

CARATTERIZZAZIONE DI UN RIVELATORE DI TRACCE NUCLEARI A STATO SOLIDO PER LA MISURA DELLA CONCENTRAZIONE DI RADON IN ARIA

dr.ssa arch. Rosaria Ippolito

**Relatori: Prof. Romolo Remetti (Università La Sapienza, Dip. Energetica)
Dr. Giancarlo Torri (APAT, Servizio Controllo Rad. Ambientali)**

2004

ABSTRACT

CHARACTERIZATION OF PASSIVE NUCLEAR TRACKS DETECTORS FOR MEASURE OF RADON INDOOR

The exposure to the radon in indoor dwellings and workplaces, constitutes the greater source of risk from ionising radiation for the population, in absence of incidents or nuclear outbreaks. To world-wide level, where currency a medium concentration of approximately 40 Bq/m³, the radon contributes for approximately 43 % to the effective dose total. In Italy, the medium concentration, estimated as a result of a national survey between the end of years 80 and first of years 90 from the APAT (ex ANPA), the ISS and the regions, has turned out 70 Bq/m³. The technique of measure of the concentration of radon mainly used all over the world, to the ends of the risk assessment, is based on solid state nuclear tracks detectors - SSNTD' s - in particular for their property to integrate the concentration of radon for long periods of exposure (months) and for the possibility to carry out many measures at the same time. APAT has programmed a study activity on the methodology for the location of the areas to elevated probability of high concentrations of radon, and previewed approximately 12.000 measures in 3.000 dwellings of the provinces of Rome and Viterbo. In the within of this study the present job has regarded the characterization of approximately 20.000 detectors of type PADC (polyallyl diglycol carbonate) commercially known with acronym CR-39 that will be used in surveying. In particular, many tests have been done about the reproducibility of the background, the reproducibility of the efficiency of detectors, and the calibration has been carried out. As qualify control, the results of the participation to an exercise of international inter-comparison have been reported.

INDICE

Cap. 1	INTRODUZIONE	Pag 5
Cap. 2	IL RADON	7
2.1	Il radon: cenni storici	7
2.2	Cos'è il Radon	7
2.3	Caratteristiche e catene di decadimento	8
2.4	Organismi scientifici preposti allo studio del radon	12
2.5	Aspetti legislativi in materia di radon	14
2.5.1	Negli ambienti di lavoro	14
2.5.2	Negli ambienti residenziali	15
2.6	Sorgenti di radon	
2.6.1	Variabilità delle concentrazioni di radon indoor	16
2.6.2	I materiali da costruzione	18
2.6.3	La scelta dei materiali edilizi a basso contenuto di radioattività	20
2.6.4	Meccanismi di trasporto del radon nei materiali	23
2.7	Concentrazioni di radon indoor sul territorio nazionale	25
Cap. 3	TECNICHE DI MISURA E RIVELATORI	27
3.1	Metodi di misura della concentrazione del radon	27
3.2	Metodi di misura della concentrazione del radon indoor	27
3.2.1	Sistemi di rivelazione attivi	28
3.2.2	Sistemi di rivelazione passivi	30
3.3	Calibrazioni e controllo di qualità	36

CAP. 4	IL CR 39	37
4.1	Metodologia per la misura del radon con rivelatori CR39-TASL	39
CAP. 5	Caratterizzazione dello stock di 22000 rivelatori CR-39	47
5.1	Valutazione del fondo dei rivelatori	49
5.2	Controllo della variabilità della efficienza dei rivelatori	51
5.3	Calibrazione dei rivelatori	52
5.4	Effetto della saturazione	54
CAP. 6	CONCLUSIONI	55
6.1	L'intercomparison dell'NRPB	55
BIBLIOGRAFIA		58

1 INTRODUZIONE

L'esposizione al radon nei luoghi chiusi costituisce la maggiore fonte di rischio da radiazioni ionizzanti per la popolazione. A livello mondiale, ove si valuta una concentrazione media di circa 40 Bq/m³, il radon contribuisce per circa il 43 % alla dose efficace totale. In Italia, la concentrazione media, valutata a seguito di un'indagine nazionale condotta tra la fine degli anni 80 e i primi degli anni 90 dall'ANPA, dall'ISS e dalle regioni, è risultata 70 Bq/m³, con un contributo alla dose efficace che supera il 50%.

La tecnica di misura della concentrazione di radon maggiormente utilizzata in tutto il mondo, ai fini della valutazione del rischio, è basata sui rivelatori di tracce nucleari a stato solido - SSNTD's - in particolare per la loro proprietà di integrare la concentrazione di radon per lunghi periodi di esposizione (mesi) e per la possibilità di effettuare molte misure contemporaneamente.

Molti materiali e dispositivi di campionamento (dosimetri) sono stati messi a punto nel corso di questi ultimi decenni. In Italia la maggior parte delle misure sono state effettuate utilizzando un nitrato di cellulosa noto con il nome di LR115 e un dosimetro messo a punto dall'ANPA e dall'ISS in occasione dell'indagine nazionale sulla radioattività nelle abitazioni. Oggetto di questo lavoro è stato invece, il rivelatore di tracce nucleari a stato solido comunemente chiamato CR-39, conosciuto anche come PADC (carbonato poliallico diglicolico): è una resina termostabile sensibile alle radiazioni α e insensibile alla luce, ai raggi X e alle radiazioni β e γ .

Del suddetto rivelatore, sono state studiate sperimentalmente nuove tecniche strumentali di misura dei parametri che concorrono alla determinazione dello scarto tipo e l'influenza su di esse di alcune grandezze chimico-fisiche.

In particolare è stata studiata una nuova tecnica che consente il conteggio delle tracce attraverso l'analisi compiuta al microscopio con il sistema automatico di analisi ed elaborazione delle immagini della Track Analysis Systems Ltd.

Grazie a questo sistema, è stato possibile procedere alla caratterizzazione di una grossa partita di rivelatori (oltre 20.000), di cui si servirà il Servizio "Controllo Radiazioni Ambientali" dell'APAT per la campagna di mappatura del radon indoor sul territorio nazionale.

Per lo svolgimento di questo lavoro, sono stati utilizzati circa 500 rivelatori, 40 dei quali sottoposti a quattro differenti esposizioni di radon presso la camera radon dell'NRPB inglese, altri hanno consentito di ricavare, fattori di taratura, presso l'INMRI, altri ancora, esposti

all'americio 241, hanno permesso di studiare l'efficienza di rivelazione e fenomeni di saturazione, ossia della diminuzione dell'efficienza di rivelazione delle tracce all'aumentare del loro numero, per fenomeni di sovrapposizione.

I fattori di taratura ottenuti nel presente lavoro sono stati utilizzati in occasione della partecipazione ad un interconfronto internazionale di misure di concentrazione di radon. Il laboratorio APAT è stato classificato nella categoria A (la migliore) e ha superato i criteri di validazione inglesi per la qualificazione dei laboratori di prova.

2 IL RADON

2.1 Il radon: cenni storici

Il trattato di Paracelsus “Sui mali al polmone e altri malanni dei minatori”, del 1567, costituisce la prima pubblicazione che descrive in maniera dettagliata le patologie generate dal radon. In esso veniva descritta la genesi di una malattia, definita “Mala Metallorum”, che colpiva i minatori delle regioni uranifere della Sassonia, e le cui cause erano individuate nelle polveri ricche di metalli inalate nelle miniere. Nel 1898 Marie e Pierre Curie isolarono il radio (così denominato, perché identificato tramite la misura di radiazioni) in seguito all'estrazione di alcuni minerali. Lavorando sulla Pechblenda, intuirono che l'alta radioattività di questo minerale (novecento volte superiore a quella dell'uranio), era da attribuire alla presenza in esso di una sostanza sconosciuta ed estremamente radioattiva: l'isotopo 226 del radio.

Per produrre un grammo di ^{226}Ra , fu necessario lavorare tre tonnellate di Pechblenda, essi poi identificarono come prodotto del decadimento del radio, un gas nobile radioattivo che chiamarono “Radium Emanation” e oggi noto come radon.

Negli anni seguenti, dopo che il radon fu ufficialmente classificato come elemento chimico, si fece strada l'opinione che esso fosse la causa della patologia osservata nei minatori tedeschi, che già nel 1879 veniva indicata da Hesse come tumore polmonare.

Dal 1900 in poi, fino agli anni '60, negli Stati Uniti furono condotte campagne di indagine tese a stabilire quali fossero i rischi radioattivi legati alla presenza di radon nelle miniere e in ambienti chiusi: domestici o di lavoro.

Le prime misure nelle abitazioni furono condotte in Svezia per valutare le esposizioni per i minatori e la popolazione.

Grazie a questi studi dal 1970 in avanti, fu evidenziata la correlazione tra l'elevata esposizione al radon da parte dei minatori e l'insorgenza di tumori polmonari, accertando così la cancerogenicità del radon.

2.2 Cos'è il Radon

Il radon, di numero atomico pari a 86, è un elemento dell'ottavo gruppo della tavola periodica. Appartiene ai gas nobili come il neon, il kripton e lo xenon. E' presente in natura e risulta essere chimicamente inerte ed elettricamente neutro, pertanto poco reattivo.

Ha una densità di 9,72 g/l a 0 gradi centigradi, quasi otto volte superiore a quella dell'aria, ed è il gas più pesante che si conosca; ha una emivita di 3.82 giorni generando in seguito a decadimento alfa, elementi solidi come il polonio-218 e il polonio-214.

Esistono tre isotopi radioattivi del radon provenienti dalle catene radioattive naturali che hanno come capostipiti elementi primordiali quali: l'uranio-238, il torio-232 e l'uranio-235.

I due isotopi dell'Uranio presenti in natura (U-235 e U-238) e il Th-232 producono per decadimento radioattivo lunghe catene di "discendenti" tutti radioattivi (16 per l'U-238; 15 per l'U-235; 9 per il Th-232). In assenza di perturbazioni esterne queste famiglie radioattive sono generalmente in equilibrio secolare nel senso che l'attività di ciascun membro è uguale (cambia solo il numero di atomi radioattivi presenti che sarà più grande dove l'emivita del radioisotopo è più grande). In natura però molto spesso eventi chimici e fisici perturbano questo equilibrio, non ultimo la migrazione e fuga degli elementi gassosi quali gli isotopi del radon.

2.3 Caratteristiche e catene di decadimento

Dalle proprietà del decadimento radioattivo dei tre isotopi del radon, si possono desumere i motivi per i quali si prende in considerazione solo l'isotopo 222:

- il Rn-219 (Actinon) appartenente alla famiglia dell'Attinio, che ha come capostipite l'U-235, è il meno abbondante, sia perché l'U-235 ha una concentrazione piccolissima sia per la sua brevissima emivita (4 s) per cui è assai difficile misurarlo in ambiente;
- il Rn-220 (Thoron) appartenente alla famiglia del Torio-232, è molto abbondante in natura, più dell'U-238, ma avendo una emivita brevissima difficilmente riesce ad avere concentrazioni di rilievo;
- il Rn-222 (Radon) appartenente alla famiglia dell'Uranio-238 che è assai abbondante in natura, ha una vita media consistente (3,82 giorni) ed è presente nell'ambiente, costituendo un problema radioprotezionistico in quanto progenitore di due altri elementi radioattivi a breve vita che sono alfa emettitori e precisamente il polonio 218 e il polonio-214.

Proprietà del decadimento radioattivo degli isotopi del Rn¹

Serie	Isotopo	Nome storico	Emivita	Principali energie delle radiazioni e intensità			
Attinio	Rn-219	Actinon	3,96 s	Alfa		Gamma	
				Mev	%	Mev	%
				6,819	81	0,271	10
				6,553	12		
Torio	Rn-220	Toron	55,60 s	6,288	100		
Uranio	Rn-222	Emanazione (Em) o Niton (Nt)	3,82 d	5,490	100		

Il fatto che l'isotopo 222 del radon abbia un'emivita maggiore rispetto a quella degli altri due, fa sì che esso sia caratterizzato da una mobilità di gran lunga superiore, raggiungendo distanze anche relativamente elevate rispetto al luogo di formazione.

Per questo motivo le concentrazioni in aria sono più elevate rispetto a quelle degli altri isotopi. Infatti il ²¹⁹Rn è molto raro anche a causa della scarsità dell'²³⁵U, e anche il ²²⁰Rn a causa del suo veloce tempo di dimezzamento, presenta concentrazioni in aria generalmente inferiori a quelle del ²²²Rn.

Il ²²²Rn, come detto, appartiene alla serie radioattiva dell'²³⁸U ed è generato dal decadimento α del ²²⁶Ra.

Il ²²²Rn a sua volta genera, per decadimento α , una catena di nuclei instabili chiamati prodotti di decadimento del radon, fino ad arrivare al nucleo stabile del ²⁰⁶Pb. I prodotti di decadimento del ²²²Rn sono chimicamente attivi e costituiscono atomi di sostanze solide pesanti.

L'²³⁸U costituisce la quasi totalità (99,3%) della miscela di uranio naturale e, avendo un tempo di dimezzamento pari all'incirca a 4,5 miliardi di anni, è diffuso fin dalle origini nel

¹ Lederer and Shirley (1978)

suolo, in tutti i suoli e i materiali da costruzione che vengono prodotti direttamente o indirettamente a partire da terreni, rocce, in particolare granitiche e vulcaniche, ma è presente anche negli alimenti e nel corpo umano. Il ^{226}Ra è contenuto in tutti i minerali di uranio (il rapporto tra radio e uranio vale circa $3,4 \cdot 10^{-7}$); esso è un elemento molto diffuso in natura: infatti, la presenza dell'uranio nelle rocce e nelle acque ha come conseguenza la grande emissione - allo stato di tracce - degli isotopi naturali del radio nella litosfera, nell'idrosfera e nella biosfera.

