



MICROCOPY RESOLUTION TEST CHART
 NATIONAL BUREAU OF STANDARDS
 STANDARD REFERENCE MATERIAL 1010a
 (ANSI and ISO TEST CHART No. 2)



COMITATO NAZIONALE PER LA RICERCA
E PER LO SVILUPPO DELL'ENERGIA NUCLEARE
E DELLE ENERGIE ALTERNATIVE

AREA ENERGIA, AMBIENTE E SALUTE

**ANALISI DI INCERTEZZA
DI MODELLI AMBIENTALI:
ESPERIENZA NEL CAMPO
DELLA MODELLISTICA
APPLICATA
ALLA RADIOPROTEZIONE**

L. MONTE



COMITATO NAZIONALE PER LA RICERCA
E PER LO SVILUPPO DELL'ENERGIA NUCLEARE
E DELLE ENERGIE ALTERNATIVE

AREA ENERGIA, AMBIENTE E SALUTE

**ANALISI DI INCERTEZZA
DI MODELLI AMBIENTALI:
ESPERIENZA NEL CAMPO
DELLA MODELLISTICA
APPLICATA
ALLA RADIOPROTEZIONE**

L. MONTE

ENEA - Area Energia, Ambiente e Salute -
Centro Ricerche Energia, Casaccia - Roma

Testo pervenuto nell'aprile 1990

Il presente rapporto costituisce una versione aggiornata
ed ampliata di un lavoro presentato al
Congresso Nazionale dell'AI RP - Portoferraio (LI) 1988

I contenuti tecnico-scientifici dei rapporti tecnici dell'ENEA
rispecchiano l'opinione degli autori e non necessariamente quella dell'ente.

Riassunto - Viene valutata e discussa l'incertezza associata ad un modello ambientale di migrazione dello ^{131}I e del ^{137}Cs nella catena alimentare umana sulla base di un'analisi statistica dei valori dei principali parametri di migrazione riportati dalla letteratura mondiale. L'analisi effettuata permette di ricavare alcune utili informazioni sull'incertezza associata a modelli di migrazione di sostanze non radioattive per quanto riguarda i fenomeni di deposizione secca ed umida.

Summary - In the present paper an evaluation of the output uncertainty of an environmental model for assessing the transfer of ^{137}Cs and ^{131}I in the human food chain are carried out on the basis of a statistical analysis of data reported by the literature. The uncertainty analysis offers the opportunity of obtaining some remarkable information about the uncertainty of models predicting the migration of non radioactive substances in the environment mainly in relation to the dry and wet deposition.

INTRODUZIONE

La principale difficoltà incontrata nello sviluppo di modelli ambientali è rappresentata dalla complessità dei vari fenomeni, fisici, chimici e biologici, in gioco. In generale anche fenomeni relativamente semplici, sono regolati da equazioni contenenti un gran numero di parametri la cui determinazione sperimentale presenta spesso difficoltà non indifferenti. Risulta pertanto necessario introdurre opportune semplificazioni grazie alle quali è possibile adoperare equazioni meno complesse contenenti un numero limitato di parametri sperimentalmente misurabili. E' evidente che tale strategia permette di disporre di modelli utilizzabili ai fini pratici; tuttavia i parametri 'riassuntivi' introdotti dipendono, in maniera più o meno nota, da una notevole mole di grandezze. Queste ultime presentano un' ampia variabilità in funzione delle particolari condizioni ambientali durante le quali l'evento oggetto del modello si verifica. Nella maggior parte dei casi non è possibile assegnare ai parametri valori, univocamente determinati, corrispondenti alle condizioni ambientali dello scenario studiato. Ad esempio la velocità di deposizione dipende, in maniera complessa, dalla rugosità della superficie su cui avviene, dal diametro delle particelle che si depositano, dalle condizioni micrometeorologiche locali ecc.; in generale le previsioni dei modelli vengono fatte in assenza di queste informazioni. La variabilità dei parametri ambientali, e la già ampiamente discussa impossibilità di correlarne i valori a specifiche situazioni ambientali, si traducono in termini di "incertezza associata al valore dei parametri". Quest'ultima, che come vedremo nel seguito risulta tutt'altro che trascurabile, si "propaga", in maniera più o meno complessa in dipendenza della struttura matematica del modello, ai risultati. Nel presente lavoro, dopo aver

riportato l'analisi di incertezza di un modello di migrazione dello ^{131}I e del ^{137}Cs nella catena alimentare (L. Monte 1987a, L. Monte 1987b), vengono confrontati i risultati di detta analisi con quelli ottenuti nell'ambito di un esercizio internazionale di validazione di modelli ambientali (BIOMOVS 1986 - C. Hagg, G. Johansson 1987; H. Koehler, S. Nielsen 1987).

