

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PAVIA

o

SCIENTIFICA ACTA

QUADERNI DEL DOTTORATO

VOLUME VI

ANNO VI

NUMERO 1

PARTE II

11 OTTOBRE 1991



ISTITUTO NAZIONALE DI FISICA NUCLEARE

o

CENTRO STAMPA - DIPARTIMENTI FISICI
via BASSI, 6 27100 Pavia

INDICE

PARTE PRIMA

S.P. Ratti - Le unità di misura della Radioprotezione	pag.	1
G. Belli - L'incidente nucleare di Chernobyl	pag.	7
A. Benco - Normativa e principi di Radioprotezione	pag.	17
Appendice 1 - Pubblicazioni I.C.R.P.	pag.	56
Appendice 2a) - Il regime giuridico dell'impiego pacifico dell'energia nucleare	pag.	59
Appendice 2b) - Elenco di provvedimenti di interesse per le attività di impiego pacifico dell'energia nucleare e delle radiazioni ionizzanti	pag.	64
Appendice 2c) - Raccolta di Circolari Ministeriali relative all'utilizzazione delle sostanze radioattive e delle macchine radiogene	pag.	78
Appendice 2d) - Raccolta di Circolari Ministeriali relative al trasporto delle sostanze radioattive	pag.	85
A. Cigna - Radioattività ambientale e radioecologia	pag.	87
M. Caprotti - Effetti biologici delle radiazioni ionizzanti	pag.	107

PARTE SECONDA

A. Cigna - Modello previsionale della concentrazione di ^{90}Sr , ^{134}Cs e ^{137}Cs nella catena alimentare	pag.	117
A. Cigna - L'ambiente e la Radioprotezione in relazione ad incidenti nucleari	pag.	131
R. Cazzaniga, G. Dominici, A. Malvicini, E. Sangalli - Incidente nucleare "Chernobyl" e sue ripercussioni sulla catena alimentare	pag.	157
A. Benco - Prima valutazione dell'impatto radiologico ambientale nella zona di Ispra in relazione allo incidente nucleare di Chernobyl	pag.	177
G. Salvadori - Approccio frattale alla descrizione della radioattività in aria in Italia dopo Chernobyl	pag.	201

MODELLO PREVISIONALE DELLA CONCENTRAZIONE DI ^{90}Sr , ^{134}Cs E ^{137}Cs NELLA CATENA ALIMENTARE

Arrigo A. Cigna
ENEA PAS/RACO - 13040 SALUGGIA VC

1. Introduzione

Attualmente esistono vari modelli che descrivono il comportamento dei più importanti radionuclidi in diversi compartimenti dell'ambiente. Ai fini della radioprotezione interessa, spesso, ottenere risultati affidabili rapidamente e partendo da un insieme di dati abbastanza ridotto: perciò risultano particolarmente vantaggiosi dei modelli semplificati.

Le ricerche effettuate a tutt'oggi sulla deposizione dei radionuclidi rilasciati nell'atmosfera a seguito di incidenti o di esplosioni nucleari sperimentali hanno fornito una consistente messe di dati sul comportamento, nel tempo, della contaminazione radioattiva dell'ambiente.

In questa relazione è descritto un metodo che consente di calcolare la concentrazione di isotopi del cesio e dello stronzio nei foraggi e negli ortaggi, nel fieno e nel latte in funzione della deposizione al suolo. Si tratta di un sistema empirico derivato dagli studi svolti sulle ricadute radioattive degli anni '60 presso il Centro Comune di Ricerche di Ispra (Van der Stricht *et al.*, 1970, 1971).

2. Tempi di dimezzamento: fisico, biologico, effettivo.

E' ben noto che la concentrazione dei radionuclidi nell'ambiente diminuisce con un tempo di dimezzamento effettivo più breve di quello fisico a causa del ricambio del corrispondente elemento stabile (tempo di dimezzamento biologico) a causa dei processi metabolici. L'incidente di Chernobyl ha fornito una occasione eccezionale per valutare alcuni tempi di dimezzamento effettivi in condizioni naturali.

Tab. 1 - Tempi di dimezzamento di alcuni radionuclidi in organismi viventi terrestri. I valori sono in anni, salvo quando diversamente indicato.

Radio- nuclide	T1 /2 fisico	Vegetali a foglia		Organo	Uomo(*)	
		T1/2 eff.			T1/2 biol	T1/2 eff.
		Fogliare	Radicale			
⁹⁰ Sr	29,12 ~ 13 (···) (giorni)	4 (···)		Corpo int.	35,6	15,6
				Ossso	50	17
¹³¹ I	8,04 ~ 5 (···) (giorni)	=		Corpo int. e tiroide	0,38 (giorni)	7,6
¹³⁴ Cs	2,06 ~ 9 (···) (giorni)	0,8 (··)		Corpo int.	0,19	0,18
				Muscolo	0,38	0,33
¹³⁷ Cs	30 ~ 9 (···) (giorni)	1,3 (··)		Corpo int.	0,19	0,19
				Muscolo	0,38	0,38

(·) da: Simon, 1972.

(··) calcolato con il modello illustrato nel testo.

(···) misurato in ortaggi e foraggi dopo l'incidente di Chernobyl.

Nella Tabella 1 sono riportati alcuni di questi tempi di dimezzamento quanto concerne i valori indicati per i vegetali, quelli dovuti all'assorbimento fogliare derivano da osservazioni sperimentali condotte su svariati campioni di ortaggi e foraggi presso il Centro Ricerche Energia di Saluggia dell' ENEA mentre quelli relativi all'assorbimento radicale sono stati ottenuti dal modello illustrato nel

presente lavoro. I valori relativi all'uomo sono invece ricavati dalla bibliografia, come indicato in calce alla tabella (Simon, 1972).

Vale la pena di ricordare che i tempi di dimezzamento effettivi osservati negli ortaggi e nei foraggi da diversi laboratori europei erano del tutto simili tra loro, suggerendo così l'ipotesi che il meccanismo che regola la diminuzione sia abbastanza indipendente dalle condizioni locali. Tale ipotesi è suffragata inoltre, dal fatto che i tempi di dimezzamento del ^{137}Cs (componente veloce = 9 giorni) e dello ^{131}I (5-6 giorni) nel latte e nei foraggi misurati nel West Cumberland dopo l'incidente di Windscale del 10 Ottobre 1957 (Dunster *et al.*, 1958) coincidono con quelli rilevati dopo l'incidente di Chernobyl.

A titolo di esempio per quanto concerne gli organismi marini, nella tabella 2 sono stati indicati i tempi di dimezzamento effettivo nei mitili (*Mytilus galloprovincialis*) per alcuni prodotti di fissione liberati dal sopra citato incidente di Chernobyl. I valori sono stati ottenuti elaborando le misure originali (Delfanti & Papucci, 1986) eseguite presso il Centro Ricerche Energia e Ambiente del Forte S. Teresa dell'ENEA. Come si può osservare i valori sono sensibilmente raggruppati intorno ad un valore lievemente superiore ad una decina di giorni. Questo fatto può essere interpretato assumendo che le normali attività metaboliche dell'animale svolgano un ruolo preponderante nella eliminazione dei radionuclidi considerati mentre le loro caratteristiche chimiche possano avere una minore importanza.

Tab. 2 - Tempi di dimezzamento biologico in *Mytilus galloprovincialis*

Radionuclide	T $_{1/2}$ fisico (gg)	T $_{1/2}$ effettivo (gg)
^{95}Nb	35	40
^{103}Ru	40	10
^{106}Ru	365	14
^{110}Ag	253	26
^{131}I	8	8
^{134}Cs	2.19 (anni)	15
^{137}Cs	30 (anni)	15
^{140}La	12.8 (^{140}Ba)	9
^{141}Ce	32.5	12

3. Descrizione del modello.

Per stimare l'andamento futuro delle concentrazioni in alcune matrici ambientali può essere vantaggiosamente impiegato un metodo empirico sviluppato da Van der Stricht *et al.* (1970,1971). Studiando le ricadute radioattive a Ispra degli anni '60, essi trovarono che le concentrazioni nel latte e nei foraggi potevano essere descritte dall'attività depositata sull'erba e da quella accumulatasi al suolo negli anni precedenti.

Per lo scopo che ora interessa, le differenze tra foraggi e vegetali a foglia destinati all'alimentazione umana sono trascurabili e, pertanto, si può considerare che essi abbiano lo stesso comportamento.

Con questa premessa il modello può essere esteso a descrivere anche i vegetali a foglia. Sono state ottenute tre relazioni:

$$\begin{aligned}C &= p_r F_r + p_d F_d \\C' &= p'_r F_r + p'_d F_d \\C'' &= p''_r F_r + p''_d F_d\end{aligned}$$

dove:

C è la concentrazione media nel latte (Bq/litro) in un periodo di 12 mesi a partire dal 1 maggio.

C' è la concentrazione media del fieno (Bq/kg secco) raccolto dal 1 maggio al 31 ottobre.

C'' è la concentrazione media degli ortaggi (Bq/kg fresco) raccolti dal 1 maggio al 31 ottobre. Essa è stata ottenuta per estrapolazione dal modello originale che prendeva in considerazione soltanto il fieno, assumendo un rapporto (peso fresco/peso secco) = 8

p_r , p_d , p'_r , p'_d , p''_r , p''_d sono coefficienti di proporzionalità come illustrato in tabella 3.

(p''_r e p''_d sono stati ricavati da p'_r e p'_d assumendo un rapporto (peso fresco/peso secco) = 8

F_r è la ricaduta recente (MBq/km²) depositatasi dal 1 aprile al 30 settembre del primo anno (1986).

F_d è una certa frazione delle ricadute complessive (MBq/km²) depositatesi negli anni precedenti.

Il calcolo di F_d tiene conto dei diversi meccanismi di diminuzione dei radionuclidi. Dapprima si considera la frazione di ricaduta rimossa con l'erba che, pertanto, non si deposita mai al suolo; questa correzione Tab.

3 - Coefficienti di proporzionalita' per l'assorbimento di radionuclidi negli alimenti.

Coefficiente	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$	^{90}Sr
p_r	0,00885	0,00139
p_d	0,002107	0,000495
p'_r	0,0843	0,0166
p'_d	0,130	0,0322
p''_r	0,01054	0,002075
p''_d	0,01625	0,004025

viene effettuata una volta sola con un fattore moltiplicativo relativo all'anno 1987. Negli anni successivi viene poi calcolata la diminuzione, anno per anno, dell'attività disponibile nel terreno per il passaggio ai vegetali secondo i coefficienti illustrati in tabella 4.

Tab. 4 - Coefficienti di decremento dell'attività di ricaduta

Radionuclide	1987	1988	1989	ecc.
^{134}Cs	$0,93 \cdot 0,731$	$0,93 \cdot 0,6 \cdot 0,731^2$	$0,93 \cdot 0,6^2 \cdot 0,731^3$	
^{137}Cs	0,93	$0,93 \cdot 0,6$	$0,93 \cdot 0,6^2$	
^{90}Sr	0,9	$0,9 \cdot 0,85$	$0,9 \cdot 0,85^2$	

Il modello originale messo a punto da Van der Stricht et al. (1970,1971) prendeva in considerazione soltanto il ^{137}Cs e lo ^{90}Sr : i coefficienti per il ^{134}Cs sono stati ottenuti moltiplicando quelli relativi al ^{137}Cs per il rapporto (= 0,731) tra le due rispettive costanti di decadimento.

4. Applicazione del modello.

Come è stato riportato in precedenza una delle caratteristiche modello è la sua semplicità e affidabilità: infatti esso è stato messo a punto con i risultati sperimentali ottenuti dalla deposizione delle ricadute radioattive nell'ambiente agricolo naturale.

L'applicazione di tale modello ai rilasci di un incidente ad un reattore appare giustificata in quanto questo modello prende in

considerazione le diverse vie di propagazione della contaminazione (attraverso le foglie ed attraverso le radici) e, quindi, viene tenuto conto anche della differente modalità di deposizione rispetto alle ricadute prodotte dalle esplosioni nucleari sperimentali. E' prevedibile, tuttavia, che i valori effettivi delle concentrazioni a partire dal 1987 siano inferiori a quelli calcolati dal modello perchè i radionuclidi possono risultare meno disponibili per i cicli biologici dal momento che la deposizione è avvenuta per un tempo molto breve.

Per quanto riguarda le caratteristiche agricole del terreno, si deve ricordare che esse sono in generale alquanto artificiali a causa del largo impiego di fertilizzanti e di altri composti chimici. Pertanto ci si può attendere che dei terreni anche diversi tra loro si possano comportare in modo relativamente omogeneo.

Questo modello è stato adoperato per calcolare le concentrazioni di ^{134}Cs , ^{137}Cs e ^{90}Sr nei dieci anni successivi all'incidente di Chernobyl: adoperando i dati provvisori sulla deposizione, disponibili nei primi giorni dello scorso Maggio 1986 presso l'ENEA, Centro Ricerche Energia di Saluggia, una prima bozza era stata pubblicata il 19 Maggio 1986 (Anonimo, 1986) fornendo così alle autorità ed agli enti interessati una prima stima sul futuro andamento della contaminazione.

Attualmente sono disponibili dei dati più accurati con i quali sono stati calcolati i valori delle concentrazioni medie di ^{134}Cs e ^{90}Sr nel latte, nel fieno e nei vegetali a foglia (Tab. 5 a 7; fig. 1 a 9).

Tab. 5 - Concentrazioni previste di ^{137}Cs

Periodo	Latte Bq/litro	Fieno Bq/kg secco	Vegetali a foglia Bq/kg fresco
1986/5-1987/4	131	1248	15
1987/5-1988/4	19	228	29
1988/5-1989/4	11	137	17
1989/5-1990/4	6.8	82	10
1990/5-1991/4	4.1	49	6.1
1991/5-1992/4	2.5	29	3.7
1992/5-1993/4	1.5	18	2.2
1993/5-1994/4	0.89	10	1.3
1994/5-1995/4	0.52	6.4	0.8

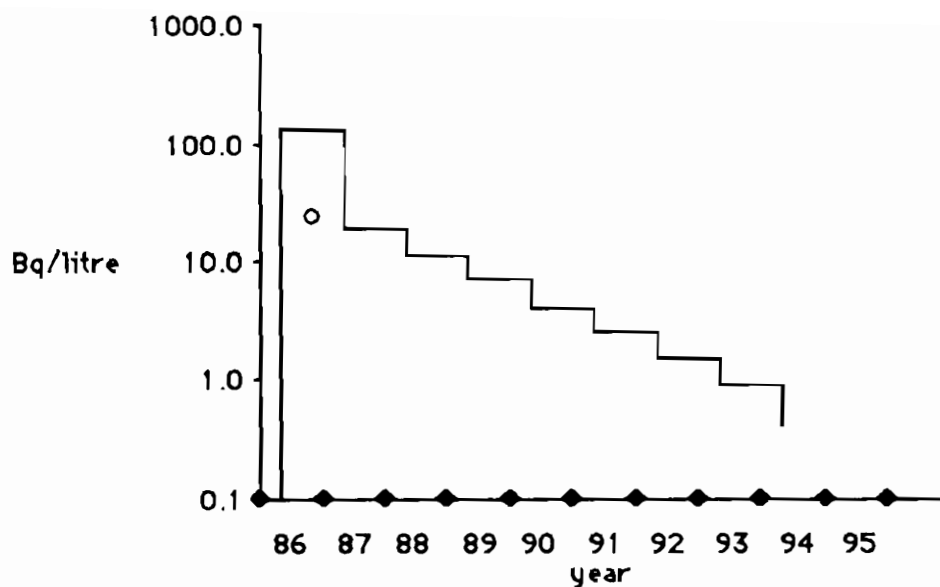


Fig. 1 - Concentrazione media di ^{137}Cs nel latte

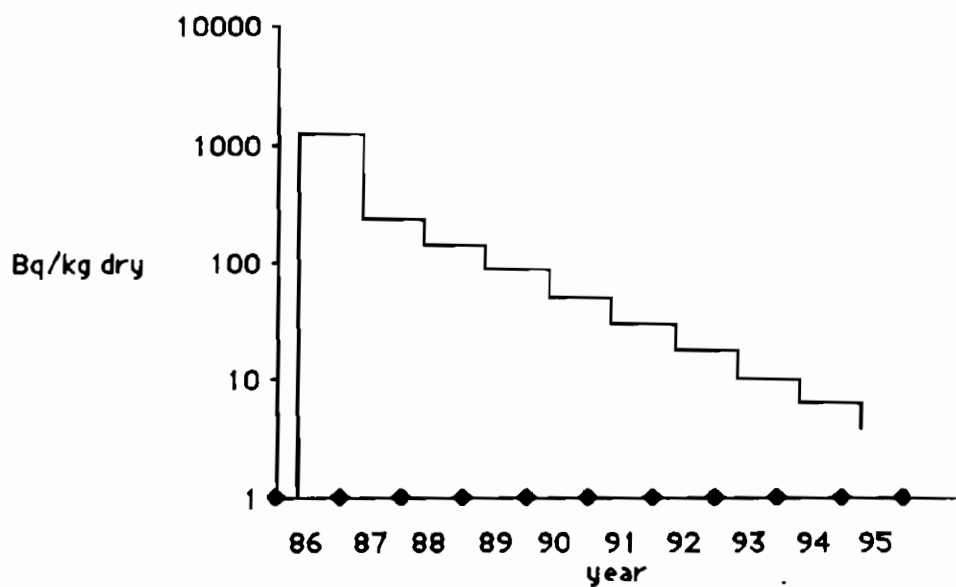


Fig. 2 - Concentrazione media di ^{137}Cs nel fieno

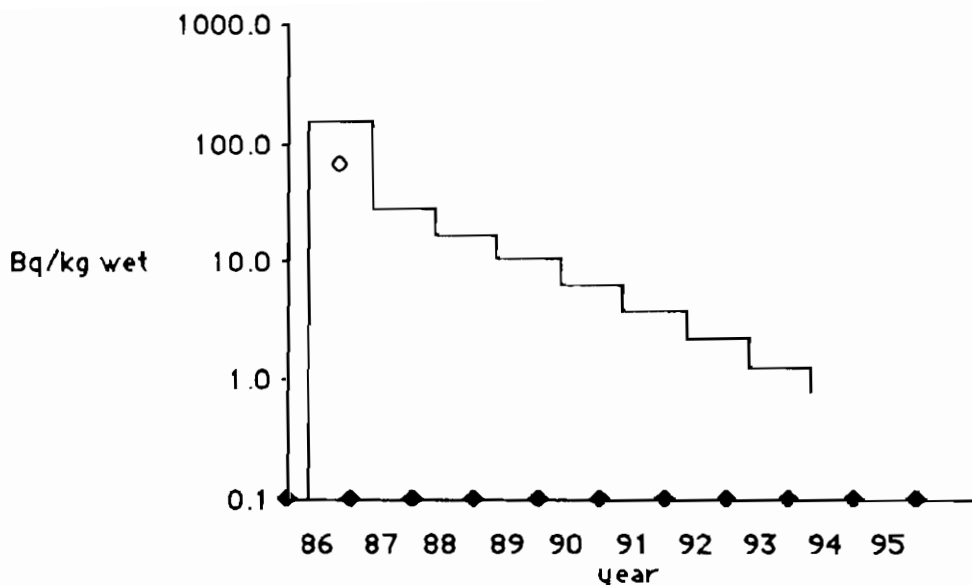


Fig. 3 - Concentrazione media di ¹³⁷Cs nei vegetali a foglia larga

La deposizione al suolo in Italia (come, del resto, in tutta l'Europa) ha avuto una variabilità molto grande e, pertanto, risulta alquanto difficile definire un valore medio che sia rappresentativo dell'intero territorio nazionale.

Tab. 6 - Concentrazioni previste di ¹³⁴Cs

Periodo	Latte Bq/litro	Fieno Bq/kg secco	Vegetali a foglia Bq/kg fresco
1986/5-1987/4	69	655	82
1987/5-1988/4	7.3	88	11
1988/5-1989/4	3.2	38	4.8
1989/5-1990/4	1.4	17	2.1
1990/5-1991/4	0.63	7.4	0.93
1991/5-1992/4	0.27	3.3	0.41
1992/5-1993/4	0.12	1.4	0.18
1993/5-1994/4	0.05	0.63	0.08
1994/5-1995/4	0.02	0.27	0.03

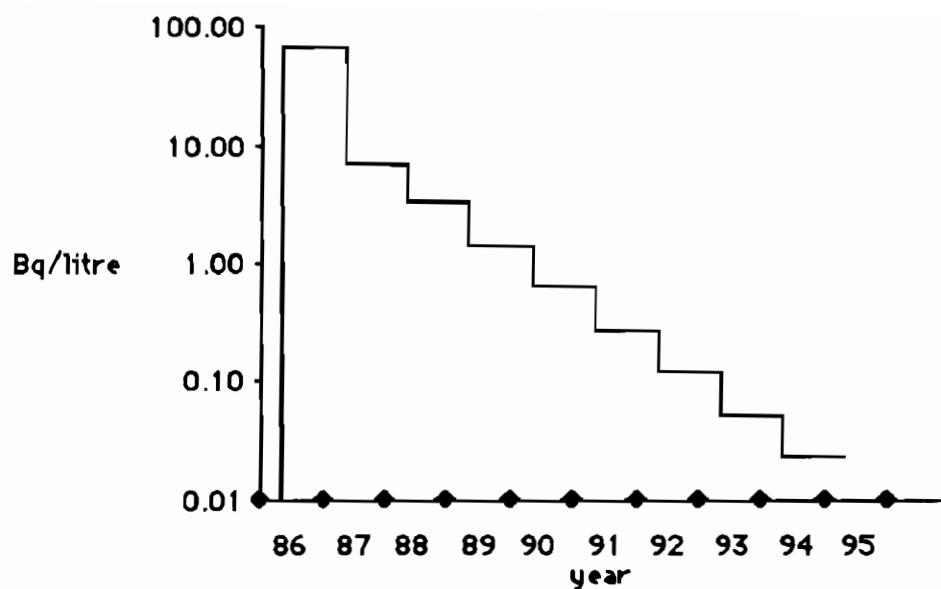


Fig. 4 - Concentrazione media di ^{134}Cs nel latte

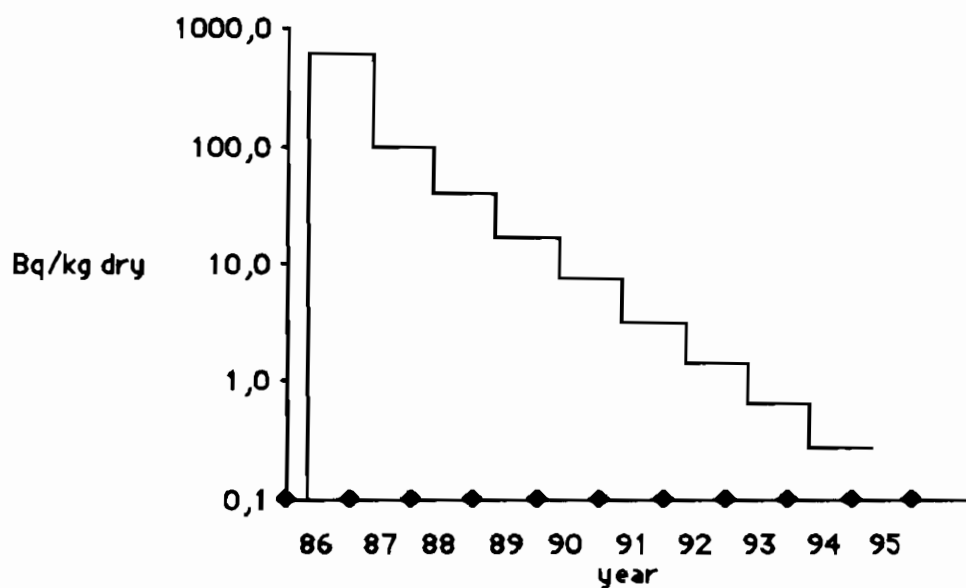


Fig. 5 - Concentrazione media di ^{134}Cs nel fieno

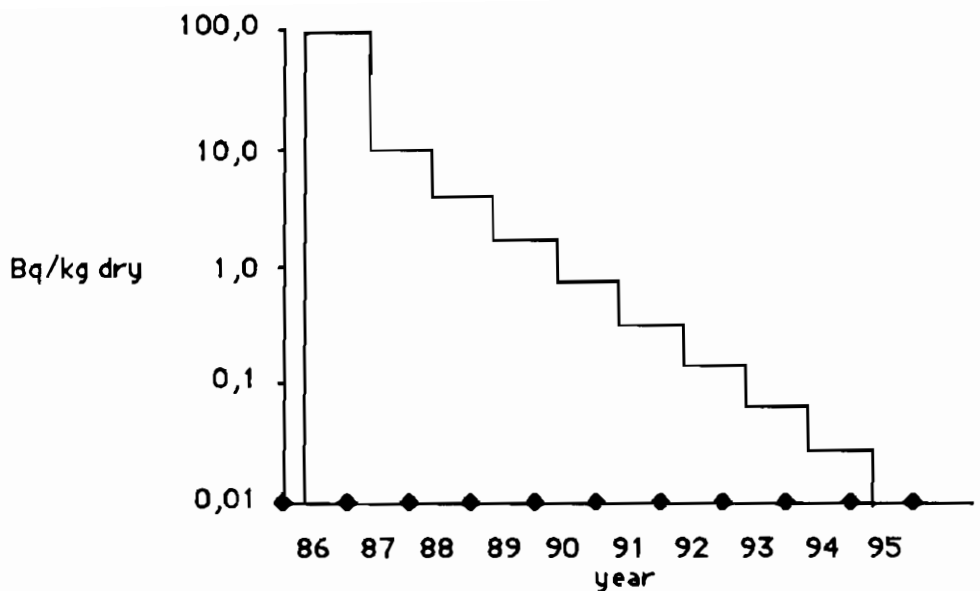


Fig. 6 - Concentrazione media di ^{134}Cs nei vegetali a foglia larga

In base ad uno studio relativo alla Regione Piemonte (Cortissone & Giacomelli, 1986) la deposizione a Saluggia può essere considerata prossima al valore medio per l'intera regione e, probabilmente, per tutta l'Italia del Nord dove la deposizione stessa è stata più intensa che non in altre parti del paese.

Tab. 7 - Concentrazioni previste di ^{90}Sr

Periodo	Latte Bq/litro	Fieno Bq/kg secco	Vegetali a foglia Bq/kg fresco
1986/5-1987/4	0.54	34	4.2
1987/5-1988/4	0.11	7.5	0.93
1988/5-1989/4	0.098	6.4	0.81
1989/5-1990/4	0.083	5.4	0.67
1990/5-1991/4	0.071	4.6	0.59
1991/5-1992/4	0.060	3.9	0.48
1992/5-1993/4	0.051	3.3	0.41
1993/5-1994/4	0.044	2.8	0.36
1994/5-1995/4	0.037	2.4	0.30

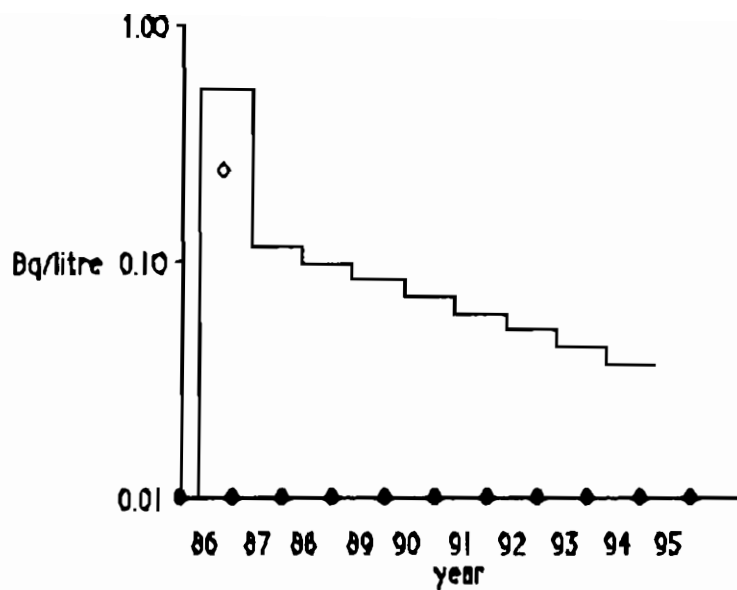


Fig. 7 - Concentrazione media di ^{90}Sr nel latte

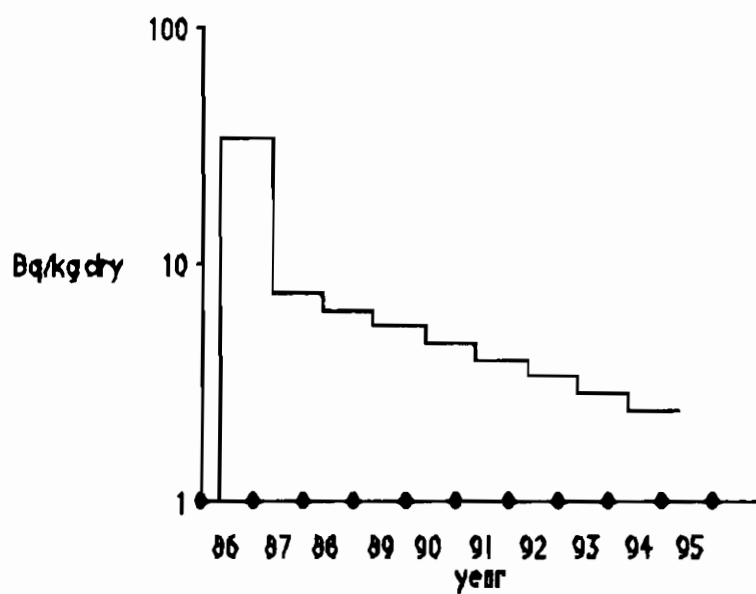


Fig. 8 - Concentrazione media di ^{90}Sr nel fieno

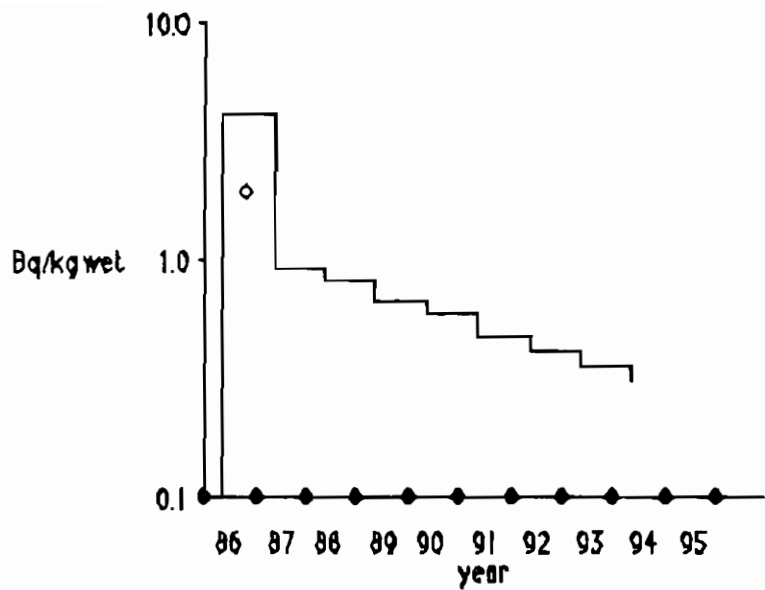


Fig. 9 - Concentrazione media di ^{90}Sr nei vegetali a foglia larga

Sono stati così adoperati per il 1986 i seguenti valori di Fr ottenuti come medie di quelli misurati presso l'ENEA, Centro Ricerche Energia di Saluggia (Giacomelli et al., 1986):

^{134}Cs	= 7770	MBq/km ²
^{137}Cs	= 14800	MBq/km ²
^{90}Sr	= 260	MBq/km ²

Per il 1986 si è posto $F_d = 0$; per gli anni successivi si è assunto invece $F_r = 0$ e F_d è stato calcolato secondo la procedura prima illustrata. Il valore medio delle concentrazioni dei radionuclidi misurate a tutt'oggi è stato riportato nei corrispondenti diagrammi: l'accordo appare piuttosto buono e, naturalmente, sarà interessante controllare se esso si conserverà tale anche in futuro.

L'autore è molto grato ai suoi colleghi dell'ENEA del Servizio Fisica Sanitaria e Medicina del Lavoro (COMB-FISM, Saluggia) e del Laboratorio di Oceanografia e Fisica del Mare (PAS-MARE, Forte S. Teresa) che hanno gentilmente messo a disposizione molti risultati ancora inediti.

