

**Università degli Studi di Roma “La Sapienza”
Sede di Latina**



**Facoltà di Ingegneria
Corso di Laurea Specialistica in Ingegneria
dell'Ambiente per lo Sviluppo Sostenibile**

Anno Accademico 2003/2004

**RIVELATORI DI TRACCE NUCLEARI A STATO SOLIDO
“LR115” PER LA MISURA DELLA CONCENTRAZIONE DI
RADON IN ARIA**

Laureando: Eugenio Terella

Relatore: Prof. Romolo Remetti (Università La Sapienza, Dip. Energetica)

Correlatore: Dr. Giancarlo Torri (APAT, Servizio Controllo Rad. Ambientali)

Indice

Ringraziamenti

Introduzione..... 1

PARTE I

- Capitolo 1 – LA RADIOATTIVITA'

1.1 I decadimenti radioattivi 4
1.2 La radioattività ambientale: naturale e artificiale..... 5

- Capitolo 2 – EFFETTI SANITARI DA ESPOSIZIONI A RADIAZIONI

2.1 Definizioni radioprotezionistiche e unità di misura 7
2.2 Effetti sanitari 10
 2.2.1 Effetti deterministici somatici..... 11
 2.2.2 Effetti stocastici, somatici e genetici 14
2.3 Alcuni valori di riferimento 18
2.4 La dottrina della radioprotezione 19

- Capitolo 3 – IL RADON

3.1 Origine degli studi sul Radon..... 21
3.2 Organismi scientifici preposti allo studio del Radon 22
3.3 Caratteristiche del Radon 23
3.4 Sorgenti di Radon 26
 3.4.1 Il suolo..... 29
 3.4.1.1 Il sottosuolo e le rocce radioattive 34
 3.4.2 I materiali da costruzione 38
 3.4.3 L'aria esterna 40
 3.4.4 L'acqua..... 41
 3.4.5 Il gas naturale 42
3.5 Modelli matematici per il calcolo della concentrazione di Radon 42
3.6 Il Radon e le implicazioni biologiche – sanitarie..... 43
3.7 I rischi connessi ai prodotti di decadimento del Radon 46
3.8 Distribuzione del Radon indoor sul territorio italiano 48

3.9 La normativa di riferimento	52
3.9.1 Ambienti di lavoro	53
3.9.2 Ambienti residenziali	54
3.9.3 La situazione negli altri paesi	55

- Capitolo 4 – RADON INDOOR

4.1 Valutazione del potenziale rischio di un'area.....	58
4.2 Come entra nelle abitazioni	59
4.3 Interventi.....	60
4.3.1 Prevenzione.....	60
4.3.2 Cosa fare.....	61
4.3.3 Interventi sugli edifici esistenti	62
4.3.4 Raccomandazioni	65
4.4 Problemi sulla salute pubblica: incertezze	67

PARTE II

- Capitolo 5 – TECNICHE DI MISURA: STRUMENTI PER LA RIVELAZIONE DEL RADON

5.1 Interazione delle particelle alfa con la materia	69
5.1.1 Generalità	69
5.1.2 Perdita di energia delle particelle cariche per eccitazione ed ionizzazione.....	71
5.1.3 Particelle alfa	72
5.2 Sistemi di rivelazione passivi a integrazione.....	75
5.2.1 I rivelatori a stato solido di tracce nucleari (SSNTD'S)	76
5.2.1.1 Meccanismo di formazione delle tracce	78
5.2.2 Rivelatori a carbone attivo	79
5.2.3 Elettreti.....	81
5.3 Sistemi di rivelazione in continuo e attivi	82
5.3.1 Alfaguard PQ2000	83
5.3.2 Ab-5	88