IL MODELLO DI MIGRAZIONE

Il modello di migrazione nel latte e nella carne dei radionuclidi ^{131}I e ^{137}Cs , depositati sulla vegetazione in seguito ad immissione accidentale in atmosfera, consiste nelle seguenti equazioni (L. Monte 87a, L. Monte 87b)

$$(1) D_d = v_{dp} \lambda_p + v_{do} \lambda_o + v_{de} \lambda_e$$

H

$$(2) D_w = \int_0^H (\Lambda_p \lambda_p(z) + \Lambda_e \lambda_e(z) + \Lambda_o \lambda_o(z)) dz$$

$$(3) \Lambda = \alpha I$$

$$(4) D = D_w + D_d$$

$$(5) dV/dt = -(\lambda_R + \lambda_w)V + (R/Y)D$$

$$(6) dM/dt = -(\lambda_R + \lambda_B)M + I_G f_M V$$

$$(7) dC/dt = -(\lambda_R + \lambda_C)C + I_G f_C V$$

essendo

- D_d = rateo di deposizione secca del radionuclide
 D_w = rateo di deposizione umida
 D = rateo di deposizione totale
 v_{dp} = velocità di deposizione del particolato
 v_{do} = velocità di deposizione dello ^{131}I - organico
 v_{de} = velocità di deposizione dello ^{131}I - elementale.
 Λ_p = rateo di "washout" (particolato)
 Λ_e = rateo di "washout" (^{131}I - elementale)
 Λ_o = rateo di "washout" (^{131}I - organico)
 H = valore minimo tra l'altezza delle nubi responsabili della pioggia ed ampiezza dello strato di atmosfera contaminato
 I = rateo di pioggia
 α = costante di "washout"
 $\chi_p(z)$ = concentrazione del radionuclide in atmosfera alla quota z (particolato)
 $\chi_e(z)$ = concentrazione del radionuclide in atmosfera alla quota z (elementale)
 $\chi_o(z)$ = concentrazione del radionuclide in atmosfera alla quota z (organico)
 V = concentrazione del radionuclide nella vegetazione
 λ_R = costante di decadimento radioattivo
 λ_w = costante di decadimento nella vegetazione dovuta a fenomeni diversi dalla radioattività
 R = fattore di intercettazione dell'erba
 Y = produttività del pascolo (kg di erba per m^2)
 M = concentrazione del radionuclide nel latte
 C = concentrazione del radionuclide nella carne
 λ_B = costante di decadimento biologico (per il latte)
 I_g = rateo di ingestione dell'erba da parte del bestiame (kg/giorno di erba ingerita dal singolo capo)
 f_m = fattore di trasferimento erba-latte
 λ_c = costante di decadimento biologico (per la carne)
 f_c = fattore di trasferimento erba-carne.

La (1) riassume in forma semplice una complessa serie di fenomeni di interazione tra i contaminanti e la superficie sulla quale avviene la deposizione (G. Sehmel 1980). L'equazione della deposizione umida a sua volta descrive, in

maniera semplificata, i complessi fenomeni di interazione tra la pioggia ed il particolato (o i gas) presenti in atmosfera. Se anche esistesse un modello in grado di prevedere la velocità di deposizione secca o il rateo di washout in funzione di tutte le grandezze che ne influenzano il valore, l'impossibilità operativa di determinare dette grandezze durante un ipotetico incidente nei vari siti di interesse renderebbe illusorio l'uso di un siffatto modello (vedi P. es. L. Monte 1989). La letteratura disponibile fornisce un'ampia messe di valori empirici per la velocità di deposizione secca e per la costante di proporzionalità di "washout" non permettendo tuttavia di correlare detti valori a particolari condizioni ambientali. Nella tabella I vengono riportati i valori dei parametri utilizzati dal modello.

ANALISI DI INCERTEZZA DEL MODELLO

Lo scopo dell'analisi di incertezza consiste nello stimare i limiti di confidenza associati ai risultati di un modello a partire dall'incertezza dei valori dei parametri del modello.

E' evidente che la complessità delle equazioni il più delle volte impedisce di effettuare analiticamente l'analisi di incertezza dei risultati.