6. Bibliografia.

(Anonimo), 1986- *Dossier Chernobyl. Allegati*. Report ENEA, Dip. Reattori Termici & Dip. Protezione Ambientale e Salute dell'Uomo, 19 Maggio 1986.

Cortisone C., Giacomelli R., 1986 - *Equivalente medio di dose alla popolazione del Piemonte derivante dall'incidente di Chernobyl*. Rapporto ENEA (RTI) COMB-SAL (86) 03.

Delfanti R., Papucci C., 1986 - Comunicazione personale.

Dunster H.J., Howells H., Templeton W.L., 1958 - *District Surveys following the Windscale Incident, October 1957*. Proc. 2nd U.N. Int. Conf. Peaceful Uses Atomic Energy, Geneva, 18: 296/308.

Giacomelli R., Spezzano P., Nocente M., Datrino A., Massironi L., Ornaghi A., Silvestri N., Porzio L., Olivetti R., 1986 - *POST CHERNOBYL-2. Misura di radionuclidi nel fallout a Saluggia (Vercelli)*. Rapporto ENEA RT/COMB/86/6.

Simon S., 1972 - *Medical Atlas of Radionuclides Used in Medicine, Biology, Industry and Agriculture*. Rapporto Commiss. European Communities, EUR 4606 f.e.

Van der Stricht E., Gaglione P., de Bortoli M., 1970 *Valutazione della contaminazione dell'erba e del latte dovuta al ^{137}Cs presente nelle ricadute radioattive*. Giorn. fis. san. e protez. contre le radiaz., 14 (2): 53/60.

Van der Stricht E., Gaglione P., de Bortoli M., 1971 *Predictions of ^{90}Sr levels in milk on the basis of deposition values*. Health Physics, 21: 217/226.

Nota - Questo lavoro è stato presentato alla Riunione di informazione scientifica sull'evento di Chernobyl organizzato a Roma dalla Soc. It. per le Ricerche sulle Radiazioni il 9 aprile 1987 ed è la traduzione in italiano del testo incluso negli atti dell'International Scientific Seminar on Foodstuffs Intervention Levels Following a Nuclear Accident, Lussemburgo 27-30 Aprile 1987.

L'AMBIENTE E LA RADIOPROTEZIONE IN RELAZIONE AD INCIDENTI NUCLEARI

Arrigo A. Cigna
ENEA-PAS/RACO 13040 SALUGGIA VC

Riassunto. Vengono discussi alcuni aspetti della radiocontaminazione dell'ambiente a seguito di incidenti nucleari, prendendo spunto da quanto osservato in occasione dell'incidente di Chernobyl. In particolare viene esaminato il problema delle contromisure secondo i principi della radioprotezione.

Abstract. After the Chernobyl accident, some aspects of the radioactive contamination of the environment related to nuclear accidents are here considered. In particular the problem of the countermeasures is discussed in the frame of the radiation protection principles.

1. Introduzione

L'incidente di Chernobyl ha disperso nell'ambiente grandi quantità di vari radionuclidi ed ha innescato innumerevoli reazioni di tipo emotivo sia nell'opinione pubblica che a livello di molti centri decisionali. Partendo dai risultati delle misure effettuate, il presente lavoro intende discutere il problema in termini obiettivi, valutando gli effetti delle contromisure stabilite sia dalle autorità del governo centrale che da quelle locali.

2. Distribuzione della contaminazione nell'ambiente

Come è noto l'incidente di Chernobyl ha avuto inizio alle ore 1.23 del 26 Aprile 1986 ed il rilascio è durato per una decina di giorni con intensità abbastanza variabili nel tempo (fig.1); anche la concentrazione dei vari radionuclidi rilasciati nell'ambiente non è rimasta costante (fig.2). Quest'ultimo fenomeno, insieme alla differente forma chimico-fisica di taluni radionuclidi, spiega le differenze di composizione delle ricadute che si sono talvolta riscontrate.

Poiché le condizioni meteorologiche nelle regioni interessate dall'incidente sono cambiate in modo rilevante durante lo svolgersi dello stesso, ne è conseguito che la contaminazione al suolo provocata dall'incidente è stata caratterizzata da un'estrema variabilità soprattutto in termini di intensità. Occorre notare, a questo proposito, che la contaminazione al suolo è determinata non solo da quella atmosferica ma anche (ed in modo rilevante) dalla concomitanza di precipitazioni.

Ciò spiega, pertanto, la contaminazione a "pelle di leopardo" che è stata riscontrata nel nostro Paese e, più in generale, in tutta l'Europa. Infatti, allo schema generale di distribuzione della contaminazione (definito essenzialmente dal trasporto da parte delle correnti aeree) si sovrapponevano, localmente, i processi di deposizione al suolo (che dipendevano dalla presenza e dalle caratteristiche di eventuali precipitazioni). Pertanto delle differenze di un ordine di grandezza erano abbastanza comuni anche in località prossime tra loro.

E' interessante notare che la concomitanza delle precipitazioni con la presenza della contaminazione in aria è di gran lunga prevalente rispetto alla prossimità al luogo dell'incidente nel determinare

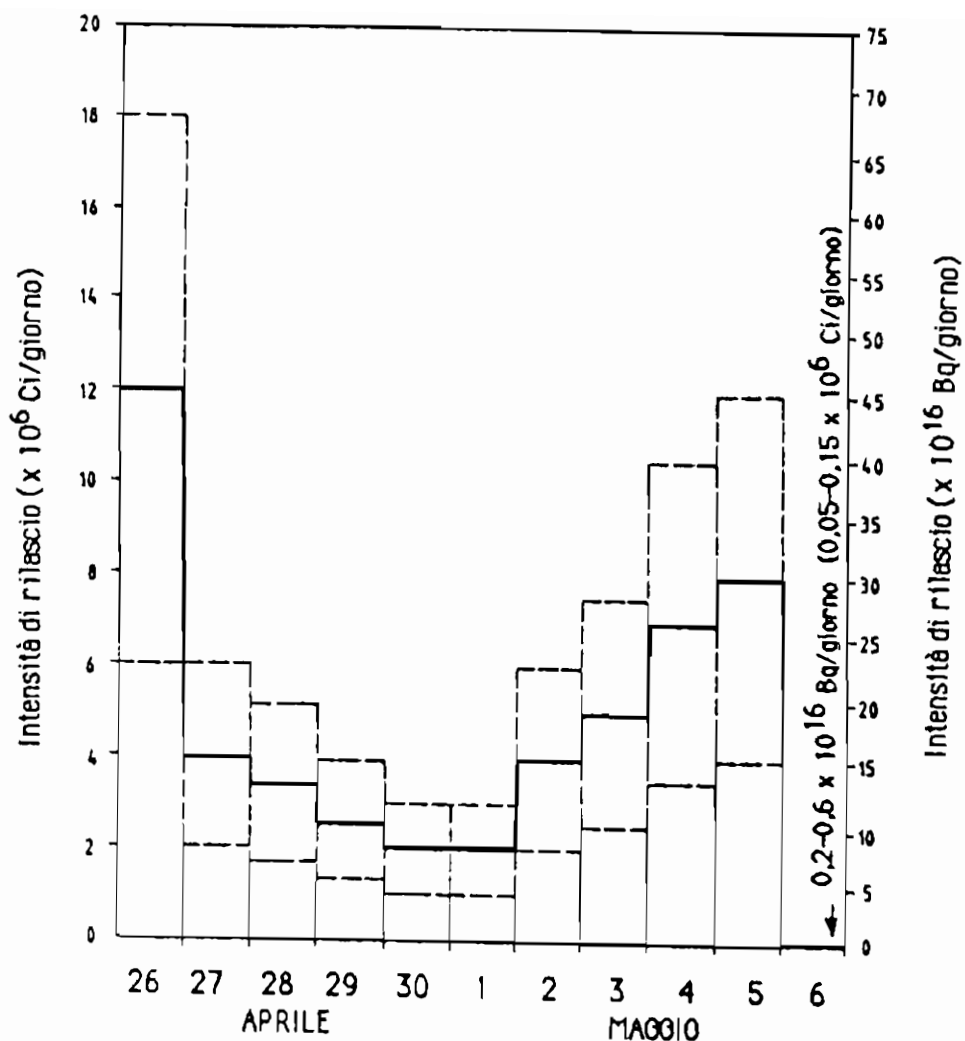


Fig. 1 - Andamento dei rilasci giornalieri nell'atmosfera durante l'incidente di Chernobyl (esclusi i gas nobili). I valori sono corretti per il decadimento radioattivo e riferiti alla data del 6 maggio 1986. Il rilascio del 26 aprile 1986, riferito a quella stessa data, è stato di 20-22 MCi ($75-80 \times 10^{16}$ Bq). L'incertezza per tutti i valori è del $\pm 50\%$ (IAEA, 1986).

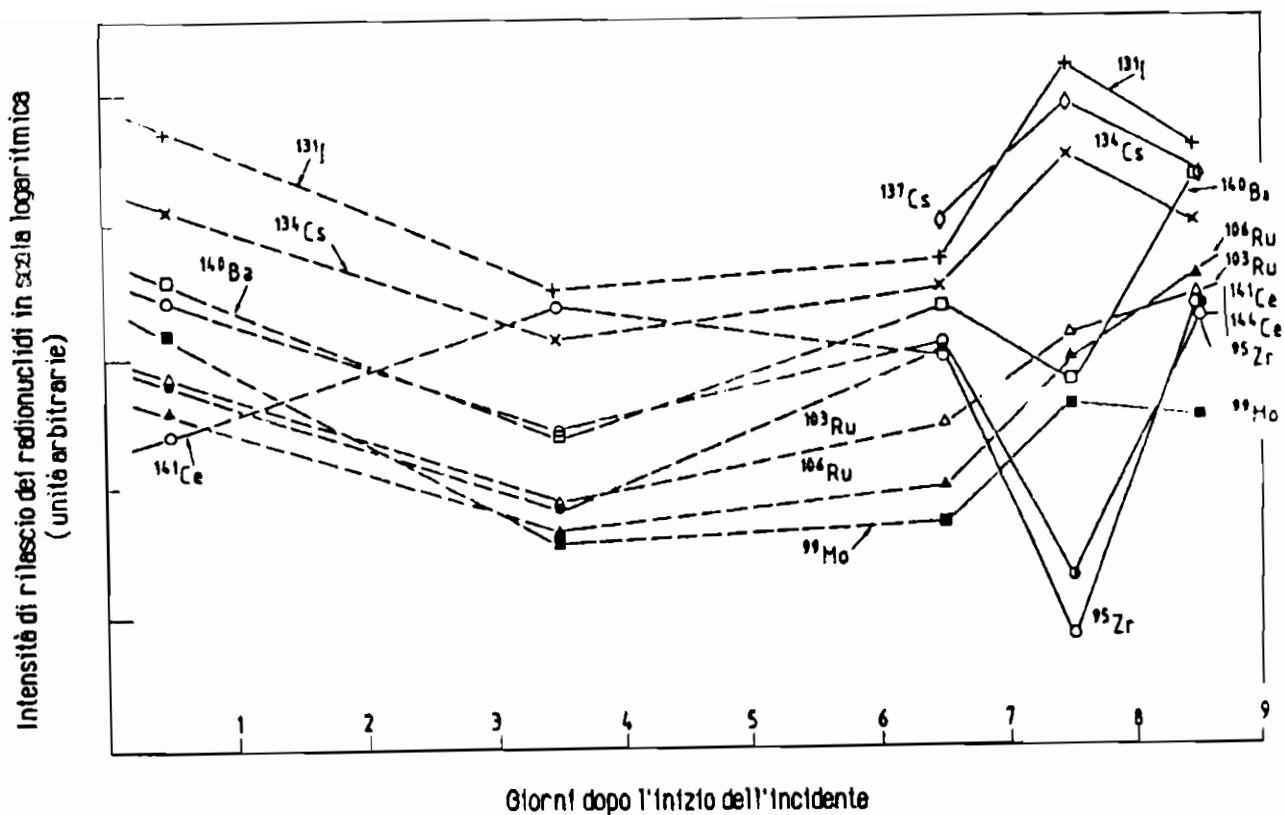


Fig. 2 - Intensità di rilascio per diversi radionuclidi (dati preliminari)(IAEA,1986)

l'intensità della deposizione al suolo. Si può osservare, per esempio, che in un campione di terreno argilloso indisturbato raccolto in URSS a circa 270 km a sud di Chernobyl si è riscontrata una contaminazione da Cs^{137} di circa 3 kBq/m^2 corrispondente a quella osservata in molti campioni di terreno raccolti in Italia nelle zone a non elevata ricaduta.

Per quanto concerne le condizioni meteorologiche sul continente europeo è bene ricordare che dal 28 aprile al 5 maggio 1986 si è verificata una situazione piuttosto insolita per la quale i venti prevalenti erano orientali: ciò ha fatto sì che l'Europa venisse interessata direttamente dal rilascio contrariamente a quanto si sarebbe verificato se la circolazione generale delle masse d'aria nell'atmosfera avesse seguito il verso più frequente che è da ovest verso est.

Per quanto concerne il territorio italiano, il regime delle precipitazioni non si è discostato molto dall'andamento medio; così la deposizione al suolo ha seguito lo schema generale già rilevato per il fallout dovuto alla sperimentazione di ordigni nucleari che ha avuto il culmine nei primi anni '60 (Cigna *et al.*, 1986). Infatti i valori più elevati sono stati osservati nelle zone relativamente pianeggianti immediatamente a sud di rilievi montagnosi (per esempio: Canavese, Prealpi lombarde, Friuli) per un "effetto oroclimatico" (fig. 3) noto fin dagli anni '50.

Dal punto di vista delle contaminazioni ambientali occorre notare che oltre ai fenomeni sopra indicati si sono osservati altri casi di maggiore concentrazione al passaggio in alcuni anelli della catena alimentare. Si desiderano evidenziare, infatti, alcuni valori più elevati riscontrati, per esempio, in ovini e caprini (latte e carne), conigli, pesci di acqua dolce, funghi, miele.

Ovini, caprini e conigli ingeriscono erba generalmente più piccola, rispetto a quella consumata dai bovini, e pertanto con un rapporto (kg di erba)/(m² di terreno) più basso e con una maggiore quantità di terra direttamente attaccata all'erba stessa. Ciò comporta una concentrazione più elevata in queste specie rispetto a quella tipica dei bovini; a causa però di un metabolismo relativamente veloce anche il rilascio della contaminazione avviene in tempi brevi. Ne consegue che nel giro di alcune settimane o, al più, di qualche mese, dalla cessazione del consumo del foraggio contaminato, la contaminazione negli organismi in questione diminuisce rapidamente.

Certi ambienti di acqua dolce (in particolare i piccoli laghi senza emissario) consentono il raggiungimento di una situazione di equilibrio stabile tra i vari livelli trofici per cui gli organismi dei livelli superiori (per esempio: pesci predatori) possono arrivare ad avere livelli abbastanza elevati di contaminazione che si possono mantenere anche per parecchi mesi. In fig. 4 è riportato l'andamento della concentrazione di Cs¹³⁷ nell'acqua ed in alcune specie di pesci del lago

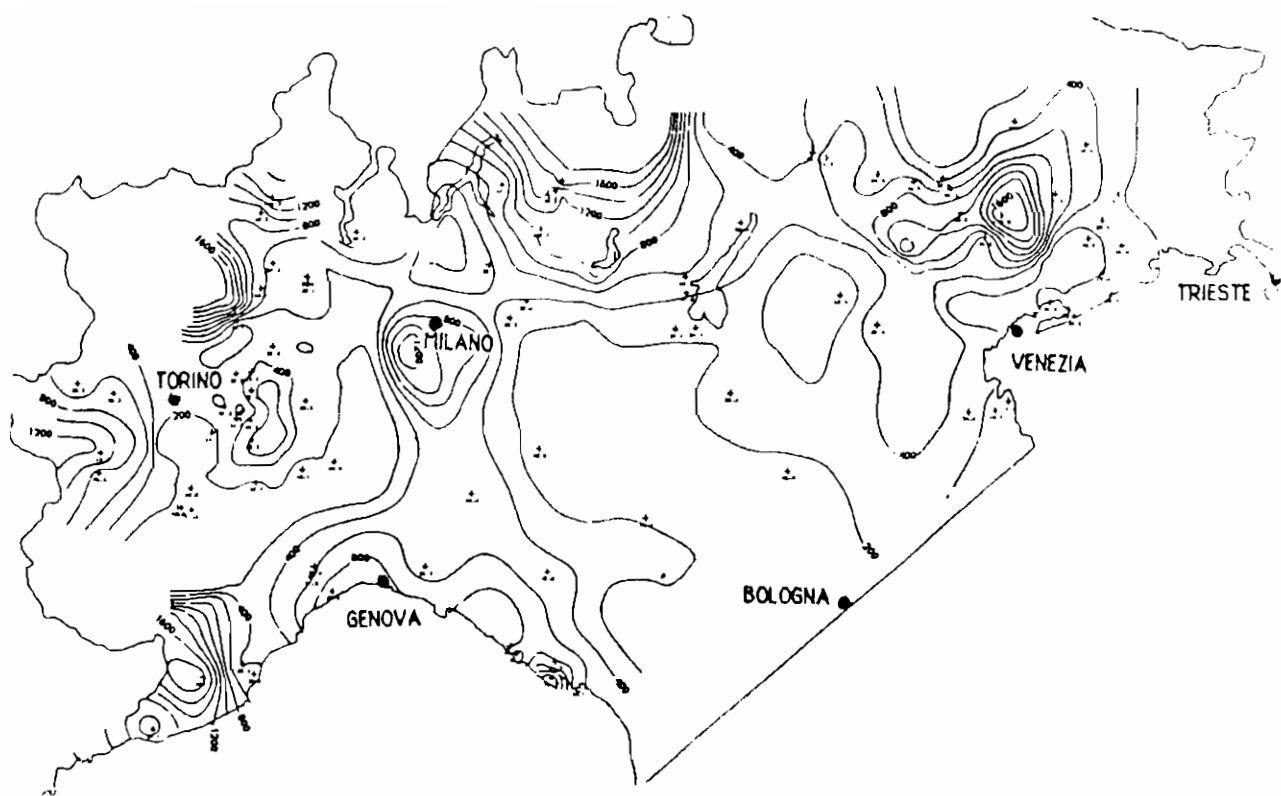


Fig. 3 - Concentrazioni di $Pu^{239-240}$ provenienti dalle ricadute nel periodo 1945-1984 nell'Italia settentrionale. Sono tracciate le curve di isoconcentrazione (ogni 200 mBq/kg) nel terreno superficiale (da 0 a 20 cm di profondità). La deposizione di radionuclidi rilasciati dall'incidente di Chernobyl ha avuto una distribuzione molto simile.

di Viverone (Torino) secondo le misure effettuate presso il FISM del Centro di Saluggia.

L'andamento della contaminazione nei funghi ha presentato delle caratteristiche alquanto variabili con la specie. In particolare si è osservato che le specie *Boletus badius*, *Boletus scaber* e *Boletus*

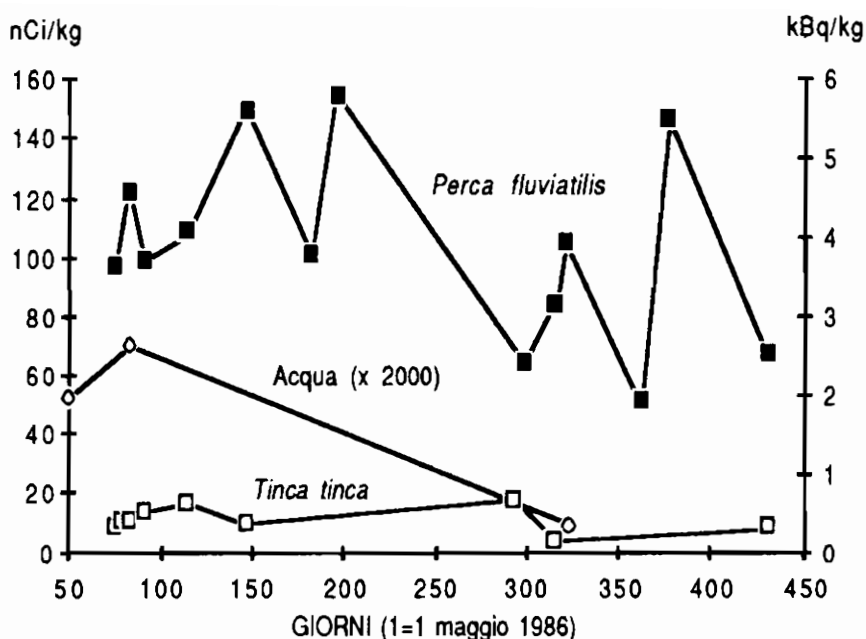


Fig. 4 - Andamento della concentrazione di Cs^{137} nell'acqua ed in alcune specie di pesci del Lago di Viverone (Torino)

subtomentosus presentavano una concentrazione di Cs^{134} e Cs^{137} nettamente superiore (anche di un ordine di grandezza) rispetto ad altre specie dello stesso genere (Cazzaniga *et al.*, 1987). La ragione di questa differenza non è stata accertata: potrebbe essere avanzata l'ipotesi che i miceli delle specie sopra citati si sviluppino nel suolo soprattutto negli strati superficiali, favorendo così l'assorbimento dalle ricadute.

Si è riscontrato poi un altro fenomeno interessante nella *Lepiota procera* ("mazza da tamburo") dove si è osservato un fattore di concentrazione dell' Ag^{110m} che in certi esemplari è stato trovato fino a circa 1000 volte più elevato rispetto al fattore di concentrazione del Cs^{137} (Nocente, 1986). Questo fenomeno non era mai stato osservato in precedenza data l'assenza dell' Ag^{110m} nel fallout in concentrazioni facilmente misurabili.

Un alimento che ha richiamato l'attenzione dell'opinione pubblica è stato il miele poichè in alcuni campioni si poteva riscontrare la presenza di concentrazioni relativamente elevate di Cs^{134} e Cs^{137} . In effetti soltanto il miele prodotto dalle api che avevano raccolto il nettare da fiori aperti al momento della deposizione al suolo dei radionuclidi rilasciati dall'incidente risultava contaminato; in tutto il miele rimanente (e cioè per la maggioranza della produzione) sono state misurate soltanto tracce di Cs^{134} e Cs^{137} data l'esistenza di processi selettivi nella catena fiore-nettare-ape-miele.

Allo scopo di avere una previsione a lungo termine della contaminazione ambientale era stato adattato (Cigna, 1987a) un modello messo a punto da Van der Stricht *et al.* (1970;1971) studiando le ricadute radioattive a Ispra negli anni '60. A distanza di oltre un anno dall'incidente si può vedere come la media delle concentrazioni osservate siano sempre minori di quelle calcolate.

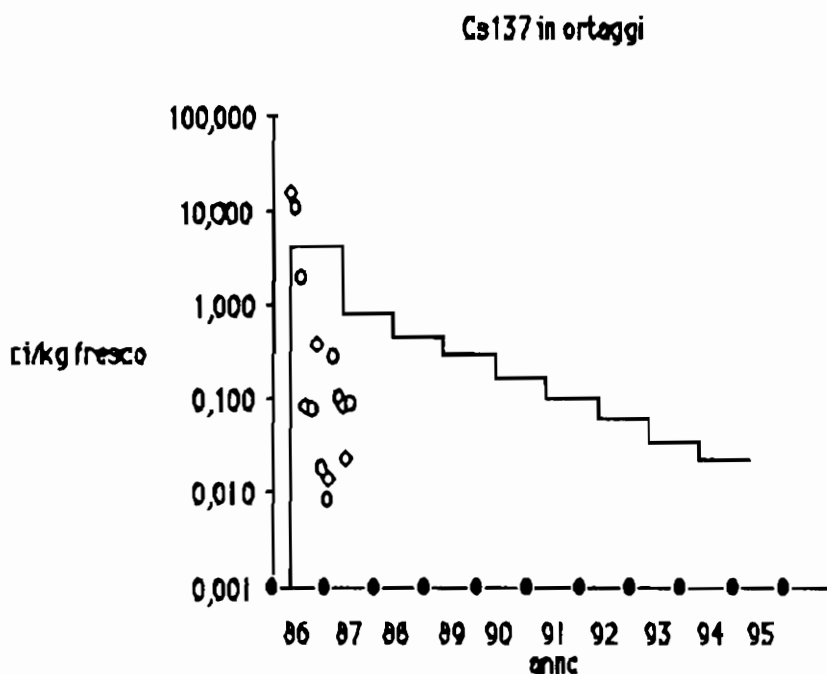


Fig. 5 - Previsione dell'andamento della concentrazione del Cs^{137} negli ortaggi in Piemonte. Sono indicati anche i valori medi mensili misurati.

Nelle fig. 5,6,7 e 8 sono illustrate alcune curve teoriche ed i relativi punti sperimentali.

Le differenze osservate sono probabilmente dovute al fatto che i radionuclidi (lo Sr^{90} e il Cs^{137} in questo caso) vengono eliminati più rapidamente dal compartimento ove sono disponibili per gli ecocicli quando la deposizione avviene in una sola volta. La contaminazione ambientale dovuta all'incidente diminuirà pertanto in un tempo ancor più breve di quello previsto.

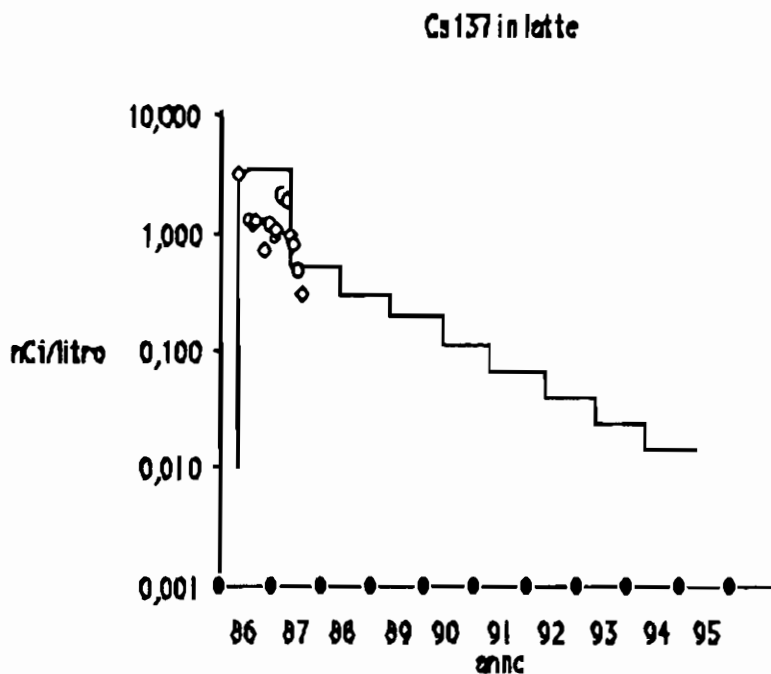


Fig. 6 - Previsione dell'andamento della concentrazione del Cs^{137} nel latte in Piemonte. Sono indicati anche i valori medi mensili misurati.

Sr⁹⁰ ortaggi

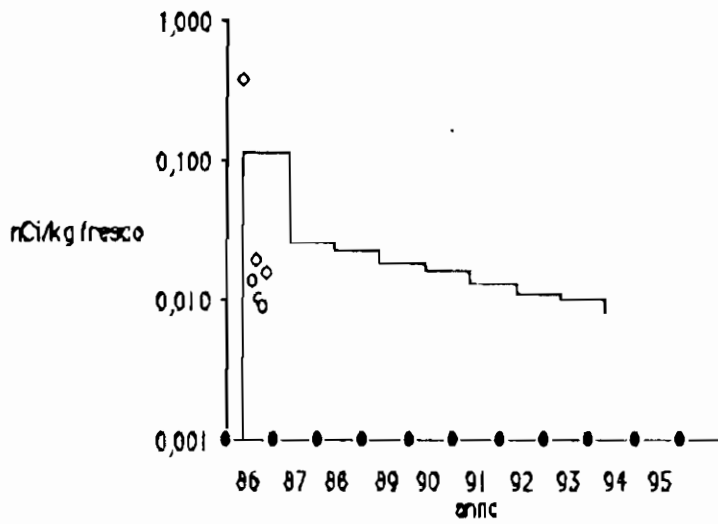


Fig. 7 - Previsione dell'andamento della concentrazione dello Sr⁹⁰ negli ortaggi in Piemonte. Sono indicati anche i valori medi mensili misurati.

Sr⁹⁰ in latte

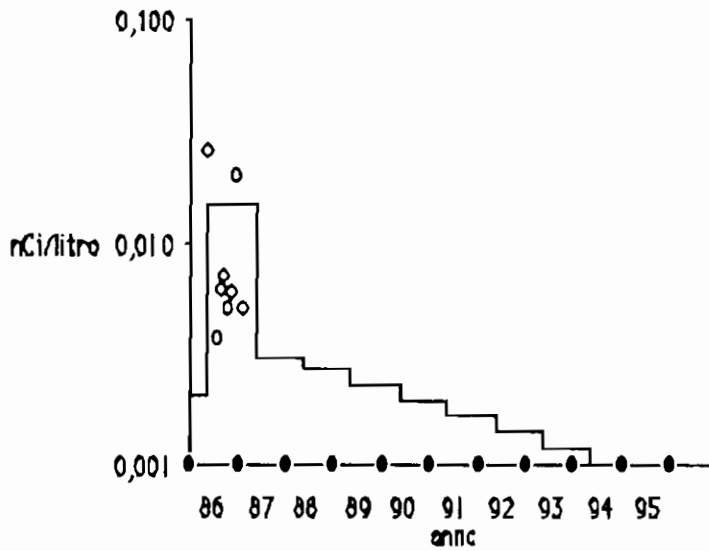


Fig. 8 - Previsione dell'andamento della concentrazione dello Sr⁹⁰ nel latte in Piemonte. Sono indicati anche i valori medi mensili misurati.

3. Misura della radioattività ambientale

La notizia dell'incidente è stata diffusa in Italia con il telegiornale della sera del 28 aprile 1986. Soltanto presso le organizzazioni dove coesistevano sistemi di filtrazione dell'aria, strumentazione per la misura dei campioni e personale con competenza specifica, nonché interesse per il fenomeno, è stato possibile mettersi in condizione di poter rivelare l'arrivo di ogni eventuale contaminazione fin dalla prima mattina del giorno seguente, 29 aprile.

In particolare ciò è avvenuto presso il Centro Comune di Ricerca di Ispra (CCE) e presso il Centro Ricerche Energia di Saluggia (ENEA); a Ispra l'arrivo del fronte della nube rilasciata da Chernobyl è stato rivelato alle ore 6.00 del 30 aprile (Cazzaniga *et al.*, 1987) mentre a Saluggia è stato rivelato nel pomeriggio dello stesso giorno (Giacomelli *et al.*, 1986). La disposizione da parte di autorità centrali o locali di attivare le reti di misura è stata sempre posteriore all'inizio delle operazioni deciso spontaneamente dai sopra citati Centri.

L'effettuazione di misure di spettrometria gamma ad alta risoluzione non ha presentato ovviamente alcuna difficoltà stante la disponibilità di sistemi già tarati e correntemente in uso. Vale la pena di ricordare un problema di valutazione delle attività dello I^{132} dovuta ad un errore di impostazione del programma di calcolo fornito dalla ditta costruttrice dello spettrometro. Infatti il valore del tempo di dimezzamento dello I^{132} (2,26 ore) immesso nella biblioteca non teneva conto della presenza del radionuclide progenitore Te^{132} con tempo di dimezzamento ben maggiore (78 ore).

Per questo motivo i primi risultati forniti automaticamente dal programma mostravano delle concentrazioni di I^{132} molto elevate (in quanto il risultato della misura veniva corretto per il decadimento in base al breve tempo di dimezzamento dello I^{132}) ma assolutamente incompatibili con le concentrazioni di altri radioisotopi dello iodio. L'esame critico di tali risultati ha permesso di evitare fin dall'inizio la diffusione di un dato errato.