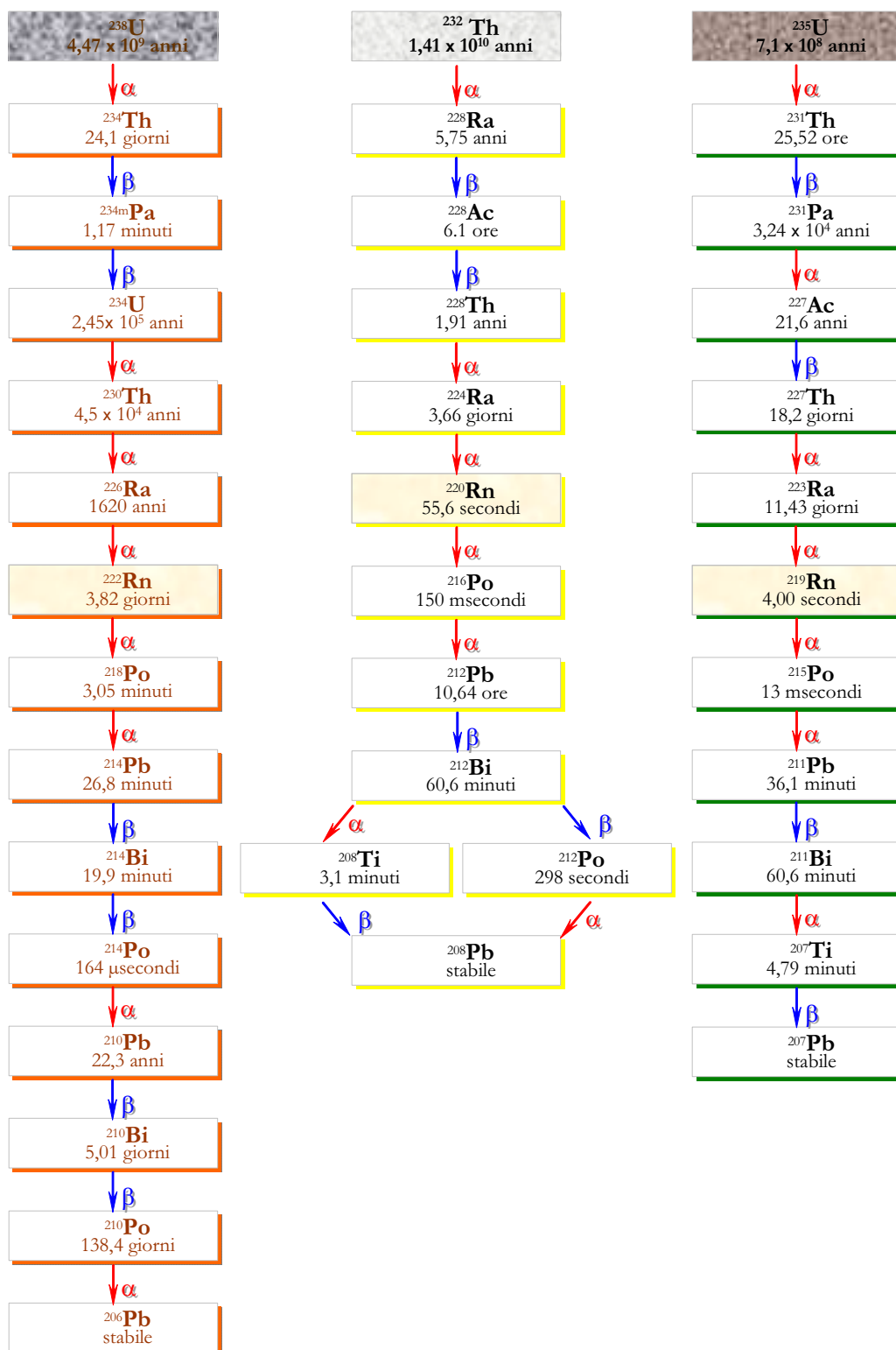
Il radon, come già detto, oltre ad essere chimicamente stabile, ha un tempo di dimezzamento pari a 3,82 giorni; pertanto, la frazione maggioritaria inalata di questo gas viene espulsa senza contribuire in misura rilevante ai danni dell'apparato respiratorio.

Al contrario, i prodotti di decadimento del radon sono chimicamente reattivi e hanno un tempo di dimezzamento breve; una volta generati, rimangono in parte liberi o associati in *cluster*, cioè agglomerati di particelle con diametro inferiore a 1nm (frazione non attaccata), e in parte si associano al particolato atmosferico (frazione attaccata), depositandosi sulle superfici (effetto *plate-out*) o rimanendo sospesi in aria. I prodotti di decadimento che rimangono sospesi in aria possono essere inalati. Peraltro, i sistemi di filtraggio dell'apparato respiratorio non sono in grado di bloccare le particelle più piccole che quindi si fissano sui tessuti più profondi. I prodotti di decadimento, a loro volta, continuano a decadere emettendo radiazioni: tra questi i radionuclidi emettitori α a vita breve, ^{218}Po , e ^{214}Po forniscono il maggior contributo alla dose assorbita dai bronchi e dai polmoni, provocando danni che, in alcuni casi, possono modificare la struttura cellulare e innescare un processo tumorale.

In *figura 2.3.1* è riportata lo schema di decadimento delle tre serie radioattive: dell' ^{238}U , del ^{232}Th e dell' ^{235}U .

I primi quattro prodotti di decadimento del ^{222}Rn (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po) hanno un tempo di dimezzamento molto breve, vivono solo pochi minuti o frazioni di secondo e sono chiamati “prodotti di decadimento a tempo di dimezzamento breve”. Decadendo, emettono particelle α e β ; per questo, in particolare gli α emettitori ^{218}Po e ^{214}Po , una volta inalati, risultano pericolosi per la salute umana. I prodotti di decadimento successivi (^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po) vivono mediamente di più e sono chiamati “prodotti di decadimento a tempo di dimezzamento lungo”.

Figura 2.3.1 Schema di decadimento delle serie radioattive naturali.



2.4 Organismi scientifici preposti allo studio del radon

L'impatto sanitario derivante dalla esposizione al radon è valutato attraverso studi epidemiologici, che possono essere descrittivi (se si limita a statistiche numeriche, temporali e geografiche) o analitici (se comprende ricerche sistematiche delle correlazioni tra l'effetto e la presenza di un agente responsabile). Vari ricercatori e istituzioni internazionali e nazionali che studiano le conseguenze dell'esposizione a radiazioni ionizzanti, sono orientati a seguire l'indirizzo dell'epidemiologia analitica.

L'impostazione dottrina della radioprotezione è basata proprio sulle conclusioni emerse da tali studi, affidati a quegli organismi che ricercano correlazioni non solo causali, ma anche quantitative tra esposizioni a radiazioni e incidenza o mortalità oncogenica.

Tra i principali organismi che operano a livello nazionale ed internazionale figurano:

- UNSCEAR Commissione Scientifica per le Nazioni Unite per gli Effetti delle Radiazioni Atomiche
- NIH Istituto Nazionale di Sanità degli Stati Uniti
- BEIR Commissione Scientifica per le Radiazioni Ionizzanti dell'Accademia Nazionale delle Scienze degli Stati Uniti
- ICRP Commissione Internazionale per la Protezione Radiologica
- WHO World Health Organization
- IARC Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro

A conferma scientifica del legame causale tra radiazioni e tumori vi sono anche i numerosi studi in vitro e tutta la sperimentazione radiobiologica, da cui si sono dedotte valutazioni quantitative di mortalità oncogenica in funzioni di dosi medio-alte (maggiori di alcune decine di millisievert).

Il radon è un gas radioattivo classificato, insieme ai suoi prodotti di decadimento come agente cancerogeno di gruppo 1, massima evidenza di cancerogenicità dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) e dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS): l'esposizione al radon è considerata la seconda causa per cancro polmonare dopo il fumo di sigaretta.

Si stima che l'esposizione al radon nei luoghi chiusi sia responsabile in Italia del 5-10% dei tumori polmonari, molti dei quali tra i fumatori a causa di una probabile sinergia tra fumo e radon.

La fig.2.4.1 rappresenta la distribuzione della *dose efficace*² individuale in un anno in Italia.

Principali contributi delle sorgenti naturali: 3,3 mSv/anno

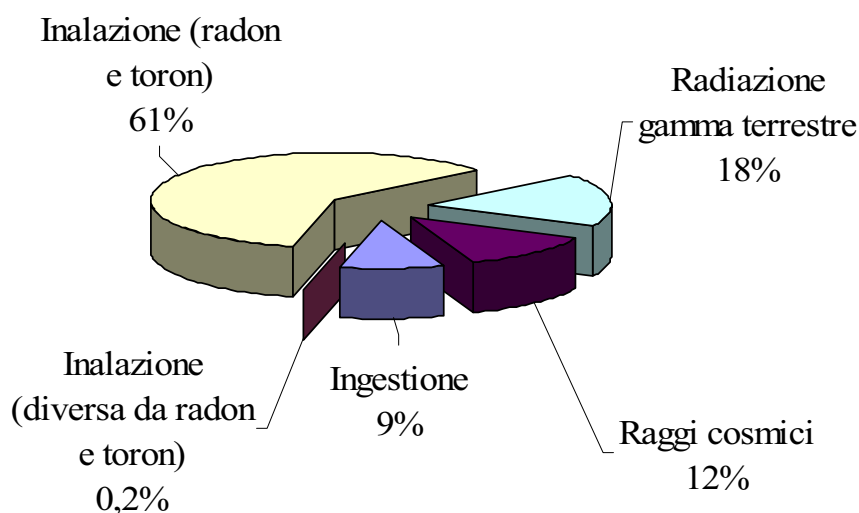


Fig. 2.4.1 Distribuzione della dose efficace individuale in un anno (ANPA 2000)

² Con "dose assorbita" si intende in termini generali, il rapporto tra l'energia depositata dalle radiazioni in una massa e tale massa ($D = dE/dm$). L'unità di misura è il Gray (Gy) pari a 1 joule per Kg di massa. Dovendo però tenere conto e della qualità delle radiazioni e dei diversi organi o tessuti colpiti, e dovendo poi correlare tali dati con la probabilità di effetti stocastici, in dosimetria si preferisce usare una grandezza derivata dalla precedente dose assorbita, denominata *dose efficace* (E) la cui unità di misura è il Sievert (Sv).

2.5 Aspetti normativi in materia di radon

Gli aspetti normativi in materia di radon hanno come obiettivo finale la “riduzione del rischio” ad un livello che può essere considerato “accettabile”; tali provvedimenti vanno dall’emanazione di vere e proprie leggi con valore di riferimento e sanzioni, a raccomandazioni con valori suggeriti, ma anche a una serie di dispositivi che favoriscono l’applicazione delle normative, quali agevolazioni finanziarie e/o fiscali, ecc..

2.5.1 Negli ambienti di lavoro

In Italia, in data 1.1.2001 è entrato in vigore il Decreto Legislativo n.241 del 26.5.2000 (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.203 del 31.8.2000 N.140/L): “Attuazione della direttiva 96/29/EURATOM del 13.5.96 in materia di protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti”.

Il D. Lgs. 241/2000, recependo la direttiva 96/29/EURATOM del 13.05.96, modifica e integra il D. Lgs. n. 230³ del 17.3.1995, principale corpo normativo sulla protezione dalle radiazioni ionizzanti.

Il D. Lgs. 241/2000 segnala come ambienti di lavoro oggetto di controlli per il radon tutti i luoghi sotterranei ed esplicitamente tunnel, sottovie, catacombe, grotte e terme, e incarica le regioni e le province autonome ad effettuare una prima individuazione delle zone o delle tipologie dei luoghi di lavoro in superficie, con precise caratteristiche, ad elevate probabilità di alte “concentrazioni di attività” di radon (art.10 sexies); l’elenco delle zone dovrà essere pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale, entro il 31 agosto 2005, mentre la normativa non riporta la data di scadenze per l’individuazione delle tipologie dei luoghi di lavoro.

Per l’esposizione al radon negli ambienti di lavoro (escluse le terme), il decreto fissa un “livello di azione”, in termini di concentrazione di attività di radon media in un anno, di 500 Bq/m³; se si supera questo livello si valuta un secondo livello d’azione di 3 mSv/anno ovvero il datore di lavoro, in caso di superamento di 500 Bq/m³, può non adottare azioni di rimedio se dimostra, tramite un esperto qualificato, che nessun lavoratore è esposto a una dose superiore a 3mS/anno.

In caso di superamento dei livelli d’azione devono essere intraprese le necessarie azioni di rimedio, entro 3 anni dal rilevamento, per riportare la concentrazione di radon al di sotto dei livelli citati; in caso contrario, l’esercente deve adottare tutti i provvedimenti di

³ “Attuazione delle direttive EURATOM 80/836, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti” (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.136 Suppl. Ordinario, 13 giugno 1995).

cui al Capo VIII del D. Lgs. 230/1995 quali la sorveglianza fisica di radioprotezione del locale, la sorveglianza medica, la classificazione dei lavoratori e delle aree sulla base del rischio radiologico, ecc..

Il secondo livello d'azione non è valido per scuole dell'obbligo, scuole materne e asili nido per i quali vale tassativamente il livello di 500 Bq/m³.

In base al decreto, meritano particolari attenzioni anche le attività che comportino l'uso o lo stoccaggio di materiali o residui normalmente considerati non radioattivi, ma contenenti prodotti radioattivi naturalmente diversi dal radon che possono causare una esposizione significativa, per le quali sono previste soglie diverse e diverse modalità di valutazione del rischio.

2.5.2 Negli ambienti residenziali

Mentre negli ambienti di lavoro si applicano “leggi” in materia di concentrazione di radon, negli ambienti residenziali si adottano “raccomandazioni”. Questo principalmente perché l'esposizione al radon dei lavoratori non è volontaria e il lavoratore stesso non è responsabile dell'eventuale eccesso di rischio; nel caso delle abitazioni non esiste un responsabile se non il proprietario e risulta problematico imporre provvedimenti legislativi e sanzioni.

La Commissione Europea ha emanato, il 21 febbraio 1990, una raccomandazione (90/143/EURATOM) sulla tutela della popolazione contro l'esposizione al radon negli ambienti residenziali in cui sono fissati precisi livelli di riferimento, espressi in termini di concentrazione media annua di gas radon:

- per gli edifici esistenti si fissa un livello di riferimento pari a 400 Bq/m³ superato il quale si raccomanda di intervenire, con azioni di rimedio volte a ridurre il livello di radon, con un'urgenza proporzionale alla misura in cui il limite di riferimento viene superato;
- per gli edifici da costruire si fissa un livello di progettazione pari a 200 Bq/m³ e quindi devono essere adottate opportune procedure di edificazione tali da garantire che la concentrazione media annuale di radon sia inferiore a tale valore.

L'adozione di un doppio livello di riferimento, più alto per gli edifici esistenti e più basso per gli edifici da costruire, è dovuto al fatto che i costi degli interventi preventivi sono notevolmente inferiori a quelli di rimedio. Ovviamente la concentrazione di radon nelle nuove abitazioni non può essere determinata con certezza fino a quando l'edificio non sia interamente occupato.

Oltre a stabilire precisi livelli d'azione validi per gli ambienti residenziali, la raccomandazione 90/143/EURATOM sottolinea l'importanza, e quindi la necessità, di un'adeguata informazione della popolazione sul radon indoor. In USA si stima che circa il 75% della popolazione sia stata raggiunta e sensibilizzata su tale problematica.

2.6 Sorgenti di radon

Il radon proviene dagli elementi naturali U e Th presenti ovunque nella crosta terrestre. Una volta prodotto, diffonde negli spazi interstiziali, raggiunge la superficie e si libera in aria; in atmosfera si diluisce rapidamente e le concentrazioni di tale gas risultano relativamente basse.

Negli ambienti confinati, invece, specie se il ricambio d'aria è limitato, è favorito l'accumulo di radon, e in alcuni casi si possono raggiungere livelli di concentrazione tali da rappresentare un rischio rilevante per gli occupanti.

Principali fonti del radon indoor sono il suolo sottostante l'edificio e i materiali da costruzione; altre fonti sono l'acqua e l'aria esterna.

2.6.1 Variabilità delle concentrazioni di radon indoor

La variabilità delle concentrazioni di radon indoor è funzione di una molteplicità di fattori, i quali possono essere schematizzati in:

1. *Caratteristiche del sito*

- Contenuto di radio del suolo sottostante l'edificio
- Porosità e permeabilità del suolo
- Contenuto di acqua o percentuale di umidità
- Diffusività molecolare
- Emanazione dal suolo
- Presenza e dimensione di faglie in vicinanza dell'edificio
- Profondità dei pozzi per il prelievo di acqua, concentrazione di radio e di radon dell'acqua stessa
- Radon outdoor

2. *Caratteristiche legate all'edificio*

- Materiali impiegati (contenuto di radio, esalazione,..)