Si preferisce pertanto ricorrere a tecniche di calcolo numerico, che vanno sotto il nome di metodi di Monte-Carlo, mediante le quali è possibile simulare un rilevante numero di sistemi ambientali simili, corrispondenti allo scenario oggetto del modello, a ciascuno dei quali compete un insieme di valori dei parametri scelti a caso secondo opportune distribuzioni statistiche. Ottenuto un numero sufficiente di risultati si provvede infine alla valutazione delle loro misure statistiche (medie, varianze ecc.).

v_{dp}	=	0.002	ms^{-1}	IAEA 1982
v_{de}	=	0.04	ms^{-1}	IAEA 1982
v_{do}	=	0.0902	ms^{-1}	IAEA 1982
α_p	=	0.00016	$hmm^{-1}s^{-1}$	IAEA 1982 (*)
α_e	=	0.00011	$hmm^{-1}s^{-1}$	IAEA 1982
α_0	=	0		IAEA 1982
R/Y	=	0.5	m^2kg^{-1}	dato locale stimato
$\lambda_R + \lambda_W(^{131}I)$	=	0.16	d^{-1}	Monte90d
$\lambda_W(^{137}Cs)$	=	0.07	d^{-1}	Monte90d
$\lambda_R + \lambda_B(^{131}I)$	=	1.	d^{-1}	Lynn 1981
$\lambda_B(^{137}Cs\text{-latte})$	=	0.4	d^{-1}	Monte 1987c
$\lambda_C(^{137}Cs\text{-carne})$	=	0.017	d^{-1}	Reichle 1970
$f_M(^{131}I\text{ erba-latte})$	=	0.01	l^{-1}	Monte 1987b (**)
$f_M(^{137}Cs\text{ erba-latte})$	=	0.0032	l^{-1}	(**)
$f_C(^{137}Cs\text{ erba-carne})$	=	0.00035	kg^{-1}	Monte 1987b (**)

(*) h = ora ; d = giorno

(**) valori ottenuti utilizzando i coefficienti di equilibrio riportati in IAEA 1982

TABELLA I - Valori dei parametri utilizzati dal modello.

E' tuttavia possibile, in seguito ad una preliminare analisi di sensitivita' del modello, effettuare la valutazione dell'incertezza dei risultati utilizzando un metodo analitico approssimato.

Integrando le equazioni (5) e (6), rispetto al tempo, tra 0 e ∞ si ottiene

$$(8) \quad 0 = -(\lambda_R + \lambda_W)V_I + (R/Y)D_T$$

$$(9) \quad 0 = -(\lambda_R + \lambda_B)M_I + I_G f_M V_I$$

essendo V_I e M_I le concentrazioni integrate nella

vegetazione e nel latte. D_T rappresenta la deposizione totale del radionuclide. Le (8) e (9) si basano sulle seguenti ipotesi

$$V(0) = M(0) = 0$$

$$V(\infty) = M(\infty) = 0$$

valide in caso di fenomeni non stazionari di contaminazione (immissione incidentale). Quanto verrà esposto ha validità anche nel caso di immissione costante di contaminante nell'ambiente purché alle grandezze integrate V_I ed M_I si sostituiscano i valori all'equilibrio V ed M e a D_T il rateo di deposizione. In tali condizioni risulta infatti $dV/dt = dM/dt = 0$.

Dalle (8) e (9) segue

$$(10) V_I = (R/Y) D_T / (\lambda_R + \lambda_W)$$

$$(11) M_I = I_g f_m V_I / (\lambda_R + \lambda_B)$$

L'incertezza relativa alla deposizione secca, nel caso del ^{137}Cs , è evidentemente pari a

$$\Delta v_{dp} \chi_p$$

essendo Δv_{dp} l'incertezza associata alla velocità di deposizione. Anche nel caso della deposizione umida, facendo l'ipotesi semplificativa che Δ_p e χ_p sono approssimativamente indipendenti dalla quota, si può supporre che l'incertezza associata alla deposizione sia proporzionale a quella del rateo di "washout"

E' evidente che nulla si può dire in merito all'incertezza relativa alla deposizione totale essendo quest'ultima somma di due grandezze aventi distribuzioni statistiche di natura complessa per le quali non è detto che esista una semplice

legge di addizione.