Un'altra possibile fonte di errore è stata riscontrata per il Np^{239} che veniva identificato dal programma automatico di calcolo in base all'emissione a 228 keV mentre tale picco era dovuto al Te^{132} . In particolare proprio i dati preliminari forniti dai Sovietici (URSS, 1986) sulle stime dei radionuclidi rilasciati nel corso dell'incidente sono probabilmente affetti da questo errore (USDOE, 1987). Tutto ciò mostra come, per una buona gestione delle misure di radioattività

ambientale, sia indispensabile l'esperienza di chi esamina i risultati forniti dalla strumentazione, indipendentemente dal grado di sofisticazione di quest'ultima.

Ma anche la raccolta dei campioni presenta sovente delle difficoltà; si possono considerare a questo proposito due casi emblematici: l'aria ed il terreno.

Per quanto riguarda l'aria è ovvio l'interesse di misurare i vari radioisotopi dello iodio che, in caso di incidente, fungono anche da "rivelatori" dello stesso. Tuttavia una frazione rilevante di tali radioisotopi è sotto forma gassosa: a Saluggia dal 68 al 76 % del totale è stata raccolta sotto questa forma (Giacomelli *et al.*, 1986, a) in perfetto accordo con quanto osservato da altri laboratori nell'emisfero settentrionale (USDOE, 1987; Melandri *et al.*, 1987).

L'efficienza dei filtri di carta normalmente adoperati per la determinazioni dei radionuclidi nell'atmosfera risulta piuttosto bassa per lo iodio sotto forma gassosa. Ne consegue che le determinazioni effettuate con questo metodo di raccolta risultano sottostimate di un fattore prossimo a 3. D'altra parte l'impiego del carbone attivo richiede particolari attenzioni in quanto la sua efficienza di raccolta è fortemente influenzata dall'umidità dell'aria. Presso il Centro di Saluggia è stata adottata la soluzione di impiegare un filtro di carta (Schleicher & Schull N. 589) seguito da uno impregnato con carbone attivo (Schleicher & Schull N. 508) essendo entrambi contenuti in uno speciale porta filtro termostato a circa 30°C. Qualora non fosse possibile seguire questa via occorrerebbe determinare di volta in volta l'efficienza di raccolta del radioiodio.

E' stata inoltre rilevata la presenza di numerose particelle attive ("hot spots") nelle ricadute analogamente a quanto osservato negli anni '60 per le ricadute prodotte dagli esperimenti di ordigni nucleari nell'atmosfera. Per questo motivo i risultati di singole misure effettuate in parallelo possono variare tra loro anche sensibilmente; per esempio campioni di fallout raccolti a Saluggia, e riferiti al medesimo intervallo, hanno mostrato differenze anche del 30-50% tra di loro (Giacomelli *et al.*, 1986, b). Una differenza di composizione della contaminazione in aria è stata anche evidenziata soprattutto per i radionuclidi meno volatili con una elaborazione matematica dei risultati della spettrometria gamma ottenuti per campioni raccolti contemporaneamente ma con intervalli di filtrazione sfalsati tra loro (Giacomelli *et al.*, 1986, a).

Per il terreno i problemi sono dovuti alla inomogeneità della contaminazione che, soprattutto subito dopo la deposizione, risulta

tutta concentrata in uno strato superficiale di qualche centimetro al massimo. Ne consegue che per avere dei campioni confrontabili tra loro occorre determinare il valore della deposizione riferita all'unità di superficie; quindi bisogna definire con cura l'area campionata, per esempio con un riquadro metallico che si affonda nel suolo e pesare con cura il campione.

Per quanto concerne lo spessore dello strato da raccogliere, è opportuno che questo abbia almeno una profondità di 5 cm in modo da garantire la raccolta di tutta la parte interessata dalla deposizione senza peraltro aggiungere troppo terreno incontaminato sottostante. Inoltre è necessario porre la massima attenzione nell'effettuare il campionamento su aree che non siano state lavorate dal momento della deposizione.

La scelta del luogo di campionamento deve rispondere anche ad altri requisiti. E' ovvio che si deve scegliere un suolo indisturbato, pianeggiante, lontano da pendii che possono contribuire con apporti dall'acqua di ruscellamento, senza copertura di alberi e possibilmente anche senza copertura erbosa. L'erba, infatti, cattura una parte della deposizione che dovrebbe essere aggiunta a quella riscontrata nel suolo.

Queste necessità potrebbero indurre, talvolta, a scegliere delle aree che, se da un lato rispondono ai requisiti sopra citati, dall'altra sono costituite da terreno di riporto. Questo tipo di suolo presenta delle caratteristiche di tessitura che comportano anomalie di percolazione anche notevoli. Così non sempre la contaminazione rimane confinata nello strato superficiale ma può interessare anche strati più profondi attraversati da vie preferenziali per l'acqua delle precipitazioni.

Tutte queste precauzioni, che possono apparire banali per chi si occupa correntemente di questi problemi, sono indispensabili per ottenere dei risultati affidabili mentre la loro inosservanza rende del tutto inutilizzabili i campioni e le relative misure.

4. Valutazione degli equivalenti di dose efficace

Le prime stime degli equivalenti di dose efficace per gli individui della popolazione italiana ottenute nei primissimi giorni successivi all'arrivo della nube da Chernobyl avevano mostrato che l'evento avrebbe comportato, al massimo, un irraggiamento comparabile con quello naturale assorbito in un anno o con quello dovuto alle ricadute radioattive degli anni '60; queste informazioni sono state successivamente pubblicate anche in forma ufficiale (ENEA, 1986 a,

b). Ovviamente le assunzioni che venivano fatte avevano una carattere nettamente conservativo in modo da fornire dei valori più prossimi a dei limiti superiori che non alla realtà. Nel seguito, un affinamento delle valutazioni ha portato a stime decisamente inferiori. Nella Tab. 1 sono riportate alcune di tali stime che sono state ritenute affidabili sia per i dati utilizzati sia per la procedura seguita e in Tab.2 sono indicati i periodi di riferimento e le fonti bibliografiche.

Tab. 1 - Equivalenti di dose eff. tot. impegnati per ingestione, inalazione ed irradiazione esterna (mSv).
Caratteri diritti= consumi senza contromisure.
(*) Bambini: 1-18 anni; adulti: > 18 anni.

	LATTANTI (0-1 anni)		BAMBINI (1-10 anni)		ADULTI (>10 anni)	
TRENTO UNIV.	-	-	-	-	0.43	-
ISPRA CCR.	-	-	-	-	0.54	-
PIEMONTE ENEA-SAL	-	0.66	-	0.75	-	0.47
NORD ITALIA-DISP*	1.16	0.61	1.05	0.68	0.59	0.49
NORD ITALIA-ISS	1.4	0.8	1.07	0.6	0.68	0.5
CENTRO ITALIA-DISP*	0.87	0.48	0.76	0.59	0.43	0.41
CENTRO ITALIA-ISS	1.26	0.8	0.82	0.6	0.55	0.5
SUD ITALIA-DISP*	0.99	0.39	0.6	0.41	0.31	0.3
SUD ITALIA-ISS	1.03	0.5	0.69	0.5	0.43	0.4

Tab. 2 - Fonti utilizzate per la compilazione di Tab. 1 e relativi periodi di riferimento.

FONTE	PERIODO DI RIFERIMENTO	BIBLIOGRAFIA
TRENTO UNIV.	30/4/1986 - 30/4/1987	Leonardi, 1987
ISPRA CCR	30/4/1986 - 30/4/1987	Cazzaniga <i>et al.</i> , 1987
ENEA SAL	30/4/1986 - 22/9/1987	Cortissone & Giacomelli, 1986; Cortissone <i>et al.</i> , 1987
DISP	30/4/1986 - 30/4/1987	Breuer & Trenta, 1987
ISS	30/4/1986 - 30/4/1987	Risica, 1987

I valori di Tab.1 mostrano un rimarchevole accordo tra loro confermando, così, un buon accordo sulla valutazione delle conseguenze dell'incidente sul territorio italiano. Alcune differenze, peraltro piuttosto modeste, sono giustificate sia dalla diversa accuratezza dei dati utilizzati, sia dall'assunzione di diverse classi di età, di diversi consumi di generi alimentari e di diversi tempi di riferimento nonché dall'utilizzazione, talvolta, di dati puntuali riferiti specificatamente ad aree ristrette da parte di taluni autori mentre altri si sono basati su valori medi relativi ad aree più estese del territorio nazionale.

Le stime così effettuate in base all'irraggiamento, all'inalazione ed all'ingestione non corrispondono, tuttavia, ai valori veri per i singoli individui in quanto vi sono diversi effetti che non vengono considerati nelle valutazioni e che, d'altra parte, hanno un peso non trascurabile. In particolare le varie manipolazioni sia domestiche che industriali ai quali gli alimenti sono sottoposti comportano una riduzione della frazione effettivamente ingerita che viene così ad essere circa la metà di quella originale (Cortisone *et al.*, 1987; Monte & Lombardi, 1987). Anche i fattori di conversione, normalmente adoperati, che consentono di ricavare gli equivalenti di dose efficace per attività unitaria introdotta hanno un certo grado di conservatività e, pertanto, tendono a dare dei risultati lievemente maggiori del reale.

Per queste ragioni i valori degli equivalenti di dose efficace determinati in base a misure dirette delle grandezze in gioco (in particolare in base a misure del carico corporeo effettuato mediante Whole Body Counter) risultano essere da 2 a 3 volte inferiori alle stime fatte in base alle concentrazioni negli alimenti (Cazzaniga *et al.*, 1987; Cortisone *et al.*, 1987). Le misure eseguite da Melandri *et al.* (1987) con Whole Body Counter confermano i valori ottenuti con lo stesso sistema per le persone di Ispra (Cazzaniga *et al.*, 1987) e di Saluggia (Cortisone *et al.*, 1987).

Questo fatto conferma ancora una volta l'opportunità di adottare metodologie diverse a seconda che si tratti di predisporre delle misure di sicurezza affinché i rilasci possibili o futuri da un impianto siano inferiori a dei limiti prefissati oppure che si debbano valutare le conseguenze di un rilascio già avvenuto. Mentre nel primo caso conviene adottare criteri conservativi e prudenziali, nel secondo occorre avere una descrizione quanto più realistica possibile dell'accaduto. Soltanto in questo modo sarà possibile programmare degli interventi correttivi adeguati che non comportino, dal loro canto, conseguenze ancora peggiori rispetto a quelle che si avrebbero in assenza di interventi (Cigna, 1987b).

Vale la pena, comunque, di ricordare che l'equivalente di dose efficace impegnata dalle ricadute radioattive dovute agli esperimenti nucleari effettuati nell'atmosfera a tutto il 1980 ammonta, per l'Italia (Giorcelli,1980; UNSCEAR,1982) a 4,5 mSv mentre l'equivalente di dose efficace dovuta al fondo naturale è di 2 mSv/anno. Pertanto il contributo effettivo dell'incidente di Chernobyl (mediamente 0,5 mSv per individuo) corrisponde a circa 1/10 di quello derivante dalle esplosioni nucleari ed a circa 1/4 di quello dovuto ogni anno al fondo naturale medio.

5. Contromisure

Il problema degli interventi successivi ad un incidente nucleare grave (che comporti, quindi, un rilascio rilevante al di fuori dei confini dell'impianto interessato) è stato preso in considerazione già da alcuni anni da diverse organizzazioni internazionali (CEC, 1982; IAEA, 1981; IAEA, 1985b; ICRP, 1984; WHO, 1984).

Le raccomandazioni in questione sono piuttosto omogenee tra loro ed i principi informativi fondamentali sui quali si basano sono i seguenti (ICRP, 1984):

1) Gli effetti non stocastici devono essere limitati dall'introduzione di contromisure che mantengano le dosi individuali al di sotto della soglia per tali effetti.

2) L'introduzione di contromisure deve conseguire un beneficio positivo netto rispetto ai rischi derivanti dagli effetti stocastici. Ciò si ottiene con un bilancio dei vantaggi e degli inconvenienti dovuti all'introduzione delle contromisure.

3) L'incidenza complessiva degli effetti stocastici deve essere limitata, per quanto è ragionevolmente possibile, riducendo l'equivalente di dose collettiva. Ciò può essere conseguito con un procedimento di ottimizzazione che confronti la diminuzione del detrimento sanitario con il costo delle relative contromisure.

Ovviamente un sistema di livelli di intervento dipende anche da vari fattori non quantificabili a priori come, per esempio, il numero di persone interessate dalle conseguenze dell'incidente, la durata del fenomeno, l'esistenza di relazioni commerciali con paesi non interessati direttamente dalle conseguenze dell'incidente. Un esame critico dei documenti sopra citati delle varie organizzazioni internazionali è stato fatto da Ilari & Chamney (1987) e i criteri fondamentali che devono guidare la definizione di livelli di riferimento

sono stati ulteriormente riassunti da Dunster (1987) che ha ben evidenziato come questi livelli debbano essere chiaramente distinti dai limiti di dose. Infatti le restrizioni susseguenti ad un incidente vengono ad essere imposte alla popolazione mentre quelle adottate in condizioni di normalità si applicano all'impianto (queste ultime, cioè, sono "source-related").

Tutte le organizzazioni internazionali sopra citate sono arrivate a stabilire due livelli di intervento per i valori dell'equivalente di dose efficace per gli individui: al di sotto del livello inferiore le contromisure non sono giustificate mentre, al di sopra del livello superiore, esse diventano praticamente necessarie. I valori dei livelli sono identici per le varie organizzazioni che si differenziano soltanto per i periodi di tempo nei quali i livelli devono essere applicati. Comunque per quanto concerne il primo anno dopo un incidente (ed è questo il periodo che ora interessa) non vi sono diversità. Nell'intervallo tra i due livelli è compito, invece, delle autorità nazionali di definire, con il criterio dell'ottimizzazione, l'opportunità delle contromisure in funzione delle condizioni e della situazione specifica.

Nella fig. 9 sono indicati sia i livelli di riferimento che i valori degli equivalenti di dose efficace calcolati da Breuer & Trenta (1987). Si osservi che questi valori risultano tutti nettamente minori del livello inferiore e si trovano, pertanto, nella zona in cui le contromisure sono ingiustificate. Rimane quindi dimostrato in maniera quantitativa l'inopportunità delle suddette contromisure che, del resto, era assolutamente ovvia fin dal momento dell'incidente per quanti avessero un minimo di esperienza di radioprotezione, di conoscenza dei problemi e non fossero influenzati da motivazioni estranee alla scienza. Comunque, l'applicazione delle contromisure ha comportato un risparmio di dose le cui stime sono riportate nella Tab. 3.

Tab. 3 - Stime del risparmio di dose dovuto alle contromisure (Sievert-persona).

VALUTAZIONE	RISPARMIO DI DOSE	BIBLIOGRAFIA
ENEA-DISP	4900	Breuer & Trenta, 1987
OECD	5000	Ilari, 1987
ISS	7600	Risica, 1987
Media	5800	

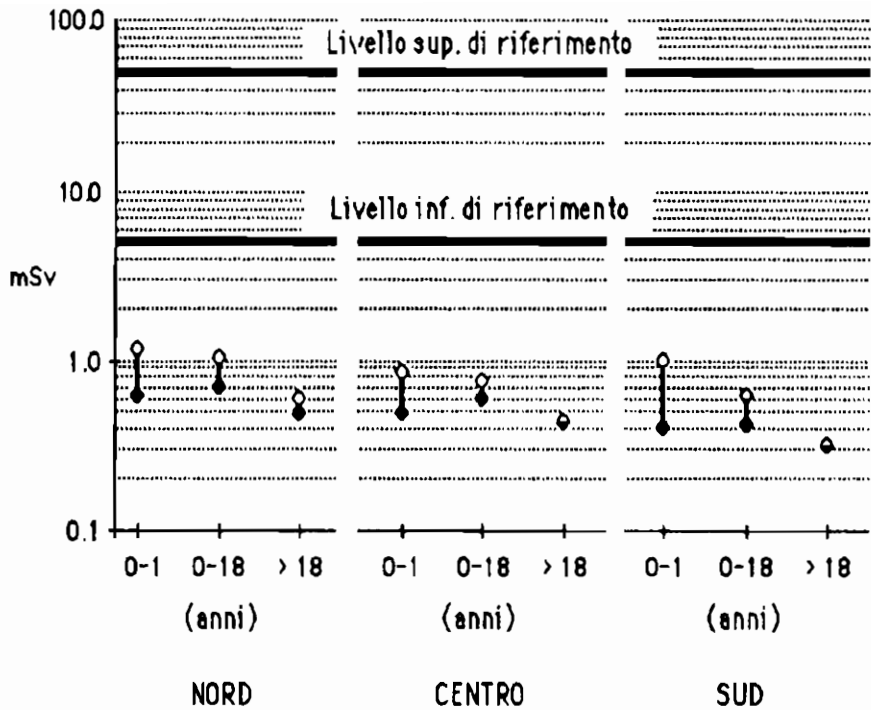


Fig. 9 - Valori degli equivalenti di dose efficace totale per classi di età e zone geografiche dell'Italia (Breuer & Trenta, 1987). I punti bianchi si riferiscono ai consumi senza contromisure mentre quelli neri tengono conto dell'applicazione delle contromisure. Sono inoltre indicati i livelli di riferimento (CEC, 1982; IAEA, 1981; IAEA, 1985b; ICRP, 1984; WHO, 1984). Al di sotto di quello inferiore le contromisure non sono giustificate mentre al di sopra di quello superiore esse sono praticamente necessarie. Nell'intervallo tra i due livelli è compito delle autorità nazionali decidere l'opportunità di applicare contromisure in funzione della situazione locale col criterio dell'ottimizzazione.

I valori monetari per Sievert-persona assunti in vari Paesi con condizioni socio-economiche non troppo dissimili da quelle italiane variano tra 20000 US\$ nei paesi Scandinavi; 10000 US\$ in Argentina; 10000-20000 US\$ negli USA; 4600-23000 US\$ in Gran

Bretagna (IAEA, 1985a). Adottando un valore monetario del detrimento sanitario obiettivo di 23 MLit/Sv-persona (in Lit 1986; corrispondenti ai 20 MLit/Sv-persona proposti da Bramati *et al.* (1986) espressi in Lit 1984) si ottiene che il costo del detrimento sanitario risparmiato dalle contromisure (valore medio di Tab. 3) è di circa 130 GLit.

Questo valore è già molto inferiore al solo ammontare di 500 GLit stanziato con legge 1 agosto 1986, n. 445 per far fronte alla crisi di mercato dei settori ortofrutticolo e lattiero-caseario conseguente all'incidente alla centrale elettronucleare di Chernobyl. E' evidente, d'altra parte, che il costo sopportato dal Paese a seguito dei provvedimenti presi è stato ben più alto dei sopra citati 500 GLit in quanto tale cifra non comprende, per esempio, le conseguenze economiche indotte al di fuori dei due settori prima citati nonché il costo sanitario diretto delle contromisure. In quest'ultimo devono computarsi, per esempio, anche tutte le vite umane perse a causa degli aborti consigliati da certi medici nel clima di panico ed incertezza che era derivato dai sopra citati provvedimenti. A tutt'oggi non è agevole determinare il numero di tali aborti a livello nazionale, tuttavia esso non è certamente piccolo dato il numero di casi, nell'ambito di una cerchia ristretta di persone, dei quali si ha una diretta conoscenza.

Diverse autorità locali (Regioni, Comuni, USL, ecc.) sono intervenute con provvedimenti restrittivi sui consumi di determinati prodotti alimentari (per esempio: conigli, pesci di lago, ciliege, miele, ecc.) o su attività ricreative (per esempio: giochi all'aperto per bambini e studenti). Da quanto esposto nei paragrafi precedenti risulta evidente che in nessun caso si sono mai raggiunti nel nostro Paese concentrazioni di radionuclidi o intensità di irraggiamento tali da giustificare simili provvedimenti le cui conseguenze sono risultate ben più gravi del corrispondente detrimento radiologico risparmiato.

Quanto sopra riguarda l'Italia, ma anche in altri Paesi o addirittura a livello delle Comunità Europee si sono verificati interventi lontani da fondamenti scientifici o addirittura contrari ai criteri della radioprotezione.

Per esempio Giorup (1987) ha chiaramente evidenziato l'assurdità di un provvedimento svedese riguardante la concentrazione ammessa di Cs¹³⁷ negli alimenti (300 Bq/kg) che ha portato alla distruzione del 75% della produzione di carne di renna minacciando così gravemente il futuro della cultura Lappone che è strettamente connessa con l'allevamento delle renne. Questa tragedia dovuta esclusivamente alle autorità svedesi provoca un sacrificio gravissimo

per i Lapponi, un onere economico non indifferente per la Svezia, un equivalente di dose efficace risparmiato del tutto trascurabile per gli svedesi e nessun vantaggio, dal punto di vista radiologico, per i Lapponi ai quali non era consentito di vendere la carne delle renne ma non era vietato consumarla.

La situazione nell'ambito delle Comunità Europee ha avuto vicende altrettanto prive di una effettiva connessione con le implicazioni radiologiche. Infatti nei giorni immediatamente successivi all'incidente di Chernobyl le discussioni a livello comunitario per la definizione di un valore accettabile per la concentrazione dello I^{131} si sono talmente prolungate da rendere inutile il provvedimento stesso grazie alla scomparsa del radionuclide dalle derrate alimentari data la sua breve vita media biologica (qualche giorno). Successivamente (30 maggio 1986) si è riusciti a trovare un accordo sulla concentrazione limite per il $Cs^{134} + Cs^{137}$. Purtroppo questi valori, che avevano un significato puramente legale ai fini del libero scambio delle merci, sono stati assunti dalle autorità nazionali come un confine tra l'innocuo ed il pericoloso comportando un grado di confusione molto elevato nell'opinione pubblica.

Il gruppo degli esperti che periodicamente si riunisce in riferimento all' Art. 31 del Trattato Euratom, forniva un nuovo insieme di livelli di riferimento (3 dicembre 1986) molto più coerenti dal punto di vista radioprotezionistico e circa 50 volte più elevati dei precedenti. In una successiva riunione che ha avuto luogo il 30 aprile 1987, subito dopo lo svolgimento di un "Seminario scientifico sui livelli di intervento per gli alimenti dopo un incidente nucleare (Lussemburgo, 27-30 aprile 1987)" i valori venivano lievemente ridotti (ma sempre in modo coerente tra loro) per motivazioni più politiche che di radioprotezione. Ma la Commissione delle Comunità Europee il 20 maggio 1987 ha provveduto a diminuire ulteriormente di un fattore 5 i livelli relativi al cesio e agli emettitori alfa: questo provvedimento, al quale sono del tutto estranei i principi della radioprotezione, ha eliminato anche la coerenza interna dei dati in quanto, per esempio, il livello ammesso per lo stronzio risulta superiore a quello previsto per il cesio mentre la radiotossicità dello Sr^{90} è più elevata di quella del Cs^{137} . La situazione è stata riassunta nella Tab. 4.

Tab. 4 - Livelli di riferimento derivati per il libero scambio dei principali alimenti (Bq/kg).

ALIMENTO	RADIOISOTOPI	CCE 30.5.86	ESPERTI ART. 31 3.12.86	ESPERTI ART. 31 30.4.87	CCE
20.5.87					
Latte	Iodio e stronzio		700	500	500
	Emettitori alfa		80	20	20
	Cesio	370	20000	4000	1000
Carne	Iodio e stronzio		7000	3000	3000
	Emettitori alfa		400	80	80
	Cesio	600	30000	5000	1250
Acqua potabile	Iodio e stronzio		500	400	400
	Emettitori alfa		60	10	10
	Cesio		3000	800	800
Alimenti per animali	Cesio				2500
Altri alimenti	Iodio e stronzio				3000
	Emettitori alfa				80
	Cesio				1250

Attualmente la discussione prosegue a livello dei Rappresentanti Permanenti tra i pareri discordanti di riprendere i valori proposti dagli esperti, di attendere la decisione in proposito delle organizzazioni internazionali (FAO, IAEA, OECD, WHO) o di approvare la proposta della Commissione. Naturalmente è difficile fare delle previsioni sul futuro ma gli eventi del passato fanno supporre che la soluzione più lontana da motivazioni scientifiche abbia maggiori probabilità di prevalere.

6. Conclusioni

Le implicazioni di carattere sanitario dell'incidente di Chernobyl, confrontate con quelle derivanti da altre attività della società odierna, non sono tra le più rilevanti neanche entro i confini dell'URSS. L'evacuazione di circa 116.000 persone e le imponenti misure di decontaminazione nella zona più prossima all'impianto sono dovute essenzialmente allo standard più elevato di sicurezza e protezione che caratterizza le attività nucleari.

Infatti se degli equivalenti errori di gestione e di progettazione del reattore fossero stati fatti in un impianto convenzionale le conseguenze sarebbero state ben più gravi per la mancanza di predisposizione di misure di pronto intervento.

Al di fuori dei confini dell'URSS le conseguenze dell'incidente sono da attribuirsi essenzialmente al comportamento delle autorità sia nazionali che locali in quanto il detrimento sanitario direttamente imputabile all'incidente stesso è largamente inferiore all'incertezza dovuta alla statistica degli eventi per cause naturali e, pertanto, non potrà mai essere in qualche modo evidenziato. In altre parole, sulla base dei dati raccolti e dell'esperienza acquisita in passato, si può concludere che questo incidente si è risolto paradossalmente in un colossale esperimento di radioecologia. Ciò non toglie nulla, ovviamente, alla riprovazione generale per quanto accaduto e non giustifica minimamente l'assurdo silenzio iniziale delle autorità sovietiche.

BIBLIOGRAFIA

Bramati L., Silini G., Frittelli L., 1986 - *Lineamenti per l'applicazione del principio di ottimizzazione della protezione*. Sicurezza e protezione, ENEA, 4(11-12): 92/100.

Breuer F., Trenta G., 1987 - *Le conseguenze radiologiche in Italia dell'incidente di Chernobyl*. Sicurezza e protezione, ENEA, 5(13): 48/55.

Cazzaniga R., Dominici G., Malvicini A., Sangalli E., 1987 - *Incidente nucleare di Chernobyl, Aprile 1986. Ripercussioni sulla catena alimentare e sull'uomo*. Rapporto EUR 11226 IT.

Cigna A.A., 1987a - *A simple model for the prediction of Sr 90, Cs¹³⁴ and Cs¹³⁷ concentrations in the food chain*. Proc. Int. Scient. Seminar on Foodstuffs Intervention Levels Following a Nuclear Accident, CEC, Luxembourg 27-30 Aprile 1987, EUR 11232: 239/249.

Cigna A.A., 1987b - *Radiation in the Global Environment*. Proc. Int. Congress of Radiation Research, Edinburgh 19-24 Luglio 1987, (in stampa).

Cigna A.A., Cigna Rossi L., Sgorbini S., Zurlini G., 1986 - *Fallout Plutonium Cycle in a Terrestrial Environment: North Italy*. Proc. Seminar on the Cycling of Long-lived Radionuclides in the Biosphere, CCE-JEN, Madrid 15-19 Settembre 1986, (in stampa).

CEC, 1982 - *Radiological Protection Criteria for Controlling Doses to the Public in the Event of Accidental Releases of Radioactive Material. A Guide on Emergency Reference Levels of Doses from the Group of Experts Convened Under Article 31 of the Euratom Treaty.* Luxembourg.

Cortissone C., Giacomelli R., 1986 - *Equivalenti medio di dose alla popolazione del Piemonte derivante dall'incidente di Chernobyl.* Rapporto ENEA (RTI)COMB-SAL(86)03.

Cortissone C., Giacomelli R., Spezzano P., Porzio L., 1987 - *Valutazione della contaminazione radioattiva ambientale e dell'equivalente di dose alla popolazione in Piemonte conseguenti all'incidente di Chernobyl (periodo 6/7/1986-22/9/87).* Rapporto ENEA RTI-COMB-SAL- FISM 87-03.

Dunster H.J., 1987 - *The Place of Optimisation in the Setting of Action Levels for Intervention Following an Accident.* Proc. Int. Scient. Seminar on Foodstuffs Intervention Levels Following a Nuclear Accident, CEC, Luxembourg 27-30 Aprile 1987, EUR 11232: 25/32.

ENEA, 1986 a - *Dossier Chernobyl.* A cura dei Dip. RIT e PAS, 19 maggio 1986.

ENEA, 1986 b - *Valutazioni dosimetriche.* Energia e innovazione, ENEA, **32**(5-6): 67/69.

Giacomelli R., Spezzano P., Nocente M., Dattrino A., Massironi L., Ornaghi A., Silvestri N., Porzio L., Olivetti R., 1986,a - *Post Chernobyl-1. Misura di radionuclidi in aria a Saluggia (Vercelli).* Rapporto ENEA, RT/COMB/86/4.

Giacomelli R., Spezzano P., Nocente M., Dattrino A., Massironi L., Ornaghi A., Silvestri N., Porzio L., Olivetti R., 1986,b - *Post Chernobyl-2. Misura di radionuclidi nel fallout a Saluggia (Vercelli).* Rapporto ENEA, RT/COMB/86/6.

Giorcelli F.G., 1980 - *Valutazione della dose alla popolazione italiana derivante da esplosioni nucleari.* Rapporto CNEN-RT/PROT(80)30.

Gjorup H.L., 1987 - *ALARA and Chernobyl.* Health Physics Society Newsletter, 15(2): 9/9.

IAEA, 1981 - *Planning for Off-Site Response to Radiation Accidents in Nuclear Facilities.* Safety Series No. 55, Vienna.

IAEA, 1985a - *Assigning a value to transboundary exposures.* Safety Series No. 67, Vienna.

IAEA, 1985b - *Principles for Establishing Intervention Levels for the Population of the Public in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency.* Safety Series No. 72, Vienna.

IAEA, 1986 - *Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident*. Safety Series N° 75-INSAG-1.

ICRP, 1984 - *Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning*. Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York.

Ilari O., 1987 - *The Radiological Impact of the Chernobyl Accident in OECD Member Countries*. Proc. Int. Congress of Radiation Research, Edinburgh 19-24 July 1987, (in stampa).

Ilari O., Chamney L., 1987 - *Review of existing international recommendations on intervention levels of dose*. Proc. Int. Scient. Seminar on Foodstuffs Intervention Levels Following a Nuclear Accident, CEC, Luxembourg 27-30 April 1987, EUR 11232: 1/16.

Leonardi R. (a cura di), 1987 - *Conseguenze dell'incidente di Chernobyl in Provincia di Trento*. Prov. Autonoma di Trento, Dip. Socio-Sanitario.

Nocente M., 1986 - Comunicazione personale.

Melandri C., Castellani C.M., Calamosca M., Tarroni G., Formignani M., De Zaiacomo T., 1987 - *Misure di contaminazione interna mediante Whole Body Counter e di contaminazione atmosferica eseguite fino al 31.12.1986 dall' ENEA-PAS di Bologna in seguito all'incidente di Chernobyl*. Rapporto ENEA RT/PAS/87/7.

Monte L. & Lombardi C.C., 1987 - *L'influenza del trattamento domestico e industriale di alcuni alimenti sul contenuto di Cs¹³⁷*. Rapporto ENEA RT/PAS/87/ (in stampa).

Risica S. (a cura di), 1987 - *Il rischio ambientale nella produzione di energia: risultati sperimentali, calcoli e riflessioni dopo Chernobyl*. Annali Ist. Sup. Sanità, Roma, 23 (2): 372/393.

UNSCEAR, 1982 - *Ionizing radiation: sources and biological effects*. New York.

URSS, 1986 - *The Accident at Chernobyl Nuclear Power Plant and Its Consequences*. Informazioni preparate dal Comitato statale dell'URSS per l'utilizzazione dell'energia atomica per la riunione degli esperti dell' IAEA, Vienna 25-29 agosto 1986. Part I. General Material, IAEA.

USDOE, 1987 - *Health and Environmental Consequences of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident*. Rapporto DOE/ER-0332.

Van der Stricht E., Gaglione P., de Bortoli M., 1970 - *Valutazione della contaminazione dell'erba e del latte dovuta al Cs¹³⁷ presente nelle ricadute radioattive*. Giorn. fis. san. e protez. contro le radiazioni, 14(2): 53/60.

Van der Stricht E., Gaglione P., de Bortoli M., 1971- *Predictions of ^{90}Sr in milk on the basis of deposition values*. Health Physics, 21: 217/226.

WHO, 1984 - *Nuclear Power: Accidental Releases - Principles of Public Health Action*. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

(Relazione presentata all' VIII Congr. Naz. AIRM "Radiazioni e tumori", Ischia 6-9/10/1987).