- Tipologia dell'edificio (forma, dimensioni, ad uno o più piani,...)
- Tecnica costruttiva (presenza di vespaio o seminterrato)
- Modo d'impiego dei locali (collegamenti seminterrato-piani abitabili,...)
- Stato e manutenzione dell'edificio (impianto riscaldamento,...)

3. *Condizioni ambientali*

- Temperatura
- Pressione
- Umidità
- Condizioni meteorologiche (velocità del vento, pioggia, ghiaccio,...)

Anche lo “stile di vita”, con cui si intende, ad esempio, i tempi di permanenza, la ventilazione dei locali, ha una importante influenza sull'esposizione al radon e ai suoi prodotti di decadimento.

2.6.2 I materiali da costruzione

La maggior parte dei materiali da costruzione derivano da lavorazioni di terreni, rocce, suoli e quindi contengono i radionuclidi naturali progenitori del radon. La possibilità di inserire nella normativa di radioprotezione dei provvedimenti per limitare l'esposizione della popolazione alla radioattività naturale si sta progressivamente facendo strada.

La International Commission on Radiological Protection (ICRP) e il Consiglio dell'Unione Europea hanno raccomandato agli Stati membri di intraprendere delle azioni contro la radioattività nelle abitazioni e sui luoghi di lavoro. In particolare, nella pubblicazione ICRP 65 si legge che "in alcuni casi, elevate concentrazioni di Radon possono essere causate da materiali di riempimento e di costruzione caratterizzati da un elevato tasso di Radio-226. Siccome tali materiali possono essere facilmente individuati va valutata la possibilità di procedere alla identificazione di tali materiali al fine di impedirne o limitarne l'uso (ICRP 65, 1993). "

Sempre nel 1993 in Italia il D.P.R. 246 recepisce la Direttiva della Comunità Europea 89/106/CEE concernente i prodotti da costruzione. In particolare è previsto che "...l'opera debba essere concepita e costruita in modo da non costituire una minaccia per l'igiene o la salute degli occupanti o dei vicini, causata, in particolare, dalla formazione di gas nocivi, dalla presenza nell'aria di particelle o di gas pericolosi, dall'emissione di radiazioni pericolose,...". Tuttavia nessun limite è stato ancora stabilito in Italia riguardo alla presenza di radioattività nei materiali da costruzione. Comunque già da alcuni anni diversi Paesi, sia Europei che non, hanno fissato nelle rispettive legislazioni nazionali un limite alla concentrazione di attività nei materiali da costruzione; questo limite è in genere indicato con un indice che deve soddisfare ad alcuni parametri. Fra i Paesi che hanno adottato questi provvedimenti rientrano, fra gli altri, l'Austria, la Finlandia, il Lussemburgo, la Norvegia e la Svezia. Alcuni materiali da costruzione, in base a tali norme, sono stati dichiarati fuori legge. I radioisotopi che vengono considerati al fine di queste valutazioni sono il ^{226}Ra , il ^{232}Th , il ^{40}K .

Nel 2000 la Commissione Europea ha pubblicato una Guida Tecnica dal titolo "Radiological protection principles about the natural radioactivity of building materials" in cui si stabilisce che la concentrazione di ^{226}Ra nei materiali deve essere limitata ad un livello tale da rendere improbabile che essi costituiscano una delle cause determinanti del superamento della soglia per la concentrazione di radon ($200\div400\text{ Bq/m}^3$) suggerita dalla Commissione stessa.

Alcuni materiali da costruzione sono, infatti, sorgenti importanti per il radon, soprattutto nel caso in cui contengano quantità non trascurabili di ^{226}Ra ; come si osserva nella *tabella*

2.6.2.1, il contenuto di radio varia sensibilmente da materiale a materiale ed anche per uno stesso materiale esistono differenze legate alla provenienza geografica.

Il contributo dei materiali da costruzione alla concentrazione di radon indoor non è, però, dato esclusivamente dal loro contenuto di radio, intervengono anche altri fattori, come la porosità o lo stato di conservazione della struttura; pertanto, a parità di contenuto di radio, la frazione di radon indoor rilasciata può essere diversa.

In generale, i materiali più radioattivi sono quelli di rocce di origine magmatica intrusiva, i graniti e, in particolare, le sieniti; i materiali impiegati in edilizia di origine vulcanica (tufi e pozzolane) contengono diverse centinaia di Bq/Kg di radio; nei materiali di rocce magmatiche di origine eruttiva i livelli di radioattività sono minori. Solo una porzione del radon presente nelle strutture dell'edificio si diffonde attraverso di esse e si libera nell'aria indoor; la frazione rilasciata dipende principalmente dal coefficiente di emanazione e dalla porosità del materiale.

Tabella 2.6.2.1 Materiali comunemente utilizzati nelle costruzioni con il rispettivo contenuto di radio

MATERIALE	CONCENTRAZIONE DI RADIO (Bq/Kg.)
Calcestruzzo	10-80
Calcestruzzo alluminifero	300-2500
Cemento	10-50
Fosfogesso	500-2000
Gesso naturale	5-20
Granito	100-200
Mattoni argilla	20-200
Porfido Lombardia	300-477
Pozzolana Campania	215-230
Pozzolana Lazio	440-510
Tufo Campania	130-220
Tufo Lazio	390-550

2.6.3 La scelta dei materiali edilizi a basso contenuto di radioattività

Nei primi mesi del 2000 la Commissione Europea ha pubblicato un documento contenente linee guida sui principi di radioprotezione riguardanti la radioattività naturale nei materiali da costruzione (Radiation Protection 112: Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials).

Poiché diversi radionuclidi contribuiscono alla dose⁴, per identificare i materiali critici è stato stabilito un indice di concentrazione di attività, I, definito come segue:

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{300 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{Th-232}}{200 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{K-40}}{3000 \text{ Bq/kg}}$$

⁴ Radiation Protection 112, "Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials", 1999.

in cui $C_{\text{Ra-226}}$, $C_{\text{Th-232}}$ e $C_{\text{K-40}}$ indicano, rispettivamente, la concentrazione di radio-226, di torio-232 e di potassio-40, nei materiali edilizi.

La pericolosità di un dato materiale da costruzione dipende anche da come esso viene impiegato, cioè come materiale strutturale o di rivestimento. In particolare nel secondo caso l'esposizione a radiazioni ionizzanti per la popolazione risulta inferiore.

Nel documento vengono fissati i diversi valori limite dell'indice **I** cui corrispondono incrementi di dose efficace agli individui di 0,3 mSv/anno e 1 mSv/anno, come mostrato nella tabella seguente.

Criterio di dose efficace	0,3 mSv/anno	1 mSv/anno
Materiale strutturale (per esempio cemento)	$I \leq 0,5$	$I \leq 1$
Materiale di rivestimento	$I \leq 2$	$I \leq 6$

Concentrazione di Radionuclidi nelle Pietre Ornamentali⁵

<i>Pietra Ornamentale</i>	<i>Tipo</i>	<i>Prov</i>	<i>Ra-226 Bq/Kg</i>	<i>Th-232 Bq/Kg</i>	<i>K-40 Bq/Kg</i>
MONTE BIANCO	Gneiss	AO	166	86	832
ARDESIA	Ardesia	GE	46	47	924
PORFIDO DI ALBIANO	Porfido	TN	51	71	1476
PORFIDO		BS	39	54	1164
STATUARIO	Marmo	MS	1.1	<0.2	5
BIANCO CARRARA		MS	3.9	<0.3	4.2
PEPERINO ROSATO	Peperino	VT	124	162	1351
PEPERINO GRIGIO		VT	121	160	1340
BASALTINA	Basalto	VT	498	712	2354
TRAVERTINO	Travertino	RM	0.5	<0.2	<2
ROSA LIMBARA	Granito	SS	43	49	972
ROSA BETA	Granito	SS	26	41	927
GOCEANO SARDO	Granito	SS	24	42	1181
BIANCO CATALANO	Granito	SS	28	36	1258
ROSA NULE	Granito	SS	38	61	1029
GRIGIO PERLATO	Granito	SS	37	57	1039
ORO RIOBLANCO	Granito	SS	84	76	1281
ROSA FIORITO	Granito	SS	44	61	974
BIANCO SARDO	Granito	NU	47	90	1137

⁵ *Il Radon nella Casa* - di U. Facchini, Gianluigi Valli, R. Vecchi Ist. di Fisica Gen. Applicata
Universita' di Milano - Maggio 1991

2.6.4 Meccanismi di trasporto del radon nei materiali

I meccanismi di trasporto del radon nei materiali sono essenzialmente due:

la **diffusione molecolare** dovuta alla differenza tra la concentrazione di radon nel suolo o nei materiali⁶;



Figura 2.6.4.1

il **flusso convettivo** in cui il veicolo di trasporto del radon è rappresentato dal fluido (aria, acqua,..) che occupa i pori interstiziali del materiale. Il flusso di radon, intrappolato dal fluido, è regolato dai gradienti di pressione⁷ (vedi Fig.2.6.4.1).

In edilizia il radon proviene generalmente dal terreno e da alcuni materiali da costruzione, raramente è presente nell' acqua sorgiva o dei pozzi artesiani. La **disintegrazione**⁸ dell' uranio produce nel reticolo cristallino il radon. Il gas è in grado di staccarsi dal grano di materiale e entrare nell'aria (o fluido) interstiziale (emanazione). A seguito dei fenomeni di diffusione e convezione può arrivare fino alla superficie del materiale ed esalare in atmosfera (vedi figura 2.6.4.2).

La **diffusione** è un processo generato da gradienti di concentrazione.

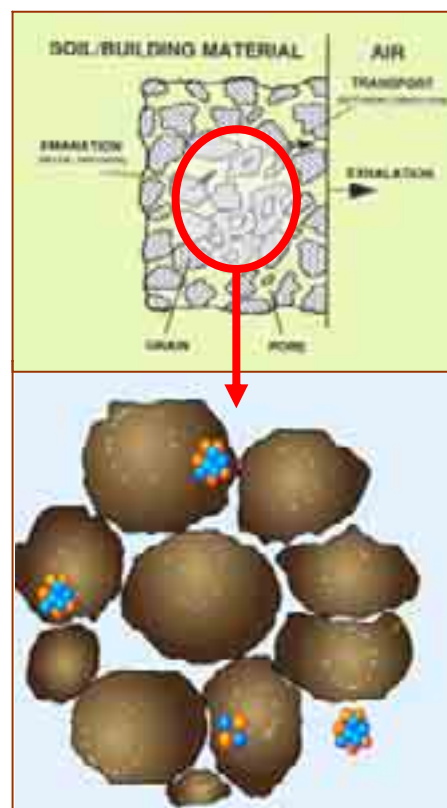


Figura 2.6.4.2

⁶ La diffusione di radon nel suolo è provocata dal fenomeno per cui il radon passa da zone a concentrazione maggiore a quelle a concentrazioni minori.

⁷ Il flusso convettivo di radon dal suolo all'interno degli edifici è regolato principalmente dal gradiente di pressione tra aria esterna ed interna.

⁸ Con questo termine si vuole indicare il decadimento radioattivo.

Il gas tende, secondo la legge di Fick⁹, che lega densità di flusso e gradiente di concentrazione, a distribuirsi in maniera omogenea tra i comparti.

La convezione, fenomeno regolato dalla legge di Darcy¹⁰, è dovuta a differenze nel gradiente di pressione. Ad esempio l'interno di un edificio si trova generalmente in uno stato di depressione e quindi il radon tende a muoversi verso di esso. La tenuta del rivestimento e del pavimento è fondamentale per evitare il fenomeno, in quanto il gas tende ad essere aspirato dall'edificio.

Sono particolarmente esposte le aree destinate agli hobby, come le tavernette e gli scantinati. Questo meccanismo di trasporto è causato dalla differenza di pressione tra aria esterna ed interna (normalmente inferiore) e trova privilegiati canali di flusso nelle giunture delle fondamenta e delle tubazioni dell'acqua e del gas naturale, ma anche nelle fessure dei seminterrati (il processo è tanto più facilitato, quanto più la differenza di pressione tra ambienti interni ed esterni è maggiore).

La differenza di pressione è spiegabile ricorrendo a due importanti fenomeni:

L'“*effetto camino*”¹¹ è dovuto alla differenza di temperatura tra interno ed esterno dell'edificio: l'aria calda più leggera tende a salire. Questo flusso comporta la depressurizzazione all'interno dell'abitazione e, conseguentemente, un richiamo d'aria dall'esterno ed anche dal suolo.

L'“*effetto vento*”¹², è dovuto alla differenza di velocità dell'aria che esiste tra esterno ed interno dell'edificio; questo fenomeno produce un campo di pressione attorno ad un ambiente chiuso, esercitando sulle pareti e sul suolo una forza in direzione del vettore velocità (del vento) che spinge il radon all'interno dell'edificio.

⁹ La legge di Fick lega densità di flusso e gradiente di concentrazione secondo la relazione: $J_d(Rn) = -D_e(Rn) \text{grad} C(Rn)$, dove $J_d(Rn)$ è la densità di flusso diffusivo dell'attività di radon (Bq/m²s); $D_e(Rn)$ è il coefficiente effettivo di diffusione ottenuto dal rapporto tra il coefficiente di diffusione **D** e la porosità del mezzo **ε** (che influenza la velocità di diffusione del gas); infine, **C(Rn)** è la concentrazione in termini di attività del radon (Bq/m³).

¹⁰ La legge di Darcy descrive il flusso di gas nel volume poroso del suolo in presenza di un gradiente di pressione secondo la relazione: $v(Rn) = \frac{-K}{\mu} \Delta P$, dove **v(Rn)** è il vettore della velocità superficiale; **K** è il coefficiente di permeabilità (m²); **μ** è la viscosità del fluido; **P** è la pressione atmosferica espressa in Pa.

¹¹ L'“*Effetto Camino*” è dovuto alla differenza di temperatura tra interno ed esterno dell'edificio.

$$\Delta P = P_e - P_i = \alpha \left(\frac{1}{t_e + 273} - \frac{1}{t_i + 273} \right)$$

La differenza di pressione ΔP che ne deriva è data dalla :

dove **te** e **ti** sono rispettivamente la temperatura esterna ed interna (°C) e **α** una costante pari a 3462 Pa • °K.

¹² L'“*Effetto Vento*” è dovuto alla differenza di velocità dell'aria che esiste tra esterno ed interno dell'edificio.

La pressione esercitata su una parete è data dalla :

$$P = P_0 + C_r \left(\frac{1}{2} \rho v^2 \right)$$

in cui **P₀** è la pressione statica nel vento, **v** la velocità del vento, **ρ** è la densità dell'aria e **C_r** il coefficiente di pressione, che dipende da numerosi fattori quali, direzione del vento, schermi, aperture verso l'esterno e si ottiene attraverso esperimenti condotti in galleria del vento.

Tra i fattori che facilitano la migrazione di radon dal terreno verso l'interno di una struttura confinata vi è anche un effetto ambientale-meteorologico, provocato dalla pioggia o dal ghiaccio: infatti, l'acqua piovana saturando il terreno, impedisce al radon di liberarsi in atmosfera e lo canalizza nell'area adiacente alle fondamenta murarie.