Tuttavia, in generale, la deposizione umida contribuisce in maniera rilevante alla deposizione totale; si può dunque scrivere

$$D_T \approx D_{WT}$$

dove D_{WT} indica la deposizione totale umida

In questa ipotesi, supponendo che Λ sia dotata di distribuzione statistica log-normale, la deposizione totale risulta anche essa approssimativamente lognormale e la sua incertezza è pari a

$$\Delta D_T \approx \Delta D_W$$

La concentrazione nella vegetazione presenta un'incertezza più elevata a causa della presenza del termine P/Y . Nel caso della concentrazione nel latte e nella carne va tenuto conto dell'incertezza associata al termine I_g f. Poiché si tratta di costanti moltiplicative, che presentano distribuzione approssimativamente lognormale, si può concludere che le distribuzioni di V_I , M_I sono lognormali (nell'ambito delle approssimazioni fatte) e che la determinazione dell'incertezza può essere effettuata mediante la tecnica di "propagazione degli errori". Nel caso dello ^{131}I è possibile effettuare un'analisi approssimativa dell'incertezza del modello partendo dalla constatazione che la deposizione secca della componente elementare dello iodio non è generalmente trascurabile rispetto agli altri fenomeni di deposizione (deposizione umida e deposizione secca delle componenti iodio particolato ed iodio organico) e che l'ordine di grandezza della sua incertezza è paragonabile a quello della deposizione umida. I dati utilizzati per l'analisi di incertezza sono riportati in tabella II. Nella tabella III sono riportati i risultati dell'analisi di incertezza

confrontando i limiti di confidenza al 95% con i valori massimo e minimo del rapporto "(concentrazioni integrate previste)/(concentrazioni integrate sperimentali)" determinati per 13 siti (Belgio, Giappone, Svezia, Italia, Olanda, Repubblica Federale Tedesca, Tennessee, Berlino, Ungheria, Oregon, India, Finlandia, Danimarca) nell'ambito del progetto internazionale BIONOVS (acronimo per BIOSpheric MOdels Validation Study) organizzato dallo Swedish Institute of Radiation Protection.

Nel caso in cui si voglia valutare l'incertezza associata ai valori delle grandezze $V(t)$, $M(t)$ e $C(t)$ in funzione del tempo (condizioni non stazionarie) è possibile effettuare ragionamenti analoghi utilizzando le soluzioni delle equazioni (5) e (6)

$$V = (R/Y) \int_0^t e^{-(\lambda_r + \lambda_w)(t-\tau)} D(\tau) d\tau$$

$$M = (I_g f) \int_0^t e^{-(\lambda_r + \lambda_b)(t-\tau)} V(\tau) d\tau$$

Tale valutazione risulta possibile nell'ipotesi che siano trascurabili, almeno in prima approssimazione, le incertezze dovute ai termini $(\lambda_r + \lambda_w)$ e $(\lambda_r + \lambda_b)$, ipotesi valida nel caso in cui si applichi il modello per periodi di tempo sufficientemente brevi.

Parametro	varianza del logaritmo naturale del parametro	valor medio (*) del parametro	Fonte bibliografica (**)
γ_{de}	1.4	0.007	(Sehmel 1980)
α	1.3	0.00004	(H.D.Brenk and K.J. Vogt 1981)
$\lambda_w (^{131}I)$	0.05	0.1	(C.W.Miller and F.O. Hoffman 1983)
$\lambda_w (^{137}Cs)$	0.14	0.06	(C.W.Miller and F.O. Hoffman 1983)
R/Y	0.13	dato locale	(O'Neill et al. 1981)
I_g	0.02	dato locale	(C.W.Miller and F.O. Hoffman 1983)
F_m (erba - latte ^{137}Cs) (***)	0.34	0.01(****)	(C.W.Miller and F.O. Hoffman 1983)
F_m (erba - latte ^{131}I) (***)	0.30	0.008(****)	(C.W.Miller and F.O. Hoffman)
F_m (erba - carne ^{131}I) (***)	0.66	0.02(****)	(C.W.Miller and F.O. Hoffman)

(*) I valori medi dei parametri non sempre corrispondono ai valori utilizzati dal modello essendo quest'ultimo conservativo.

(**) valutazioni personali eseguite utilizzando i dati riportati nella fonte bibliografica citata

(***) Fattore di trasferimento all'equilibrio corrispondente a $f_m / (\lambda_r + \lambda_B)$. Unità di misura di l^{-1}

(****) valori ricavati dal modello (vedi tabella 1).

TABELLA II - Varianze e valori medi dei parametri utilizzati per l'analisi di incertezza.