INCIDENTE NUCLEARE "CHERNOBYL" E SUE RIPERCUSSIONI SULLA CATENA ALIMENTARE

R. Cazzaniga - G. Dominici - A. Malvicini - E. Sangalli
Estratto da rapporto EUR

1. Introduzione: analisi e considerazioni preliminari su taluni aspetti del rilascio

La Divisione Radioprotezione del C.C.R. ISPRA, subito dopo la rilevazione dell'arrivo del rilascio radioattivo, ha preso le seguenti iniziative:

- controllo della radioattivita' atmosferica ogni 4 ore;
- esame della composizione radioisotopica della radioattivita' rilasciata;
- misure in vivo nella tiroide (radioiodio) di numerose persone, residenti in prossimita' del Centro e provenienti da paesi europei investiti dal rilascio radioattivo;
- estensione della rete di controllo locale fino al confine svizzero e alle provincie di Milano, Como e Novara con prelievo di foraggio fresco e latte in otto fattorie;
- elaborazione dei dati delle misure per valutare il rischio radiologico;
- comunicazione dei dati alle Autorita' ed al pubblico sulla situazione radiologica.

Per l'esecuzione delle operazioni di cui sopra, sono state impiegate 14 persone, operanti a turno dalle 08.00 alle 21.00 di ogni giorno, con il compito di assicurare:

- il funzionamento di quattro catene di spettrometria gamma, del Total Body Counter, del laboratorio radioanalisi, dell'accettazione e della preparazione dei campioni da sottoporre a misura dell'informazione.

E' stato inoltre dato l'avvio ad un esperimento su un capo bovino, alimentato con foraggio fresco, per verificare rapidamente le informazioni sui fattori di trasferimento dei livelli di radioiodio e di radiocesio nel latte, in funzione della loro concentrazione nel foraggio fresco. (Fattori già determinati in occasione delle ricadute radioattive degli anni cinquanta e sessanta).

Sono state infine avviate misure sistematiche con il Total Body Counter di radiocesio incorporato, su gruppi scelti di persone, allo scopo di determinarne l'accumulo e quindi di valutarne l'equivalente di dose assorbita nelle condizioni date.

Nei capitoli che seguono sono riportate le prime considerazioni di carattere generale che saranno ulteriormente approfondite in occasione della pubblicazione del lavoro completo.

Si sottolinea che nel presente lavoro si parla solo di ^{137}Cs ad esclusione del capitolo riguardante l'incorporazione, nel quale si valuta anche il contributo del ^{134}Cs .

Nelle altre matrici (aria, vegetali, erba, latte, ecc.) la concentrazione di ^{134}Cs risulta essere attualmente pari al 50% di quella del ^{137}Cs .

2. Radioattività atmosferica

La concentrazione della radioattività nell'aria durante il rilascio ("nube radioattiva") è stata seguita continuamente mediante monitori a filtro fisso e filtro mobile e registrazione istantanea. La radioattività raccolta sui filtri veniva analizzata sistematicamente ogni 4 ore con spettrometro (Ge-Li) per determinare la composizione isotopica e quindi valutarne la radiotossicità.

Nelle tabelle 1 e 2 sono riportati i valori della concentrazione bioraria per lo ^{131}I e per il ^{137}Cs .

Tab. 1 - Andamento biorario dello ^{131}I in aria a livello del suolo
($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

gg ore	30/4	1/5	2/5	3/5	4/5	5/5	6/5	7/5
2		3.89	23.35	14.50	2.77	0.36	4.11	5.08
4		14.55	18.38	14.23	3.04	0.44	5.48	3.44
6	0.55	15.37	20.47	13.68	3.30	0.50	6.53	3.11
8	2.36	15.67	19.76	11.62	2.58	0.64	8.29	2.78
10	3.82	15.23	15.75	10.62	2.57	0.62	10.95	2.21
12	5.04	13.91	15.28	8.79	2.18	0.75	15.13	1.85
14	5.60	14.37	15.19	6.72	2.14	1.02	15.59	1.36
16	5.83	15.54	11.82	5.25	.50	1.44	3.32	1.48
18	6.64	24.90	11.59	3.28	0.85	1.54	10.38	1.11
20	7.78	20.92	12.10	3.21	0.79	2.21	9.99	0.94
22	7.07	24.95	12.72	3.18	0.56	2.15	8.74	0.94
24	8.61	23.26	12.39	2.87	0.69	2.72	6.19	0.75
media	5.33	17.76	15.73	8.16	1.91	1.20	9.56	2.09

Tab. 2 - Andamento biorario del ^{137}Cs in aria a livello del suolo
($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

gg ore	30/4	1/5	2/5	3/5	4/5	5/5	6/5	7/5
2		1.36	2.49	1.68	0.35	0.05	0.62	0.83
4		1.43	1.97	1.66	0.39	0.06	0.83	0.57
6	0.05	1.58	2.21	1.61	0.42	0.07	1.00	0.52
8	0.22	1.56	2.15	1.38	0.33	0.09	1.27	0.47
10	0.35	1.53	1.73	1.27	0.34	0.09	1.69	0.37
12	0.47	1.41	1.69	1.06	0.29	0.11	2.36	0.31
14	0.52	1.47	1.69	0.81	0.28	0.15	2.45	0.23
16	0.55	1.60	1.32	0.64	0.20	0.21	2.11	0.25
18	6.63	2.58	1.31	0.40	0.11	0.22	1.65	0.19
20	0.74	2.18	1.37	0.40	0.11	0.32	1.60	0.17
22	0.68	2.62	1.46	0.40	0.08	0.32	1.41	0.17
24	0.83	2.46	1.43	0.36	0.10	0.41	1.02	0.13
media	0.50	1.82	1.73	0.97	0.25	0.17	1.50	0.35

L'andamento biorario della concentrazione del ^{137}Cs nell'aria è rappresentato nel grafico di fig. 1 : si notano due picchi ben pronunciati, rispettivamente alle ore 22.00 del giorno 1/5/86 (2,62 Bq/m) ed alle ore 14.00 del giorno 6/5/86 (2,45 Bq/m). Nello stesso grafico sono riportate le precipitazioni, espresse in mm. ogni 2 ore. Si nota una diminuzione della concentrazione di radioattività nell'aria ad Ispra in corrispondenza dei giorni con precipitazione (3, 4, 5 maggio). Analoghe considerazioni si possono fare per lo ^{131}I (fig. 2).

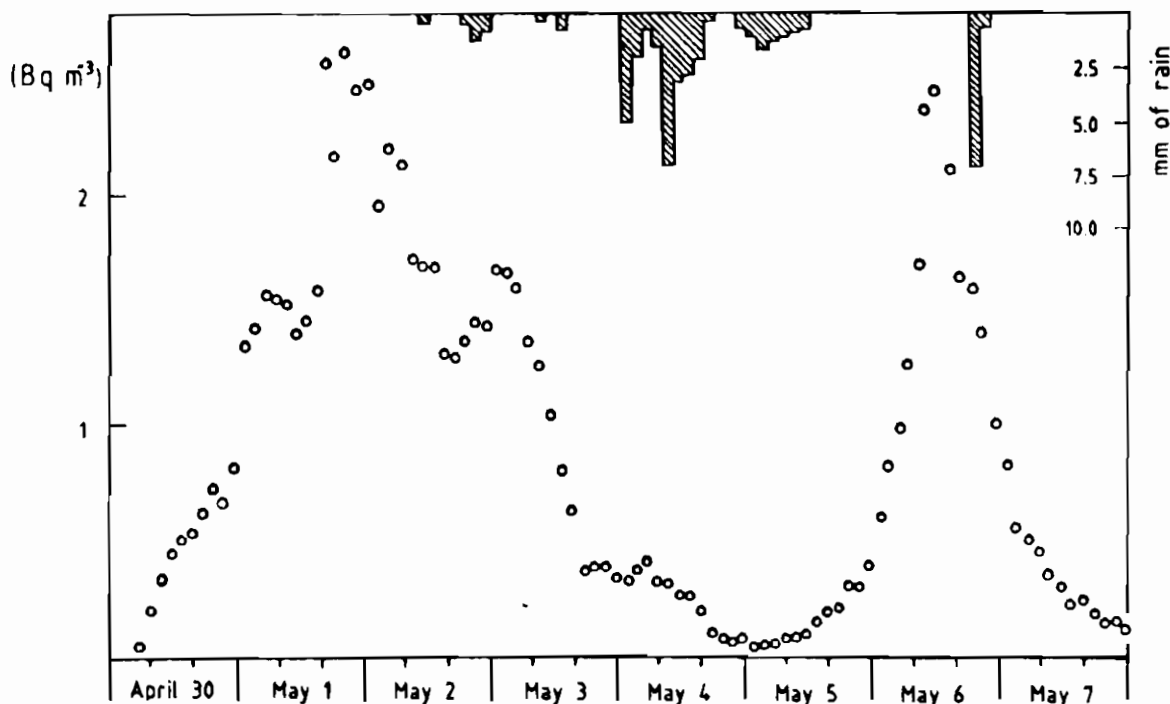


Fig. 1 - Grafico delle misurazioni biorarie del ^{137}Cs in aria a livello del suolo comparato con la caduta di pioggia.

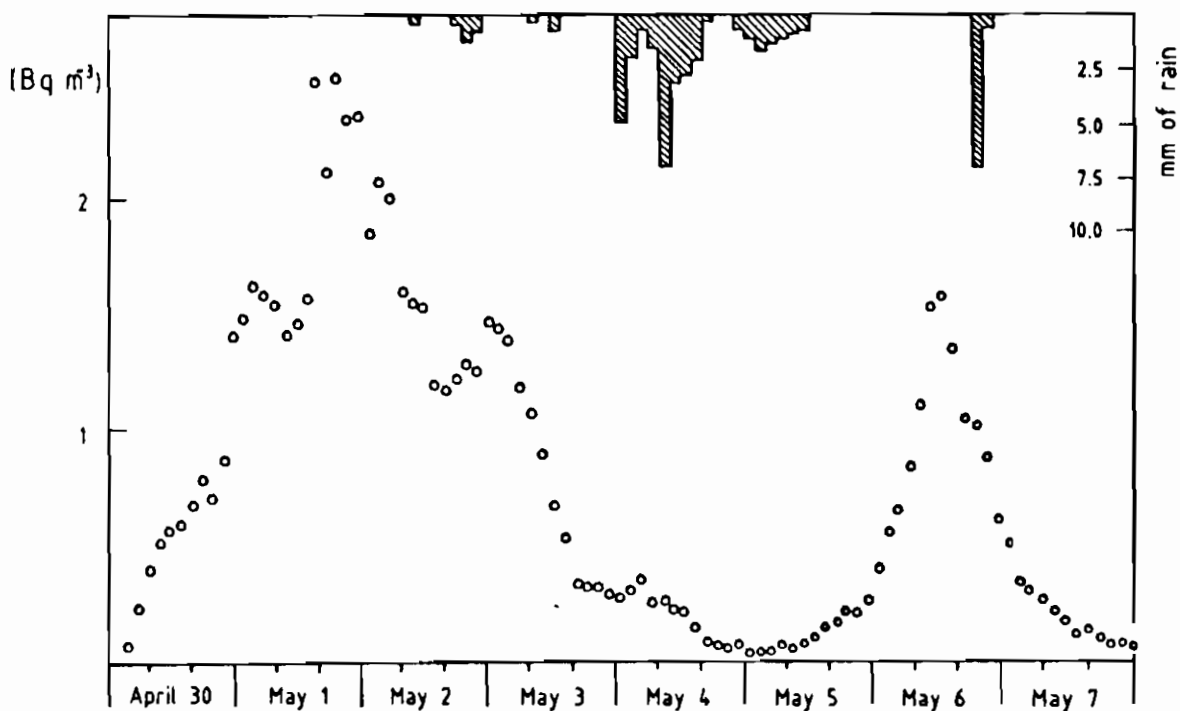


Fig. 2 - Grafico delle misurazioni biorarie dello ^{131}I in aria a livello del suolo comparato con la caduta di pioggia.

Tale diminuzione é probabilmente piu' dovuta all'effetto dilavante delle precipitazioni che ad un minore apporto del rilascio radioattivo proveniente da Chernobyl.

Nella tabella 3 sono riportati i valori della concentrazione media giornaliera dei principali radionuclidi presenti nell'aria ad Ispra, a livello del suolo. In questa tabella si notano i valori relativamente bassi dello ^{90}Sr e del Plutonio rispetto a quelli del ^{137}Cs .

L'80% della radioattivita' é dovuto a radioiodio e tellurio.

Tab. 3 - Concentrazione media giornaliera dei principali radionuclidi nell'aria ad Ispra, livello del suolo ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

gg	^{131}I	^{137}Cs	^{134}Cs	^{132}Te	^{103}Ru	^{99}Mo	^{90}Sr	^{239}Pu
30/4	5.33	0.505	0.28	7.29	1.31	0.57	0.022	$0.050\cdot 10^{-4}$
1/5	17.76	1.820	0.930	19.32	4.04	1.39	0.048	$0.118\cdot 10^{-4}$
2/5	15.73	1.734	0.867	14.35	3.81	1.07	0.021	$0.100\cdot 10^{-4}$
3/5	8.16	0.973	0.486	6.62	2.11	0.46	-	-
4/5	1.91	0.249	0.124	1.10	0.43	0.08	-	-
5/5	1.20	0.175	0.087	-	-	-	-	-
6/5	9.56	1.501	0.740	-	-	-	-	-
7/5	2.09	0.351	0.175	-	-	-	-	-
8/5	0.15	0.027	0.013	-	-	-	-	-
9/5	0.04	0.008	0.004	-	-	-	-	-
10/5	0.03	0.006	0.003	-	-	-	-	-
11/5	0.03	0.006	0.003	-	-	-	-	-
12/5	0.02	0.006	0.003	-	-	-	-	-
13/5	0.02	0.006	0.003	-	-	-	-	-
14/5	0.02	0.006	0.003	-	-	-	-	-

Nella tabella 4 sono riportati i valori della concentrazione media mensile (anno 1986) dei principali radionuclidi nell'aria atmosferica.

Tab. 4 - Concentrazione media mensile di radionuclidi nell'aria a livello del suolo nel 1986 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

mese	^7Be ^{239}Pu	^{89}Sr	^{90}Sr	^{103}Ru	^{106}Ru	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs	^{238}Pu	
Gen	1.70	$4\cdot 10^{-3}$	$4\cdot 10^{-3}$	-	-	-	0.04	$7.4\cdot 10^{-5}$	$7.4\cdot 10^{-5}$	
Feb	2.00	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mar	1.52	$4\cdot 10^{-3}$	$4\cdot 10^{-3}$	-	-	-	0.04	$7.4\cdot 10^{-5}$	$7.4\cdot 10^{-5}$	
Apr	1.30	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mag	*	11.1	0.89	87.00	52.37	1820.0	110.00	219.0	$2.0\cdot 10^{-4}$	$3.4\cdot 10^{-4}$
Giu	1.48	$4\cdot 10^{-3}$	$4\cdot 10^{-3}$	0.18	0.10	0.04	0.09	0.21	$9.3\cdot 10^{-5}$	$1.3\cdot 10^{-4}$
Lug	2.41	$4\cdot 10^{-3}$	$4\cdot 10^{-3}$	0.04	0.04	0.04	0.05	0.14	$7.0\cdot 10^{-5}$	$1.3\cdot 10^{-4}$
Ago	1.90	$4\cdot 10^{-3}$	$4\cdot 10^{-3}$	0.04	0.04	0.04	0.04	0.09	$9.0\cdot 10^{-5}$	$1.2\cdot 10^{-4}$
Set	2.50	$4\cdot 10^{-3}$	$4\cdot 10^{-3}$	0.04	0.04	0.04	0.04	0.10	$7.0\cdot 10^{-5}$	$1.0\cdot 10^{-4}$
Ott	2.60	-	-	0.04	0.04	0.04	0.04	0.08	$9.0\cdot 10^{-5}$	$1.0\cdot 10^{-4}$

* misura non effettuata

La tabella 4 bis riporta la concentrazione media mensile per l'anno 1963 e per: ^{90}Sr ; $^{238+239}\text{Pu}$; ^{137}Cs .

Tab. 4bis - Concentrazione media mensile di ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu e ^{239}Pu nell'aria a livello del suolo nel 1963 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

Mese	^{90}Sr	^{137}Cs	^{238}Pu	^{239}Pu
Gennaio	0.814	1.591	0.093	1.517
Febbraio	1.369	2.405	0.126	2.923
Marzo	1.887	3.367	0.126	2.923
Aprile	2.257	4.070	0.089	3.885
Maggio	2.849	5.180	1.130	5.365
Giugno	2.923	5.180	0.115	6.105
Luglio	3.552	5.180	0.130	6.475
Agosto	2.590	3.330	0.096	4.514
Settembre	1.221	1.665	0.044	2.257
Ottobre	1.147	1.739	0.048	2.146
Novembre	0.629	0.814	0.037	1.591
Dicembre	1.221	1.665	0.052	2.220
media 1963	1.872	3.016	0.090	3.546

Nel mese di maggio la concentrazione del ^{239}Pu nell'aria rimane, di poco, superiore alla sensibilità della misura ($7.4 \cdot 10^{-8} \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$).

La concentrazione dello ^{90}Sr è circa 1/50 di quella del ^{137}Cs .

La frequenza giornaliera di misura di Plutonio e Stronzio, tenuto conto della loro bassa concentrazione, è stata ridotta a mensile.

I valori della concentrazione media giornaliera dello ^{131}I , del ^{137}Cs , dello ^{90}Sr e del ^{239}Pu , nei primi giorni del mese di maggio 1986, sono riportati in scala logaritmica nel grafico di fig. 3. Tale grafico riporta inoltre, per gli stessi radionuclidi, i valori della concentrazione media mensile registrati nel 1963, anno in cui vi fu una maggiore concentrazione di radioattività nell'atmosfera a causa degli esperimenti nucleari.

Nel caso del ^{137}Cs si osserva che i valori della concentrazione nell'aria sono di oltre due ordini di grandezza superiori a quelli riscontrati nel 1963, ma si riferiscono all'arco di tempo di una settimana (nell'anno '86) contro alcuni mesi nell'anno '63.

I valori delle concentrazioni integrate nel tempo sono però comparabili entro un fattore 5.

Inattesa é subito apparsa la concentrazione del radiocesio, che pur essendo pari a circa 1/10 di quella dello ^{131}I , risultava molto elevata rispetto alle attese e tale da far supporre che gran parte del radiocesio stesso prodotto durante il ciclo del combustibile fosse stato rilasciato nell'atmosfera.

3. Radioattivit  depositata al suolo

Il periodo del rilascio radioattivo e' stato caratterizzato da frequenti precipitazioni di modesta intensita', molto variabili da zona a zona.

La radioattivit  depositata al suolo per l'azione dilavante dell'acqua piovana e' stata notevole. Tali valori, per i principali radionuclidi, sono riportati nella tabella 5. Confrontando questi valori con quelli delle deposizioni nel 1963, si nota che per il ^{137}Cs si ha una deposizione di 11,5 KBq/m² nel 1986 contro 0,5 KBq/m² nel maggio del 1963 e 2,8 KBq/m² dell'intero anno 1963.

Tab. 5 - Deposizioni mensili di radioattivit  al suolo (Bq · m⁻²)

mese	beta	^7Be	^{89}Sr	^{90}Sr	^{103}Ru	^{106}Ru	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs
Gen	4.8	71.6	-	-	-	-	-	-	-
Feb	6.2	15.6	0.18	0.18	-	-	-	-	0.4
Mar	13.8	43.5	-	-	-	-	-	-	-
Apr	164.8	439.5	0.18	0.18	-	-	-	-	2.7
Mag	26674.0	515.0	2796.0	246.0	6226.0	2569.0	60300*	5075.0	11422.0
Giu	614.0	97.3	26.4	3.4	180.0	116.5	-	202.0	500.0
Lug	145.0	19.4	4.7	1.07	24.9	27.3	-	40.0	97.0
Ago	166.0	30.1	3.7	0.85	32.0	59.6	-	22.0	48.0
Set	75.0	92.5	0.67	0.33	3.7	7.8	-	7.2	17.5
Ott	48.4	10.1	-	-	1.7	2.1	-	5.9	13.9

* Al giorno 8 Maggio

Dunque la deposizione del ^{137}Cs ad Ispra nel maggio 1986 é stata di ben 4 volte quella di tutto il 1963 ed in talune zone dell'arco alpino anche 10-20 volte - fattori desunti da misure indirette non sistematiche - , ma non altrettanto maggiore la ripercussione sulla dieta alimentare.

I radionuclidi di interesse radiologico nel 1986 sono il ^{137}Cs e ^{134}Cs e lo ^{131}I , mentre nel 1963 i principali furono lo ^{90}Sr , il ^{137}Cs ed il ^{239}Pu .

4. Radioattività nei foraggi e negli ortaggi

La radioattività dell'aria e soprattutto quella che si deposita al suolo con l'acqua piovana, viene facilmente trattenuta dalla superficie fogliare della vegetazione: erba di prato ed ortaggi a foglia in particolare. Essi costituiscono il primo anello della catena alimentare che porta all'uomo.

E' quindi necessario conoscere i livelli di radioattività di tali prodotti per poter valutare l'equivalente di dose assorbita dalla popolazione per impartire, se necessario, disposizioni limitative al consumo.

I valori della concentrazione media dello ^{131}I e del ^{137}Cs nei campioni di erba di prato e di ortaggi a foglia, prelevati nelle varie stazioni, sono riportati nelle figure allegate.

Nei campioni prelevati subito dopo la deposizione (6 e 7 maggio 1986) sono state riscontrate concentrazioni medie pari a circa 5 KBq/kg per lo ^{131}I e a circa 2,5 KBq/kg per il ^{137}Cs , tanto nell'erba di prato quanto negli ortaggi a foglia, con una deviazione standard pari a circa il 50% e con fluttuazioni entro un fattore 2.

La concentrazione dei radionuclidi diminuisce costantemente, con il passare dei giorni, per la crescita in peso del vegetale, sia per l'erba di prato che per gli ortaggi, come é bene messo in evidenza nei grafici delle figure.

I periodi di dimezzamento della concentrazione nell'erba di prato sono rispettivamente di 4,6 giorni per lo ^{131}I e di 11,5 giorni per il ^{137}Cs (fig. 4 ; fig. 5). La diminuzione della concentrazione di ^{137}Cs , alla raccolta del primo taglio, é pari ad un fattore da 3 a 4, come é stato verificato in campioni di fieno raccolti nella regione Lombardia.

Tale diminuzione e la quasi assenza di radioattività nei foraggi dei tagli successivi va presa in considerazione nella valutazione del contributo dei foraggi alla radioattività della dieta alimentare. Certamente maggiore sarebbe stato l'impatto della deposizione, se questa fosse avvenuta sul foraggio pronto per il raccolto (fine maggio).

Negli ortaggi la concentrazione dei due radionuclidi decresce ancora piu' rapidamente, i periodi di dimezzamento sono rispettivamente: 5,3 giorni per il ^{137}Cs e 3,2 giorni per lo ^{131}I (fig. 6, fig. 7). L'80% circa del radioiodio sparisce in una settimana! La concentrazione del Cesio si riduce ad un centesimo in 35 giorni circa.

Si é anche constatato che circa il 50% della radioattività viene eliminata con un buon lavaggio. Gli ortaggi quindi, dopo un breve

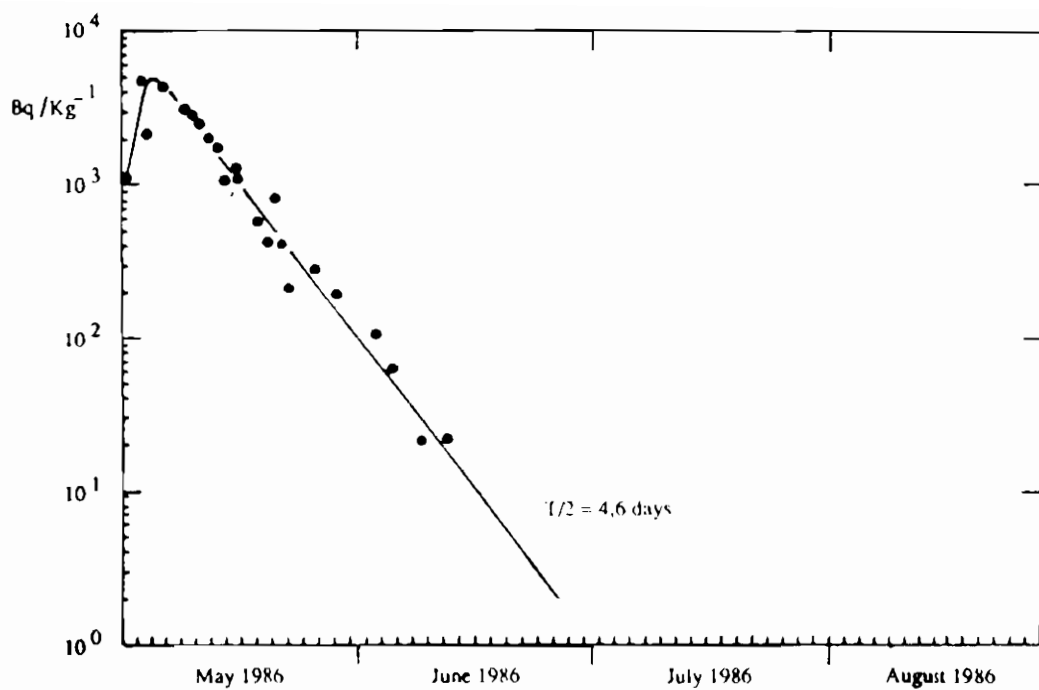


Fig. 4 - Tempo di dimezzamento del radionuclide ^{131}I nell'erba di prato .

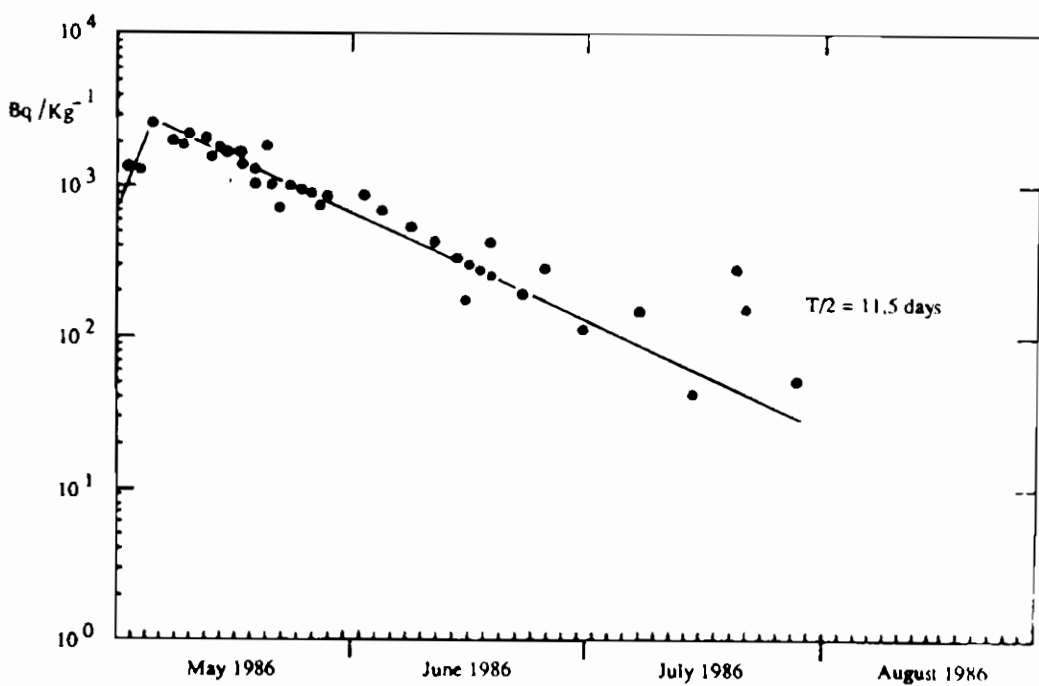


Fig. 5 - Tempo di dimezzamento del radionuclide ^{137}Cs nell'erba di prato.

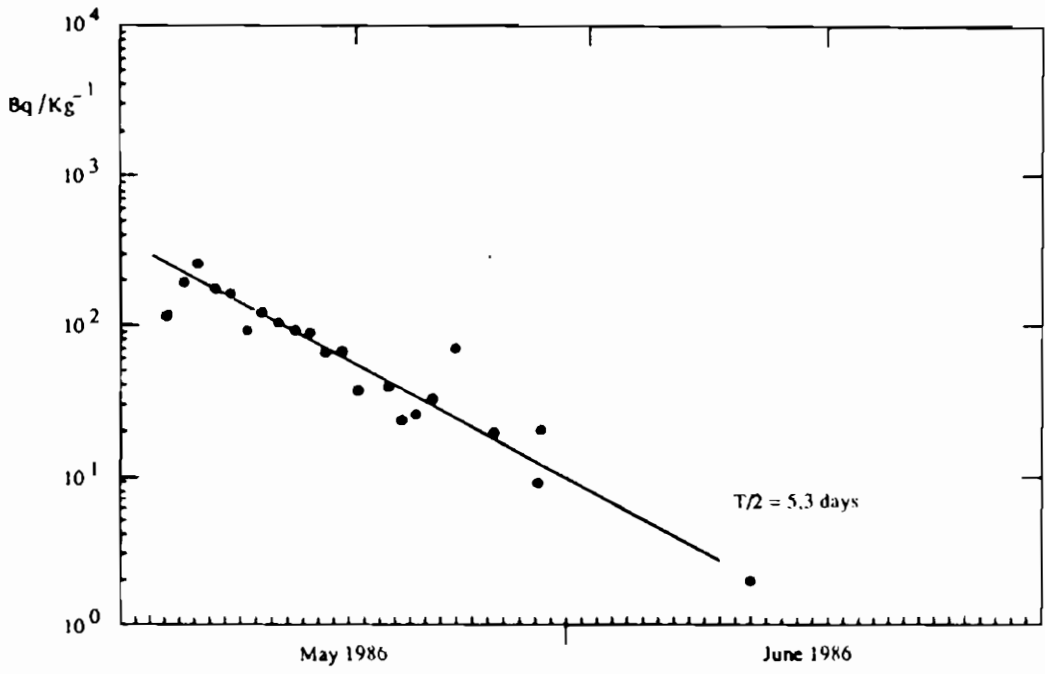


Fig. 6 - Tempo di dimezzamento del radionuclide ^{137}Cs negli ortaggi.

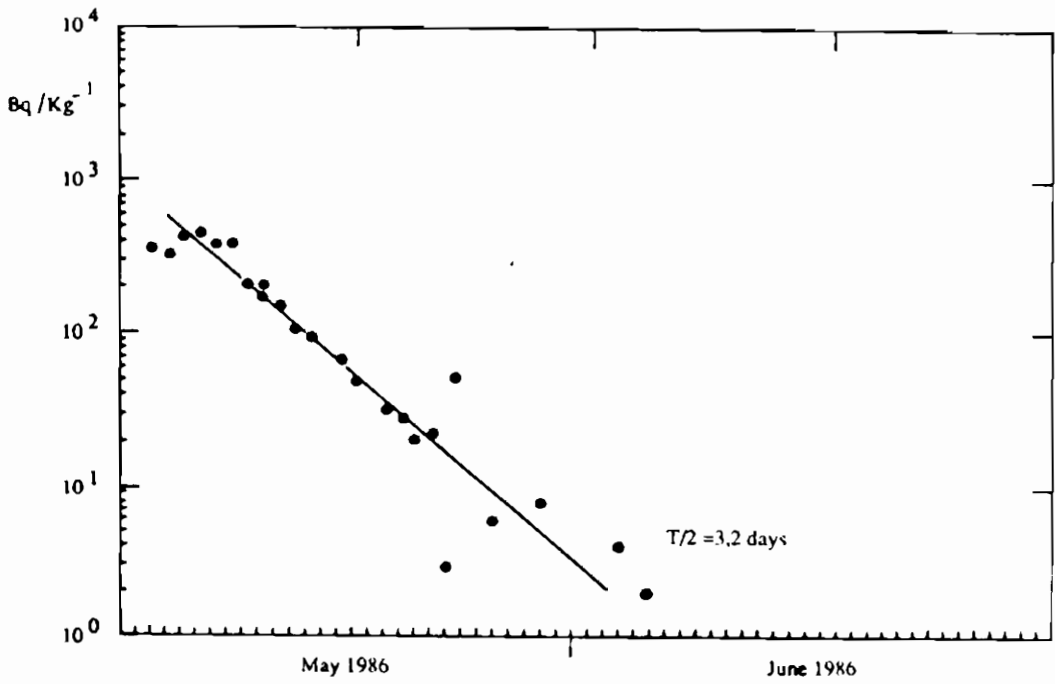


Fig. 7 - Tempo di dimezzamento del radionuclide ^{131}I negli ortaggi.

periodo di tempo dalla ricaduta, sono praticamente esenti da radioattività dovuta a radiocesio e a radioiodio.