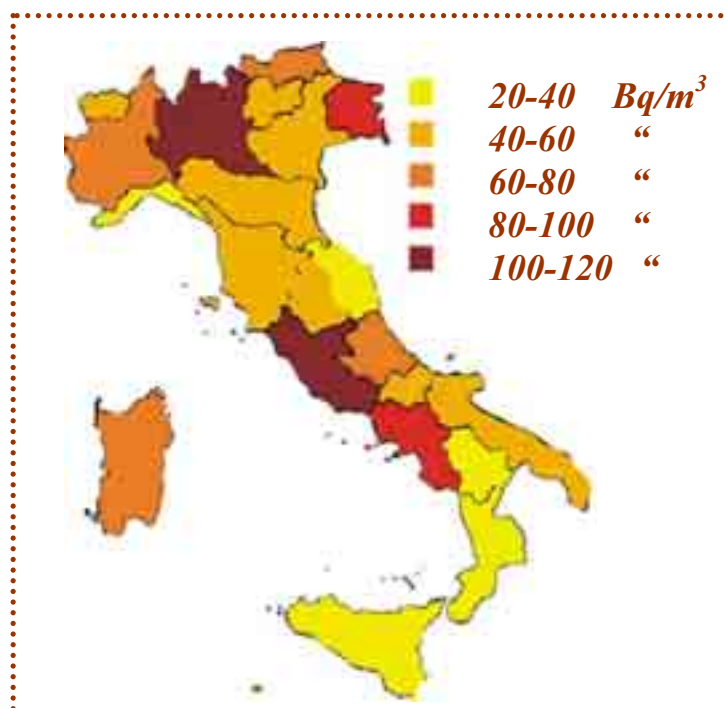
Il rischio radon è valutato in base alla misura della sua concentrazione interna agli edifici. L'unità di misura della concentrazione è il Bq/mc (Becquerel per metro cubo) che corrisponde al numero di disintegrazioni nucleari al secondo e per un metro cubo di volume. Per esempio 40 Bq/mc significa che avvengono quaranta disintegrazioni al secondo per ogni metro cubo di volume.

2.7 Concentrazioni di radon indoor sul territorio nazionale

In Italia, l'esposizione media annua della popolazione e la distribuzione della concentrazione di radon indoor sono state valutate in un'indagine nazionale sulla radioattività nelle abitazioni organizzata, tra il 1989 e il 1997, dall'APAT (allora ANPA) e dall'ISS (Istituto Superiore di Sanità) in collaborazione con le Regioni¹³ e condotta con il supporto degli Assessorati Regionali alla Sanità attraverso i Centri di Riferimento Regionali per la radioattività ambientale, CRR, oggi confluiti nelle Agenzie Regionali e Provinciali per la protezione dell'ambiente ARPA/APPA.

Le misure sono state eseguite nell'arco di un anno, secondo le indicazioni dell'UNSCEAR, su un campione scelto casualmente di circa 5.000 abitazioni in circa 200 comuni. (vedi fig. 2.6.1)

¹³ Bochicchio *et al.*, 1999.



*Fig. 2.6.1-Concentrazioni di attività di Rn 222 nelle abitazioni - Anni 1989-1997-
Ricerca ANPA*

Dalla figura in alto, emerge una notevole variabilità delle concentrazioni di radon da regione a regione. I valori medi regionali vanno dai $20 \div 40 \text{ Bq/m}^3$ di Liguria, Marche, Basilicata e Calabria ai $100 \div 120 \text{ Bq/m}^3$ di Lombardia, Friuli Venezia Giulia, Lazio e Campania. La concentrazione media del radon sul territorio italiano è risultata di 70 Bq/m^3 , quasi doppia rispetto a quella della media mondiale di 40 Bq/m^3 (UNSCEAR 2000).

Questi valori non escludono l'esistenza di "aree critiche" all'interno delle singole regioni con concentrazioni locali ben maggiori dovute alla configurazione geologica della zona (presenza di rocce granitiche o vulcaniche, aree carsiche), alla permeabilità e alle caratteristiche del terreno, alle tecniche e ai materiali da costruzione degli edifici (contenuto di uranio, torio,), alle condizioni meteorologiche, climatiche e ambientali.

CAP. 3 Tecniche di misura e rivelatori

La dose efficace dovuta ad esposizioni al radon è legata alla quantità totale di energia dei decadimenti alfa rilasciata ai tessuti a seguito dell'inalazione del radon e dei suoi prodotti di decadimento. Tale valore è dovuto alla concentrazione di energia alfa potenziale presente in aria e al tempo di esposizione.

Per avere una stima del rischio radiologico, occorrerebbe quindi conoscere la concentrazione dei prodotti di decadimento, ma anche quella frazione che raggiunge l'apparato polmonare. Devono quindi essere conosciute la distribuzione tra frazioni attaccata e non attaccata al particolato atmosferico e la sua granulometria. In genere si misura la concentrazione equivalente di radon all'equilibrio (EER), ossia una concentrazione di radon in equilibrio con i suoi prodotti di decadimento (Bq/m³), che ha una energia alfa potenziale uguale a quella dell'ambiente che si sta misurando.

3.1 Metodi di misura della concentrazione del radon

In relazione alle modalità di campionamento i metodi possono essere classificati nelle seguenti categorie: istantanei, continui e integratori.

Nei metodi *istantanei* (grab sampling) il campione d'aria viene raccolto in un determinato punto di misura durante intervalli di tempo molto brevi (1 ora circa) e poi misurato in un secondo momento. Questo tipo di campionamento permette di effettuare una misura estremamente definita nel tempo.

I metodi *continui* consentono di determinare le variazioni temporali delle concentrazioni del radon. Il campionamento viene effettuato mediante una serie di misure istantanee. Tali metodi si usano nei casi in cui si vogliono informazioni sull'andamento temporale della concentrazione di radon, ad esempio per la valutazione dell'efficacia di azioni di bonifica.

Un'altra categoria di strumenti è quella dei rivelatori che integrano la misura su intervalli di tempo che generalmente vanno da qualche giorno a diversi mesi: con essi è possibile determinare il valore della concentrazione media (e quindi l'esposizione) nell'intervallo di tempo considerato.

Tali rivelatori possono essere anche definiti rivelatori *passivi*. Per le loro caratteristiche, in particolare per il basso costo e per la facile applicabilità, sono prevalentemente usati per la stima dell'esposizione in campagne di vaste proporzioni.

Strumenti di misura del radon attualmente disponibili¹⁴

Tipo di campionamento	Strumentazione	Sensibilità¹⁵ (Bqm-3)
Grab o in continuo	Cella di scintillazione	0.37 - 37
In continuo	Collezione per diffusione elettrostatica su scintillatore	Meno di 3.7
Grab o in continuo	Camera di ionizzazione	0.5 - 37
	Metodo a due filtri	0.74 - 3700
Integrante	Carbone attivo	7.4 (per esposizioni di 100 h)
	Rivelatore a traccia	3.7 (per esposizioni di 100 giorni)

Nel caso di misure per la determinazione del rischio dovuto alle esposizioni al radon, è indispensabile che la valutazione sia eseguita su un periodo di tempo sufficientemente lungo, data la grande fluttuazione della concentrazione negli ambienti a ragione dei parametri ambientali incidenti: pressione, temperatura etc.

3.2 Metodi di misura della concentrazione del radon indoor

Il campionamento della matrice ambientale da parte del sistema di misura può essere svolto con:

- *sistemi di rivelazione attivi*
- *sistemi di rivelazione passivi*

3.2.1 Sistemi di rivelazione attivi

Il campione della matrice ambientale viene prelevato mediante sistemi di prelievo che richiedono l'apporto di energia esterna al sistema (ad esempio pompe, aspiratori, ventilatori o tecnica del “vuoto”)

Il campione d'aria viene raccolto in un determinato punto di misura durante intervalli di tempo molto brevi, grazie all'ausilio di pompe ed aspiratori. Questa metodologia può essere usata sia per misure di tipo “istantaneo” (grab sampling) sia di tipo “continuativo”.

¹⁴ L.Tommasino *Encyclopedia of Analytical Science*, Academic Press Limited,1998

¹⁵ Intesa come minima attività rivelabile

In entrambi i casi, la concentrazione di radon in ambiente viene rilevata attraverso tre categorie di strumenti:

- *La camera a scintillazione (cella di Lucas)*
- *La camera a ionizzazione*
- *Dispositivi basati sul metodo dei due filtri*

Nella **camera a scintillazione**, un fotomoltiplicatore trasforma gli impulsi luminosi, generati in seguito agli urti delle particelle α con del materiale sensibile di cui è rivestita la camera (solfuro di zinco opportunamente drogato con argento), in impulsi elettrici che vengono valutati quantitativamente da un contatore. Il loro numero è direttamente proporzionale al numero di particelle α , quindi, alla concentrazione di radon.

Nella **camera a ionizzazione**, la concentrazione di radon viene misurata mediante la corrente elettrica che si forma, al suo interno, in seguito alla presenza di questo gas. Le particelle cariche, particelle α , emesse dal decadimento del radon, ionizzano l'aria nella camera; gli ioni così generati vengono raccolti per mezzo di elettrodi. Dal conteggio degli impulsi di tensione, è possibile risalire al numero di decadimenti α avvenuti, e conseguentemente alla concentrazione di radon nell'aria immessa.

I dispositivi basati **sul metodo dei due filtri** sono costituiti essenzialmente da una camera di decadimento, in generale di geometria cilindrica, con un filtro all'ingresso e uno all'uscita, e da una pompa per l'aspirazione dell'aria. Il primo filtro elimina il particolato facendo passare solo il radon, mentre il secondo, serve per raccogliere i prodotti di decadimento formati durante il tempo di transito all'interno del volume della camera. L'attività del secondo filtro viene generalmente misurata con rivelatori al ZnS. In questi apparati di misura, l'aria viene aspirata con una portata di 10 lt al minuto per un periodo di 5 minuti. La sensibilità del metodo dipende da vari parametri e in particolare dal volume della camera.

Tutti gli strumenti di misura fin qui descritti ci permettono di operare misure della concentrazione del radon ottenendo risultati numerici sul posto in tempo quasi reale. Tali dispositivi perciò vengono utilizzati in circostanze appropriate, per verificare la necessità di valutare in tempi rapidi l'efficacia di una azione di bonifica in un edificio, anche in relazione al tempo di permanenza giornaliero o settimanale delle persone. Il limite di tale metodo di indagine è rappresentato dai costi elevati per l'acquisizione della strumentazione specifica.

3.2.2 Sistemi di rivelazione passivi

Si servono di dispositivi che non necessitano di alimentazione elettrica; dopo un tempo di permanenza, la cui durata dipende dal tipo di rivelatore, vengono rimossi e trattati in laboratorio con procedure di tipo chimico-fisico per la determinazione della concentrazione media nel periodo di esposizione. Queste misure vengono anche dette ad “integrazione” poiché mediano nel tempo la concentrazione di radon e solitamente vengono effettuate per tempi lunghi di esposizione. Per effettuare il calcolo della concentrazione di radon in un ambiente ci si avvale di due categorie di sensori:

- *I rivelatori a stato solido di tracce nucleari (SSNTD's)*
- *I rivelatori a carbone attivo*

Il **rivelatore di tracce nucleari a stato solido** ““(SSNTD's)” è costituito da un foglio di materiale organico speciale, nitrato di cellulosa (LR115) o poliali diglicol carbonato, P.D.C., (CR39)¹⁶, più policarbonato inserito in un apposito contenitore che interagisce con le emissioni alfa del radon e della superficie danneggiando la struttura molecolare del materiale lungo il percorso della radiazione per una profondità di alcune decine di micron, a seconda del materiale. La perdita di energia da parte di queste particelle per ionizzazione, eccitazione o frenamento produce infatti un danneggiamento molecolare permanente nel materiale attraversato, che determina la formazione di tracce nucleari dette “latenti”. Terminata l'esposizione, il rivelatore viene rimosso dal contenitore e trattato chimicamente per evidenziare le tracce lasciate dalle particelle alfa, che vengono quindi contate con metodi ottici o elettrici. Dalla conoscenza del numero di tracce, del tempo di esposizione e del fattore di calibrazione del sistema si determina la concentrazione media di radon durante l'esposizione.

Esse non sono visibili ad occhio nudo, essendo dell'ordine di alcune decine di nanometri (milionesimi di millimetro). Tuttavia se il materiale è sottoposto ad opportune procedure chimiche (trattamento con soluzioni basiche o acide a seconda del materiale utilizzato ad alcune decine di gradi C), queste tracce si sviluppano fino a diventare visibili ai microscopi ottici o addirittura ad occhio nudo, rendendo possibile una procedura di conteggio. Il reagente chimico utilizzato durante il trattamento, attacca maggiormente le tracce, che hanno una struttura modificata, rispetto alla porzione di materia in cui non sono avvenute le interazioni

¹⁶ Nella seconda parte di questo lavoro, si parlerà in maniera estesa della caratterizzazione di questo tipo di rivelatore.

con le particelle α . Per questo motivo si definiscono due diverse velocità: V_b e V_t . la prima è la velocità di attacco del reagente chimico attraverso il materiale, la seconda è la velocità di sviluppo lungo le tracce (fig3.2.2).

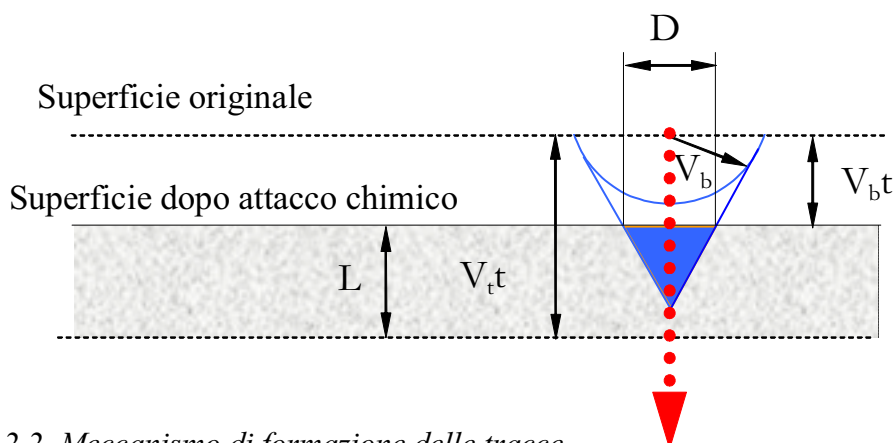


Fig 3.2.2 Meccanismo di formazione delle tracce

Affinché la traccia venga evidenziata in seguito al trattamento chimico, la velocità V_t deve essere superiore a V_b .

La profondità delle tracce è data dalla:

$$L = (V_t - V_b)t$$

e il suo diametro:

$$D = 2V_b t \frac{(V_t - V_b)^{1/2}}{(V_t + V_b)^{1/2}}$$

Nel caso di tracce troppo inclinate rispetto alla superficie del rivelatore, l'attacco chimico produce il dissolvimento superficiale dell'area invece che lo sviluppo delle tracce.

Ciò avviene quando l'angolo di incidenza della particella è inferiore ad un certo angolo limite θ_c , caratteristico del materiale in esame, e, quindi dipendente dal rapporto tra le due velocità di attacco secondo la relazione¹⁷:

$$\theta_c = \arcsen\left(\frac{V_b}{V_t}\right)$$

La densità delle tracce, espressa come il numero di tracce per unità di superficie, è proporzionale alla concentrazione di radon presente nell'ambiente e al tempo d'esposizione.