- Capitolo 6 – RIVELATORI DI TRACCE NUCLEARI A STATO SOLIDO “LR115” PER LA MISURA DELLA CONCENTRAZIONE DI RADON IN ARIA

6.1 Metodologia per la misura del radon con rivelatori LR115.....	91
6.2 Preparazione alle esposizioni	93
6.2.1 Il dispositivo di campionamento.....	93
6.2.2 Preparazione dei dosimetri.....	94
6.3 Esposizione dei dosimetri	96
6.3.1 Elaborazione dati sulle esposizioni	100
6.4 Trattamento chimico	106
6.5 Determinazione dello spessore residuo dell’LR115	109
6.5.1 Metodo e procedura delle misure colorimetriche	109
6.5.2 Dipendenza della misura dell’assorbanza dall’umidità	111
6.6 Conteggi e analisi delle tracce	112
6.6.1 Spark-replica Counter: funzionamento e procedura.....	112
6.6.2 Sistema di elaborazione delle immagini TASL.....	115
6.6.3 Sistema di analisi di immagine Perception.....	117
6.7 Taratura del sistema	123
6.7.1 Correlazioni tra i parametri analizzati	123
6.7.2 Procedura e determinazione della densità di tracce di fondo	125
6.7.3 Procedura per la correzione dello spessore.....	127
6.7.3.1 Determinazione dei coefficienti di correzione β per l’ABS e l’area..	133
6.7.4 Determinazione del fattore di taratura	135
6.7.4.1 Analisi dei dati sperimentali.....	138

- CONCLUSIONI 140

- BIBLIOGRAFIA

Ringraziamenti

La presente tesi è stata svolta presso l'Apat (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici) al C.S.M. (Centro Sviluppo Materiali) di Castel Romano (RM).

Un ringraziamento al Prof. Ing. Romolo Remetti per aver seguito con particolare riguardo tutto il lavoro di tesi, per il supporto conferito, ma soprattutto per avermi sempre stimolato e motivato.

Si ringrazia per la disponibilità e la collaborazione il Dr. Giancarlo Torri responsabile del servizio controllo radiazioni ambientali dell'Apat, e tutti i tecnici del servizio, che hanno assistito l'attività di tesi (in modo particolare Marco Cavaioli), nonostante gli innumerevoli impegni di lavoro ordinario e giornaliero. Ancora un grazie a Leandro Magro, Valeria Innocenzi, Lina e Antonio Di Lullo, Marco Cavaioli, Patrizia Leone, Maurizio Petruzzi, Massimo Blasi, Piera Innocenzi, Rahma Mustafà, Francesco Salvi, Giuseppe Menna e Aldo De Angelis per avermi considerato parte integrante della loro equipe lavorativa.

Un grazie a Rosaria Ippolito per avermi sempre incoraggiato.

Un grazie a mia madre Antonietta, a Saverio, mia sorella Francesca, mio nonno Eugenio, e Francesco, che mi hanno sostenuto durante tutto il corso di studi.

Un grazie molto particolare ad Alessandra con la quale ho condiviso tutto il percorso universitario, e insieme a questo, le soddisfazioni e le amarezze; grazie per avermi sempre incoraggiato nei momenti più difficili e intensi.

Un pensiero a parte è rivolto a mio padre Francesco: lo ringrazio per avermi dato la forza dall'alto nei momenti di sconforto; sono sicuro che oggi sarebbe fiero di me.

Questa tesi si è rivelata essere non solo un'esperienza lavorativa formativa in un settore altamente operativo come quello dell'Apat, ma si è dimostrata un'opportunità di applicazione delle conoscenze acquisite durante il percorso universitario.

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/m^3 , il radon contribuisce per circa il 43 % alla dose efficace totale¹. 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'Apat, dall'ISS e dalle regioni, è risultata 70 Bq/m^3 , 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'Apat e dall'ISS in occasione dell'indagine nazionale sulla radioattività nelle abitazioni.

Durante il corso degli anni è emersa l'opportunità di migliorare la risposta di questo tipo di rivelatori in particolare riguardo l'incertezza associata alle misure.