5. Radioattività nel latte

Il latte, alimento importante della dieta soprattutto della popolazione infantile, è stato oggetto di controllo sistematico in tutte le centrali di distribuzione della provincia di Varese. Sono state eseguite anche numerose misure su campioni provenienti dalle provincie vicine e sul latte di importazione.

I valori medi della concentrazione dello ^{131}I e del ^{137}Cs , misurate giornalmente nel mese di maggio e poi settimanalmente in 5 centrali della provincia di Varese, sono rappresentati nei grafici delle figure 8 e 9.

Osservando la figura , si nota che la concentrazione dello ^{131}I assume il valore massimo il giorno 7 maggio con 183 Bq/l diminuendo successivamente fino a valori trascurabili nel mese di giugno 86. La concentrazione del ^{137}Cs nel latte assume il valore massimo intorno ai 100 Bq/l alla fine del mese di maggio e inizio di giugno e diminuisce quindi lentamente fino a stabilizzarsi intorno a 40 Bq/l dal mese di luglio in poi.

I valori relativamente bassi sia per lo ^{131}I che per il ^{137}Cs nelle prime due decadi di maggio, in corrispondenza delle elevate concentrazioni di radioattività nei foraggi, sono dovute al fatto che nella provincia di Varese, come del resto in molte altre provincie dell'Italia settentrionale, il foraggio fresco non era sufficientemente ancora sviluppato a causa anche della primavera tardiva.

Il bestiame era alimentato quindi prevalentemente con mangime e foraggio conservato. La concentrazione del ^{137}Cs nel latte, salvo i due mesi di maggio e giugno, è superiore solo di un fattore 2 rispetto a quella misurata ad Ispra negli anni 1959, 1963 e 1964 a causa delle ricadute radioattive dovute alle esplosioni nucleari.

6. Radioattività del frumento

Il frumento, principale elemento della dieta alimentare, è stato oggetto di attento esame.

Nella prima decade di maggio il frumento nel nord Italia era già sviluppato come pianta, ma solo in fiore il frutto.

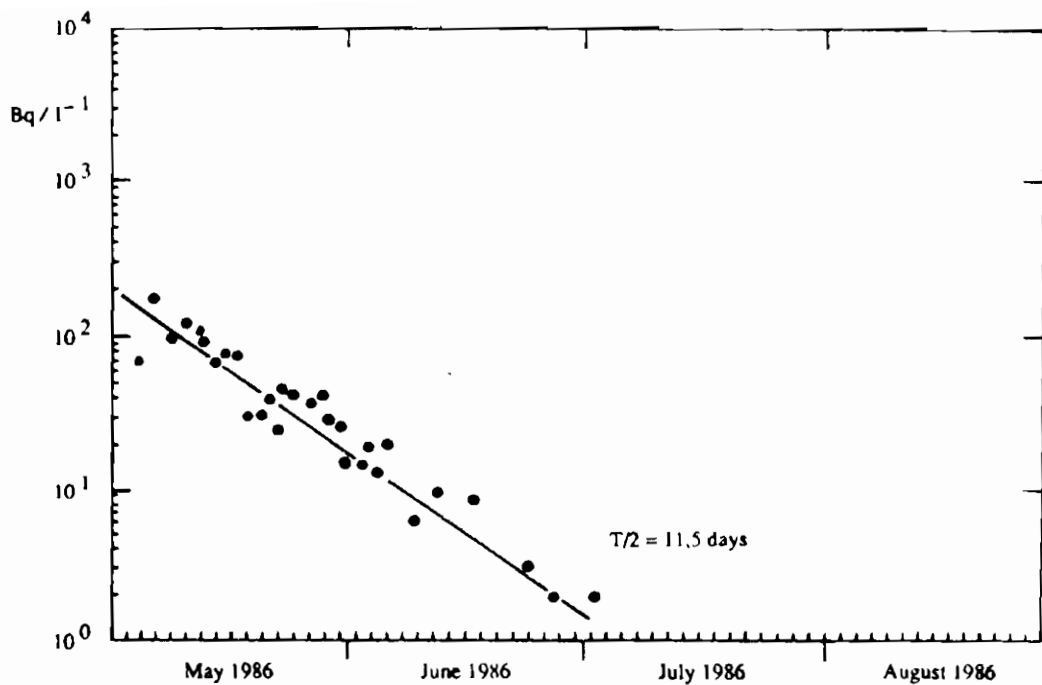


Fig. 8 - Concentrazione del radionuclide ^{131}I nel latte in Varese.

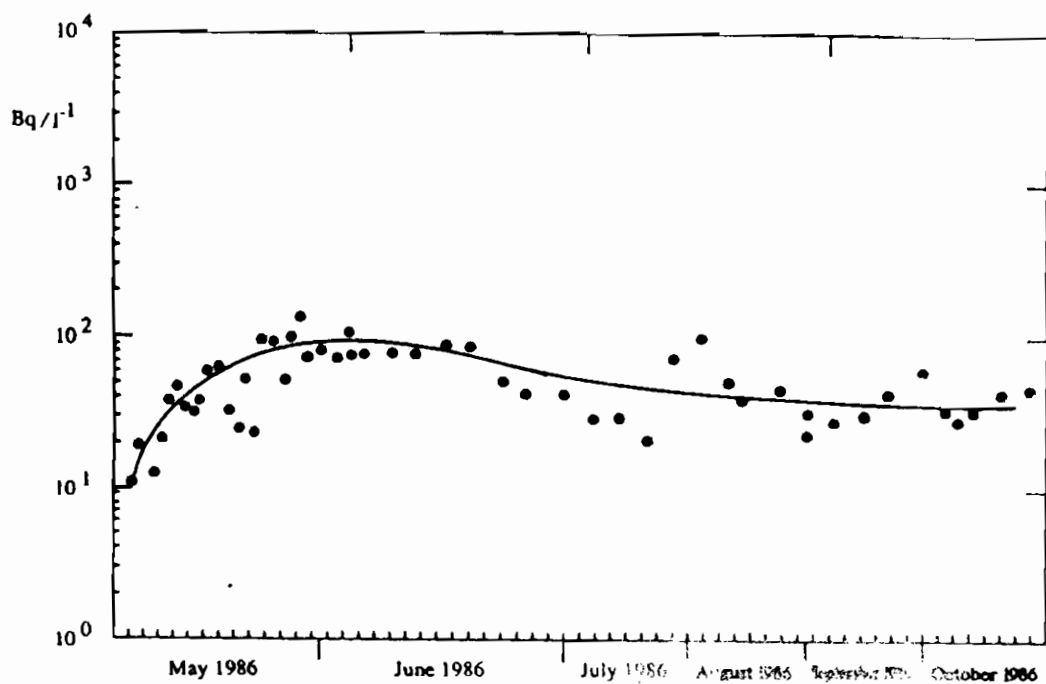


Fig. 9 - Concentrazione del radionuclide ^{137}Cs nel latte in Varese.

Il radiocesio, depositato sulle foglie, e' stato assorbito dalla pianta e quindi dal frutto.

I valori della concentrazione di radiocesio in campioni di grano, prodotto in varie regioni dell'Italia settentrionale sono riportati nella tabella 6.

Esaminando i valori della tabella , si nota una diminuzione della concentrazione del radiocesio da nord verso sud, verosimilmente a causa della minore deposizione di radioattivita'.

Confrontando questi dati con quelli relativi alle ricadute degli anni cinquanta e sessanta, si nota che la concentrazione di ^{137}Cs nel grano prodotto nel 1986 e circa 10 volte quella del 1959 e circa 5 volte quella del 1963.

Su alcuni campioni di frumento sono anche state eseguite misure sulla farina e sulla crusca. Come si vede nella fig.10, solo circa 1/3 del radiocesio si trova nella farina, il rimanente nella crusca, quindi la concentrazione del radiocesio nei derivati del frumento e comparabile a quella che si ha nel latte e di conseguenza si deduce che l'apporto di radiocesio nella dieta alimentare e comparabile a quello del latte e derivati.

Tab. 6 - Concentrazione di ^{137}Cs nei cereali di diverse annate

CEREALI	LUOGO	ANNO	Bq · kg ⁻¹
Frumento	VARESE	1959	27
"	VARESE	1986	222
"	COMO	"	248
"	VERCELLI	"	259
"	MANTOVA	"	251
"	CREMONA	"	135
"	ROVIGO	"	187
"	FERRARA	"	119
"	MODENA	"	150
"	BOLOGNA	"	122
"	RAVENNA	"	85
Mais	VARESE	"	1
Riso	GALLIATE (NO)	"	22
"	MEDE (PV)	"	2
Soia	PORDENONE	"	6

Sono pure state eseguite misure su campioni di mais e di riso; la concentrazione di radiocesio in questi due cereali e' risultata trascurabile. La semina di questi due cereali, nei giorni del rilascio, o non era ancora avvenuta o le piante non erano ancora sviluppate.

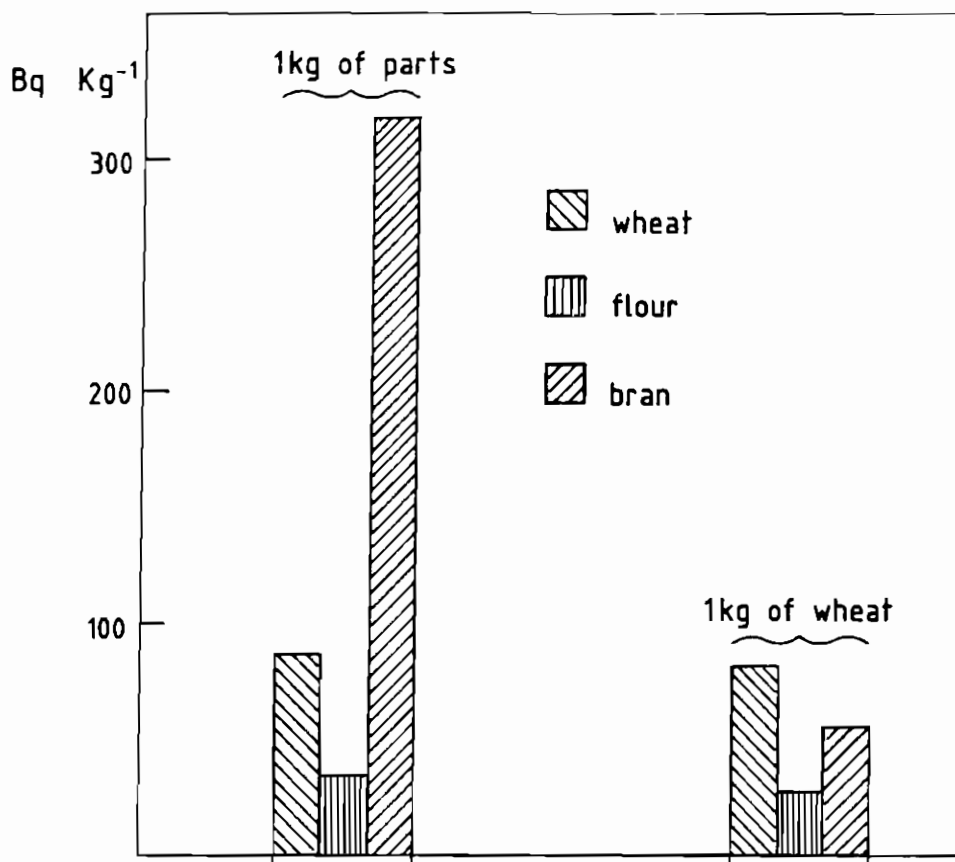


Fig.6.1 $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ in various parts of wheat (Bq. kg⁻¹)

Fig. 10 - Misure di ^{134}Cs e ^{137}Cs in diversi prodotti del frumento.

7. Equivalente di dose assorbita dalla popolazione

7.1. ^{131}I incorporato

L'elevata concentrazione di radioiodio nell'aria ha reso possibile la misura dello ^{131}I nella tiroide delle persone con il Total Body Counter, a cominciare dal giorno 30 aprile 86.

I valori medi dello ^{131}I nella tiroide di un gruppo di 10 persone della Div. Radioprotezione, sottoposte sistematicamente a misure giornaliere, sono rappresentati nella fig. 11.

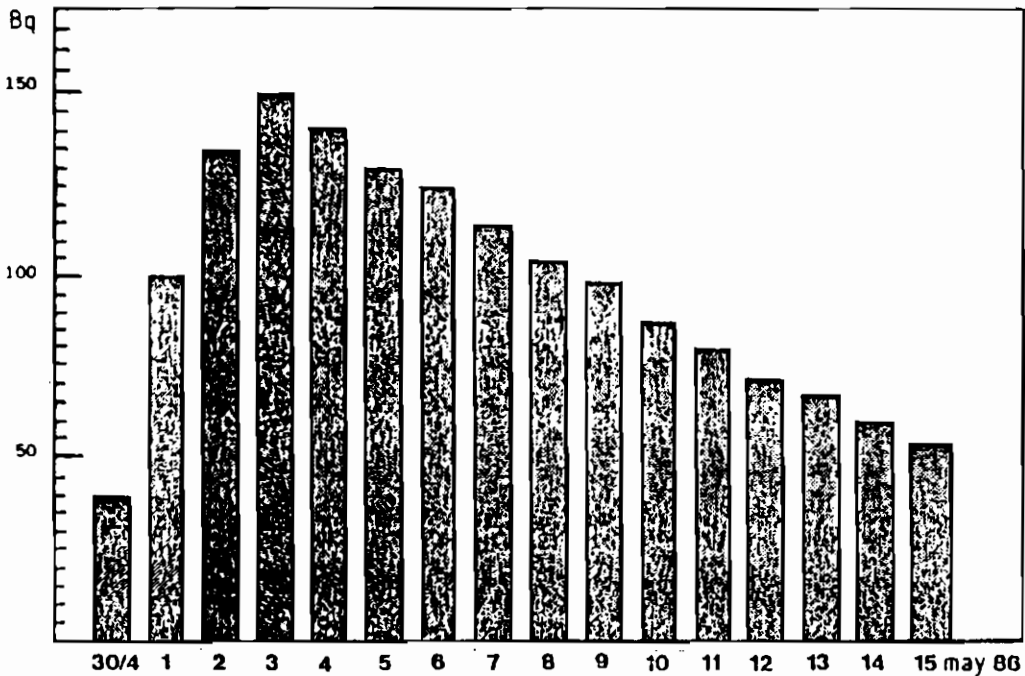


Fig. 11 - Variazione del contenuto di ^{131}I nella tiroide di persone residenti in Ispra.

Il valore massimo dello ^{131}I nella tiroide si è avuto il giorno 3 maggio con circa 150 Bq. Trattasi però di persone che passavano l'intera giornata in ambienti con aria condizionata.

Valori leggermente più alti sono stati riscontrati in persone provenienti da altre località dell'Italia, come può essere visto nella figura seguente (fig. 12).

La misura dello ^{131}I nella tiroide ha anche potuto dare informazioni sulla concentrazione di radioattività nell'aria dei paesi investiti dal rilascio radioattivo (fig. 12).

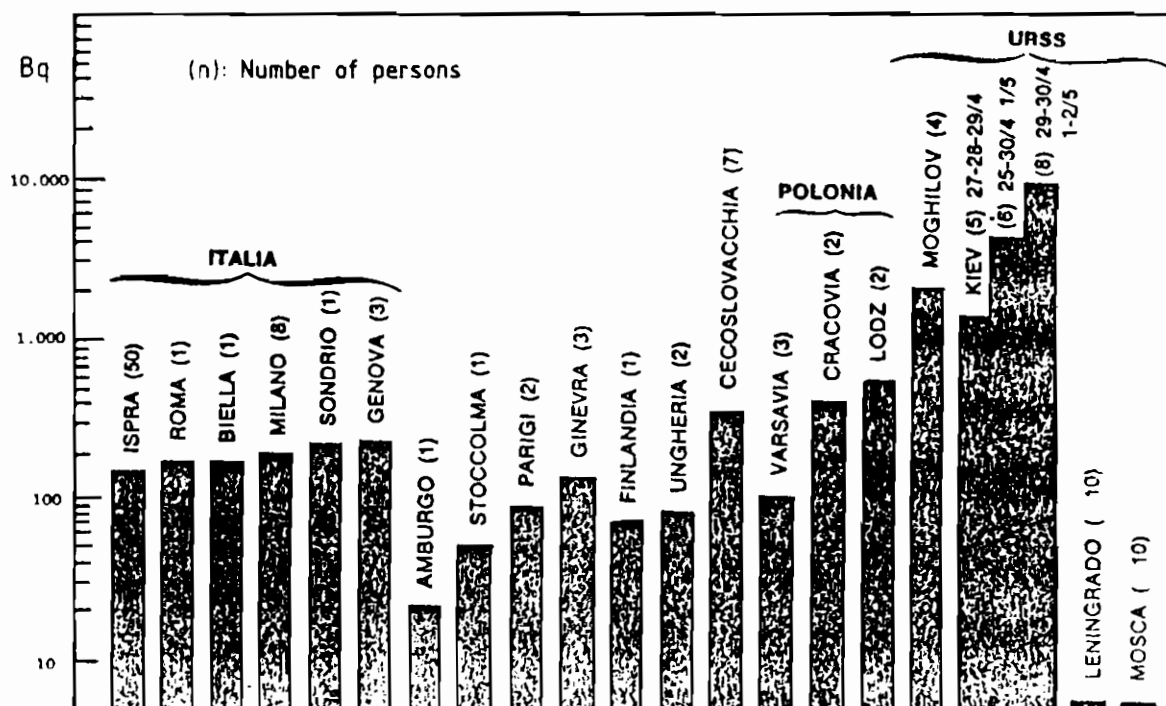


Fig. 12 - Accumulazione dello ^{131}I nella tiroide di persone temporaneamente presenti in varie località europee.

7.2. Radiocesio

L'incorporazione di radiocesio nelle persone e quindi la dose alla popolazione puo' essere valutata in base alla concentrazione di radiocesio nella dieta alimentare. Ma essendo il radiocesio un emettitore di raggi gamma, l'incorporazione puo' essere misurata direttamente con il Total Body Counter. La curva dei valori medi del radiocesio, incorporato nel gruppo di persone sottoposte a misure sistematiche, è rappresentata nella figura 13. Nella stessa figura è

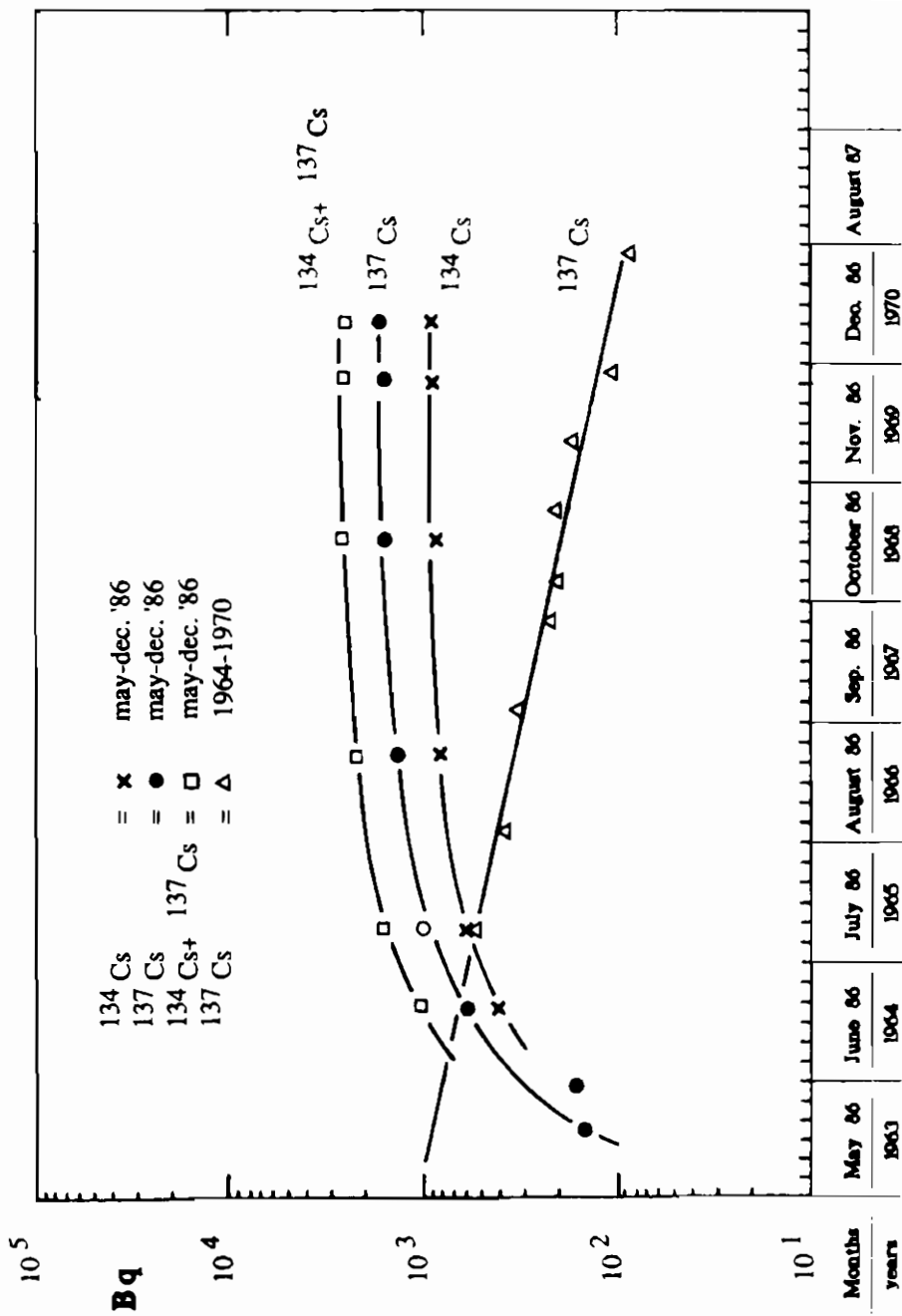


Fig. 13 - Variazione della concentrazione di Radiocesio misurata con il Total Body Counter negli anni 1964-70 e nel periodo Maggio-Agosto 1986.

pure riportata la curva dei valori del ^{137}Cs riferiti agli anni dal 1964 al 1970 per un analogo gruppo di persone.

Si nota che a partire dal mese di ottobre 1986 l'incorporazione tende a stabilizzarsi su circa 1600 Bq di ^{137}Cs e 800 Bq di ^{134}Cs contro circa 1000 Bq di ^{137}Cs nel 1963.

Centinaia di misure eseguite su persone di diversa provenienza geografica confermano i valori dell'incorporazione, riportati sul grafico, con fluttuazioni dalla media di un fattore 2 circa, in dipendenza dal tipo di alimentazione. Considerando che 1 Bq di ^{137}Cs + 0,5 Bq di ^{134}Cs , costantemente incorporati nell'uomo danno $8,2 \cdot 10^{-2}$ mSv/anno, si deduce che l'attuale incorporazione di radiocesio comporta una dose pari a 0,13 mSv/a (13 mrem/a), contro 0,2 mSv/a (20 mrem/a) data da sempre dall'isotopo ^{40}K del potassio "naturalmente" presente in ogni individuo.

Da quanto sopra ne consegue che l'apporto di dose alla popolazione del rilascio radioattivo "Chernobyl" é, per la popolazione dell'Italia settentrionale, comparabile alla variazione della dose che l'individuo riceve dalla radioattività naturale in dipendenza dal luogo di residenza.

PRIMA VALUTAZIONE DELL'IMPATTO RADIOLOGICO AMBIENTALE NELLA ZONA DI ISPRA IN RELAZIONE ALL'INCIDENTE NUCLEARE DI CHERNOBYL

**Argeo Benco
Divisione Radioprotezione
C.C.E. - C.C.R. - Stabilimento di Ispra**

1. Introduzione

Alle ore 6.00 del 30 aprile 1986 la strumentazione di misura della radioattività atmosferica operante in continuo presso lo Stabilimento di Ispra segnalava l'arrivo della nube radioattiva causata dall'incidente a Chernobyl.

Data immediata comunicazione alla Direzione Generale della Protezione Sanitaria e Sicurezza Nucleare dell'ENEA/DISP di Roma e alla Prefettura di Varese, si iniziò a trasmettere alla stessa Direzione Generale i dati sulle concentrazioni di ^{131}I e degli altri radionuclidi rilevati in aria. Le misure venivano esattamente estese ad altre matrici ambientali come acqua, erba, vegetali a foglia larga e latte raccolte nella zona limitrofa al Centro di Ispra .

A partire dal 5 maggio in collaborazione con le USSL di Luino, Varese, Angera, Busto Arsizio e Saronno veniva avviato un programma giornaliero di prelievi e di misura di campioni rappresentativi di latte, acqua potabile e vegetali a foglia larga (nelle località indicate in fig. 1).

Dal giorno 7 maggio su richiesta dell'ENEA/DISP la rete di sorveglianza venne estesa alle province Centro-Settentrionali della Lombardia (nelle località indicate in fig. 2) e quindi a tutta la Lombar-

RETE USSL VA ●

RETE ISPRAS IS ◆

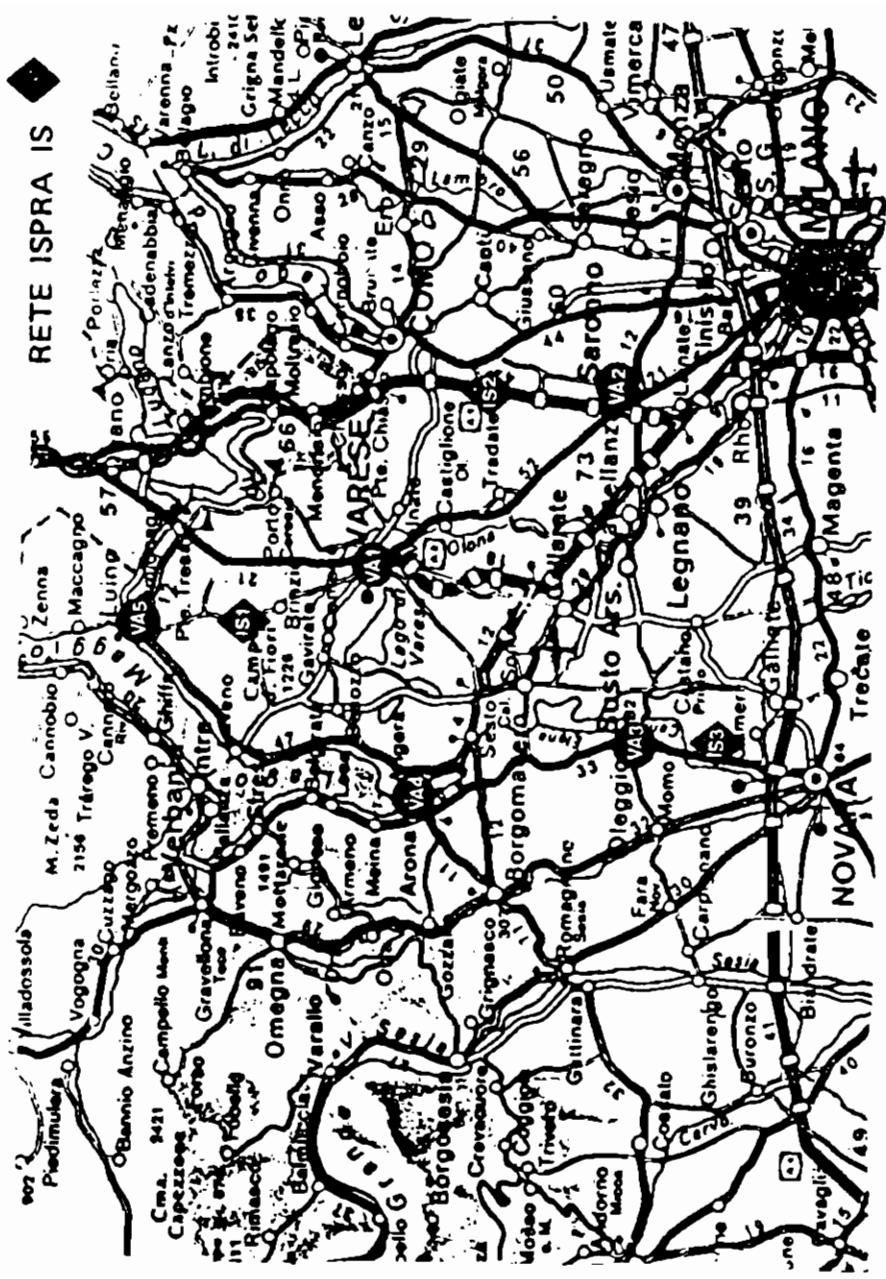


Fig. 1 - Rete di monitoraggio della Provincia di Varese.

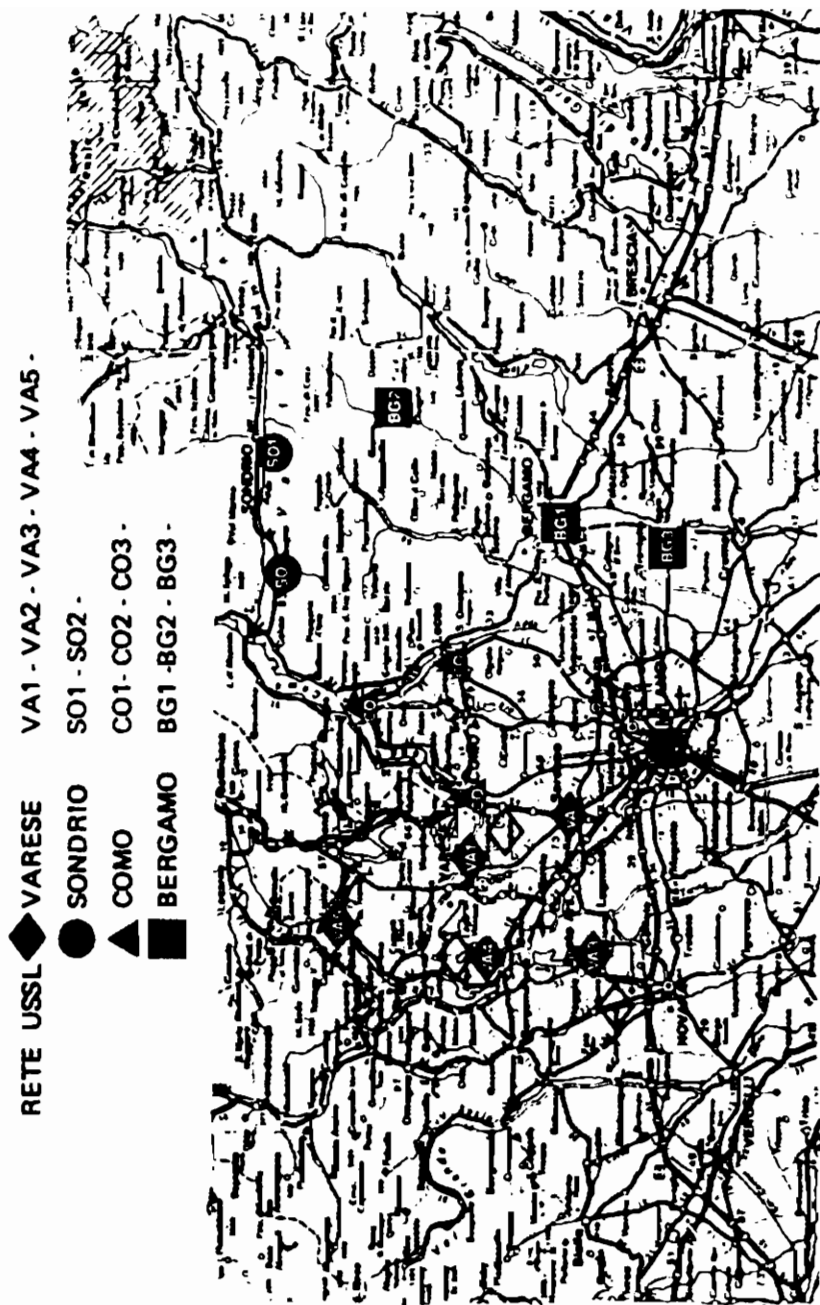


Fig. 2 - Rete di monitoraggio estesa a tutta la Lombardia.

dia sempre in collaborazione con le Prefetture e le USSL interessate.