Esistono in commercio diversi materiali che possono essere impiegati per questo tipo di misure, tra i quali:

¹⁷. R. Illic, 1990

LR115 e CN85 (nitrato di cellulosa) prodotti dalla Kodak Pathè (Francia)



- CR39 (carbonato poliallidigolico) prodotto dalla Page Mouldings Pershore (U.K.), dalla American Acrylics and Plastic (U.S.A.), dalla TASL (U.K.).

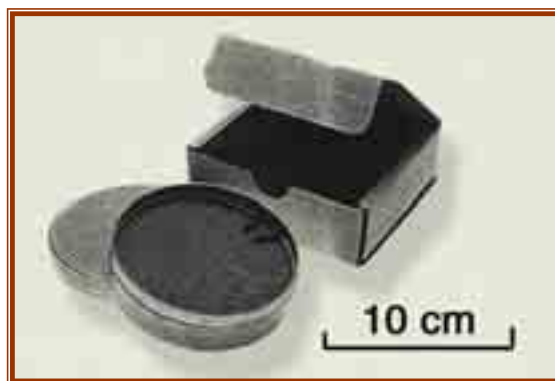


- Macrofol (policarbonato) prodotto dalla Bayer AG (Germania). Questi materiali, se impiegati per indagini sulla concentrazione di radon, sono inseriti in opportuni contenitori, chiamati “dispositivi di campionamento”, che esistono in varie forme e dimensioni.

Nella seguente tabella si riportano alcune tecniche per lo sviluppo delle tracce per i materiali descritti

Dosimetro	Fase	Strumentazione	Procedura
LR115	Attacco chimico	-Bagno termostato a 60°C per intervallo variabile 70'~110' -Termocoppia per controllare la temperatura del bagno	-Rivelatore nel bagno fissato a una molla circolare alla distanza di 1,5 cm dall'altro rivelatore, su supporto a raggiera in beaker con NaOH al 10% peso/volume→ 50ml di soluzione per rivelatore - Risciacquo successivo: 30' in acqua corrente, 30'in acqua distillata
	Strippaggio	- Bisturi	- A rivelatore ancora bagnato viene introdotta la lama del bisturi tra il film e il supporto e, partendo da un angolo, viene staccata l'intera pellicola
	Misura dello spessore	-Comparatore micrometrico - Igrometro	- Almeno 5 misurazioni puntuali dove successivo conteggio tracce - Annotazione dell'umidità
	Conteggio delle tracce	- Spark-replica Counter	- 2 pre-scariche a 900 Volt di 15 secondi ognuna - 3 scariche nella fase di conteggio a 500 Volt di 10 secondi ognuna
CR39 PMP®	Attacco chimico	-Bagno termostato a 85°C per 5 ore	- Rivelatore nel bagno fissato a una molla in tiraggio alla distanza di 1,5 cm dall'altro rivelatore con NaOH al 25% peso/volume (5l) - Risciacquo successivo:30' in acqua corrente, 30'in acqua distillata
	Conteggio delle tracce	- Sistema automatico elaborazione immagini "Perception Image Analysis System" e microscopio	- Rivelatore sul piatto del microscopio - Si fissa l'origine delle coordinate x, y e z e si dà inizio alla lettura delle tracce - Confronto tracce contate con quelle realmente presenti
CR39 TASL®	Attacco chimico	-Bagno termostato a 98°C per 1 ora -Densimetro	Immersione in soluzione NaOH al 25% peso/volume (5l) con densità di 1.181. - Risciacquo veloce in acqua distillata e bagno d'arresto per 30' in acido acetico al 2%; risciacquo finale di 10'in acqua distillata ed asciugatura.
	Conteggio delle tracce	- Sistema automatico elaborazione immagini "Tasl Image" Track Analysis Systems Ltd e microscopio con camera ccd	- Rivelatori montati su telaio (49 box) poggiato sul piatto del microscopio per la lettura - Si fissa l'origine delle coordinate x, y e z e si dà inizio alla lettura automatica delle tracce - Confronto tracce contate con quelle realmente presenti

I rivelatori a carbone attivo funzionano grazie alle proprietà assorbenti del carbone attivo. Il dispositivo di misura, denominato «canestro», è costituito essenzialmente da un contenitore con una quantità ben definita di carbone attivo. Il contenitore è munito di coperchio a tenuta di



gas per evitare fughe parziali del radon adsorbito nell'intervallo di tempo compreso fra la fine della raccolta del campione di gas e l'inizio della misura vera e propria. I contenitori hanno un diametro compreso fra 5 e 10 cm e un'altezza fra 1,25 e 5 cm; conseguentemente il contenuto di carbone risulta variabile fra 25 e 250 g. Il tempo di raccolta varia usualmente fra 3 e 7 giorni. Dopo il campionamento del gas, mediante un cristallo di ioduro di sodio viene effettuata la misura dei gamma emessi dai discendenti del radon (gamma da 295 e 352 keV prodotti nel decadimento del ^{214}Pb ed eventualmente gamma da 609 keV prodotti nel decadimento del ^{214}Bi).

Fra i parametri che intervengono sulla risposta del sistema, la temperatura ambientale è in genere poco influente, mentre un certo significato ha l'umidità; di quest'ultima si può tenere conto pesando il contenitore prima e dopo la raccolta del radon e determinando, per differenza, il vapore acqueo assorbito. Apposite tabelle consentono di determinare il fattore correttivo. Un altro parametro importante di cui tenere conto è il decadimento del radon nell'intervallo di tempo che va dall'inizio della raccolta all'inizio della misura: è, perciò, essenziale conoscere i tempi delle diverse operazioni per apportare le relative correzioni. Inoltre, è indispensabile un'ulteriore correzione per i diversi tempi di esposizione dei canestri, non essendo l'assorbimento del radon legato linearmente al tempo di esposizione (il radon viene assorbito più rapidamente all'inizio).

Il *rivelatore a carbone attivo* richiede una calibrazione preventiva: in generale per ogni partita fornita dai fabbricanti e garantita dal punto di vista dei controlli di qualità, viene eseguita la calibrazione di un numero rappresentativo di campioni scelti a caso, in condizioni controllate di umidità, esponendoli a concentrazioni note di radon per durate di tempo definite.

Con il sistema a carbone attivo la concentrazione di radon ambientale viene determinata dall'espressione:

$$CR_n = N / (Tr \cdot E \cdot Fd \cdot Fc \cdot Fa)$$

dove:

CR_n = concentrazione del radon

N = conteggi gamma

Tr = durata della raccolta del radon

E = efficienza del sistema di misura dei gamma

Fd = fattore correttivo per il decadimento del radon

($Fd = e^{-0,693 \cdot t/T_{1/2}}$, in cui $T_{1/2}$ è il tempo di dimezzamento del radon e t è il tempo intercorso fra metà della durata della raccolta e inizio del conteggio)

Fc è il fattore di calibrazione del rivelatore a carbone attivo, cioè rateo di assordimento del radon.

Fa è il fattore correttivo aggiuntivo, che tiene conto delle diverse condizioni di umidità e di durata dell'esposizione rispetto a quelle verificate nel corso della calibrazione.

Il rivelatore, una volta utilizzato, può essere nuovamente impiegato previo ciclo termico di rigenerazione.

I sistemi a carbone attivo offrono numerosi vantaggi rispetto ad altri rivelatori di radon e in particolare:

- hanno basso costo;
- è possibile la distribuzione per via postale;
- non richiedono nessun particolare accorgimento;
- nessuna presenza di personale specializzato nella fase di raccolta del radon;
- non richiedono alimentazione elettrica trattandosi di rivelatori passivi;
- garantiscono buona precisione (se viene seguita un'adeguata procedura di misura).

Gli svantaggi di questi sistemi sono sostanzialmente:

- alcuni rivelatori risultano più sensibili di altri alla temperatura e all'umidità;
- l'impiego è limitato a brevi periodi di monitoraggio.

Fra i monitori a integrazione, negli ultimi anni sta suscitando interesse la categoria degli “*elettreti*” come rivelatori autonomi: accanto alla semplicità e al costo ridotto, gli elettreti, opportunamente dimensionati, presentano una buona sensibilità e una risposta adeguata sia per tempi brevi sia per tempi lunghi di esposizione.



L'elettrete è un disco di Teflon che mantiene un potenziale elettrostatico stabile. Quando è posto in una camera contenente un certo volume di aria, raccoglie gli ioni prodotti dalle interazioni del radon e dei suoi discendenti con l'aria, per cui il suo potenziale si riduce in modo proporzionale all'attività presente nella camera. Misurando con un voltmetro la perdita di potenziale durante un certo intervallo di tempo e utilizzando appropriati fattori di calibrazione si determina la concentrazione media di radon nella camera e quindi nell'ambiente.

I principali limiti dell' elettrete sono che il potenziale elettrostatico del disco di Teflon risente dei campi elettromagnetici locali e che la discriminazione della radiazione alfa da quella gamma richiede una particolare procedura. Alcuni protocolli richiedono quindi due dosimetri per ogni ambiente di cui uno chiuso per la valutazione del contributo gamma e l'altro aperto per la somma dei contributi.

3.3 Calibrazioni e controllo di qualità

La strumentazione richiede periodiche calibrazioni e frequenti controlli di corretto funzionamento

$$\text{Efficienza} = \frac{\text{Risposta della strumentazione}}{\text{Esposizione di riferimento}}$$

(fattore di calibrazione)

Per ottenere esposizioni di riferimento, bisogna ricorrere a sorgenti di radon fornite da Istituti Primari (NIST, NPL, ENEA-INMRI), camere radon (INMRI NRPB, EML) riferibili a campioni primari o sorgenti di radon fornite dalle case produttrici riferibili a campioni primari.

La taratura viene data dai produttori su campioni di elettreti appartenenti ad una determinata partita. Controlli di qualità possono essere effettuati attraverso esposizioni di gruppi di rivelatori in atmosfera con concentrazioni note di radon.

CAP. 4 IL CR - 39

Il CR39, conosciuto anche come PADC (carbonato poliallico diglicolico) è una resina termostabile sensibile alle radiazioni α e insensibile alla luce, ai raggi X e alle

radiazioni β e γ (Fig. 4.2.1).

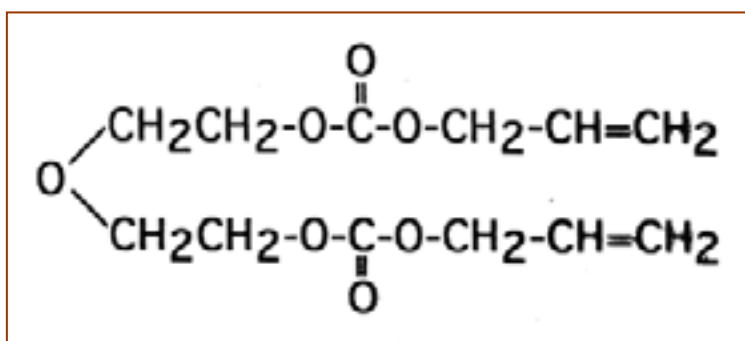


Figura 4.2.1 – Formula di struttura del CR39

Il ciclo di produzione consiste nel sottoporre l'impasto della resina (d'ora in poi chiamato *batch*) ad una serie di lavorazioni e stress termici: da ogni batch vengono prodotte venti lastre sottoposte ad un ciclo in cui si alternano diverse temperature

che vanno dai 34°C ai 65°C per 32 ore e poi a 90°C per un'altra ora. Dalle lastre si tagliano i singoli rivelatori (99 pezzi); al momento del taglio, su ogni rivelatore viene apposto un codice identificativo meccanografico a sinistra e un altro codice numerico in alto, che rimangono inalterati anche dopo l'attacco chimico¹⁸. Per ogni foglio prodotto, vengono prelevati alcuni campioni per i tests di rito, calibratura, efficienza di rivelazione e controllo delle tracce delle particelle α dell'americio 241.



Figura 4.2. - Rivelatore montato all'interno del dosimetro

Per il CR-39 è usato lo spessore di un millimetro, sia per aumentare le caratteristiche meccaniche, sia per evitare che l'analizzatore d'immagini collegato al microscopio, legga le tracce presenti sulla superficie posteriore delle stesse.



Figura 4.2.3 - Dosimetro CR39

Il rivelatore viene collocato, per il monitoraggio del radon, all'interno di una camera di polipropilene (dispositivo di campionamento) che agisce come una camera di diffusione per il passaggio del radon e che esclude l'ingresso dei suoi prodotti di decadimento e della polvere.

L'impiego del CR-39 è ampiamente diffuso in Europa e viene utilizzato dai più importanti laboratori, come l'NRPB in Gran Bretagna, il SSI in Svezia, il NRPA in Norvegia e il RPII in Irlanda.

¹⁸ Hardcastle *et al.*, 1996.

I vantaggi offerti dall'utilizzo dei CR-39 sono diversi, tra i quali:

- dimensioni piccole che ne permettono l'impiego in grandi quantità e ne determinano una notevole praticità nell'uso e nella catalogazione;
- possibilità di archiviare i rivelatori già sviluppati nei loro contenitori e in ambienti chiusi in modo da poter effettuare nuovamente il conteggio delle tracce, anche dopo un lungo intervallo di tempo (in caso di contestazione della misura);
- grande affidabilità del metodo in quanto le condizioni ambientali non influiscono sulla misura in modo considerevole. Il rilievo è attendibile per temperature fino ai 110 °C e per intervalli di umidità compresi tra il 5% e il 95%;
- copertura di un ampio range di concentrazione di radon parzialmente funzione del volume interno della camera. S'intende che ciascuna geometria caratteristica possiederà un proprio fattore di calibrazione opportunamente calcolato e verificato periodicamente da un laboratorio autorizzato (vedi NRPB);
- costo non elevato.

Di seguito si riporta la metodologia seguita presso il "Servizio Controllo Radiazioni Ambientali" dell'APAT, per la preparazione, lo sviluppo e la successiva lettura della densità di tracce, del CR39.

4.1 METODOLOGIA PER LA MISURA DEL RADON CON RIVELATORI CR39-TASL

I rivelatori devono essere conservati in freezer e tolti mezz'ora prima dell'uso. E' buona norma maneggiare i rivelatori non trattati con guanti di gomma in modo tale da non depositare sugli stessi, residui di grasso delle mani che potrebbero interferire sfavorevolmente sulle successive fasi di sviluppo chimico e di lettura.

Lavaggio.

Estrarre i rivelatori dalla busta e sciacquarli in acqua distillata per rimuovere la polvere e i residui della lavorazione.

Trattamento antistatico.

Appena prima di montare il rivelatore nel telaio per l'esposizione, è necessario pulirlo con una soluzione antistatica (del tipo utilizzato in elettronica). La soluzione deve essere spruzzata su un panno morbido con il quale pulire entrambi i lati del rivelatore.

. Preparazione ed esposizione del CR39 TASL

La camera d'esposizione del CR39 è costituita da due elementi circolari, uno di forma convessa e l'altro di forma piatta; alla base di quest'ultimo viene collocato il rivelatore la cui posizione è definita dalla forma della sede del supporto.