Molti sono i parametri che contribuiscono all'incertezza: geometria del rivelatore, materiali utilizzati (conduttori o elettrostatici), procedure di trattamento chimico per lo sviluppo delle tracce, tecniche e procedure di misura necessarie per il calcolo della concentrazione di radon, in particolare, misure dello spessore del materiale sensibile e misure di conteggio delle tracce.

Nel presente lavoro 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, sono state studiate:

- un tipo di nitrato di cellulosa LR115 definito “non pelliculabile” con caratteristiche diverse da quelle utilizzate in precedenza. In particolare questo materiale non è separabile dal supporto e pertanto il conteggio delle tracce non può essere realizzato con le tecniche automatiche precedentemente utilizzate (spark – counter) ma con tecniche di analisi di immagine;
- l'applicazione della correzione per lo spessore residuo/consumato delle pellicole di LR115 a questo tipo di LR115, basata su misure di tipo ottico / colorimetrico;
- una nuova tecnica per la correzione per lo spessore residuo/consumato basata sulla ipotesi di correlazione tra le dimensioni medie delle tracce e lo stesso spessore residuo.

Per lo svolgimento della tesi sono stati utilizzati circa 80 dosimetri con 160 rivelatori sottoposti a tre differenti esposizioni di radon presso la camera radon nei laboratori dell'Apat (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici) al C.S.M. (Centro Sviluppo Materiali) di Castel Romano (RM).

Le prove hanno consentito di ricavare, e di confrontare tra loro, fattori di taratura dalla nuova tecnica di misura dello spessore e di conteggio delle tracce.

PARTE I

- Capitolo 1 – LA RADIOATTIVITA'

1.1 I decadimenti radioattivi

Il fenomeno della radioattività deriva dalla proprietà di alcuni nuclei, detti “instabili” o “radioattivi”, di emettere particelle alfa, beta e radiazione gamma.

In particolare, per i decadimenti alfa e beta si ha una trasformazione del nucleo, che cambia il suo numero atomico dando origine ad un nuovo elemento.

Il nucleo instabile, detto radionuclide, ha un eccesso di energia interna, pertanto risulta sottoposto a un cambiamento spontaneo verso una forma più stabile.

Questo processo si dice “decadimento radioattivo”.

I nuclei prodotti, in alcuni casi, sono a loro volta instabili, e producono ulteriori decadimenti, generando una “catena”. Il processo si arresta quando si raggiunge un nucleo stabile.

L'equazione che descrive tutti i processi di decadimento radioattivo è data da:

$$N = N_0 e^{-\lambda t}$$

Nell'equazione esponenziale del decadimento radioattivo N è il numero di nuclei radioattivi ad un certo istante t , N_0 è il numero di nuclei radioattivi presenti inizialmente, λ è la costante di decadimento caratteristica del radioisotopo; l'andamento è illustrato in figura 1.1.

Ogni nucleo radioattivo ha un caratteristico tempo di dimezzamento, definito come il tempo necessario a dimezzare il numero iniziale di nuclei radioattivi; può essere compreso tra un milionesimo di secondo e milioni di anni a seconda dell'elemento. Il tempo di dimezzamento è legato alla costante di decadimento dalla relazione:

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

Dopo un intervallo di tempo pari a un tempo di dimezzamento, il livello di radioattività della sostanza è dimezzato, dopo un intervallo pari a due tempi di dimezzamento, il livello di radioattività si è ridotto a un quarto.