Presso il Centro di Ispra, inoltre, venivano effettuate misure di contaminazione interna, in particolare lo ^{131}I nella tiroide, su alcune centinaia di persone residenti nella zona o che avevano soggiornato all'estero, con maggiore attenzione per coloro che provenivano da paesi dell'Est europeo.

In questo rapporto preliminare vengono presentati i risultati più significativi ottenuti presso il Centro di Ispra nel periodo 30 aprile-14 maggio 1986 con una prima, ed ovviamente limitata, analisi dalla quale vengono tratte osservazioni sia riguardo l'impatto radiologico locale che a carattere generale.

2. Misure radiologiche ambientali

Al rilevamento strumentale dell'aumento della radioattività atmosferica (ore 6 del mattino del 30 aprile) è stato avviato un programma di prelievi di matrici ambientali in zone via via sempre più vaste.

I principali criteri per la scelta delle matrici sono state:

- 1) raccolta di campioni idonei per una rapida valutazione qualitativa e quantitativa dello spettro di radionuclidi presenti nell'aria;
- 2) individuazione sulla base delle informazioni di cui al punto 1) delle matrici ambientali da controllare, tenendo conto anche della sequenza cronologica della contaminazione;
- 3) acquisizione, mediante un numero ridotto di analisi radiometriche, del maggior numero di informazioni sia sui rischi immediati che su quelli a medio e lungo termine.

Le matrici di maggior interesse sono risultate l'aria e l'acqua piovana (vettori primari di contaminazione ambientale), il foraggio fresco, i vegetali, il latte e l'acqua potabile.

In parallelo è stato condotto un esperimento controllato di alimentazione con foraggio fresco di un capo bovino che ha fornito anche indicazioni di carattere complementare e generale.

2.1. Vettori primari di contaminazione

2.1.1. Aria

La determinazione dei radionuclidi in aria è stata effettuata mediante analisi di spettrometria gamma su campioni di pulviscolo prelevati ogni 4 ore. Per lo ^{131}I in fase vapore sono state fatte determinazioni con l'impiego di una cartuccia a carbone attivo posta a valle del filtro di raccolta del pulviscolo. Questo è risultato mediamente pari allo ^{131}I presente nel particolato atmosferico.

In Tab.1 sono raccolte le concentrazioni medie giornaliere dei principali radionuclidi presenti nell'aria per i giorni ad elevata contaminazione (30/4 - 4/5). Dai dati risulta che nella zona di Ispra i livelli massimi si sono raggiunti nella giornata dell'1 maggio.

Tab. 1 - Principali radionuclidi presenti nell'aria a livello del suolo (altri nuclidi in piccole quantità: ^{141}Ce , ^{140}La , $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, ^{133}I ecc.)

giorno	^{99}Mo	^{103}Ru	^{131}I	^{132}Te	^{132}I	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{239}Pu	^{238}Pu
30 Apr	5.14	11.86	64.64	65.84	79.01	2.9	4.56	0.2	0.000049	0.00033
1 Mag	9.77	28.31	143.06	135.5	162.55	7.37	12.77	0.34	0.000083	0.00041
2 Mag	8.14	29.1	112.78	109.5	131.77	6.84	13.23	-	-	-
3 Mag	2.9	13.47	50.42	42.19	51.6	2.59	6.2	-	-	-
4 Mag	0.98	5.29	17.48	13.52	15.92	1.49	3.07	-	-	-

In fig. 3, che illustra l'andamento del ^{137}Cs e dello ^{131}I , sono pure riportate le precipitazioni atmosferiche espresse in mm/giorno. È evidente l'effetto di "lavaggio" dell'atmosfera dovuto alla pioggia nei giorni 4, 5, 6 e 8 maggio. In fig. 3 è illustrato anche l'andamento della concentrazione di ^{131}I in aria, resa nota attraverso la stampa, come media per il Nord Italia e che appare molto simile a quella rilevata ad Ispra anche se le concentrazioni risultano in assoluto più elevate.

Fig. 3 mostra inoltre i dati delle concentrazioni di ^{90}Sr e ^{239}Pu in aria misurate ad Ispra nei giorni 30 aprile e 1 maggio.

Dallo spettro qualitativo e quantitativo dei radionuclidi in aria, si sono valutate le concentrazioni relative dei radionuclidi potenzialmente più pericolosi (^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu) e

che mediamente nei giorni 30 aprile - 1 maggio, posto arbitrariamente lo ^{131}I uguale a $1\mu\text{Ci}/\text{m}^3$, sono risultate uguali ai valori riportati in Tab. 2.

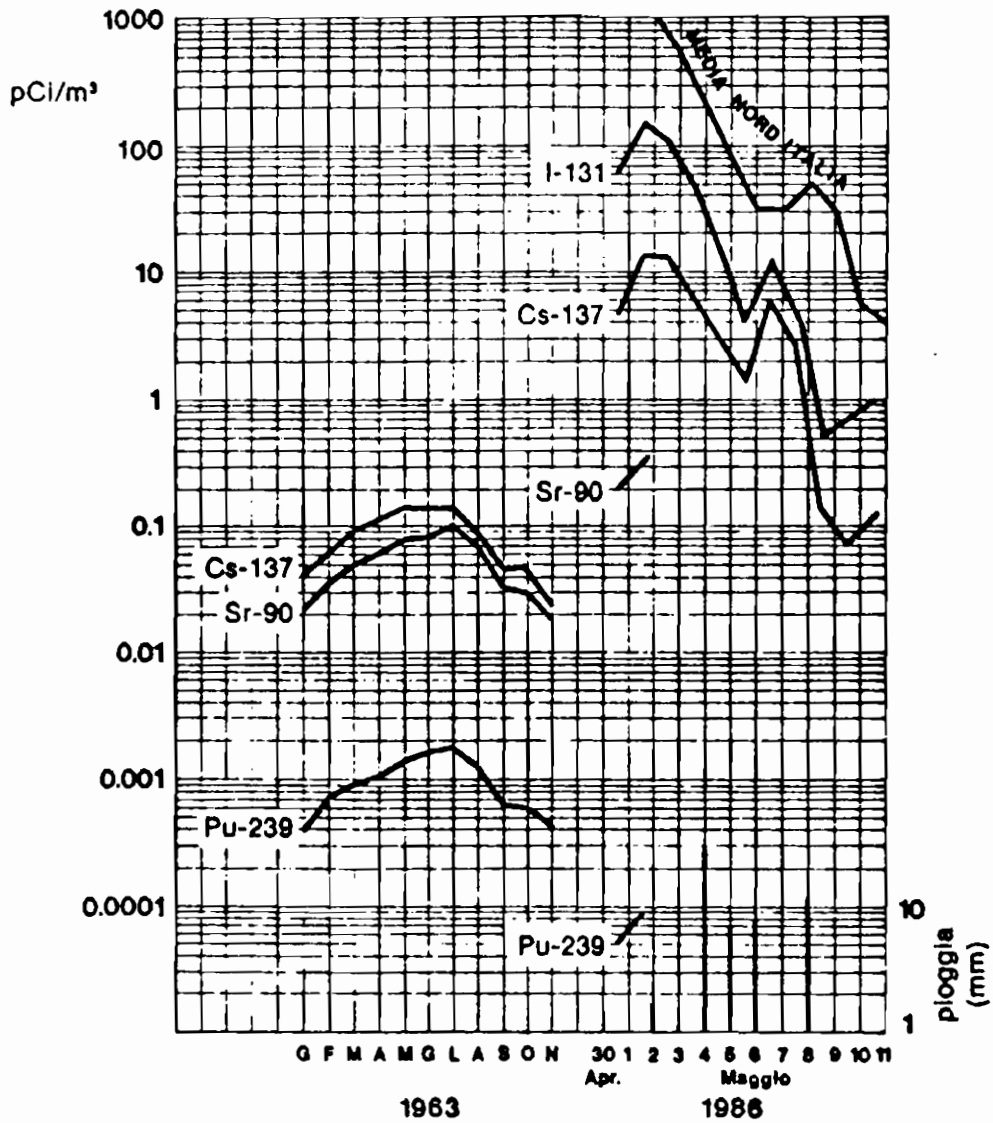


Fig. 3 - Andamento di alcuni radionuclidi testati in aria, confronto tra i valori del 1963 e del 1986.

Tab. 2 - Raffronto dei valori di concentrazione di diversi radionuclidi in aria riferiti allo ^{131}I

^{131}I	= 1
^{137}Cs	= $8 \cdot 10^{-2}$
^{134}Cs	= $5 \cdot 10^{-2}$
^{90}Sr	= $2.8 \cdot 10^{-3}$
^{239}Pu	= $6,7 \cdot 10^{-7}$

Nella stessa figura 3 sono riportate le concentrazioni medie mensili in aria di Cs-137, Sr-90, Pu-239 misurate a Ispra nel corso del 1963 dovute alle ricadute conseguenti gli esperimenti nucleari in atmosfera effettuati principalmente nell'autunno 1961 (Ref. 1) .

Il confronto fra le concentrazioni medie annuali misurate nel 1963 e quelle riscontrate nei giorni 30 aprile - 1° maggio 1986 porta ai valori elencati in Tab. 3.

Tab. 3 - Raffronto dei valori di concentrazione di diversi radionuclidi in aria riferiti allo ^{131}I

Radionuclide	Concentrazioni medie 1963 (pCi/m ³)	Concentrazioni medie 30.4-1.5.86 (pCi/m ³)	Rapporto 86/83
^{137}Cs	$8.2 \cdot 10^{-2}$	8.7	106
^{90}Sr	$5.1 \cdot 10^{-2}$	$2.7 \cdot 10^{-1}$	5
^{239}Pu	$9.6 \cdot 10^{-4}$	$6.6 \cdot 10^{-5}$	0.07

Si deve comunque sottolineare che, rispetto alle medie annuali del 1963, le concentrazioni misurate nel 1986 si riferiscono ai due giorni di massima contaminazione e che nell'intervallo di tempo tra il 1° e il 10 maggio 1986 esse si sono ridotte di un fattore di circa 100.

2.1.2. Acqua piovana

In Tab. 4 sono riportate le concentrazioni di alcuni radionuclidi misurate nelle precipitazioni raccolte ad Ispra e a Milano. Interessante è la variabilità dei rapporti tra i radionuclidi nelle singole piogge,

fenomeno tipico che sarà oggetto di maggiore approfondimento perchè legato ai meccanismi di "rainout" e "washout".

Tab. 4 - Concentrazioni di vari radionuclidi nell'acqua piovana (nCi/litro)

Localita'	Data	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹⁰³ Ru	¹³² I	¹³² Te	⁹⁹ Mo
Ispra	3-5-86	143	2.4	4.9	22.9	65.5	77.9	6.5
Ispra	15-5-86	0.87	0.96	-	-	-	-	-
Milano	2-5-86	430	44	-	-	-	-	-
Milano	4-5-86	7.8	0.7	-	-	-	-	-
Milano	4/5-5-86	32.4	5.6	-	-	-	-	-

Il 15 maggio è stata inoltre eseguita una misura della deposizione totale (umida e secca) ad Ispra relativa al periodo compreso tra il 30 aprile e il 15 maggio 1986. In Tab. 5 i valori dello ¹³¹I e ¹³⁷Cs sono raffrontati con quelli misurati a Ispra nel 1963 (Ref. 2).

Tab. 5 - Deposizione del suolo (fallout) a Ispra (µCi/Km²)

Radionuclide	30/4 - 15/5/1986	1/1 - 31/12/1963
¹³¹ I *	1630	-
¹³⁷ Cs **	510	74.8
⁹⁰ Sr	in corso	45.6

* Il valore dello ¹³¹I è stato estrapolato al giorno 8/5/86.

** In Appendice 1 è riportata una valutazione della dose di irraggiamento per il ¹³⁷Cs depositato al suolo.

2.2. Catena alimentare

2.2.1. Erba - latte

Le misure di radionuclidi depositati sull'erba (foraggio fresco), iniziate il giorno 30 aprile nella zona di Ispra, sono state successivamente estese attraverso la collaborazione delle USSL e Prefetture alla maggior parte del territorio della Lombardia. Contemporaneamente venivano effettuati controlli sul latte prodotto nelle stesse zone, sul latte distribuito da una

centrale piemontese (P.S.E.) (la cui area di raccolta è rappresentata in fig. 4) e su latte proveniente dall'estero .

Un capo bovino da latte "Sergejna-cow" è stato sottoposto ad alimentazione controllata costituita per la maggior parte da foraggio fresco raccolto nelle zone di Ispra. Nel foraggio e nel latte prodotto dal capo bovino si sono misurate con frequenza giornaliera le concentrazioni di ^{131}I e ^{137}Cs che saranno discusse nel prossimo paragrafo. Maggiori dettagli relativi all'esperimento saranno oggetto di apposita comunicazione.

Al momento, per la catena erba-latte, vengono considerati separatamente in modo semi-quantitativo i soli radionuclidi ^{131}I e ^{137}Cs .

a) ^{131}I (erba-latte)

Nella fig.5 sono riportate le concentrazioni di ^{131}I misurate nell'erba e nel latte. I dati ottenuti ci permettono le seguenti osservazioni:

1) Le concentrazioni medie di ^{131}I misurate nei vegetali del Nord Italia (compresi i vegetali eduli) sono confrontabili con quelle misurate nei campioni di erba raccolti nella zona di Ispra e nel foraggio fresco con il quale è stata alimentata la mucca sotto controllo "Sergejna cow" .

2) Le concentrazioni di ^{131}I misurate nel latte prodotto dalla "Sergejna cow" appaiono nettamente più elevate di quelle osservate in tutti gli altri campioni di latte ossia di quelle della centrale PSE, di quelli del Nord Italia (in discreto accordo tra loro) e di quelli della rete di Ispra. Da ciò si deduce l'evidente dipendenza dal tipo di alimentazione.

3) Tenuta presente la similarità del livello di contaminazione del foraggio fresco utilizzato dalla "Sergejna cow" con quello del Nord Italia, la concentrazione di ^{131}I misurata nel latte del bovino sotto controllo ad Ispra rappresenta il limite superiore per il Nord Italia.

b) ^{137}Cs

Considerazioni simili a quelle dello ^{131}I valgono nper il ^{137}Cs misurato nelle erbe e nel latte (fig. 5). Non essendo possibile un raffronto della concentrazione di ^{137}Cs tra i campioni di erba della rete Ispra con quelli del Nord Italia, in quanto questi ultimi non ci sono pervenuti, sulla base delle osservazioni fatte per lo ^{131}I , possiamo ipotizzare che anche la concentrazione di ^{137}Cs nel latte di "Sergejna cow" rappresenti il limite superiore per il Nord Italia.



AREE DI RACCOLTA DEL LATTE DISTRIBUITO DALLA CENTRALE P.S.E.

INTENSE



MARGINALI



ZONE CANAVESE (To)

CHIVASSO (Zona)

BIELLESE (Zona)

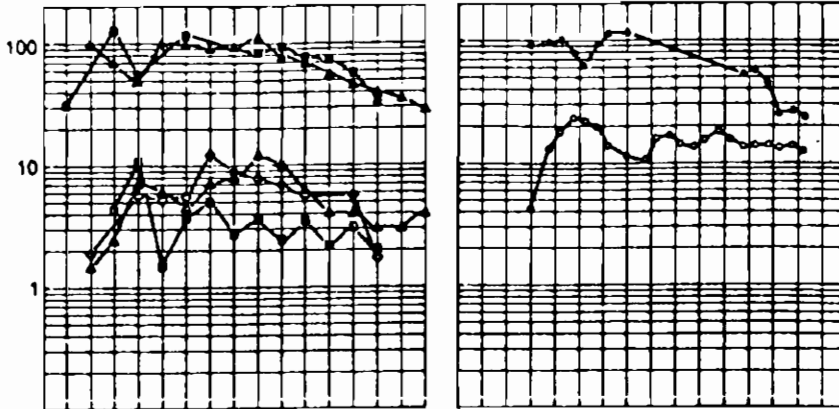
VERCELLESE OVEST

CASALE M.to (Zona)

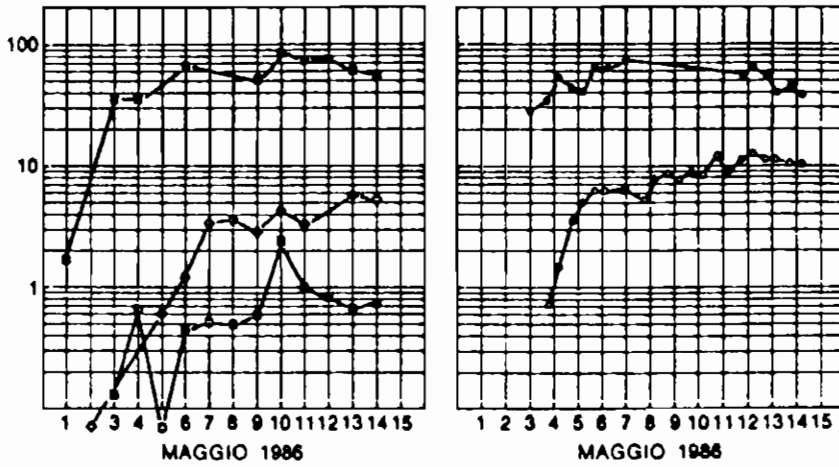
NOVARESE NORD

Fig. 4 - Area di raccolta del latte distribuito dalla centrale P.S.E..

IODIO-131



CESIO-137



◊ LATTE nCi/l
P.S.E. CENTRALE
■ ERBA nCi/kg fresco
○ LATTE nCi/l
RETE ISPRA

▲ ERBA nCi/kg fresco
▲ LATTE nCi/l
MEDIA NORD ITALIA
● ERBA nCi/kg fresco
○ LATTE nCi/l
CAPO BOVINO SINGOLO

Fig. 5 - Concentrazione di ^{131}I e ^{137}Cs in erba e nel latte.

La Tab. 6 riporta le concentrazioni di ^{131}I e ^{137}Cs nel latte di diversa provenienza determinate ad Ispra.

A conclusione si vuole ancora evidenziare il carattere semi quantitativo di queste osservazioni. I dati verranno in seguito analizzati analogamente a quanto fatto in occasione degli esperimenti nucleari in atmosfera (3,4,5).

Tab. 6 - Contenuto di ^{131}I e ^{137}Cs in latte di diverse provenienze (nCi/litro)

giorno prelievo	Piemontese		Francese		Tedesco	
	^{131}I	^{137}Cs	^{131}I	^{137}Cs	^{131}I	^{137}Cs
30 aprile	0.08	0.01				
1 maggio	0.40	0.01				
2 maggio	1.86	0.08				
4 maggio	5.75	0.65	0.99	0.08		
5 maggio	5.31	0.60	0.82	0.10		
6 maggio	5.41	1.23	0.17	0.04		
7 maggio	12.30	3.42	2.68	0.74	1.47	0.18
8 maggio	8.93	3.58	3.78	0.19	1.54	0.32
9 maggio	7.66	2.94	5.13	1.64	1.78	0.38
10 maggio	6.81	4.18	3.84	0.89		
11 maggio	5.85	3.34				
12 maggio			2.92	1.95		
13 maggio	5.53	5.67				
14 maggio	1.67	5.41	1.82	1.02		
15 maggio	3.54	5.55	0.80	0.74		
16 maggio	5.45	11.70				
17 maggio						
18 maggio	3.26	5.54				
19 maggio	3.60	5.25				
20 maggio	3.50	6.01				
21 maggio	2.83	4.91				

2.2.2. Vegetali eduli

Nelle stesse zone e contemporaneamente ai campioni di erba e di latte, sono stati raccolti campioni di vegetali a foglia larga, essenzialmente lattuga, coste e spinaci.

Nella fig. 6 è riportato l'andamento della concentrazione di ^{131}I e ^{137}Cs in queste matrici, i cui valori risultano leggermente inferiori a quelli misurati nell'erba.

In fig.7 sono rappresentate le concentrazioni di diversi radionuclidi in un campione di lattuga, prima e dopo un normale lavaggio. In media si osserva una riduzione della contaminazione di circa il 65% con lievi differenze per i diversi radionuclidi.

Anche se in forma semi-quantitativa (ulteriori elaborazioni sono in corso) i livelli di contaminazione ci forniscono un'indicazione della "efficacia di intercettazione" dell'erba nei confronti della deposizione di radioattività al suolo.

Tenuto conto di un dato medio per la zona di Ispra (ottenuto nel periodo considerato) equivalente a una produttività di circa 2,1 Kg per metro quadrato, "l'efficacia di intercettazione" risulta nell'ordine di:

$$\frac{110 \cdot 2,1}{1630} = 14\% \quad \text{per lo } ^{131}\text{I}$$

$$\frac{75 \cdot 2,1}{510} = 31\% \quad \text{per il } ^{137}\text{Cs}$$

2.2.3. Campioni vari

Accanto alle misure effettuate sulle matrici ambientali di maggior interesse precedentemente trattate, determinazioni di radionuclidi sono state eseguite anche su altri "segmenti" della catena alimentare.

Tra questi riportiamo in Tab. 8 i valori medi relativi alle uova

Tab. 8 - Valori medi di ^{131}I e ^{137}Cs contenuto nelle uova

Radionuclide	uovo intero (pCi)	tuorlo+albume (pCi)	guscio (pCi)
^{131}I	78	54	24
^{137}Cs	16	11	5

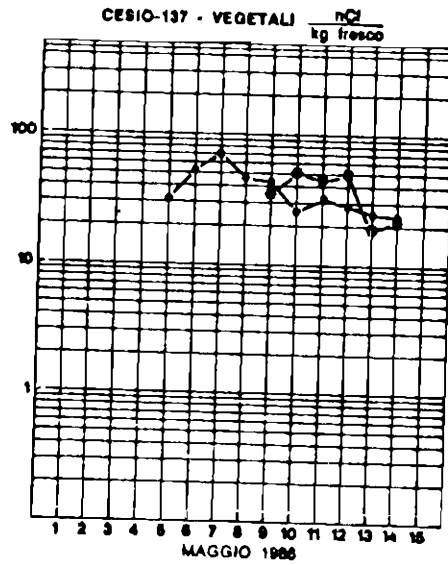
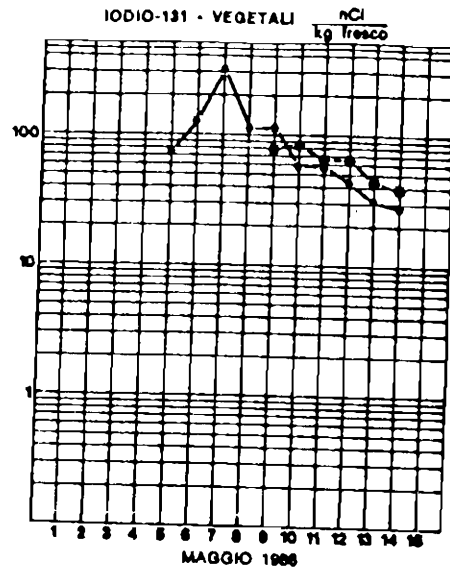


Fig. 6 - Concentrazione di ^{131}I e ^{137}Cs nei vegetali.

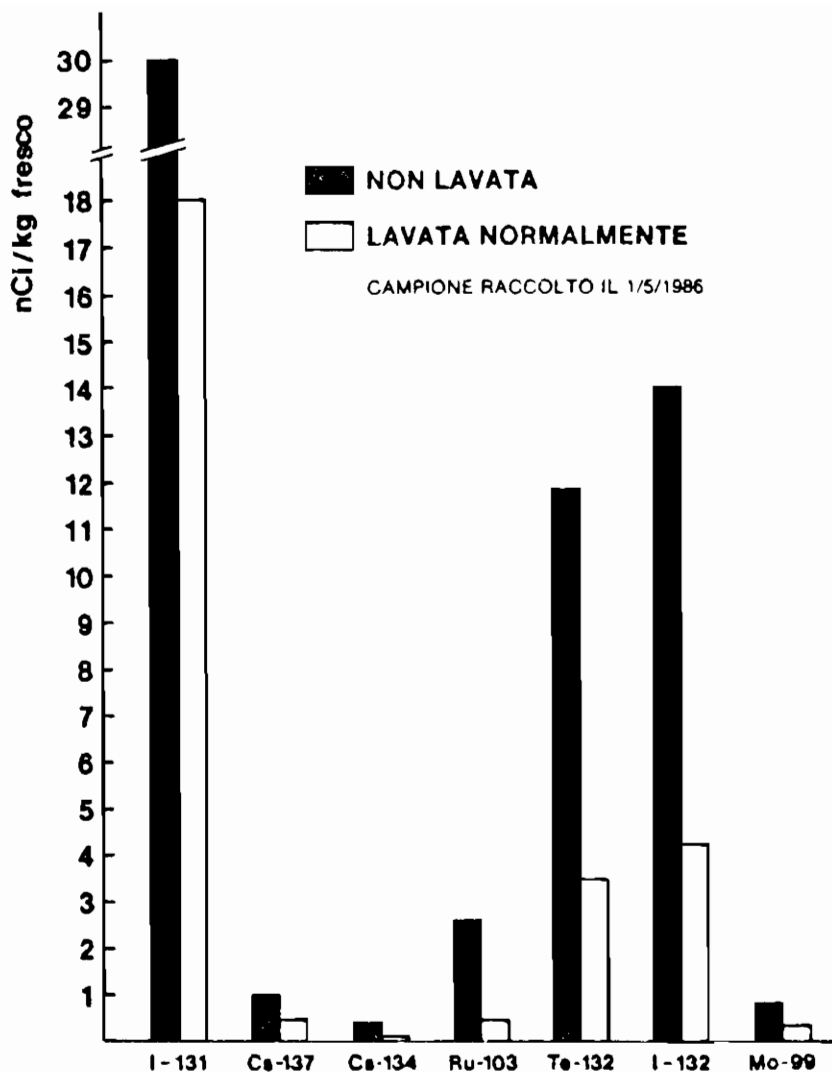


Fig. 7 - Effetto di un lavaggio con acqua sulla concentrazione di radionuclidi nell'insalata.

In Tab. 9 vengono riportati i valori medi relative alle acque potabili provenienti dai diversi acquedotti della provincia di Varese. In entrambe le matrici i livelli attuali di contaminazione risultano trascurabili.

Tab. 9 - Radioattività media presente in diversi acquedotti nella provincia di Varese (nCi/litro)

gg	⁹⁹ Mo	¹⁰³ Ru	¹³¹ I	¹³² Te	¹³² I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁰ Ba+ ¹⁴⁰ La	¹²⁹ Pu+ ⁹⁵ Nb
10-5	0.013	0.009	0.017	0.009	0.011	0.007	0.011	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵
11-5	0.006	0.015	0.016	0.008	0.002	0.01	0.01	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵
12-5	0.006	0.01	0.003	0.05	0.013	0.008	0.005	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵
13-5	0.004	0.009	0.017	0.005	0.003	0.001	0.003	0.015	0.004
14-5	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵
16-5	<10 ⁻⁵	0.01	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	0.034	0.02	<10 ⁻⁵
17-5	<10 ⁻⁵	0.004	<10 ⁻⁵	0.008	0.005	0.005	0.006	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵
18-5	prelievi non effettuati								
19-5	<10 ⁻⁵	0.088	0.041	0.004	<10 ⁻⁵	0.14	0.26	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵
20-5	<10 ⁻⁵	0.019	0.017	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	0.028	0.039	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵
21-5	<10 ⁻⁵	0.013	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁵

3. Misure radiologiche su individui della popolazione

3.1. Concentrazione di ¹³¹I nella tiroide di residenti nella zona di Ispra e nella tiroide di persone provenienti da varie zone europee

La composizione dei prodotti di fissione della nube radioattiva era caratterizzata da un elevato contenuto di radioiodio, ¹³¹I in particolare, oltre che di radiocesio (¹³⁷Cs e ¹³⁴Cs). Questi due radioelementi sono infatti i prodotti di fissione più volatili e quindi, con i radionuclidi gassosi, quelli più facilmente rilasciati in caso di incidente nucleare.

Lo iodio, introdotto per inalazione o per ingestione, ha la proprietà di concentrarsi nella tiroide. Si ritiene infatti che circa il 30% del radioiodio inalato vada a fissarsi nella tiroide entro poche ore, ove vi resta praticamente fino a totale decadimento fisico, essendo la eliminazione biologica quasi trascurabile.

Lo ¹³¹I nella tiroide è facilmente misurato con il "whole body counter" (WBC). Data la sua elevata sensibilità alla rivelazione dei raggi gamma, questo strumento è in grado di misurare quantità molto piccole di ¹³¹I (0,1 nCi) in un tempo molto breve.

La misura dello ^{131}I venne pertanto effettuata nella tiroide di persone residenti in prossimità del C.C.R. Ispra e di persone provenienti da località lontane e vicine al luogo dell'incidente nucleare. Su 10 persone residenti in prossimità del Centro di Ispra sono state inoltre eseguite sistematicamente ogni giorno misure con il WBC, allo scopo di seguire l'accumulo dello ^{131}I nella tiroide e di poterne dedurre la dose ricevuta.

Dalla fig. 8 si può vedere che la massima incorporazione si è avuta il giorno 1/5/86, mentre il valore massimo dello ^{131}I incorporato si è avuto il giorno 3/5/86, per poi discendere secondo il decadimento fisico.

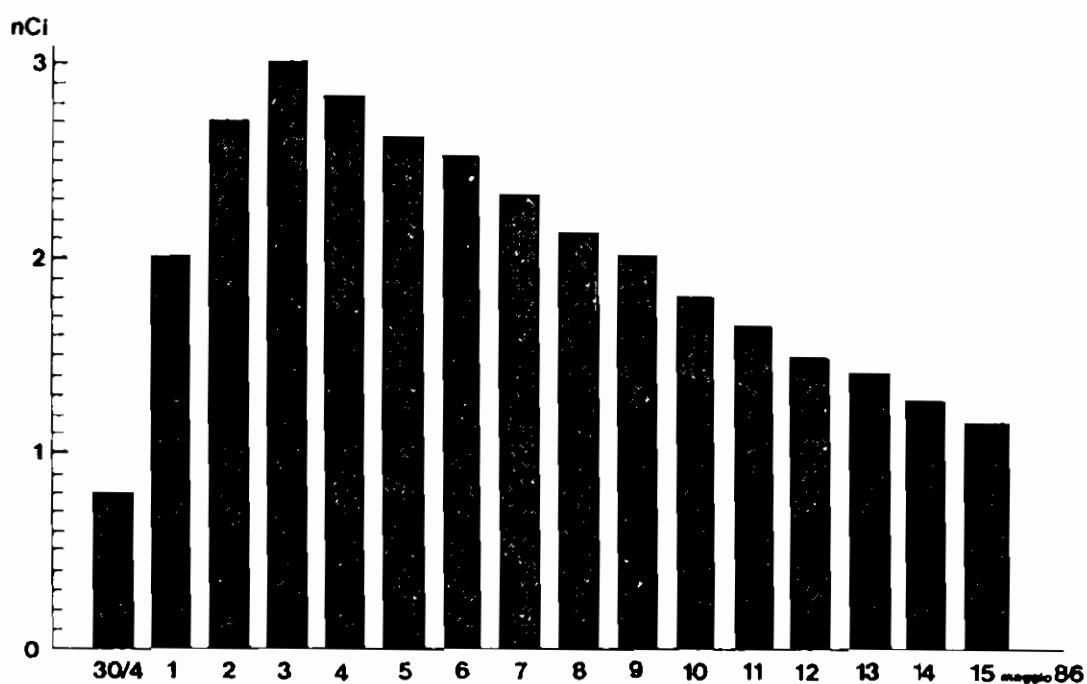


Fig. 8 - Andamento dello ^{131}I nella tiroide di persone residenti in Ispra.

A partire dal giorno 30/4/86, sono state eseguite numerose misure di ^{131}I incorporato anche su persone provenienti dalle nazioni maggiormente colpite dal rilascio di radioattività (Finlandia, Svezia, Polonia, Cecoslovacchia, Ungheria e Unione Sovietica). Dai risultati delle misure è stato possibile ottenere, già a partire dai primi giorni di maggio, un quadro completo dello ^{131}I incorporato per inalazione e quindi risalire alla concentrazione media nell'aria delle varie regioni dell'Europa (Figura 9). In particolare sono state eseguite misure su gruppi di persone che erano state a Kiev in tempi successivi.

