1999 - *Modelling of Cs-137 behaviour in forest game food chains*. In I. Linkov, and W. R. Schell (eds.), Contaminated Forests, Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. NATO ASI Series 2-, Environmental Security - Vol 58, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands: 239 - 247.
- GARTEN, C.T., GARDNER, R.H., & DAHLMAN, R., 1978 - *A compartment model of plutonium dynamics in a deciduous forest ecosystem*. Health Physics 34: 611 - 639.
- GISOTTI, G., BRUSCHI, S., 1990 - *VALUTARE L'AMBIENTE Guida agli studi di impatto ambientale*. NIS - Nuova Italia Scientifica: pp 356.
- HOFFMAN, F. O., GARDNER, R. H., 1983 - *Evaluation of Uncertainties in Radiological Assessment Models*. in: United States Nuclear Regulatory Commission. Radiological Assessment. A Textbook on Environmental Dose Analysis. Edited by John E. Till and H. Robert Meyer: 55.
- IAEA, 1995 - *The IAEA model for aiding decisions on contaminated forests and forestry products. Application to intervention/cleanup criteria. Technical committee meeting. october 30 - November 3, 1995 (Working material)*. : pp. 9.
- JORGENSEN, S. E., 1994 - *Fundamentals of ecological modelling (2nd Edition)*. Developments in Environmental Modelling, 9. Elsevier, Amsterdam: 5 - 106.
- LORENZONI, G. G., 1967 - *Flora e vegetazione del Friuli Nord-orientale*. Lav. Bot. Ist. Bot. Fisiol. Veg. Padova 31: 3 - 222.
- MAMIKHIN, S. V., TIKHOMIROV, F. A. & SHCHEGLOV, A. I., 1997 - *Dynamics of Cs-137 in the forests of the 30 km zone around the Chernobyl nuclear power plant*. Sci. Total Environ., 193: 169 - 177.
- MARSILI - LIBELLI, S., 1989 - *Modelli matematici per l'ecologia*. Pitagora Editrice, Bologna: pp 451.
- MOBERG, L., HUBBARD, L., AVILA, R., WALLBERG, L., FEOLI, E., SCIMONE, M., MILESI, C., MAYES, B., IASON, G., RANTAVAARA, A., VETIKKO, V., MORING, M., BERGMAN, R., NYLÉN, T., PALO, T., WHITE, N., RAITIO, H., ARO, L., KAUNISTO, S., & GUILLITTE, O., 1998 - *LANDSCAPE An integrated approach to radionuclide flow in semi-natural ecosystems underlying exposure pathways to man, Mid-Term Report 1996-1997*. EC contract FI4P-CT96-0039, SSI, Stockholm: pp. 36.
- MYTTENAERE, C., SCHELL, W.R., THIRY, Y., SOMBRE, L., RONNEAU, C. & VAN DER STEGEN DE SCHRIECK, J., 1993 - *Modelling of the Cs-137 cycling in forest: Recent developments and research needed*. Sci. Total Environ., 136: 77 - 91.
- MYTTENAERE, C., SOMBRE, L., THIRY, Y., DE BROUWER, S., RONNEAU, C., 1993 - *Cycling of radiocesium in forest ecosystems*. Journal of Radioecology (1): 7 - 14.
- NEA COMMITTEE ON RADIATION PROTECTION AND PUBLIC HEALTH, 1995 - *Chernobyl ten years on radiological and health impact*. OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY: pp. 70.