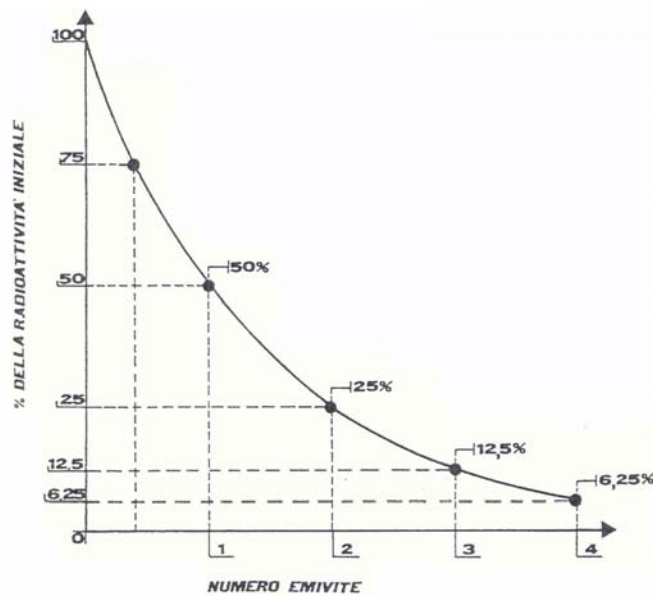


Figura 1.1 Curva esponenziale di decadimento radioattivo

1.2 La radioattività ambientale: naturale e artificiale

Alla radioattività ambientale contribuisce sia quella di origine naturale che quella di origine artificiale. Una misura dell'impatto sulla salute umana è dato dalla "dose efficace espressa in mSv. In figura 1.2 è riportata la dose efficace media per persona, ripartita in base ai contributi delle diverse sorgenti.

Le sorgenti di radioattività artificiale sono rappresentate essenzialmente dalle industrie e test nucleari, dall'incidente di Chernobyl e dalle esposizioni mediche.

Le sorgenti di radioattività naturale costituiscono mediamente, ed in assenza di incidenti nucleari o esplosioni atomiche, la principale causa di esposizione della popolazione alle radiazioni ionizzanti, i cui effetti sulla salute umana non sono solo di tipo istantaneo, definiti come effetti "deterministici", ma anche "stocastici", ossia di tipo probabilistico, e "genetici", ossia relativi ai discendenti².

L'uomo vive immerso in un ambiente carico di radioattività naturale dovuta principalmente a quattro sorgenti variabili con il tempo e con il luogo:

- L'irraggiamento cosmico di fotoni e particelle quali protoni, elettroni, mesoni, che penetrano nell'atmosfera.
- I radionuclidi cosmogenici

- Il ^{40}K e il ^{87}Rb .
- I radionuclidi presenti nelle catene radioattive naturali dell' ^{238}U , del ^{232}Th e dell' ^{235}U .

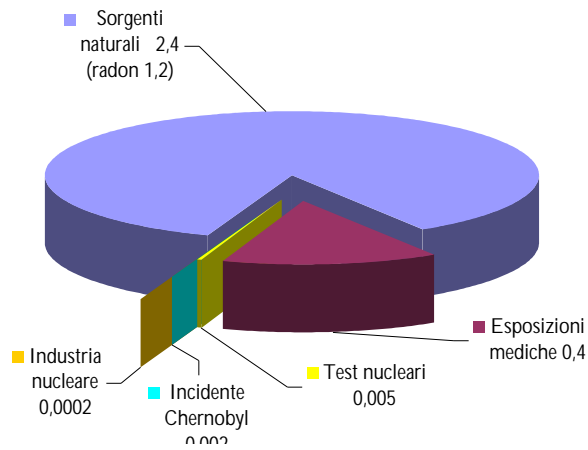


Figura 1.2 Dose efficace annuale media mondiale (UNSCEAR 2000).

• Capitolo 2 – EFFETTI SANITARI DA ESPOSIZIONI A RADIAZIONI

2.1 Definizioni radioprotezionistiche e unità di misura

Si definisce attività di un elemento radioattivo il numero di disintegrazioni nucleari per unità di tempo.

L'unità di misura derivata adottata dal S.I. è il becquerel, corrispondente a una disintegrazione al secondo.

L'unità di misura più storica è il curie, Ci, pari a $3,7 \times 10^{10}$ disintegrazioni al secondo: questa unità di misura è legata, infatti, al numero di disintegrazioni, misurato da Marie Curie, in un grammo di radio.

Tra le due unità di misura esiste, quindi, questa relazione $1\text{Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{Bq}$.