Matrice	Radionuclide	Limiti incertezza		Rapporto	
		(95%)		C.I.T. misurata / C.I.T. prevista	
		max	min	max	min
Erba	^{131}I	2.	0.01	1.	0.15
Latte	^{131}I	2.	0.01	0.8	0.008
Erba	^{137}Cs	3.	0.02	0.5	0.05
Latte	^{137}Cs	4.	0.02	0.5	0.016
Carne	^{137}Cs	5.	0.02	0.9	0.037

TABELLA III - Confronto tra i limiti di incertezza (fattori moltiplicativi riferiti al livello di probabilità del 95%) delle concentrazioni integrate (C.I.T.) previste dal modello per lo ^{131}I ed il ^{137}Cs nella vegetazione, nel latte e nella carne, ed i valori massimo e minimo del rapporto "(concentrazioni integrate sperimentali)/(concentrazioni integrate previste)" calcolato in base ai dati forniti da 13 paesi partecipanti al BIOMOV5 (BIOMOV5 1986).

CONCLUSIONI

La complessità dei fenomeni ambientali e l'impossibilità di determinare tutte le grandezze che ne regolano l'evoluzione, impone l'uso di modelli semplificati che fanno uso di parametri, sperimentalmente misurabili, i quali riassumono una gran mole di fenomeni più o meno complessi.

E' evidente che un tale approccio, pur permettendo la messa a punto di modelli utilizzabili nella pratica,

comporta una notevole perdita di informazione con il conseguente incremento dell'incertezza associata ai risultati del modello.

L'analisi di incertezza dei risultati rappresenta un requisito fondamentale per valutare in quali termini utilizzare l'informazione fornita dai modelli.

Le valutazioni effettuate nel presente lavoro forniscono una stima dell'incertezza associata ai risultati del modello proposto sulla base dei valori dei parametri desunti dalla letteratura. In altri termini si è cercato di dare una risposta alla seguente domanda: qual è l'incertezza della previsione del modello sapendo che lo stato dell'arte permette di identificare alcuni parametri (costante di washout, fattori di trasferimento ecc.) e di assegnare ad essi, in base alle valutazioni sperimentali effettuate da numerosi ricercatori su scala internazionale, opportune distribuzioni statistiche?

L'approccio adottato permette di superare il problema dell'assegnazione (o della valutazione) dei "migliori valori" a parametri che, per loro stessa natura, presentano un'ampia variabilità.

E' evidente che le valutazioni fatte hanno soltanto lo scopo di determinare l'ordine di grandezza dell'incertezza associata al modello. In larga misura esse sono di carattere conservativo come dimostrano i risultati di tabella III.

Bisogna tener presente i numerosi fattori che impediscono di eseguire valutazioni più accurate.

In primo luogo esiste un largo margine di arbitrarietà nella elaborazione statistica dei dati forniti dalla letteratura a causa dell'inevitabile ricorso a giudizi personali nell'interpretazione dei dati. D'altra parte le misure statistiche dei parametri dipendono dall'insieme dei dati di letteratura utilizzati e non è detto che le analisi bibliografiche eseguite a tale scopo siano esaurienti.

Occorre sottolineare che il modello descritto e la corrispondente analisi di incertezza perdono gran parte della loro affidabilità se applicati al caso limite di particelle

contaminate, di elevato diametro, per le quali la velocità di deposizione secca risulti notevolmente superiore al valore conservativo riportato in tabella I.

E' opportuno notare che ci siamo riferiti al caso molto generale di un modello dinamico applicato a situazioni ambientali scelte su scala mondiale. In caso di fenomeni di contaminazione stazionaria è verosimile che l'incertezza dei modelli previsionali sia minore a causa della possibilità che certe condizioni ambientali presentino, mediate su tempi lunghi, una minore variabilità. Ad esempio è verosimile supporre che la costante di washout riferita a condizioni di pioggia medie sull'intero arco dell'anno presenti una variabilità meno accentuata della stessa costante riferita a singoli eventi di precipitazione atmosferica. In questo senso le valutazioni medie annue di deposizione umida, in condizioni stazionarie, sono presumibilmente meno "incerte" delle valutazioni relative a singoli eventi incidentali. Anche l'applicazione del modello su scala regionale può comportare una riduzione dell'incertezza.