Dosimetro CR39 aperto.

Prima di posizionare il CR-39 all'interno della camera d'esposizione, deve essere pulito mediante carta ottica (Whatman[®]) prendendo nota del suo codice identificativo e di quello del dispositivo di campionamento.

Dopo la preparazione, i dosimetri vengono sigillati, con saldatura a caldo, in buste di materiale a bassa diffusione di radon e così conservati fino al momento della misura, per evitare esposizioni aggiuntive prima della loro utilizzazione.

Nei locali dove si procede al rilevamento della concentrazione di radon indoor, i dosimetri vengono preservati da fonti di calore e tenuti ad un'altezza non inferiore ad un metro dal suolo, possibilmente a distanza di almeno un metro e mezzo da finestre e porte esterne. Per ogni dosimetro esposto viene registrata la sua precisa collocazione, utilizzando il codice identificativo, la data di inizio del periodo di esposizione oltre a quella di preparazione.

Analisi di laboratorio del CR39

Concluso l'intervallo di misura, i dosimetri sono smontati nel laboratorio di analisi per evitare ulteriori esposizioni; i rilevatori vengono raccolti e conservati, fino al momento della loro lettura, in buste di materiale a bassa diffusione di radon sigillate con saldatura a caldo.

È importante l'annotazione del termine del periodo d'esposizione per stabilire la concentrazione media di radon nel periodo in esame.

Trattamento chimico

Prima del trattamento chimico i rilevatori devono essere montati nell'apposito supporto (da 25 o 49 pezzi a seconda delle versioni) e posizionati tutti con un preciso orientamento.

Il trattamento chimico sul CR39 si usa, come in tutti i rilevatori a stato solido di traccenucleari, per rendere visibili le tracce latenti prodotte su rivelatore dalle radiazioni α , a seguito dell'interazione delle particelle α dovute al decadimento del radon e ai suoi prodotti di decadimento, generati all'interno del dispositivo di campionamento; il trattamento viene effettuato con una soluzione di idrossido di sodio al 25% peso/volume, pari a 6.25 N, a 98°C per 1ora, con densità di 1.181.

La soluzione di NaOH viene trasferita nel contenitore in acciaio inossidabile e, quando la temperatura, rilevata per mezzo di un termometro integrato, raggiunge i 98°C, si immergono i rilevatori per 1 ora.

Al termine di questo periodo, si procede al risciacquo veloce in acqua distillata e bagno d'arresto per 30 minuti in acido acetico al 2%; risciacquo finale di 10 minuti in acqua distillata. Al termine del lavaggio, i rilevatori vengono asciugati, preferibilmente su carta da filtro in dischi, in aria o in una stufa ventilata a una temperatura non superiore a 40°C.



Rivelatori CR39 collocati nel bagno



Estrazione delle griglie dal bagno

Lettura

Il supporto in acciaio che contiene i 49 rivelatori viene fissato sul piatto del microscopio (vedi Fig. a lato), con le due viti di chiusura verso l'operatore. Utilizzando questo riferimento, ossia con le viti di chiusura verso di sé, si posiziona la parte scritta del rivelatore (ovvero il codice numerico) verso l'alto (leggibile da sopra) e il codice meccanografico rivolto verso sinistra. Se i rivelatori vengono letti subito dopo l'asciugatura non necessitano pulizia. Se per qualsiasi motivo sono sporchi è importante pulirli prima della scansione.



Conteggio delle tracce

Il conteggio delle tracce viene effettuato attraverso l'analisi compiuta al microscopio con il sistema automatico di analisi ed elaborazione delle immagini "TASLIMAGE" e "TASTRAK" della Track Analysis Systems Ltd, in grado di elaborare l'immagine e fornire il numero delle tracce presenti

Il rivelatore va inserito nella base del telaio con il lato scritto verso l'alto. Questo è il lato che viene esposto alle radiazioni e che viene letto durante la scansione.

Per evitare rotture è necessario chiudere il telaio in posizione orizzontale, facendo attenzione a non fare uscire il rivelatore dall'alloggiamento presente nella base del telaio stesso.



Prima di cominciare la scansione automatica, bisogna impostare il numero delle plastiche da leggere, controllare che tutti i parametri, *livello di grigio, illuminazione, fattore di calibrazione e fuoco*, rispettino i valori prestabiliti.

Tabella risultati.

I dati possono essere filtrati, stampati o esportati. I risultati vengono espressi in kBq h /mc (esposizione).Inserendo le date di inizio e fine esposizione viene calcolata automaticamente la

Device	File name	Start date	Finish date	Class	Total	Exp. m/s	Exp. m/s	Exp. m/s	Exp. m/s
00000001	18/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	5127	2074 ± 56	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000002	18/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	5139	2104 ± 52	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000003	18/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	792	257 ± 34	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000004	18/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	383	149 ± 24	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000005	18/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4883	2162 ± 54	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000006	18/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	262	113 ± 10	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000007	18/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	964	368 ± 21	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000008	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	10	1 ± 7	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000009	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	19	1 ± 7	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000010	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4196	1852 ± 42	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000011	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4044	1791 ± 46	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000012	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4213	1868 ± 48	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000013	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4185	1858 ± 48	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000014	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4209	1868 ± 48	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000015	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4006	1767 ± 46	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000016	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4181	1852 ± 48	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000017	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4312	1889 ± 48	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000018	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	36	1 ± 9	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000019	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4010	1776 ± 46	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000020	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	45	0 ± 5	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000021	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	4062	1800 ± 47	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000022	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	30	0 ± 6	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000023	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	21	0 ± 7	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000024	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	46	1 ± 10	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000025	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	51	262 ± 17	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000026	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	38	7 ± 10	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000027	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3327	1468 ± 41	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000028	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3413	1505 ± 41	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000029	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	913	367 ± 52	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000030	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	9312	440 ± 16	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000031	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	198	7 ± 16	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
00000032	21/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	2309	912 ± 44	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0

concentrazione in Bq/m³. (VEDI TAB. IN FONDO)

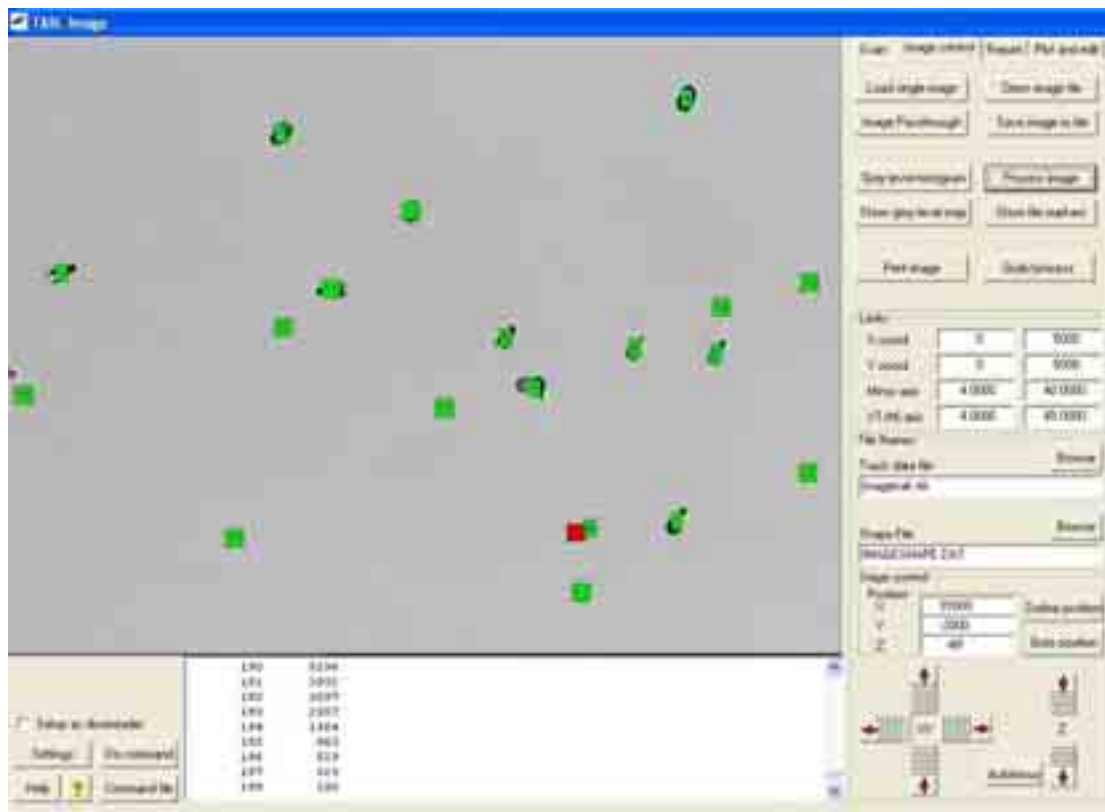
Nel file RECORDSETTINGS.txt sono memorizzati i parametri di calcolo (tra i quali il valore di background e il fattore di conversione tra numero di tracce ed esposizione). Per riuscire a comprendere completamente l'algoritmo di calcolo che sta alla base del software, c'è bisogno di esperienza maggiore: del resto, il produttore non lo rende noto per ovvie ragioni commerciali.

Analisi delle tracce

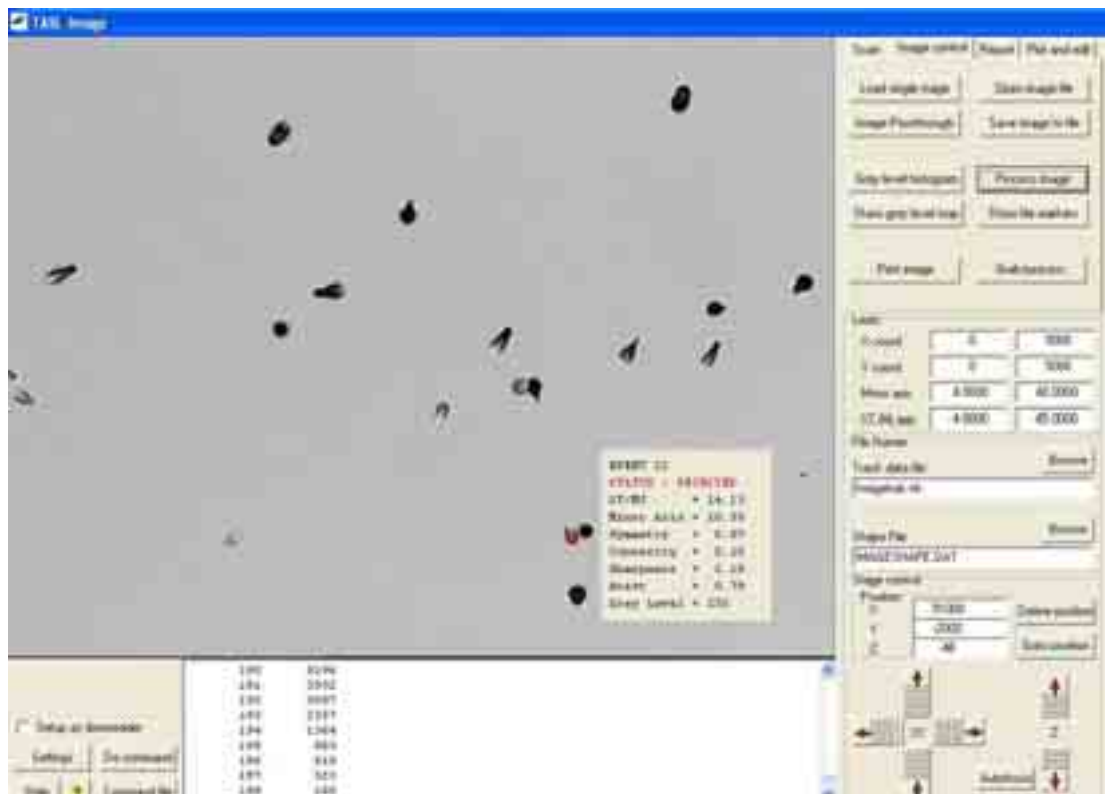
Di ogni "oggetto" viene esaminato:

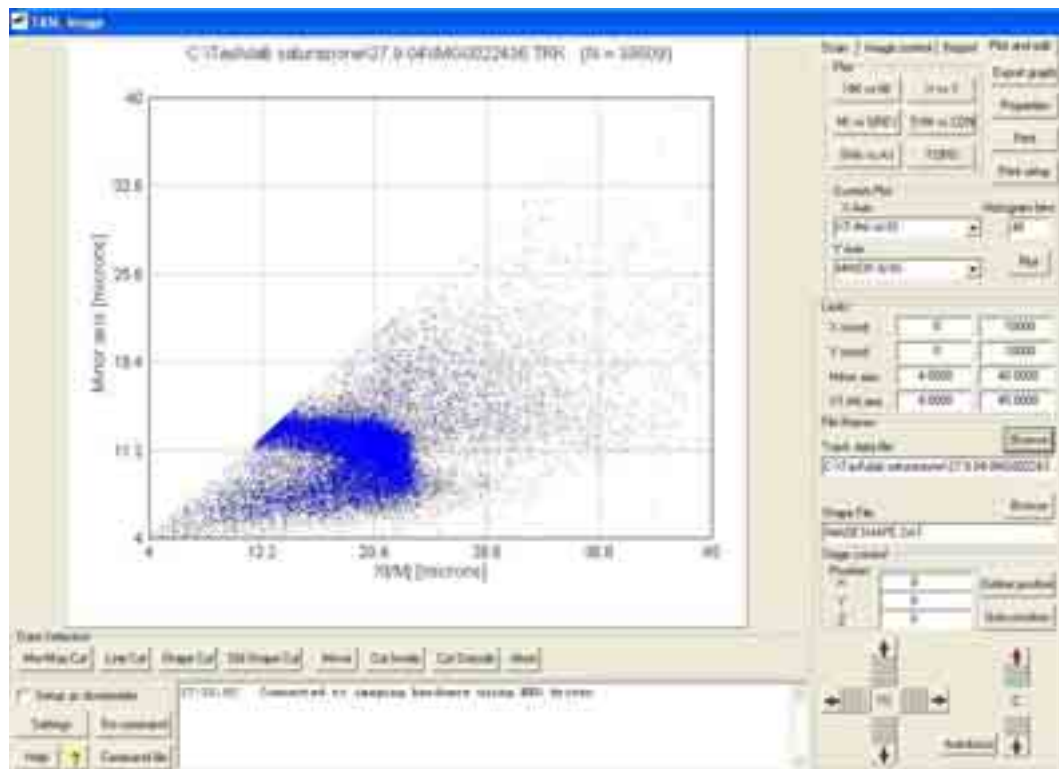
- livello di grigio
- asse maggiore
- asse minore
- rapporto asse min./asse magg.
- simmetria
- convessità
- nitidezza
- atest (rapporto tra area mancante dell'ellisse e area dell'ellisse che circonda la traccia)

In base a questi principi, si riescono a discriminare le tracce delle particelle alfa, riconoscendo quelle generate dal radon e dai suoi prodotti di decadimento. Infatti, grazie a questo processo, il software è in grado, come detto in precedenza, di portare una correzione alla densità delle tracce rivelate dovute ai due isotopi del polonio, le cui emissioni alfa, per effetto di *plate-out*, sono più energetiche. In seguito si riporta un esempio di lettura e processo dell'immagine della particella, in base ai criteri sopra esposti; ogni singola traccia, viene registrata come evento e processata (vedi figg. Successive).