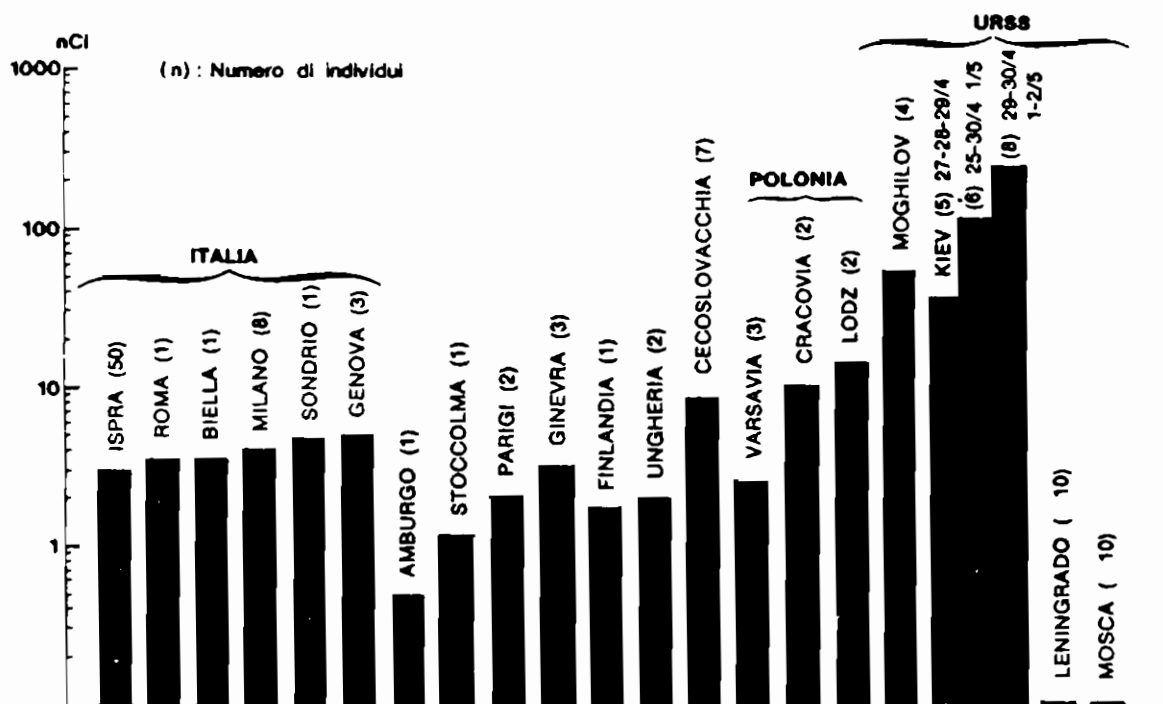


Fig. 9 - Accumulazione dello ^{131}I nella tiroide di persone temporaneamente presenti in varie località europee.

Queste misure hanno permesso di ricavare informazioni non solo per quanto concerne la dose di inalazione, ma anche sul rischio che la ricaduta radioattiva può comportare per chi dovesse recarsi in talune zone particolarmente colpite dal rilascio di radioattività in seguito all'incidente di Chernobyl.

4. Situazione meteo

Per seguire l'evoluzione degli eventi meteorologici nei giorni 2, 3, 4, 5 maggio 1986 sono state utilizzate le seguenti sorgenti di informazione:

- Carte meteorologiche, isobare, isoiete, isoterme, attuali e previste a quote di 500/850 hPA e al suolo ricevute dalla rete mondiale meteo via Telefax.

- Immagini IR Meteosat con cadenza media di 4 ore, ricevute da un piccolo impianto di ricezione connesso a un sistema MATRIX per la riproduzione fotografica delle varie scene.

L'esame dei dati così raccolti ha permesso la definizione della seguente situazione:

l'instaurarsi di un sistema depressionario sulle isole Britanniche nei giorni 2, 3 maggio ha attivato correnti meridionali sulla penisola. L'Italia è stata inizialmente interessata lungo la dorsale appenninica e le Alpi da una notevole instabilità atmosferica che ha creato sviluppi di nubi cumuliformi con fenomeni temporaleschi e abbondanti precipitazioni.

La situazione non è sostanzialmente mutata durante la giornata del 4 maggio dove i venti si sono mantenuti dai quadranti meridionali con conseguente apporto di masse umide .

Nel giorno 5 vi è stata una flessione delle correnti a causa del leggero spostamento del centro di bassa pressione verso nord/ovest, (carta 5 maggio 1986, 850 hPA) che ha provocato una leggera flessione delle correnti da sud/ovest.

L'analisi delle carte dei giorni 6, 7 ha confermato un permanere della situazione con progressiva attenuazione dei fenomeni.

Tutte le masse d'aria umida che hanno portato le precipitazioni persistenti sono state prevalentemente di provenienza mediterranea.

Nelle figure 10, 11 e 12 sono riportati i due tipi principali di carte utilizzate per l'elaborazione della situazione meteorologica.

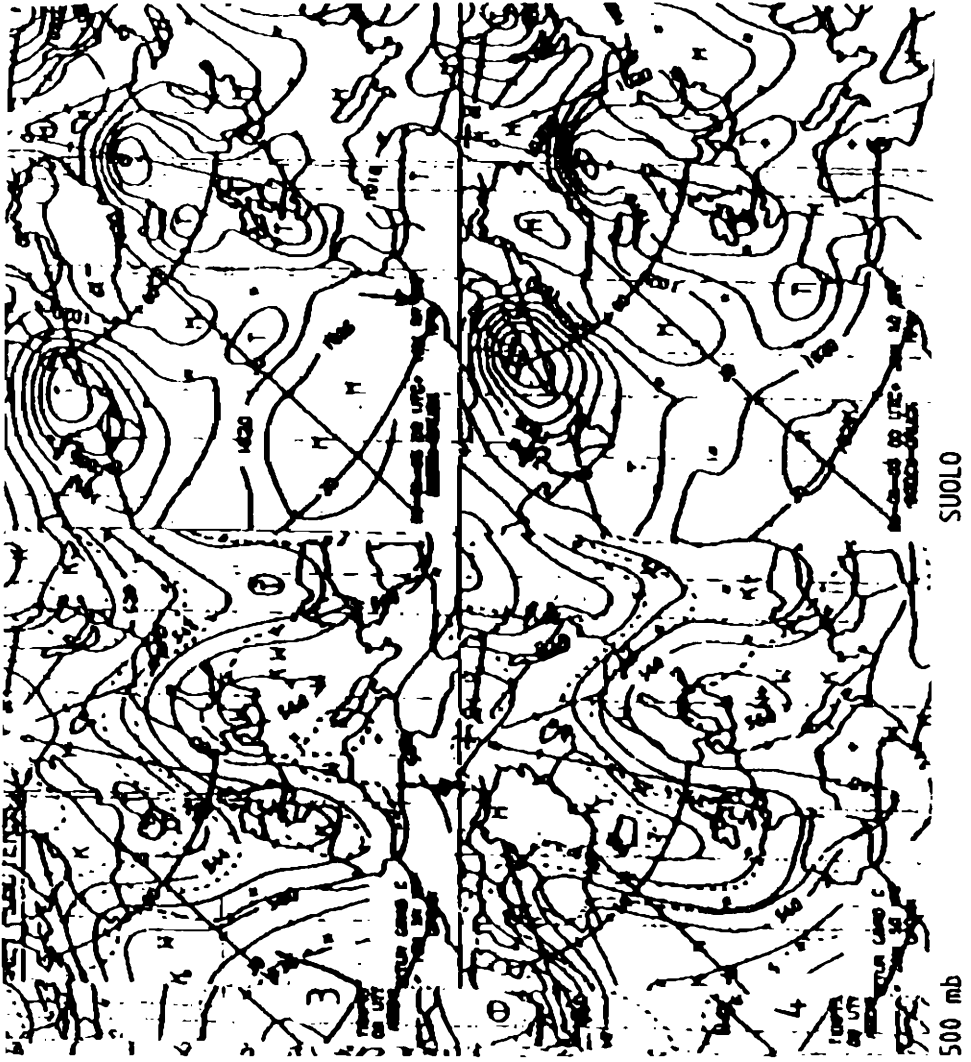


Fig. 10 - Carta isobarica al suolo e a 500 mb per i giorni 3 e 4 maggio 1986.

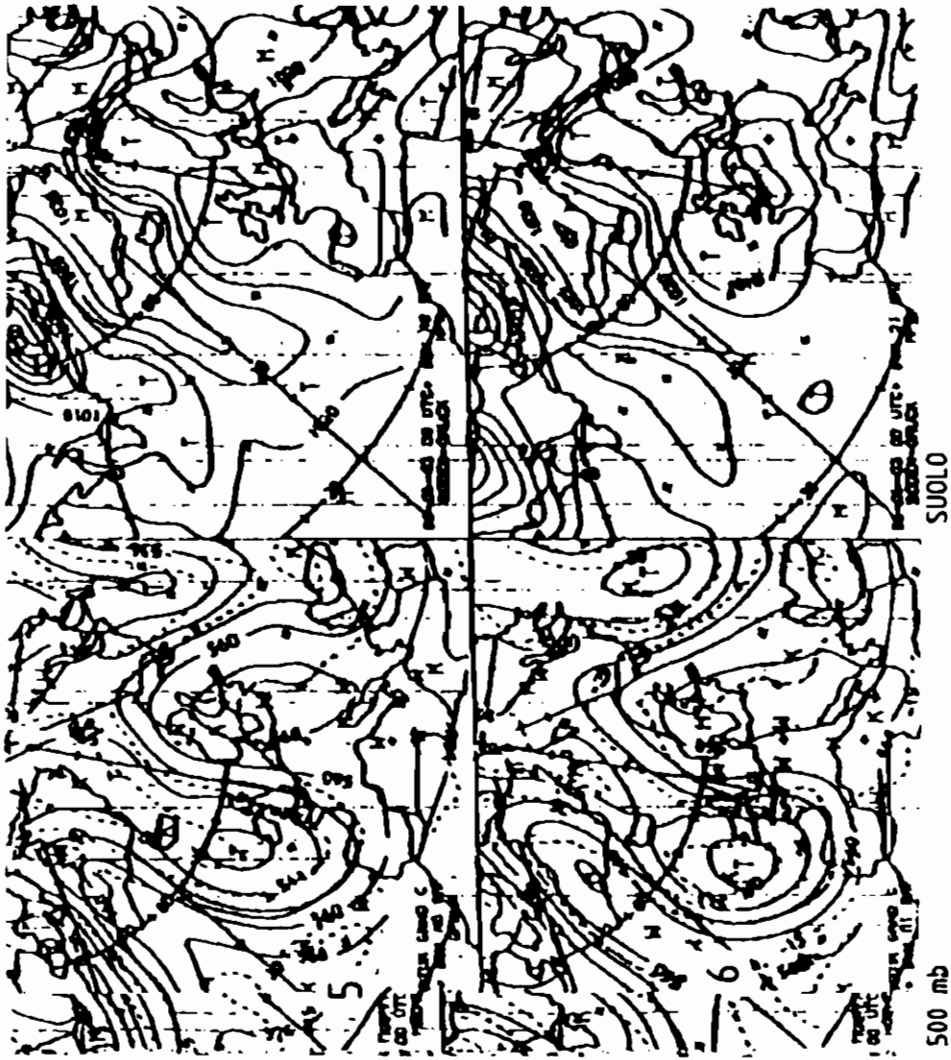


Fig. 11 - Carta isobarica al suolo e a 500 mb per i giorni 5 e 6 maggio 1986.



Fig. 12 - Immagine all'infrarosso ripresa dal satellite METEOSAT e relativa alla situazione meteorologica del giorno 3 maggio 1986 sull'Italia.

Bibliografia

M. De Bortoli, P. Gaglione, A. Malvicini, E. Van der Stricht - *Plutonium-239 and 238, Strontium-90 and Cesium-137 in Surface Air from mid 1961 through 1965.*

Proceedings of the First International Congress of Radiation Protection, Rome, September 5-10, 1966, Pergamon Press - Oxford and New York 1968.

M. De Bortoli, P. Gaglione, A. Malvicini, E. Van der Stricht - *Environmental Radioactivity - Ispra 1963* . - Rapporto EUR 2213.e - 1965 .

M. De Bortoli, P. Gaglione, A. Malvicini, E. Van der Stricht - *Correlazione per la attività dello Stronzio-90 e del Cesio 137 nelle ricadute, nell'erba e nel latte della zona di Ispra durante il periodo 1962 - 1963* - Minerva Nucleare Vol 9 , No 2 pp76 - 78 Marzo/Aprile 1965 .

M. De Bortoli, P. Gaglione, A. Malvicini, E. Van der Stricht - *Five Years experience of 90Sr and 137 Cs Herbage to milk transfer under field conditions* - Proceedings of the First International Congress of Radiation Protection, Rome, September 5 -10, 1966, Pergamon Press - Oxford and New York 1968.

E. Van der Stricht, P. Gaglione, M. De Bortoli - *Valutazione della contaminazione dell'erba e del latte dovuta al 137Cs presente nelle ricadute radioattive* - Giornale di Fisica Sanitaria e Protezione contro le radiazioni Vol 13 - No 2, pp. 53 - 60 (Aprile - Giugno 1970).

APPENDICE 1

Valutazione dose di irraggiamento per il ^{137}Cs depositato al suolo

$$\text{"open field" exposure rate} = 1,7 * 10^{-2} \text{ } \mu\text{R/mCi/km}^2$$

$$\text{shielding factor (buildings etc.)} = 0,4$$

$$\text{screening factor (body shielding)} = 0,8$$

$$\text{deposizione di } ^{137}\text{Cs a Ispra} = 510 \text{ mCi/km}^2$$

$$\begin{aligned} \text{intensità di dose assorbita} &= 510 * 10^{-3} * 0,4 * 0,8 = \\ &= 0,28 \text{ } \mu\text{Rad/hr} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{dose integrata (1 anno)} &= \frac{0,28 * 24 * 365}{1000} = 2,5\text{mRad} \end{aligned}$$

APPROCCIO FRATTALE ALLA DESCRIZIONE DELLA RADIOATTIVITÀ IN ARIA IN ITALIA DOPO CHERNOBYL

Gianfausto Salvadori

Dipartimento di Fisica Nucleare e Teorica - Università di Pavia

1. INTRODUZIONE

In questo lavoro viene presentata l'analisi della radioattività in aria in Italia susseguente all'incidente nucleare di Chernobyl e viene tentata una prima descrizione di tale fenomeno mediante l'uso della Geometria Frattale. Lo studio è limitato alle misure di concentrazione in aria dei radionuclidi ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I e ^{132}I raccolti nella Banca Dati REM del JRC di Ispra.

2. SELEZIONE DELLE MISURE

R.E.M. (Radioactivity Environmental Monitoring)^[1] è la Banca Dati Europea organizzata ed implementata dal JRC di Ispra successivamente all'incidente di Chernobyl seguendo le raccomandazioni dell'IAEA di Vienna^[2]. Tale Banca Dati contiene misure di vario genere eseguite, successivamente allo scoppio del Reattore Nucleare, non solo da Laboratori inseriti nei diversi gruppi Nazionali delle reti di Protezione Radiologica degli Stati membri della Comunità Europea, ma anche da molti altri Istituti di Ricerca, Università, Laboratori Pubblici e Centri di Servizio Sanitario. I dati risultano pertanto estremamente eterogenei per tipo, qualità ed accuratezza, secondo le differenti metodiche di preparazione e di analisi del campione, secondo la sensibilità delle strumentazioni utilizzate e secondo l'esperienza professionale maturata nel settore specifico dai diversi gruppi. Inoltre i substrati di misurazione

esaminati risultano alquanto diversi, spaziando dal latte all'aria filtrata in carbone, dal fegato di piccoli animali ad una gran varietà di vegetali.

In questo lavoro è stato selezionato l'insieme delle misurazioni relative al solo substrato "aria", suddiviso geograficamente in gruppi corrispondenti a province: questa è stata la miglior correlazione topografica possibile in quanto i dati o mancano completamente delle coordinate geografiche o riportano le coordinate del capoluogo di provincia e non quelle specifiche del punto di prelievo.

La rappresentazione grafica dei dati viene effettuata utilizzando in ascissa una scala dei tempi in ore e giorni a decorrere dalle 0.00 del 26 aprile 1986, data in cui si è verificato l'incidente di Chernobyl, ed in ordinata una scala in Bq/m^3 (unità di concentrazione in aria dei radionuclidi) espressa in valori logaritmici per poter evidenziare misure differenti per molti ordini di grandezza. Tale approccio consente di selezionare valori anomali o sospetti (sia a causa di banali errori di lettura o trascrizione, sia per provenienza da laboratori non affidabili) che risultano graficamente ben evidenziati.

La Banca Dati non riporta alcun tipo di errore correlato a ciascuna misura, nè tale valore può essere facilmente ed omogeneamente desunto dalle informazioni (per lo più mancanti) sugli strumenti e sulle tecniche di misurazione. Pertanto è stata elaborata una procedura empirica per la valutazione di un "ragionevole" errore da attribuire alle misure, partendo dal presupposto che le fluttuazioni del fenomeno d'inquinamento risultano decrescenti all'allontanarsi dai primi giorni relativi all'incidente, ovvero con il cessare delle emissioni di materiale radioattivo dalle macerie di Chernobyl e l'attenuarsi del flusso di materiale inquinante trasportato^[3a,b,c,d]. Manca infine nel presente studio lo studio di eventuali correlazioni con fattori meteorologici microclimatici, che spesso sono la causa prima di fluttuazioni locali della radioattività.

Questa selezione ha consentito di estrarre set di misurazioni omogenee (rispetto alla contemporanea presenza di misure relative ai nuclidi ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I e ^{132}I) in otto province italiane (Alessandria, Latina, Milano, Matera, Piacenza, Pavia, Roma, e Vercelli) per un totale di 2013 valori (vedi Tabella 1a). In Tabella 1b è invece riportata la distribuzione delle misurazioni relativamente ad altre province in cui sono stati effettuati campionamenti.

Tab. 1a: distribuzione delle misurazioni nelle otto province ove è stato effettuato il campionamento simultaneo dei nuclidi ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I e ^{132}I .

PROVINCE	^{137}Cs	^{134}Cs	^{131}I	^{132}I	<i>totale</i>
ALESSANDRIA	26	33	34	19	112
LATINA	47	25	73	35	180
MILANO	82	83	160	84	409
MATERA	66	66	68	61	261
PIACENZA	50	33	75	34	192
PAVIA	76	77	58	31	242
ROMA	114	101	130	63	408
VERCELLI	58	45	78	28	209
<i>totale</i>	<i>519</i>	<i>463</i>	<i>676</i>	<i>355</i>	<i>2013</i>

Tab. 1b: distribuzione delle misurazioni nelle province ove non è stato effettuato il campionamento simultaneo dei nuclidi ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I e ^{132}I .

PROVINCE	^{137}Cs	^{134}Cs	^{131}I	^{132}I	<i>totale</i>
VARESE	94		101		195
PALERMO	14		12		26
BOLOGNA	32	26	41		99
CASERTA			15		15
GENOVA			10		10
PADOVA			25		25
PISA			54		54
TRIESTE	12		37		49
<i>totale</i>	<i>152</i>	<i>26</i>	<i>295</i>	<i>0</i>	<i>473</i>

3. INTERPRETAZIONE DEI DATI

Si è tentata la descrizione dell'andamento temporale della quantità di radioattività in aria (riferita a ciascuna locazione geografica) mediante diverse funzioni parametriche empiriche interpolanti le

misure sperimentali disponibili, al fine di verificare l'esistenza di un andamento del fenomeno comune a tutti i set di dati.

Le diverse analisi^[4] condotte hanno permesso di evidenziare una funzione matematica $y=y(t)$ atta a rappresentare l'andamento nel tempo della concentrazione di un singolo nuclide a partire dall'arrivo della nube sino al termine della fase critica dell'inquinamento. La funzione risulta adeguata sia per i quattro nuclidi considerati sia per le diverse locazioni geografiche prese in esame.

Nella funzione compaiono all'esponente due distinti fattori moltiplicativi:

- a) un termine $- \frac{A}{\tau} t + B$ (chiamato CODA) che produce il comportamento di caduta esponenziale della legge di decadimento radioattivo;
- b) un termine $1 - e^{-\left[\frac{C}{t} - 1\right]}$ (chiamato PICCO o Funzione Impulso) che non vuol far riferimento ad alcun specifico fenomeno fisico (passibile di locali fluttuazioni) ma che riveste il ruolo di artificio matematico atto a riprodurre l'improvviso arrivo di una nube inquinante, permettendo alla funzione di simulare un rapido incremento dei valori a partire dal livello di background.

La funzione è la seguente:

$$y(t) = e^{\left(\left[-\frac{A}{\tau} t + B \right] \cdot \left[1 - e^{-\left[\frac{C}{t} - 1 \right]} \right] \right)} + K \quad (1)$$

dove i parametri assumono il seguente significato:

- τ : tempo di vita media del nuclide preso in esame;
- A : coefficiente correttivo;
- B : fattore moltiplicativo che tien conto della potenza della nube inquinante amplificando il valore puntuale della funzione;
- C : parametro di calibrazione, strettamente connesso alla struttura dei dati relativi alla fase di arrivo del flusso inquinante;
- K : parametro libero del valore di fondo naturale che, ove disponibile, viene localmente dato dalle misure rilevate dalle reti di monitoraggio periodico^[5a,b,c,d].

La possibilità di risalire ad una stima del tempo di arrivo del fronte inquinante è strettamente legata al fatto che il parametro C risulti positivo. Un esempio dei diversi fit eseguiti è illustrato in Figura 1.

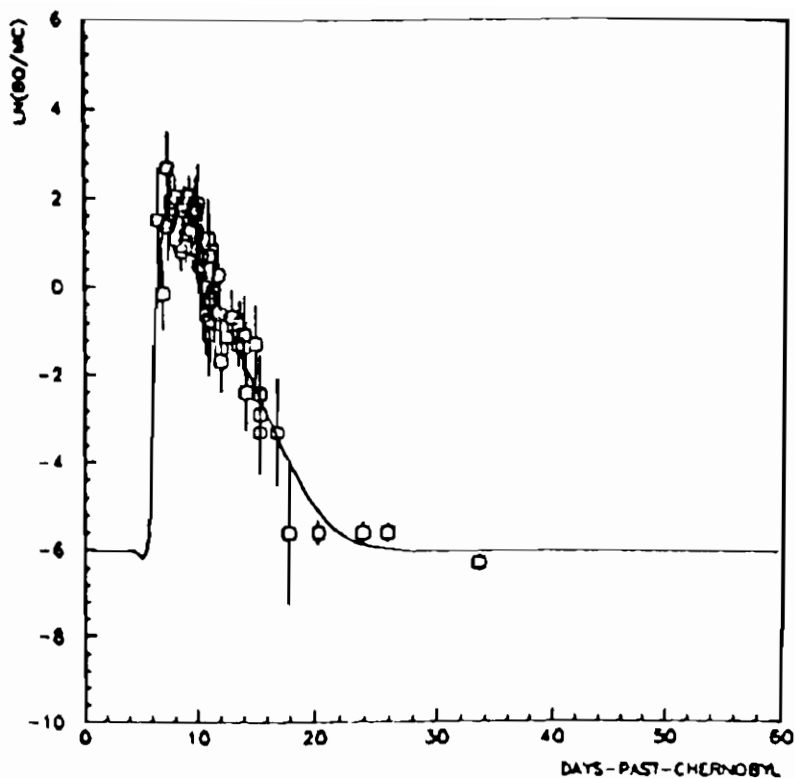


Figura 1: esempio di fit del set di dati di Roma per il nuclide ^{132}I .

4. IL "FIT GLOBALE"

L'analisi di tutti i set di dati disponibili per i quattro nuclidi indagati (e relativamente alle 8 province di Tab. 1a) ha permesso di osservare che il termine $S = -\frac{A}{\tau}$ (detto Slope) è un elemento caratteristico di ciascun nuclide indipendente dalla locazione geografica: in altre parole, fissato uno specifico nuclide, il valore di S ricavato da set di dati appartenenti a locazioni geografiche completamente diverse fluttua di poco (con varianza piccola) attorno al valor medio.

Questa osservazione sperimentale permette di eseguire, per ciascun nuclide, un "FIT GLOBALE" su tutti i set di dati disponibili per le diverse province utilizzando il medesimo parametro libero S uguale per tutte le locazioni geografiche. Ciò porta ad una riduzione dei gradi di libertà del sistema (da $4 \times 8 = 32$ a 25 parametri liberi) e consente di omogeneizzare i valori calcolati per i restanti parametri B, C e K.

La Figura 2 mostra, come esempio, il miglioramento dei risultati ottenuti per il parametro B mediante il diagramma comparativo dei valori "NEW" del "FIT GLOBALE" rispetto ai valori "OLD", calcolati con i fit singoli, per le otto province di Tab. 1a, per il nuclide ^{132}I .

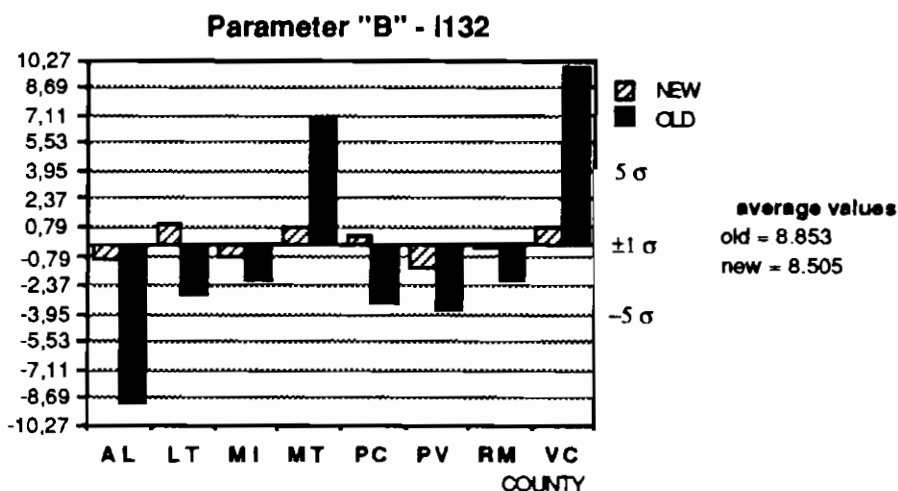


Figura 2: esempio di omogenizzazione dei valori del parametro B per il nuclide ^{132}I ottenuta applicando il "Fit Globale".

5. LA FUNZIONE "A DOPPIO PICCO"

La funzione (1) si presta bene alla descrizione empirica del fenomeno di arrivo di una singola nube inquinante di ampio effetto e può essere facilmente modificata per rappresentare arrivi multipli di sostanza inquinante. Nel caso della località di Ispra (Varese) le misure disponibili permettono di individuare un caratteristico comportamento di doppio arrivo di nubi inquinanti. La funzione "a doppio picco" viene ottenuta con le seguenti assunzioni:

- il secondo arrivo risulta traslato dal primo di un termine Δt ;
- si utilizza un coefficiente di smorzamento S_m come moltiplicatore della funzione (1) per dimensionare la seconda fase del fenomeno rispetto alla prima.

La funzione è:

$$y_{\text{double}}(t) = y(t) + S_m \cdot y(t - \Delta t) + K \quad (2)$$

dove $y(t)$ è data dalla (1) privata del termine K di background e:

Δt : ritardo del secondo arrivo (in giorni);

S_m : coefficiente di smorzamento che tien conto della diversa potenza inquinante delle due nubi (si presume che la seconda sia dovuta o ad emissioni successive di Chernobyl degradanti per quantità di materiale radioattivo rilasciato o a ricircoli delle stesse nubi dovuti alle condizioni meteorologiche).

In Figura 3 è illustrato il grafico della funzione a doppio picco nella località di Ispra per il ^{137}Cs .

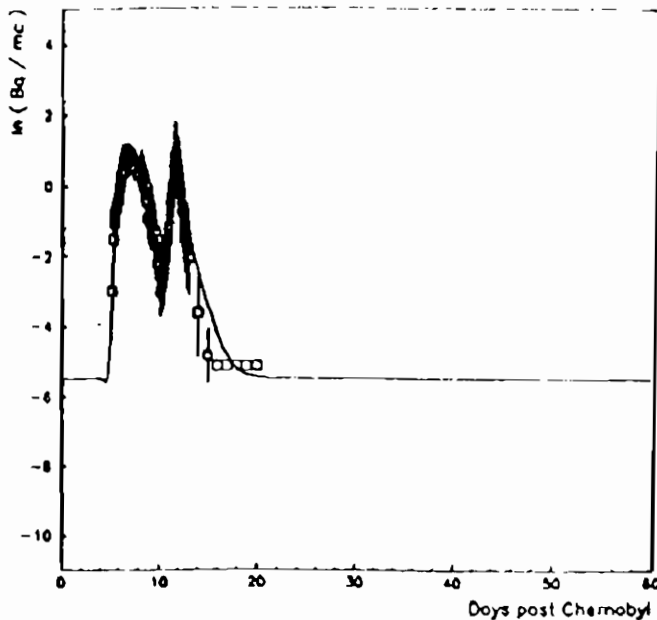


Figura 3: esempio di fit utilizzando la funzione "a doppio picco" per i dati di Ispra relativi al ^{137}Cs .

6. TEMPO DI ARRIVO DELLE NUBI INQUINANTI

Il tempo di arrivo t_a è definibile fisicamente come l'istante in cui la funzione descrittiva empirica assume valori sensibilmente più grandi del valore di fondo naturale K . Questo tempo può essere calcolato ed un'utile informazione approssimata può derivare dal valore del parametro C in quanto (come è possibile mostrare matematicamente) una prima stima di t_a è data da $t_a^* \approx \sqrt{C}$ (vedi Tabella 2).

Tuttavia è necessario tener presente che la bontà del valore è strettamente correlata alle incertezze dei parametri (e quindi, in ultima analisi, con la buona qualità dei dati sperimentali): quando in una certa locazione l'inizio delle misure è di parecchio successivo all'arrivo delle nubi inquinanti, la funzione (1) è incapace di ricostruire l'esatto avvio dell'insorgere della concentrazione di radioattività ed il valore di C risulta anomalmente alto (valori sottolineati in Tabella 2).

Tab. 2: stima dei tempi di arrivo dei nuclidi ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I e ^{132}I nelle otto province.

PROVINCE	^{137}Cs			^{134}Cs			Cesio
	C	\sqrt{C}	T_a	C	\sqrt{C}	T_a	$T_a(\text{Cs})$
ALESSANDRIA	<u>90.6</u>	<u>9.5</u>	6.9	20.0	4.5	3.9	* 3.9±3.5
LATINA	<u>75.6</u>	<u>8.7</u>	7.9	20.0	4.5	4.1	* 4.1±7.1
MILANO	35.1	5.9	5.3	36.7	6.1	5.4	5.3
MATERA	57.2	7.6	6.8	67.3	8.2	7.0	6.9
PIACENZA	<u>125.8</u>	<u>11.2</u>	9.6	60.4	7.8	7.1	* 7.1±0.8
PAVIA	36.8	6.1	5.2	48.2	6.9	5.5	5.4
ROMA	39.5	6.3	5.5	49.1	7.0	6.2	5.9
VERCELLI	33.8	5.8	5.1	36.1	6.0	5.3	5.2

PROVINCE	^{131}I			^{132}I			Iodio
	C	\sqrt{C}	T_a	C	\sqrt{C}	T_a	$T_a(\text{I})$
ALESSANDRIA	18.0	4.2	3.7	<u>125.7</u>	<u>11.2</u>	9.8	* 3.7±0.4
LATINA	71.1	8.4	7.7	70.2	8.4	8.0	7.9
MILANO	16.6	4.1	3.5	27.6	5.3	4.8	4.1
MATERA	50.1	7.1	6.4	40.2	6.3	5.9	6.2
PIACENZA	66.4	8.1	7.4	<u>95.2</u>	<u>9.8</u>	9.1	* 7.4±0.6
PAVIA	17.9	4.2	3.5	35.4	5.9	5.4	4.4
ROMA	38.7	6.2	5.3	43.4	6.6	6.1	5.7
VERCELLI	23.2	4.8	4.2	<u>170.1</u>	<u>13.0</u>	12.1	* 4.2±0.4

Al fine di verificare la sensibilità del metodo di calcolo sono stati ricavati, per ciascun nuclide e per ciascuna località, i valori di t_a e t_a^* . Ovviamente i valori nella stessa località per lo stesso elemento chimico devono essere uguali e, se si procede ad una dettagliata analisi

dei risultati raccolti in Tabella 2 per le province indagate, si rileva come le discrepanze esistenti siano più apparenti che reali. Le differenze contenute in un intervallo di un giorno sono accettabili date le diverse incertezze sopra discusse; i valori sottolineati (ovvero Alessandria, Latina e Piacenza per il ^{137}Cs , Alessandria, Piacenza e Vercelli per lo ^{132}I) si riferiscono ad alti valori di C: in tutti questi casi, per la definizione del tempo di arrivo dell'elemento chimico, si usa il risultato ricavato dall'altro nuclide (valori asteriscati).