E' evidente che anche in caso di fenomeni di contaminazione convenzionale l'incertezza associata ai modelli rappresenta un parametro di rilevanza fondamentale per la valutazione dell'informazione che un modello può fornire per la gestione dell'ambiente (es. impatto ambientale di impianti industriali, contaminazione ambientale in seguito ad incidenti). I metodi applicati per il calcolo dell'incertezza della deposizione di sostanze particolate o gassose radioattive possono certamente essere estrapolati, almeno in linea di principio, alla deposizione di sostanze stabili. In particolare una sommaria analisi dei dati riportati in letteratura (Schmel 1980, Brenk H.D.1981) permette di concludere che, verosimilmente, anche in caso di alcune sostanze non radioattive di rilevante importanza ambientale i risultati dei modelli di deposizione, generalmente formulati a partire dai concetti di "velocità di deposizione secca" e "rateo di

washout". presentano livelli di incertezza dell'ordine di quelli attribuibili ai modelli per la deposizione di sostanze radioattive.

BIBLIOGRAFIA

BIOMOYS 1986 - Progress Report No 1 January 1986 -
National Institute of Radiation. Box 60204. S-10401
Stockholm, Sweden

Brenk H.D., Vogt K.J. 1981 The calculation of wet
deposition from radioactive plumes. Nuclear Safety, Vol. 22,
N° 3, May-June 1981, pp. 362-371

Hagg C., Johansson G., 1987. BIOMOYS: An International
Model Validation Study SSI - rapport 87-32 ISSN 0282-4434

IAEA 1982 - Generic Models and Parameters for
Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from
Routine Releases - IAEA Safety series N° 57.

Koehler H., Nielsen S. From model intercomparison to
model validation - an example from the BIOMOYS study "Methods
for Assessing the Reliability of Environmental Transfer
Models Predictions", Athens, October 5-9, 1987.

Lynn Shaeffer D. 1981 - A two compartment model for
the transport of ^{131}I via the pasture-cow-milk-pathway.
Health Physics Vol. 41 (July) 1981 pp. 155-164

Miller C., Hoffman O. 1983 An examination of the
environmental half-time for radionuclides deposited on
vegetation. Health Physics Vol. 45, N° 3 (September) 1983,
pp. 731-744

Monte L., 1987a. A dynamical model predicting the
transport of ^{131}I through the deposition-pasture-cow-milk
pathway. ENEA RT/PAS/87/6

Monte L., 1987b. Validazione di un modello dinamico di previsione della migrazione del ^{137}Cs e dello ^{131}I utilizzando la contaminazione prodotta dall'incidente di Chernobyl. Atti Convegno "Chernobyl Ambiente Alimenti" Parma 2-3 aprile 1987. Univ. di Parma Ediz. ZARA Parma 81-85

Monte L., 1987c Analisi di un modello dinamico di trasferimento, effettuata utilizzando dati raccolti in occasione dell'incidente di Chernobyl, per la valutazione di alcuni parametri relativi alla migrazione di radionuclidi nell'ambiente. Parte 1. Rapporto ENEA RT/PAS/87/19.

Monte L. 1989 - Ambiente e modelli: applicazione di un modello di migrazione della radioattività a diverse situazioni ambientali. L'esperienza italiana nell'ambito del gruppo di lavoro internazionale BIONOVS - Acqua Aria N° 3 marzo 1989

Monte L., 1990 - Evaluation of the Environmental Transfer Parameters for ^{131}I and ^{137}Cs using the Contamination Produced by the Chernobyl Accident at a Site in Central Italy. J. Environ. Radioactivity 11 (1990) - Elsevier Science Publishers Ltd, England.

O'Neill R.V., Gardner R.H., Hoffman F.O., Schwarz G. 1981 - Parameter Uncertainty and Estimated Radiological Dose to Man From Atmospheric ^{131}I Releases: A Monte Carlo Approach. - Health Physics Vol. 40 (May), pp. 760-764, 1981

Reichle D.E., Duraway P.B. and Nelson D.J. 1970 Turnover and concentration of radionuclides in food chains. Nuclear Safety, Vol 11, N° 1, Jan-Feb 1970.

Schmel G. 1980 Particle and gas deposition: a review - Atmospheric Environment, Vol 14 pp. 983-1011

Edito a cura dall'ENEA, Direzione Centrale Relazioni.

Viale Regina Margherita, 125 - Roma

Finito di stampare nel mese di ottobre 1990

Fotoriproduzione e stampa

a cura della «Casa della Stampa»

Via Empolitana 120/C - Tivoli (Roma)

Questo fascicolo è stato stampato su carta riciclata