In alto, si notano gli eventi processati: accanto ad ognuno, il software elenca le caratteristiche della traccia e spiega il perché una traccia sia attribuita, se rispetta certi parametri, al radon oppure no.





Da notare la differenza con il diagramma precedente: le tracce lette, si riferiscono ad un rivelatore esposto per 60 minuti ad una sorgente di americio-241. Con l'aumentare la densità di tracce, le informazioni si perdono e al soft-ware devono essere modificati alcuni parametri di lettura, per far sì, che tracce sovrapposte siano discriminate come tali e non riconosciute come corpi estranei.

CAP. 5 Caratterizzazione dello stock di 22000 rivelatori CR-39

Il lavoro svolto all'APAT, presso il Servizio Controllo Radiazioni Ambientali nel periodo Giugno-Novembre, ha riguardato la caratterizzazione di una partita di circa 20000 rivelatori da utilizzare per la indagine pilota per lo sviluppo di metodologie per la individuazione delle zone ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon in una parte del territorio della regione Lazio. Tutta la partita, costituita da vari batches, a loro volta suddivisi in altri sottoinsiemi (generalmente chiamati “busta “ e “bustina”), è stata trattata in maniera tale che, di ogni singolo rivelatore, fosse noto il percorso di vita, dal momento di produzione all'utilizzo¹⁹, operazione fondamentale per giustificare eventuali anomalie di risposta di rivelazione

La partita di rivelatori, acquistato in Inghilterra, è composta da circa 12 batches di circa 2000 rivelatori, i quali, a loro volta, per questioni commerciali, sono suddivisi in “bustine” impermeabili al radon, raggruppate e conservate in contenitori (da noi chiamati “buste”). Ogni busta è composta da circa 12 bustine, all'interno di ognuna delle quali sono conservati circa 99 rivelatori.

Di tutto lo stock, sono stati studiati, circa 500 rivelatori, avendo cura di rappresentare, in maniera significativa, il batch di produzione, busta e bustina di appartenenza.

¹⁹ Vedi tabelle seguenti

Codice	Blach	Busta	Bontina	Immunizzazione Data ricorrenza	Data preparaz	inizio espi	fine espi	Impiego	imp. 2	cod. bagno	Data bagno	note bagno	Data lettura	Start_date	Fresh_date	Days	Total	KBa_m3_h	Ba_m3	3a_m3_Ave
2762	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB			15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	39	5	±	8
2763	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB			15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	67	6	±	10
2764	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB			15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	74	-1	±	11
2765	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB	FONCO		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	72	5	±	11
2766	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3449	1524	±	41
2767	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB			15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3707	1640	±	43
2768	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3369	1487	±	40*
2769	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3590	1583	±	42
2770	2006	1	1	1	25/03/2004	05/04/2004		NRPB			15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	196	22	±	14*
2771	2006	1	1	1	26/03/2004	05/04/2004		NRPB	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3633	1606	±	43
2772	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3528	1558	±	42
2773	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3793	1677	±	44
2774	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3804	1681	±	44
2775	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3222	1421	±	39
2776	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3687	1629	±	43
2777	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3659	1571	±	42
2778	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3668	1620	±	43
2779	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3693	1586	±	42
2780	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3715	1641	±	43
2781	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	FONCO		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	92	0	±	11
2782	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3659	1616	±	43
2783	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3641	1564	±	42
2784	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3744	1654	±	44
2785	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		NRPB			15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	720	307	±	29
2786	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3752	1658	±	44
2787	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3271	1442	±	39
2788	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	esperto		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3611	1584	±	42
2790	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	transito		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	159	44	±	13
2791	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	transito		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	125	25	±	11*
2792	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	transito		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	105	10	±	12
2793	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	FONCO		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	55	-1	±	9
2794	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3658	1573	±	42
2795	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3499	1547	±	41
2796	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3665	1620	±	43
2797	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3762	1674	±	44
2798	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3757	1662	±	44
2799	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	Amercia		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	3528	1580	±	42
2800	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	FONCO		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	35	2	±	8
2801	2006	1	1	1	24/03/2004	05/04/2004		Cal IMMER	FONCO		15/07/2004		15/07/2004	21/07/2004	21/07/2004	0	142	36	±	12*

Nella tabella in alto, è riportato un esempio della classificazione dello stock di rivelatori, con la rispettiva caratterizzazione, impiego, sviluppo e lettura delle tracce.

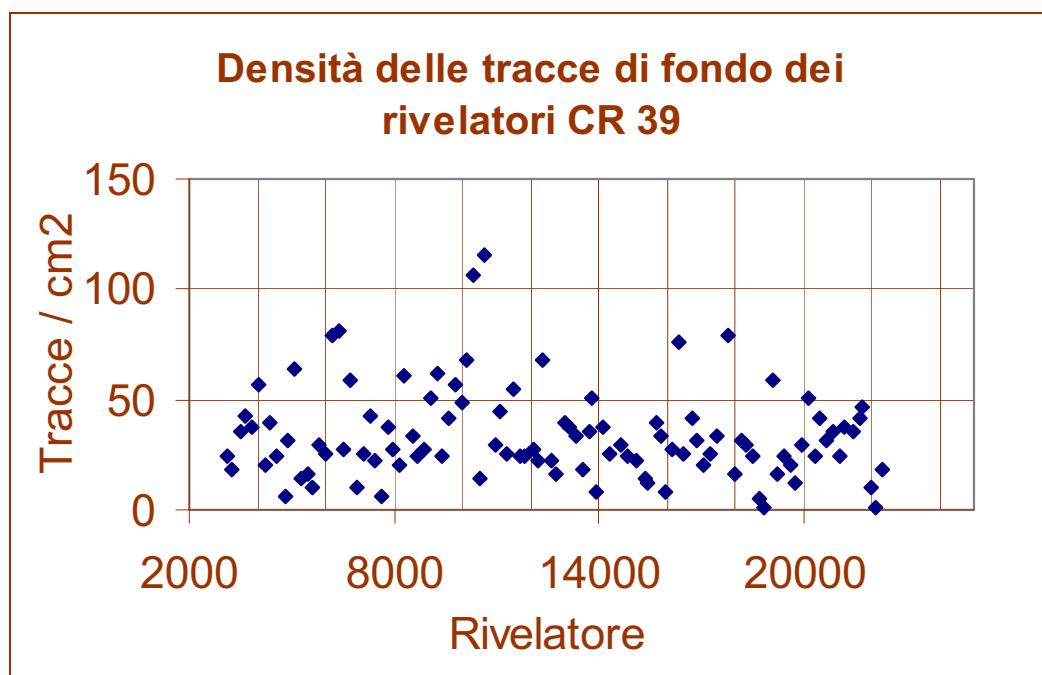
Tenendo conto che per ogni batch si producono circa 2000 rivelatori, e considerando che tutti i pezzi sono numerati in ordine crescente secondo la fase di produzione, si è prelevato un campione ogni 100 rivelatori, separandoli in maniera alternata tra, quelli la valutazione del fondo, dovuto a imperfezioni generate durante le fasi di produzione e lavorazione e a esposizioni durante lo stoccaggio dei rivelatori, e quelli da esporre all'americio-241, per i controlli riguardanti la variabilità dell'efficienza di rivelazione. Una parte dei rivelatori è stata utilizzata per la calibrazione e un ulteriore gruppo di rivelatori è stato utilizzato per la verifica fenomeno della saturazione, ossia della perdita di segnale nel caso di elevatissime esposizioni.

5.1 Valutazione del fondo dei rivelatori

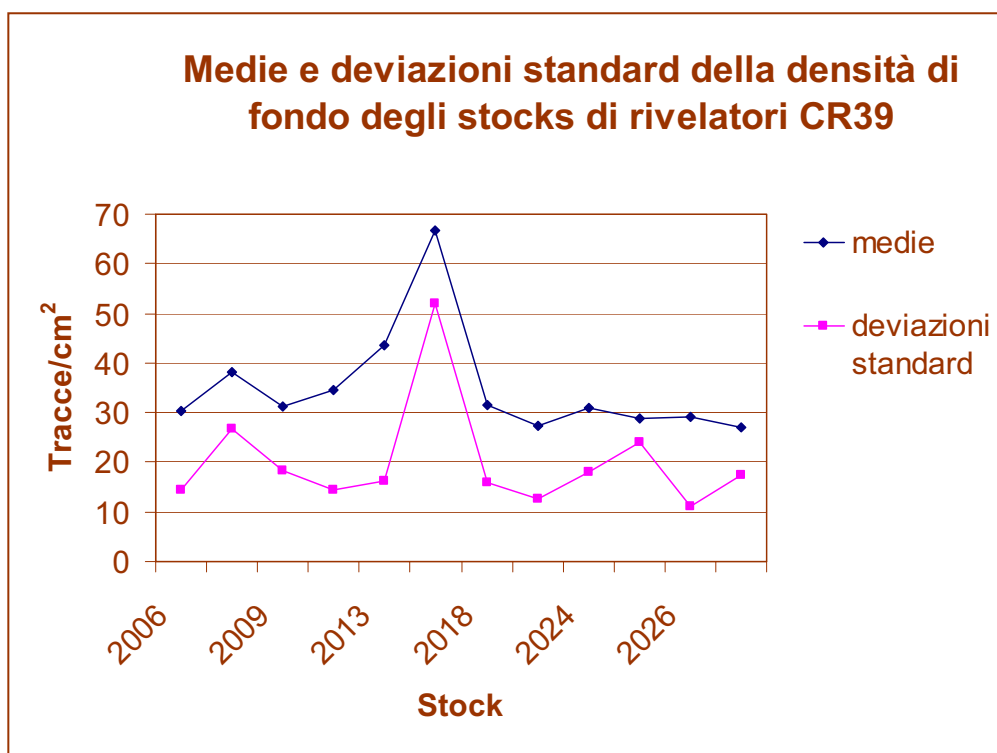
Durante le fasi di produzione e di lavorazione dei rivelatori possono generarsi delle imperfezioni nel materiale che il sistema di conteggio riconosce come tracce attribuibili al radon. Inoltre, durante le spedizioni del materiale e lo stoccaggio dei rivelatori, per quanto conservati in buste termosaldate di materiale accoppiato carta-alluminio-polietilene a bassa permeabilità al radon, si possono verificare delle esposizioni che con il tempo possono aumentare il numero di tracce di fondo presenti sui rivelatori.

A questo scopo sono stati prelevati circa 100 rivelatori, in media 9 per ogni stock, sono stati sottoposti al trattamento chimico ed è stata misurata la densità di tracce.

Nelle figure seguenti sono riportate rispettivamente la densità di tracce di fondo dei singoli rivelatori analizzati e la distribuzione della densità di tracce di fondo.



Nella figura seguente sono riportate le medie e le deviazioni standard dei rivelatori suddivisi per singoli stock.



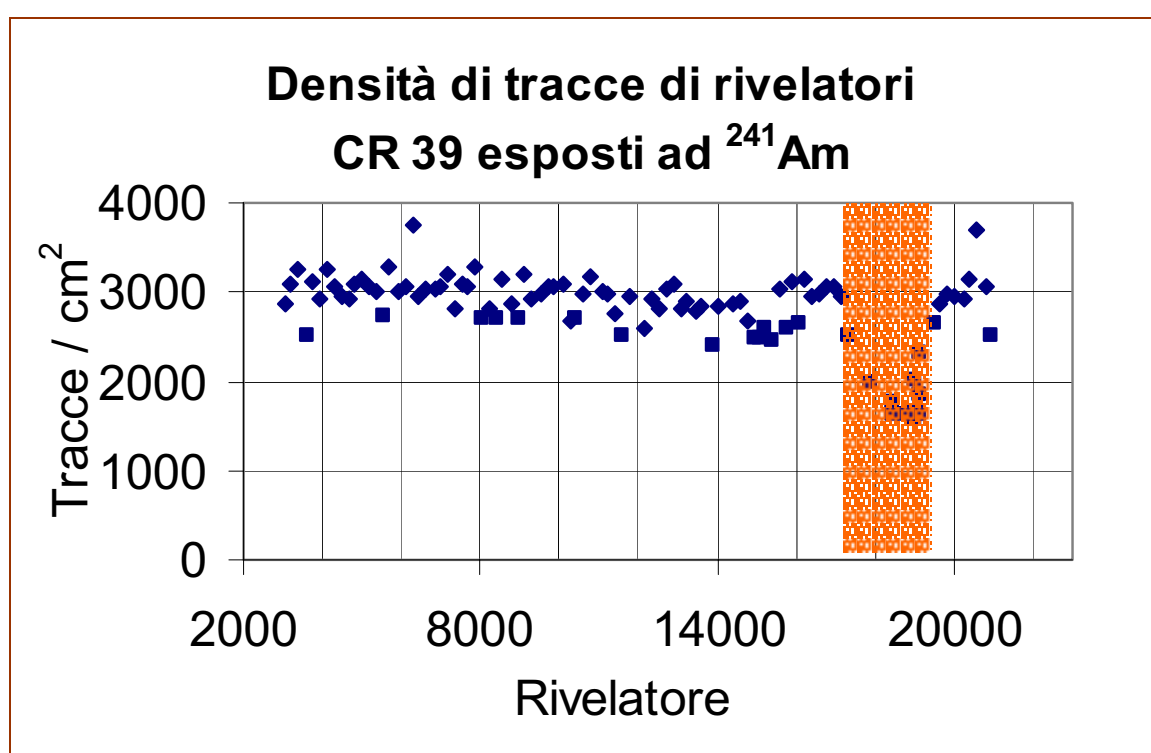
A parte il caso dello stock n. 2014 che presenta due valori anomali che contribuiscono ad alzare la media dello stock, si nota una sostanziale uniformità del fondo per l'intera partita. Sulla base di questi risultati è stato assunto un valore di fondo iniziale di 34 tracce per cm^2 . Da questo dato è possibile ricavare la minima attività rilevabile che è funzione del tempo di esposizione. Nella tabella seguente sono riportati i valori della MAR per alcuni tempi di esposizione tipo, calcolati dalla formula 4.66 SD. Per confronto sono riportati anche i valori delle MAR dei rivelatori tipo LR115 utilizzati presso il Servizio controllo radiazioni ambientali dell'APAT.