Con l'approssimazione di circa un giorno la Tabella 2 definisce in ciascuna località un medesimo tempo di arrivo separatamente per il Cesio e per lo Iodio.

7. CONFRONTO CON I RISULTATI DI UN MODELLO DI TRASPORTO A LUNGA DISTANZA

I risultati dell'analisi precedente sono stati confrontati con le previsioni di un Modello di Trasporto su Lunghe Distanze^[6] in aria per il ^{137}Cs in alcune province: Trisaia (Matera), Saluggia (Vercelli), Casaccia (Roma), Brasimone (Bologna) e Ispra (Varese).

Il confronto dei risultati risulta alquanto interessante (vedi la Tabella 3 e l'esempio di Figura 4). L'accordo tra l'interpolazione empirica delle misure e la previsione del modello è buona sia per le quantità di inquinante sia per la stima dei tempi di arrivo; i valori risultano coincidenti a meno di un giorno per il tempo di arrivo ed a meno di un ordine di grandezza per l'intensità del fenomeno.

Tab. 3: confronto tra i tempi di arrivo (in giorni) in cinque province per il nuclide ^{137}Cs

PROVINCE	Modello UKAEA	Funzione Empirica	Diff. (Fun. - Mod.)
Trisaia (MATERA)	6.50	6.81	0.31 ± 0.51
Saluggia (VERCELLI)	4.50	5.08	0.58 ± 0.40
Casaccia (ROMA)	5.88	5.54	-0.34 ± 0.51
Brasimone (BOLOGNA)	4.63	5.45	0.83 ± 0.50
Ispra (VARESE)	4.38	5.14	0.77 ± 0.40

Si deve sottolineare che le previsioni del Modello e le funzioni empiriche interpolate sono indipendenti tra loro e derivano da sviluppi di dati completamente diversi (meteorologici quantitativi il primo, misure sperimentali locali il secondo).

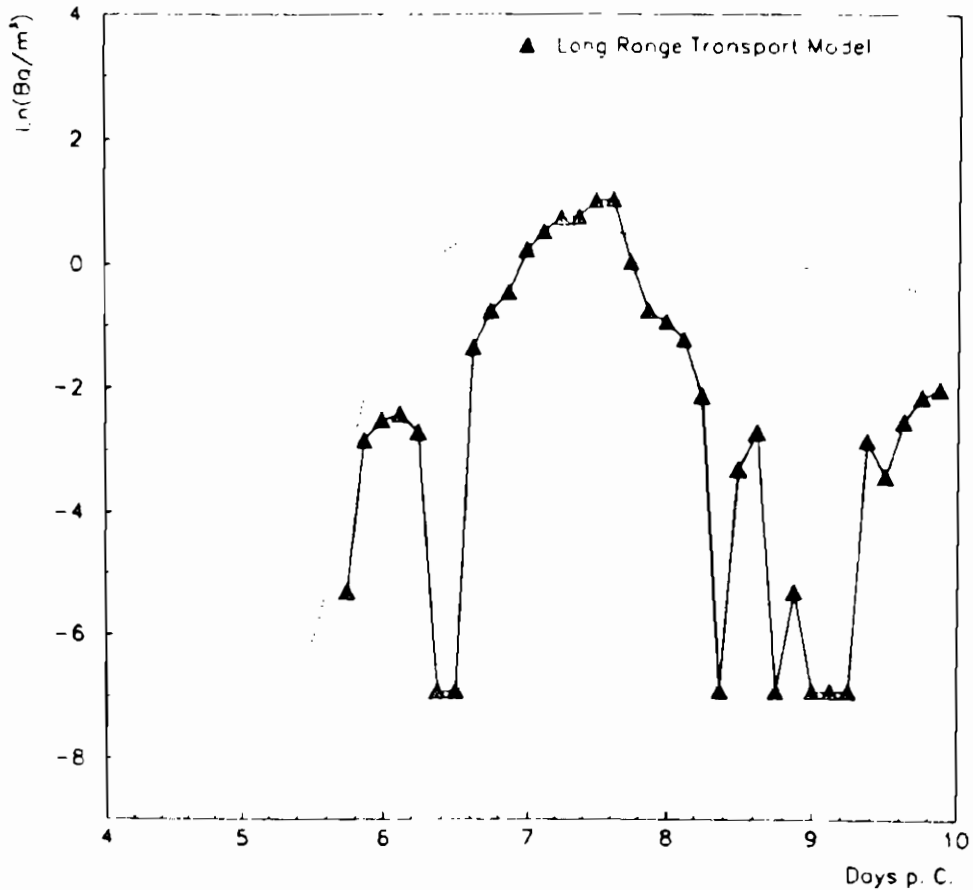


Figura 4: esempio di comparazione tra la Funzione Empirica (1) e le predizioni del Modello di Trasporto a Lunga Distanza per i dati di Casaccia (Roma) per il nuclide ^{137}Cs .

8. PERSISTENZA DELLA NUBE

La persistenza della nube in aria è definita come l'intervallo di tempo in giorni durante il quale il valore dell'inquinamento da radionuclidi si mantiene al di sopra della quantità $y^* = \frac{y_{\max}}{e}$, ove y_{\max} è

la quantità massima di inquinante indicata dalla curva che descrive il fenomeno espressa in Bq/m³ per ciascuna provincia.

I risultati di questa elaborazione, presentati in Tabella 4, permettono una correlazione tra diverse località per il medesimo nuclide e tra i quattro nuclidi per la stessa provincia. Appare chiaro che la persistenza in aria dei nuclidi, contrariamente alla vita media di ciascuno di essi che spazia per sei ordini di grandezza ($\tau_{137\text{Cs}} \approx 11000$ giorni, $\tau_{134\text{Cs}} \approx 750$ giorni, $\tau_{131\text{I}} \approx 8$ giorni, $\tau_{132\text{I}} \approx 0.1$ giorni), risulta invariante entro una deviazione standard massima di due giorni. Ciò indica che, per la complessità del rilascio e per gli altri fattori atipici dell'evento, la persistenza in aria dell'inquinamento nel caso dell'incidente di Chernobyl è dominata dalle condizioni meteorologiche e da altri fattori propri della fisica dell'atmosfera e non dalle caratteristiche nucleari del rilascio.

Tab. 4: valori della persistenza dei nuclidi ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹³¹I e ¹³²I nelle otto province.

PROVINCE	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³¹ I	¹³² I		
ALESSANDRIA	0.19	2.88	4.77	1.30	2.29	1.99
LATINA	3.34	3.04	4.54	2.62	3.38	0.83
MILANO	3.45	2.74	4.71	2.67	3.39	0.94
MATERA	3.44	2.13	4.60	2.68	3.21	1.07
PIACENZA	1.22	2.83	4.59	2.48	2.78	1.39
PAVIA	3.34	1.46	4.64	2.60	3.01	1.33
ROMA	3.41	2.75	4.52	2.63	3.33	0.87
VERCELLI	3.43	2.76	4.66	1.93	3.20	1.15
	2.73	2.57	4.63	2.36	v. med.	
	1.28	0.52	0.09	0.50		st. dev.

9. L'APPROCCIO FRATTALE

La natura dell'incidente di Chernobyl, ovvero il trasporto di materiale per mezzo di venti di alta quota ed i fenomeni meteorologici connessi, giustificano l'applicazione di un Approccio Frattale ai dati sperimentali sinora presi in considerazione.

Gli insiemi frattali^[7a] hanno una struttura autosimigliante (self-similarity) cioè appaiono invariati quando vengono analizzati

mediante diverse scale di ingrandimento. In termini matematici la definizione di insieme frattale è basata sul concetto di dimensione frattale, cioè di un parametro misurabile che quantifica il grado di contorsione e di disconnessione di un dato insieme.

In natura sono state riconosciute strutture frattali nella geometria dei fiumi e delle coste, nelle strutture biologiche, nei fenomeni di turbolenza, nell'organizzazione della materia nell'Universo ed in molti altri casi^[7].

Quando un fenomeno risulta non continuo nel tempo e nello spazio questo può avere, dal punto di vista matematico, "proprietà frattali"; le sue caratteristiche salienti sono l'autosimiglianza e l'intermittenza (ovvero la presenza di fluttuazioni aleatorie estreme^[7] conosciute come Effetto Giuseppe ed Effetto Noè).

È stato provato che per i fenomeni atmosferici non esiste una direzione od un ordine di scala preferenziale se non quello proprio del globo terrestre. L'osservazione meteorologica mediante radar e satelliti^[7b,c] ha evidenziato, per aree di pioggia comprese in sei ordini di grandezza, una precisa dipendenza potenziale tra area A e perimetro P espressa da $P \propto A^{D/2}$, ove D è la dimensione frattale di P e vale 4/3 (ovvero una dimensione non intera). Inoltre la struttura spaziale e temporale del flusso piovoso presenta "scaling" ed intermittenza^[7b], ulteriore conferma della sua natura frattale.

Volendo indagare la possibilità di costruire un modello capace di descrivere la distribuzione della radioattività in aria e di estrapolare valori dell'inquinante per località in cui non sono state raccolte misure sperimentali, assumiamo la seguente ipotesi: *la distribuzione nell'atmosfera della nube inquinante radioattiva è principalmente dovuta alle condizioni meteorologiche che mostrano caratteristiche frattali ed il trasporto di sostanze radioattive non influisce su tale comportamento.* È pertanto ragionevole applicare modelli frattali già esistenti e costruiti per lo studio dei fenomeni atmosferici alla descrizione dell'inquinamento da radionuclidi in aria susseguente all'incidente di Chernobyl.

10. IL MODELLO FRATTALE

Il modello è basato sulla teoria della Somma Frattale di Impulsi^[8]; seguendo questo principio, l'evoluzione dinamica del fenomeno fisico dell'accumulo di radioattività in una certa regione viene ottenuta tramite la sovrapposizione di "impulsi primari", la cui ampiezza segue una predefinita distribuzione. Tali impulsi primari

assumono la forma di "bolle" o "anelli" (Figura 5) e ciascuno di essi porta un contributo (proporzionale all'ampiezza dell'impulso) all'intensità globale del fenomeno considerato.

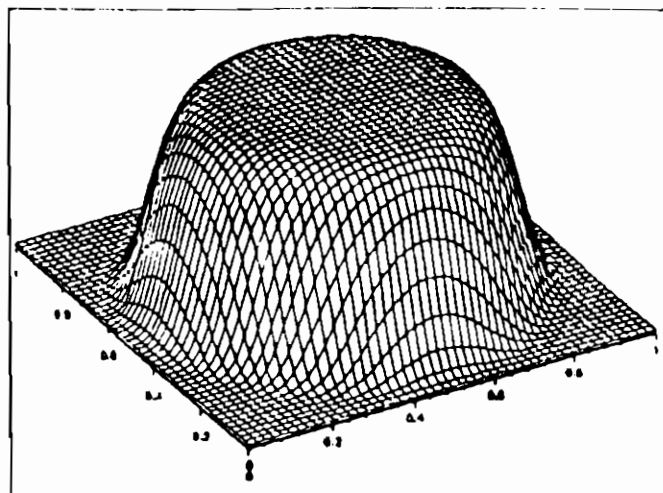


Figura 5: esempio di Impulsi Primari di tipo "Bubble".

Per ricostruire la distribuzione nel tempo di una certa variabile (nel caso specifico la concentrazione di radioattività in aria) si utilizzano gli impulsi primari per occupare un volume V nello spazio Euclideo $E=E(x,y,t)$. La scelta dei volumi generati viene matematicamente definita secondo la seguente legge di distribuzione:

$$\Pr(V > V^*) = 1/V^* \quad (3)$$

che conserva intrinsecamente la proprietà di scaling. L'intensità Z di ciascun impulso viene correlata al volume V di tale impulso tramite la seguente relazione caratteristica:

$$Z = \pm V^{1/\alpha} \quad (4)$$

ove $\alpha \approx 1.67$ è il parametro di intermittenza del fenomeno desunto dagli studi dei fenomeni meteorologici e Z è il contributo individuale di ciascun impulso al fenomeno globale. Il numero totale di impulsi utilizzati dipende da un parametro di densità calibrato in base alla risoluzione spaziale di ciascuna simulazione. Viene infine definita la relazione matematica con cui gli impulsi primari vengono generati nello spazio Euclideo E : poichè il modello deve riprodurre la

distribuzione $H=H(x,y,t)$ ottenuta dai dati sperimentali della concentrazione di radionuclidi in aria, ad ogni punto dello spazio E viene assegnata una probabilità $P=P(x,y,t)$ di essere origine di un impulso proporzionale al valore locale assunto da H , cosicchè più grande è il valore della funzione H in una data regione di E (ovvero maggiore è la radioattività ivi misurata sperimentalmente), maggiore è il numero di impulsi primari che cadono in tale regione.

Partendo dalla disponibilità di 8 province per i quattro nuclidi in esame, per le quali risulta nota la funzione $y=y(t)$ in grado di rappresentare il comportamento nel tempo dell'inquinante, si è limitata l'attenzione al nuclide ^{137}Cs ed a quattro locazioni geografiche (Pavia, Milano, Vercelli e Piacenza) che corrispondono ad un'area omogenea della Pianura Padana.

La distribuzione iniziale della contaminazione ad un istante t^* viene desunta dalle curve interpolanti i dati sperimentali riassunte in Figura 6 e si applica l'ipotesi arbitraria che tale valore sia riferito ad una distribuzione piatta ed omogenea in tutto il territorio interessato da ciascuna provincia; questa procedura consente di determinare la funzione di probabilità $P=P(x,y,t)$. La Figura 7 riporta un esempio di distribuzione iniziale piatta nelle quattro province ad un istante t^* .

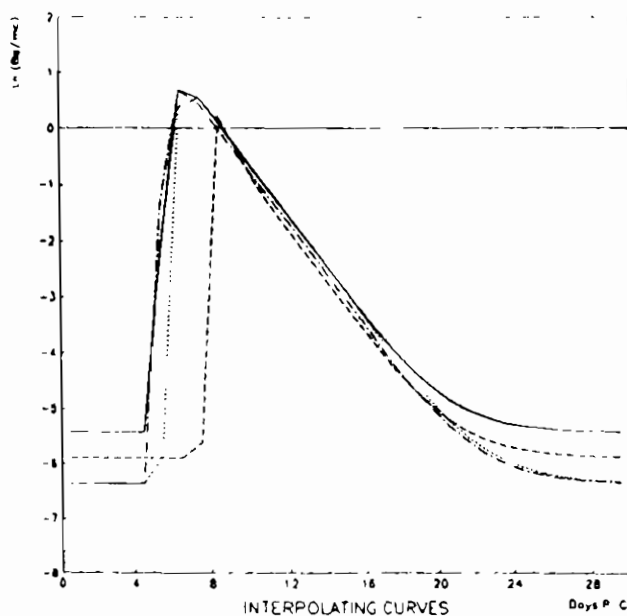


Figura 6: presentazione simultanea delle curve interpolanti i dati di Pavia, Milano, Vercelli e Piacenza per il nuclide ^{137}Cs .

Il risultato numerico ottenuto da questa generazione di impulsi subisce è rinormalizzato imponendo che la quantità totale di contaminante previsto dal modello corrisponda, istante per istante, al valore ottenuto integrando la quantità globale di radionuclide misurata in ognuna delle quattro province per la distribuzione piatta ipotizzata. In altre parole si utilizza il modello frattale per "fratturare" la distribuzione inizialmente piatta e sostituirla con una serie di fluttuazioni (frattali) che simulano l'andamento discontinuo del fenomeno in esame.

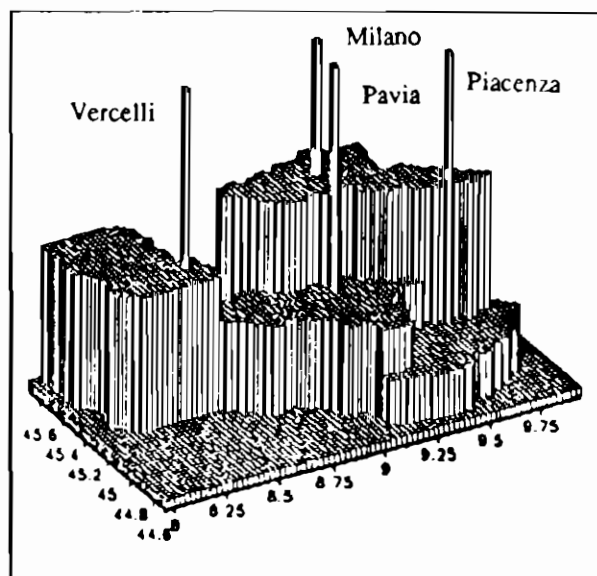


Figura 7: esempio di distribuzione iniziale piatta nelle province di Pavia, Milano, Vercelli e Piacenza.

La Figura 8 mostra in ordine temporale un risultato preliminare della distribuzione della radioattività in aria nelle province considerate per una sequenza di diversi giorni successivi all'incidente di Chernobyl. La simulazione appare significativa e consente di stimare valori di contaminazione in tutta l'area analizzata indipendentemente dalla presenza o meno di misure in campo.

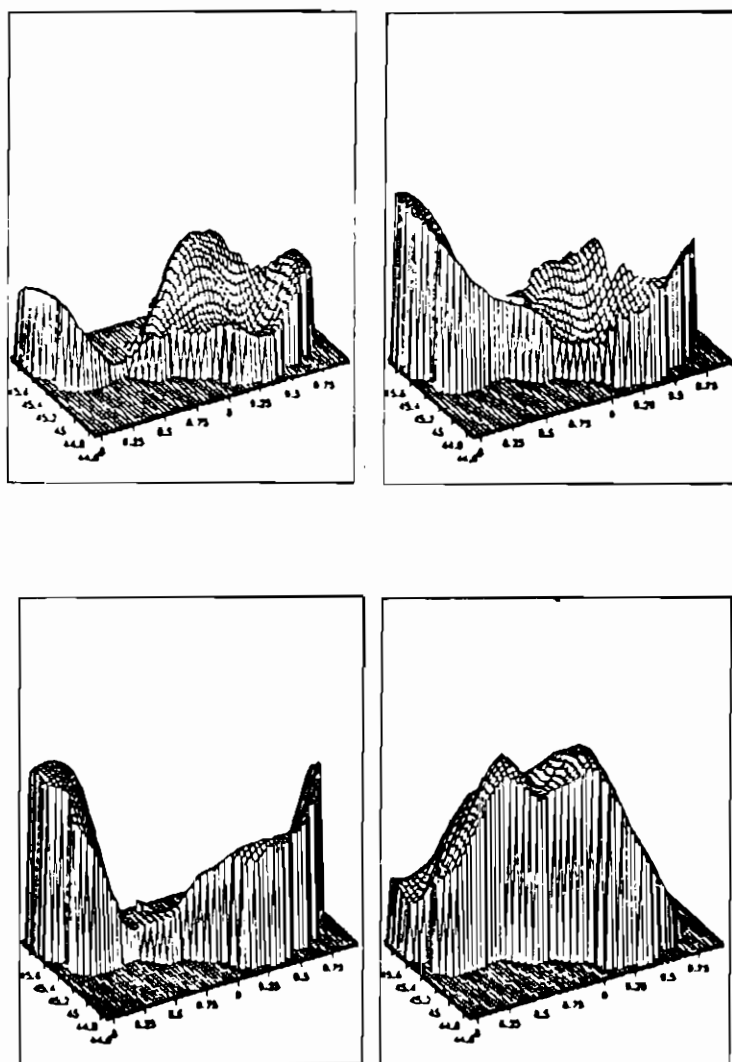


Figura 8: tentativo preliminare di descrizione frattale della distribuzione di radioattività in aria nelle province di Pavia, Milano, Vercelli e Piacenza per una sequenza di giorni dopo l'incidente di Chernobyl (da sinistra in alto a destra in basso); la scale verticale è in Bq/m^3 .

11. CONCLUSIONI

L'applicazione ai dati italiani del metodo descritto mostra che l'approccio matematico utilizzato è in grado di riprodurre l'evoluzione temporale della concentrazione di radioattività in aria. La funzione empirica proposta descrive soddisfacientemente un trend comune a tutti i dati analizzati e l'adozione della procedura di "FIT GLOBALE" consente una buona omogeneizzazione dei parametri. Il parametro C contiene una prima approssimazione del tempo di arrivo della nube inquinante, in una data locazione, indipendente dalle informazioni meteorologiche e può quindi fungere da fattore guida per la formulazione di modelli di trasporto. Risulta inoltre alquanto significativo l'accordo tra i tempi di arrivo ed i valori di massimo calcolati con le funzioni empiriche e le previsioni ottenute dal Modello di Trasporto a Lunga Distanza elaborato dall'UKAEA.

Infine l'approccio frattale, passibile di raffinamenti e di ulteriori implementazioni, rende potenzialmente disponibile uno strumento matematico per arricchire sia la descrizione geometrica del fenomeno di inquinamento indagato sia la descrizione della sua evoluzione temporale

REFERENZE

- [1] C. Bertozzi, C. Checchi, C. Di Martino, F. Girardi, G. Graziani, V. Pagliari "R.E.M. Data Bank, Development, Application and Perspective", JRC Ispra Technical Note I.87.77 PER 1333/87, Ispra (Italia), giugno 1987;
- [2] IAEA "Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident", Safety Series No. 75-INSAG-1, Vienna, settembre 1986;
- [3a] F. Casali, G. Maltoni Giacomelli, V. Prodi "Riflessioni su Chernobyl", Il Nuovo Saggiatore, 4/1986/2, 40-64, Bologna, luglio 1986;
- [3b] G. Queirazza, G. Bonforte: "Radioattività nel particolato atmosferico" Acqua Aria, n. 7 luglio-agosto 1987;
- [3c] R. Giacomelli, P. Spezzano, M. Nocente, A. Dattrino, L. Massironi, A. Ornaghi, N. Silvestri, L. Porzio, R. Olivetti: "Post Chernobyl-1 Misura di Radionuclidi in aria a Saluggia (Vercelli)", ENEA RT/COMB/86/4, dicembre 1986;
- [3d] R. Cazzaniga, G. Dominici, A. Malvicini, E. Sangalli: "Incidente Nucleare di Chernobyl e sue ripercussioni sulla catena alimentare" Rapporto EUR, gennaio 1987;

- [4] F. J. Roos: "Function Minimization and Error Analysis", Cern Computer Center Program Library D506 (GENLIB), Geneve, maggio 1967;
- [5a] G. C. Boeri, F. Gregori, C. Rollo: "Rapporto Annuale 1982 sulla Radioattivit  Ambientale in Italia", Vol. II ENEA DISP-ARA/9/85, Roma, settembre 1985;
- [5b] G. Dominici: "Misure di Radioattivit  Ambientale - ISPRA 1985 -" Rapporto EUR 10947 IT, Ispra 1987;
- [5c] A. Ingarrica, S. Mancioffi, S. Piermattei: "Rapporto annuale 1984 sulla radioattivit  ambientale in Italia", Vol. I Reti Nazionali, ENEA DISP-ARA/5/86;
- [5d] Atti del Convegno "LA RADIOATTIVITA' NELL'AMBIENTE - I controlli, la sorveglianza attorno alla Centrale di Caorso, le ricerche radiologiche nell'area Padana", Piacenza 27-28 giugno 1985;
- [6] Post Chernobyl Action 1, Final Report, Part C, 1990;
- [7a] B. B. Mandelbrot: "Les Objets Fractals"; Paris: Flammarion, 1975;
- [7b] S. Lovejoy: "The Statistical Characterization of Rain Areas in Terms of Fractals", Conference on Radar Meteorology, Toronto, 1981;
- [7c] S. Lovejoy: "Area-Perimeter Relation for Rain and Clouds Areas"; Science, 216, 185-187, 1982;
- [8] S. Lovejoy, B. Mandelbrot: "Fractal Properties of Rain and a Fractal Model"; "Tellus" 37A, 209-232, 1985.

Volume I-n. 1	CINQUANTA ANNI DI INTERAZIONI DEBOLI: DALLA TEORIA DI FERMI ALLA SCOPERTA DEI BOSONI PESANTI - Marcello Conversi	pag. 1
Volume I-n. 2	EFFECTS OF DIOXINS ON NATURE AND SOCIETY - S. P. Ratti	pag. 3
	DIOXIN IN MISSOURI - Armon F. Yanders	pag. 11
	DEMONSTRATION OF INNOVATIVE REMEDIAL ACTION TECHNOLOGIES AT UNITED STATES MILITARY DIOXIN CONTAMINATED SITES -Terry L. Stoddard	pag. 23
	TIMES BEACH DIOXIN RESEARCH FACTTLY -Robert J. Schreiber	pag. 41
	E.P.A. RISK ASSESSMENT OF CHLORINATED DIBENZO-P-DIOXIN AND DIBENZOFURANS - Donald G. Barnes, Patricia Roberts	pag. 51
	RECENT INTERNATIONAL COOPERATION IN EXCHANGE OF INFORMATION ON DIOXIN - Donald G. Barnes	pag. 63
	CHLORACNE AND THE AGENT ORAGE PROBLEM IN THE U.S.A. - Betty Fischmann	pag. 69
Volume II-n. 1	CONVEGNO SU "LA CONOSCENZA ATTUALE DELLA INTERAZIONE GRAVITAZIONALE" - MOTIVAZIONI DEL CONVEGNO - S.P. Ratti	pag. 3
	LA CONOSCENZA ATTUALE DELLA INTERAZIONE GRAVITAZIONALE: UN PROBLEMA APERTO - S. P. Ratti, R.Silvotti	pag. 5
	SVILUPPI RECENTI SULLA CONOSCENZA DELLA COSTANTE DI GRAVITAZIONE UNIVERSALE - Anna Grassi, Giuliano Strini	pag. 19
	LIMITI SPERIMENTALI SULLA MISURA DELLA ACCELERAZIONE DI GRAVITA' - Roberto Cassinis	pag. 31
	CONSEGUENZE SPERIMENTALI DELLA IPOTESI DI ESISTENZA DI UNA QUINTA INTERAZIONE - Fabrizio Massa	pag. 43
	VERIFICA DEL PRINCIPIO DI EQUIVALENZA E FORZE TRA PARTICELLE ELEMENTARI - Bruno Bertotti	pag. 81
Volume II-n. 2	TRANSIZIONE LIQUIDO SOLIDO - Mario Tosi	pag. 3
	EQUAZIONI DI MAXWELL NEL VUOTO ED ELETTRODINAMICA QUANTISTICA - Emilio Zavattini	pag. 27
Volume III-n. 1	METODI DI DILATAZIONE ANALITICA E RISONANZE IN SISTEMI QUANTISTICI NON RELATIVISTICI - Fausto Borgonovi	pag. 1
	CAMPO ELETTRICO ED EMISSIONI DA CARICHE IN UN MEZZO - Michele Spada	pag. 13
	SPETTROSCOPIA VIBRAZIONALE DI SUPERRETTICOLI SEMI-CONDUTTORI - Luciano Colombo	pag. 29
	SOLITONI IN FISICA NUCLEARE - Marco Radici	pag. 51
	ASPETTI NON LOCALI DEL COMPORTAMENTO QUANTISTICO - Oreste Nicosini	pag. 83
Volume III-n. 2	CARATTERIZZAZIONE OTTICA IN SITU DI FILMS SOTTILI - Alessandra Piaggi	pag. 1
	TRANSIZIONI DI WETTING - Tommaso Bellini	pag. 23
	FORZE A TRE CORPI NEI GAS RARI - Silvia Celi	pag. 49
Volume III-n. 3	FLAVOUR PHYSICS - Luciano Maiani	pag. 1
	THE STANDARD ELECTROWEAK MODEL: PRESENT EXPERIMENTAL STATUS - Pierre Darrulat	pag. 27
	WHY BE EVEN-HANDED? - Martin M. Block	pag. 47
Volume IV-n. 1	LA FISICA DEI COLLIDER - Paolo Bagnaia, Fernanda Pastore	pag. 1
Volume IV-n. 2	SOLAR WIND AND PHYSICS OF THE HELIOSPHERE - Bruno Coppi	pag. 2
	THE IGNITOR PROJECT - Bruno Coppi, Francesco Pegoraro	pag. 32
Volume V-n. 1	MULTI-BODIED PHASE SPACE - A NEW APPROACH - M.M. Block	pag. 1
	SCATTERING BRILLOUIN RISONANTE - Cristina Bosio	pag. 20
	METODO DI RINORMALIZZAZIONE PER LO STUDIO DELLA STRUTTURA ELETTRONICA DI SUPERRETTICOLI - Saverio Moroni	pag. 40

	MECCANISMI DI CONDUCEBILITA' IONICA MEDIATI DA DIFETTI ESTRINSECI - IL CASO DEL QUARZO - Alberto Paleari	pag. 57
	STATISTICHE QUANTISTICHE ED INDISTINGUIBILITA' - G.Introzzi	pag. 69
Volume V-n. 2	FISICA DELLE ALTE ENERGIE ALLE KOAN FACTORIES -R.Diaferia	pag. 1
	NEUTRONI FREDDI E NEUTRONI ULTRAFREDDI -Gianluca Raselli	pag. 15
	TRANSIZIONI ORDINE-DISORDINE NELLE DISPERSIONI COL- LOIDALI - Paolo Di Trapani	pag. 51
Volume VI-n. 1	LE UNITÀ DI MISURA DELLA RADIOPROTEZIONE - S.P. Ratti	pag. 1
	L'INCIDENTE NUCLEARE DI CHERNOBYL - G. Belli	pag. 7
	NORMATIVA E PRINCIPI DI RADIOPROTEZIONE - A. Benco	pag. 17
	APPENDICE 1 - Pubblicazioni I.C.R.P. - A. Benco	pag. 56
	APPENDICE 2a) - Il regime giuridico dell'impiego pacifico dell'energia nucleare	pag. 59
	APPENDICE 2b) - Elenco di provvedimenti di interesse per le attività di impiego pacifico dell'energia nucleare e delle radiazioni ionizzanti	pag. 64
	APPENDICE 2c) - Raccolta di Circolari Ministeriali relative all'utiliz- zazione delle sostanze radioattive e delle macchine radiogene	pag. 78
	APPENDICE 2d) - Raccolta di Circolari Ministeriali relative al trasporto delle sostanze radioattive	pag. 85
	RADIOATTIVITÀ AMBIENTALE E RADIOECOLOGIA - A. Cigna	pag. 87
	EFFETTI BIOLOGICI DELLE RADIAZIONI IONIZZANTI - M. Caprotti	pag.107
Volume VI-n. 2	MODELLO PREVISIONALE DELLA CONCENTRAZIONE DI ⁹⁰ Sr, ¹³⁴ Cs E ¹³⁷ Cs NELLA CATENA ALIMENTARE - A. Cigna	pag.117
	L'AMBIENTE E LA RADIOPROTEZIONE IN RELAZIONE AD INCIDENTI NUCLEARI - A. Cigna	pag.131
	INCIDENTE NUCLEARE "CHERNOBYL" E SUE RIPERCUSSIONI SULLA CATENA ALIMENTARE - R. Cazzaniga, G.Dominici, A.Malvicini, E.Sangalli -	pag.157
	PRIMA VALUTAZIONE DELL'IMPATTO RADIOLOGICO AMBIENTALE NELLA ZONA DI ISPRA IN RELAZIONE ALLO INCIDENTE NUCLEARE DI CHERNOBYL - A. Benco	pag.177
	APPROCCIO FRATTALE ALLA DESCRIZIONE DELLA RADIO- ATTIVITÀ IN ARIA IN ITALIA DOPO CHERNOBYL - G. Salvadori -	pag.201