- NELIN, P., NYLEN, T., 1994 - *Factors influencing the changes in Cs-137 levels with time in boreal forest plants in Sweden*. The Science of the Total Environment 157: 73 - 81.
- NIMIS P., GIOVANI, C., PADOVANI, R., 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., 1996 - *Radiocaesium in plants of forest ecosystem*. Studia Geobotanica 15: 3 - 49.
- PIGNATTI, S., 1980 - *Check-list of the Flora of Italy with codified plant names for computer use under assistance of L. Anzaldi, F. Dusa, P. Nimis and L. Passerini*. CNR AQ/5/13 Roma:.
- PROVINI, A., GALASSI, S., MARCHETTI, R., 1998 - *Ecologia Applicata Nuova edizione*. CittàStudi, Milano: 837 - 876.
- RIESEN, T. K., AVILA, R., MOBERG, L., HUBBARD, L., 1999 - *Review of forest models developed after the Chernobyl NPP accident*. In I. Linkov, and W. R. Schell (eds.), Contaminated Forests, Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. NATO ASI Series 2-, Environmental Security - Vol 58, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands: 151 - 160.
- SCHELL, W.R., LINKOV, I., MYTTENAERE, C. & MOREL, B., 1996 - *A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forests from nuclear accidents*. Health Phys. 70 (3): 318 - 335.
- SEYMOUR, E. M., MITCHELL, P. I., & LEÒN VINTRÒ, L., LITTLE D. J., 1999 - *A model for the transfer and recycling of Cs-137 within a deciduous forest ecosystem*. In I. Linkov, and W. R. Schell (eds.), Contaminated Forests, Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. NATO ASI Series 2-, Environmental Security - Vol 58, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands: 203 - 247.
- SHAW, G., MAMIKHIN, S. V., DVORNIK, A., ZHUCHENKO, T., 1996 - *Forest model descriptions*. In: Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Experimental collaboration project No 5., Final report, European Commission EUR 16531, Luxembourg: 26 - 31.
- SHCHEGLOV, A. I., 1999 - *Dynamics of radionuclide redistribution and pathways in forest environments: long-term field research in different landscapes*. in I. Linkov, and W. R. Schell (eds.), Contaminated Forests, Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. NATO ASI Series 2-, Environmental Security - Vol 58, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands: 23 - 39.
- TIKHOMIROV, F. A., SHCHEGLOV, A. I., 1994 - *Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshytm and Chernobyl accident zones*. Sci. Total Environ., 157: 45 - 57.
- VAN VORIS, P., COWAN, C. E., CATALDO, D. A., WILDUNG, R. E. & SHUGART, H. H., 1990 - *Chernobyl Case Study: Modeling the Dynamics of Long-Term Cycling and Storage of Cs-137 in Forested Ecosystems*. in G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli (eds.), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, Elsevier, London: 61 - 73.
- VISMARA, R., 1992 - *Ecologia Applicata Inquinamento e salute umana Criteri di protezione dell'aria, delle acque, del suolo Valutazione di impatto ambientale Esempi di calcolo. Seconda edizione*. HOEPLI, Milano: pp. 759.
- WHICKER, F. W., & KIRCHNER, T. B., 1987 - *Pathway: a dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition*. Health Phys. 52(6): 717 - 737.

Siti internet visitati durante lo studio

Nome	Posizione (URL)	note
Swedish Radiation Protection Institute, SSI Homepage	http://www.ssi.se/	
Optimization with Sensitivity Analysis Resources	http://ubmail.ubalt.edu/~harsham/refop/Refop.htm	Links sull'analisi numerica, statistica, metodi numerici, programmazione.
RADNET - Information about source points of anthropogenic radioactivity	http://home.acadia.net/cbm/	
IAEA	http://www.iaea.or.at/worldatom/thisweek/preview/chernobyl/conclsn9.html#release	
NEA	http://www.nea.fr/html/rp/chernobyl/chernobyl.html	
1998 Nuclear Energy Institute.	http://www.nei.org/library/infob20.htm	
Swedish University of Agricultural Science - Radioecology Department	http://www.radek.slu.se/radio/english.htm	
WebElements2000, the periodic table on the WWW,	http://www.webelements.com/	Autore: M. Winter, 1999
medicineworldwide	http://medicineworldwide.com/strahlenmedizin/effektive_aequivalentdosis-eng.html	
TRIUMF - Canada's National Laboratory for Particle and Nuclear Physics	http://www.triumf.ca/safety/rpt/rpt_3/node9.html	
U. S. Department of Energy	http://atom.pnl.gov:2080/?library/uk_ch_1	
Ministero dell'interno	http://www.mininterno.it/culti/immobili/terre/ft1.htm	Foresta di Tarvisio

Elenco degli acronimi e delle abbreviazioni

ACRONIMO	SIGNIFICATO
EC	European Community
FOA	Defence Research Establishment svedese (in English)
IAEA	International Atomic Energy Agency
IRCP	International Commission on Radiological Protection
IUR	International Union of Radioecology
S.I.	Sistema Internazionale
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

RINGRAZIAMENTI

Innanzitutto intendo ringraziare mio padre, che con la sua presenza costante ma non invadente mi ha sempre sostenuto e incoraggiato, soprattutto nei momenti difficili che si sono presentati in questi tre anni di dottorato.

Desidero ringraziare Mr. R. Avila, PhD e Mr. L. Moberg, PhD dell'SSI per la preziosa collaborazione, l'attivo scambio di idee nonché per l'ospitalità dimostratami durante la mia permanenza a Stoccolma.

Un grazie anche a tutto lo staff della Logical Nature, e in particolare la Dr. G. Caterina, per l'attenta revisione critica del lavoro e le osservazioni compiute.

Desidero inoltre nominare anche tutti i gli amici che mi hanno sostenuto, soprattutto nell'ultimo periodo, e in particolare la Dr.ssa Mariagrazia Daniel, il Dr. Devis Casetta e Paolo Zaffaina per l'aiuto in fase di controllo e stampa della tesi.

Per finire, un grazie al Prof. Bruno Duzzin per avermi messo a disposizione lo spazio e il materiale su cui operare e per le coinvolgenti e istruttive discussioni anche al di fuori dell'ambito strettamente professionale.