CR 39		MAR	LR 115		MAR
	h	Bq/m ³		h	Bq/m ³
1m	720	69	1m	720	97
3m	2160	23	3m	2160	32
6m	4320	12	6m	4320	16
12m	8640	6	12m	8640	8

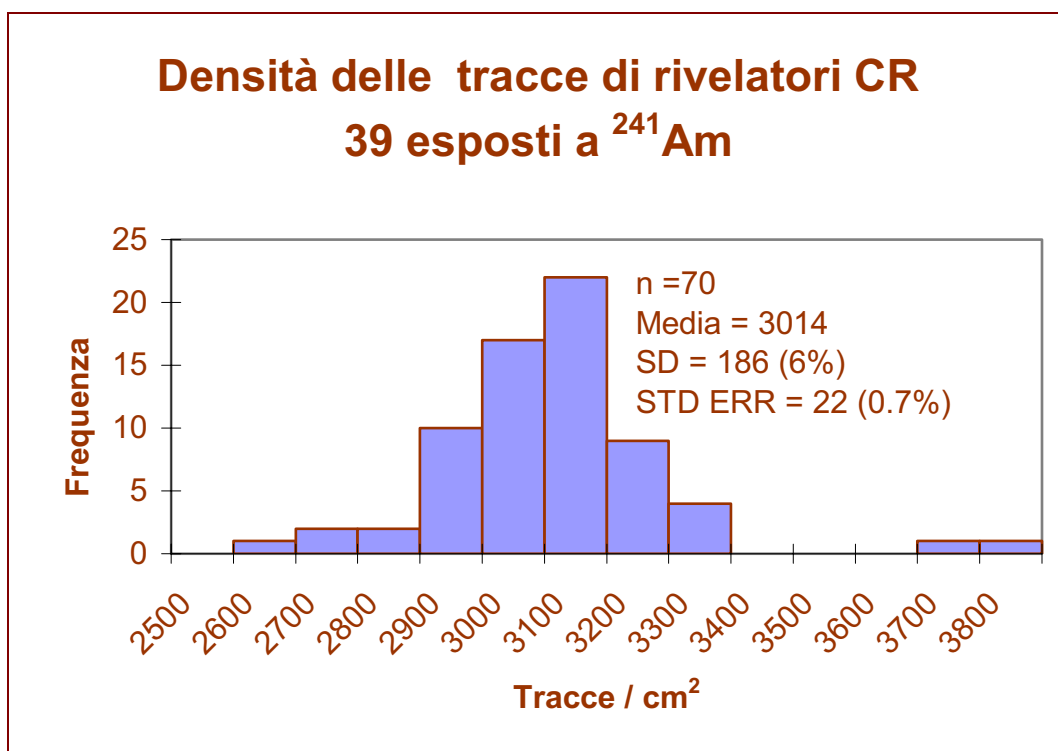
5.2 Controllo della variabilità della efficienza dei rivelatori CR39

Per il controllo della variabilità dell'efficienza di rivelazione dei rivelatori dei diversi stocks 70 rivelatori, circa 6 per ogni stock, sono stati esposti ad una sorgente solida di americio con una geometria di esposizione ben definita per un tempo costante. In questo caso deve essere osservato che le energie delle radiazioni α dell'Am-241 non coincidono con le energie delle radiazioni α del radon e dei suoi prodotti di decadimento. Questa prova sperimentale non vuole quindi verificare l'efficienza dei rivelatori ma la variabilità della risposta tra i diversi stocks.

Nella figura seguente è riportata la densità di tracce dei rivelatori esposti all'Am-241.



Si nota che uno degli stock, il n. 2025 presenta dei valori di densità di tracce sensibilmente inferiori. Questo stock è stato per il momento accantonato e verrà sottoposto ad ulteriori verifiche. Nella figura seguente è riportata la distribuzione della densità di tracce con esclusione dei rivelatori dello stock 2025.



Sempre ad esclusione dello stock 2025, si nota una sufficiente omogeneità della risposta dei rivelatori, giustificata da una deviazione standard del 6% .

5.3 Calibrazione dei rivelatori

La calibrazione dei rivelatori è stata effettuata esponendo un gruppo di rivelatori presso l'Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti - INMRI dell'ENEA, istituto riconosciuto come primario per le radiazioni ionizzanti, ad una esposizione certificata di $1587 \text{ kBq/m}^3 \pm 5\%$ e riferibile a un campione primario. 30 rivelatori sono stati inviati all'INMRI, di questi 23 sono stati utilizzati per l'esposizione e 7 per la misura della esposizione durante i transiti dei rivelatori. La media delle densità di tracce dei 23 rivelatori, sottratto il contributo del transito, è risultata di $3047 \text{ tracce /cm}^2$ con una deviazione standard di 78 tracce /cm^2 pari al 4.9 %. Il fattore di calibrazione pertanto risulta essere:

$$FC = \frac{1587}{3047} = 0.5208 \pm 7\% \text{ kBq h m}^{-3} \text{ tr}^{-1}$$

5.4 Effetto della saturazione

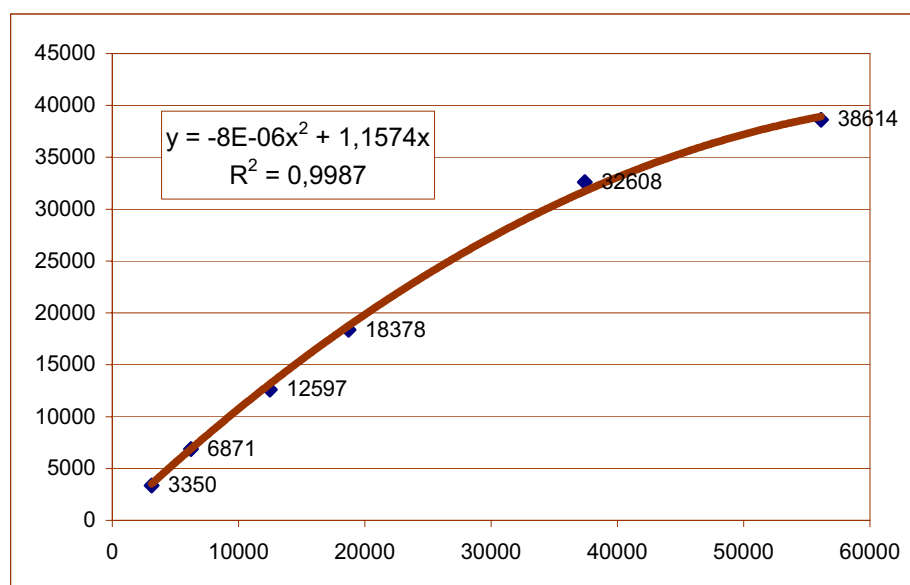
Ad elevate esposizioni si produce un elevato numero di tracce che può dar luogo ad un fenomeno di sovrapposizione e di perdita di linearità della risposta definito in genere effetto saturazione. Per verificare questo effetto gruppi di rivelatori sono state sottoposti a esposizioni crescenti a una sorgente di Am-241. Le diverse esposizioni sono state ottenute variando i

tempi di esposizione. Nella tabella che segue sono riportate le medie delle densità di tracce ai diversi tempi di esposizione alla sorgente di Am-241.

Nella terza colonna della tabella sono riportate le tracce calcolate applicando il risultato di una regressione lineare tra tracce e tempo di esposizione ottenuta prendendo in considerazione le prime quattro esposizioni per le quali si ritiene di assumere irrilevante l'effetto di saturazione.

Minuti esposizione	Tracce misurate	Tracce teoriche
5	3350	3118
10	6871	6237
20	12597	12473
30	18378	18710
60	32608	37420
90	38614	56129

Nel grafico seguente è riportato l'andamento della densità di tracce misurate in funzione della densità di tracce calcolate nel modo descritto in precedenza.



Nel grafico è riportato, il risultato di una regressione polinomiale di 2 grado con la quale è possibile correggere la densità di tracce in caso di presenza di saturazione.

Considerando un valore di densità di circa 20000 tracce / cm² oltre la quale è necessario effettuare una correzione si possono ricavare i valori massimi di concentrazione di radon al di sotto dei quali la risposta del rivelatore si ritiene lineare. Tali valori, riportati nella tabella seguente, sono funzione del tempo di esposizione.

CR 39		Soglia di linearità
n° mesi	h	Bq/m ³
1	720	14467
3	2160	4822
6	4320	2411
12	8640	1206

CAP.6 CONCLUSIONI

6.1 L'intercomparison dell'NRPB

Il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” aderisce ogni anno ad esercizi internazionali di intercomparison presso il National Radiological Protection Board (NRPB) inglese.

Secondo le regole dell'intercomparison²⁰, i laboratori partecipanti devono determinare le tre concentrazioni di radon (in termini di kBqh/m³) alle quali vengono esposte dall'NRPB tre serie di rivelatori, all'interno di una “camera di esposizione”.

I valori dell'esposizione scelti per la prova cadono in tre intervalli che sono di bassa (100-200 kBqh/m³), di media (200-1000 kBqh/m³) e di alta esposizione (>1000 kBqh/m³).

La qualità dei risultati pervenuti viene stimata dall'NRPB attraverso:

- ✓ la media delle differenze percentuali, calcolate per ogni serie di dosimetri, tra il valore di riferimento e il valore misurato;
- ✓ la media delle deviazioni standard percentuali (coefficiente di variazione), calcolate per ogni serie di dosimetri.

I laboratori vengono classificati sulla base dei risultati in cinque classi: A, B, C, D, E: la classe A viene assegnata nel caso in cui sia la media delle differenze percentuali, sia la media delle deviazioni standard percentuali sono inferiori al 10%; la classe B viene assegnata nel caso in cui anche uno solo dei due valori è superiore al 10%, ma inferiore al 15%; la classe C viene assegnata nel caso in cui anche uno solo dei due valori è superiore al 15%, ma inferiore al 20%; di seguito per le altre classi.

Nella Tabella 2.1 sono riportati i risultati ottenuti dal laboratorio del “Servizio” negli ultimi interconfronti.

²⁰ Howarth & Miles, 2001.

Tabella 2.1 – Risultati degli ultimi interconfronti internazionali presso NRPB

Anno	LR115	CR39 ²¹
2002	A	A
2003	A	A
2004	A	A

Per ottenere questo tipo di “validazione”, i valori dell’“incertezza totale” alla bassa, alla media e all’alta esposizione, conseguiti dal laboratorio durante l’esercizio di intercomparison, devono risultare minori rispettivamente del 50%, del 15% e del 50%. L’incertezza totale è data dalla radice quadrata della somma dei quadrati della deviazione standard e della differenza percentuale tra il valore di riferimento e il valore del misurato.

Il risultato di quest’anno, riferito al CR-39, è stato particolarmente interessante in quanto si partecipava all’intercomparison con un nuovo rivelatore, ciò nonostante, l’esito dell’intercomparison è stato positivo e, il laboratorio è stato classificato nella classe di merito più alta.

²¹ Per l’anno 2004, il CR-39 utilizzato, è quello TAsL, che come detto in precedenza, ha metodologia di sviluppo e lettura differenti rispetto al CR-39 PMP

Di seguito sono riportati i risultati dell'intercomparison NRPB al quale abbiamo partecipato del 2003 con il vecchio CR39 e nel 2004 con il nuovo.

NRPB 2003 old

Esposizione	Valore di riferimeneto NRPB (kBq/m3)	Valore APAT (kBq/m3)	Delta (%)	Deviazione Standard (%)
1	120	135	12,5	6,6
2	346	342	1,2	4,7
3	1780	1816	2	5,5
Medie			5,3	5,58
Somma (Delta% + SD%)		10,8		
Test di validazione NRPB		OK		
$\sqrt{\Delta^2 + SD^2} < (15\% \div 50\%)$				

NRPB 2004 new

Esposizione	Valore di riferimeneto NRPB (kBq/m3)	Valore APAT (kBq/m3)	Delta (%)	Deviazione Standard (%)
1	112	120	6,96	14,7
2	321	324	0,97	9,1
3	2289	2266	1,02	4,7
Medie			2,98	9,50
Somma (Delta% + SD%)		10,8		
Test di validazione NRPB		OK		
$\sqrt{\Delta^2 + SD^2} < (15\% \div 50\%)$				

Bibliografia

- A. Calgan, J. Gutierrez “*National Approaches to controlling exposure to radon*”. 1996
- A. Durani, P. Green “*The effect of etching conditions of the response of LR 115*” 1984
- A. Durrani, R. Illic eds., “*Radon measurements by etched track detectors .Application in radiation protection, earth sciences and the environment.*” World Scientific 1999
- A. Nero “*Earth, air, radon and home*”, Physics Today, Aprile 1989
- A. Nero, W Naranoff “*Radon and its products in indoor air*”. A.Wiley – Interscienze Publications A 1968
- A.G. Scott “*Radon sources, radon ingress and models*” in Radiation Protection Dosimetry, Volume 56, 1996
- A.I.R.P. Atti del XXXI Congresso Nazionale Ancona, Settembre 2000
- A.N.P.A. “*Rapporto sul problema del gas radon nelle abitazioni*” 2000
- A.Wiley –Interscienze Publications A 1968
- B.E.I.R. VI Report: “*The Health Effects of Exposure to Indoor Radon*” 1998
- Bochicchio, F., Campos Venuti G., Piermattei, S., Torri, G., Nuccetelli, C., Risica S., Tommasino L.. ”*Results of the national survey on radon in all the 21 italian regions*”, International Workshop Radon in the Living Environment 19-23 April 1999, Athens, Greece.
- C. Darby, E. Whitley, G. Howe “*Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies*” Cancer Institute 1997
- Comitato Scientifico – ANPA- “*Radiazioni ionizzanti: gli effetti il rischio, l’informazione e le norme*” Roma, 2000
- Direttiva 96/29 EURATOM 1996
- E.C.A. “*Indoor air qualities and its impact on man*” Radon in indoor air. Report n.15 Bruxelles, 1999
- F. Bochicchio “*Stima del rischio da radon: stato delle conoscenze e programma di ricerca*” I.S.S. Roma, 1996
- I.A.E.A. “*International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for Safety of Radiation Sources*” Vienna, 1996
- I.C.R.P. Publication n.39, “*Principles for Limiting Exposure of the Public to Natural Sources of Radiation*” 1984
- I.C.R.P. 65 “*Protection against radon 222 at home and at work*”. 1994
- I.C.R.U. (“International Commission on Radiation Units and Measurements”) Reporter n.33, Maryland, 1980

- J.H. Lubin, D. Boice. “*Lung cancer risk from residential radon: metanalysis of eight epidemiological studies*”. Cancer Institute 1999
- L. Fleischer, A. Campero “*Mapping of integrated radon emanation for detection of long distance migration of gases within earth: techniques and principles*”. 1998
- L. FLEISHER, R. PRICE “*Nuclear Track in Solids: Principles and Applications* “ BERKELEY 1995
- L. Tommasino, D. Cheranati, J. Seidel “*A Plastic bag sample for passive radon monitoring*” 1988
- M. Bezzo, E. Bottani, M. Falesani “*Misure di radon nelle abitazioni*”. Bologna 1991
- N.C.R.P. (National Council for Radiation Protection) “*Measurement of radon and radon daughters in air*” NCRP Report n. 97, 1998
- R. Globe, R. Socolow “*High radon houses: questions about log-normal distributions and implications for the epidemiology and risk assessment*” Atlanta, 1990
- R. Illic “*Damage Track detectors for Track formation and detector processing*” Singapore, 1990
- S. Risica “*Normative e Raccomandazioni sulla Radioattività naturale negli ambienti di vita e di lavoro*” Atti del convegno “Radon tra natura e ambiente costruito” Venezia, 1997.
- U.S.-E.P.A. “*The Risk Assessment-Guidelines*”. 1998
- UNI CEI ENV 13005 “*Guida all’espressione dell’incertezza di misura*” 2000
- United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation UNSCEAR 2000 *Sources and effects of ionizing radiation*
- W. Enge, K. Grabisch “*Etching behaviour of a cellulose nitrate plastic detector under various etching conditions*” 1974
- W. Jacobi “*The dose to the human respiration that by inhalation of short-lived radon 222*” Health Physics
- WHO-ROE (World Health Organization- Regional Office Europe) “*Indoor Air Quality*” 1998