La concentrazione in aria di una sostanza radioattiva si misura in Bq/m^3 oppure in pCi/l .

La relazione tra le due unità di misura è data da $1\text{pCi/l} = 37 \text{Bq/m}^3$.

Il pCi è una unità di misura ancora utilizzata, soprattutto negli U.S.A.

Si definisce esposizione il prodotto tra la concentrazione di una sostanza radioattiva e il tempo trascorso a contatto con la sostanza. L'unità di misura più utilizzata è il Bqh/m^3 . In termini di rischio sanitario si può dire che l'esposizione è la grandezza di riferimento per la valutazione del rischio.

Per la quantificazione degli effetti sanitari la grandezza di partenza è la dose assorbita (D), ossia il rapporto tra l'energia media trasferita dalla radiazione ionizzante alla materia in un elemento di volume e la massa di materia di questo elemento di volume. Tale grandezza fornisce, pertanto, la quantità di radiazione assorbita da un certo materiale.

Nel S.I. la dose assorbita si esprime in gray (Gy), pari all'assorbimento di 1 joule di energia in 1 kg. di materiale. Una unità di misura ancora usata è il rad (radiation absorbed dose) pari all'assorbimento di 10^{-5} joule di energia per grammo di materiale.

Tra le due unità di misura esiste questa relazione: $1\text{Gy} = 100 \text{rad}$.

Gli effetti sanitari dipendono, oltre che dalla quantità, anche dalla qualità della radiazione, si introduce, allora, un fattore di peso che tiene conto del tipo di radiazione, detto fattore di qualità Q (Tabella 2.1), e si definisce la grandezza dose equivalente.

Si definisce dose equivalente (H_T) su un organo T il prodotto tra la dose media assorbita nel tessuto e il fattore di peso della radiazione; si tratta di una grandezza derivata dalla dose assorbita mediata sul tessuto, introdotta per indicare le implicazioni biologico-sanitarie dell'esposizione radiologica ai livelli di dose assorbita

Poiché il fattore di peso è adimensionale, l'unità di misura della dose equivalente nel S.I. è la stessa della dose assorbita (J/Kg), mentre ai fini pratici è definita una nuova unità di misura detta sievert (Sv).

Un Sv di radiazione produce uno stesso effetto biologico a dispetto del tipo di radiazione.

Quando il campo di radiazione è eterogeneo (comprendente, cioè, radiazioni di diverso tipo e di diverse energie), e si è in presenza di più fattori di peso, la dose assorbita deve essere ripartita in più blocchi, moltiplicando ciascuno di essi per il fattore di peso associato e sommando i valori così ottenuti per ricavare la dose equivalente totale⁴.

Tipo di radiazione	Fattore di qualità Q
X, e^+, e^-, γ	1
Protoni (10 Mev÷1 Gev)	1÷2
Neutroni termici	3
Neutroni veloci	10
Particelle α	20

Tabella 2.1 Fattore di qualità associato al tipo di radiazione incidente.

La relazione tra la probabilità di effetti stocastici e la dose equivalente non è costante, ma dipende anche dal tipo di tessuto irradiato; per indicare allora la combinazione di più dosi su più tessuti, si introduce una grandezza derivata dalla dose equivalente, la dose efficace (E), definita come la somma delle dosi equivalenti nei diversi organi ponderate sulla base di fattori di peso ben definiti⁵.

La somma dei fattori di peso degli organi o tessuti è pari all'unità (Tabella 2.2).

L'unità di misura è il sievert (Sv). In questo modo si ottiene un valore legato direttamente agli effetti sanitari.

Gonadi	0,20
Midollo osseo (rosso)	0,12
Colon	0,12
Polmone (vie respiratorie toraciche)	0,12
Stomaco	0,12
Vescica	0,15
Mammella	0,15
Fegato	0,10
Esofago	0,10
Tiroide	0,03
Pelle	0,03
Superficie ossea	0,03
Rimanenti organi o tessuti	0,3

Tabella 2.2 Fattori di peso associati ai vari organi.

2.2 Effetti Sanitari

Il capitolo delle malattie da radiazioni ionizzanti ha raggiunto un assetto definitivo nell'ambito della patologia umana che prevede la suddivisione in (Tabella .2.3):

- effetti somatici deterministici che compaiono entro breve tempo a seguito di esposizioni rilevanti; sono caratterizzati da una relazione dose-effetto con soglia
- effetti somatici stocastici che compaiono a seguito di esposizioni anche di entità ridotte; sono caratterizzati da una relazione dose-probabilità
- effetti genetici stocastici che riguardano la progenie della popolazione esposta; si suppone siano caratterizzati, anche nella specie umana, da una relazione dose-probabilità

SOMATICI (individuo esposto)		GENETICI (progenie)
Deterministici	Stocastici	Stocastici
Radiodermite	Tumori solidi	Mutazioni geniche
Infertilità	Leucemie	Aberrazioni cromosomiche
Cataratta		
Sindrome acuta da irradiazione		
Altri		

Tabella 2.3 Schematizzazione dei danni da radiazione ionizzanti.

Meritano un paragrafo a sé gli “effetti psicologici”, riscontrati a seguito di situazioni incidentali anche in assenza di un assorbimento di dose⁶.

2.2.1 Effetti deterministici somatici

La soglia di sensibilità dell'organismo "in toto" è , per irraggiamento acuto, dell'ordine di 0,25 Gy (25 rad), valore attorno al quale si manifestano le prime alterazioni ematologiche, mentre la comparsa di alcune forme di aberrazioni cromosomiche si presentano per assorbimento di una dose di un fattore 2-3 volte inferiore.

Gli effetti deterministici somatici sono detti anche "graduati", perché, oltre ad essere caratterizzati dalla presenza di una soglia, prevedono una gravità crescente sul piano sintomatologico e clinico con la dose ricevuta.

La risposta a dosi elevate, in riferimento alla variabilità biologica individuale, ha un andamento gaussiano, in modo che, per ogni singolo effetto, si può costruire una curva gaussiana con una soglia, un valore medio e una deviazione standard; l'integrale di tale curva ha un andamento sigmoide e fornisce la distribuzione cumulativa che consente, per esempio, di ricavare la "dose efficace 50%" per l'effetto considerato, cioè, quella dose alla quale l'effetto in questione compare nel 50% degli esposti alla dose.

La tabella 2.4 riassume le principali caratteristiche di tali danni.

Il processo biologico responsabile dell'induzione di tali effetti è la necrosi delle cellule funzionali dei tessuti irradiati e la sintomatologia conseguente è la perdita parziale o totale della funzionalità del tessuto stesso.

Dose (elevata) determina:	Gravità
	Frequenza
Dose soglia dipendente da:	Tipo e qualità della radiazione
	Fattore di protezione della dose
	Tessuto o organo irradiato
	Variabilità individuale
	Sensibilità del metodo diagnostico
Danno policitico (volume tessuto irradiato) Reversibilità (entro certi limiti) Insorgenza per lo più precoce Danno (relativamente) specifico Relazione dose effetto lineare (sigmoide)	

Tabella 2.4 Principali caratteristiche dei danni deterministici.

Ogni singolo tessuto ha una propria sensibilità alla radiazione⁷.

Vale ancora oggi un'osservazione, che risale agli inizi del secolo, nota con il nome di "legge di Bergonie e Tribondesu": le cellule immature o in stato attivo di suddivisione sono più sensibili alle radiazioni di quanto non lo siano le cellule che possiedono già una morfologia adulta.

La "radiosensibilità" delle cellule staminali e di quelle meno differenziate sarà maggiore e, in generale, esse subiranno più danni; tra i tessuti più sensibili si hanno il midollo osseo rosso, i tessuti linfoidei, gli oogoni, gli spermatogoni, la mucosa gastroenterica.

Inoltre, la radiosensibilità è maggiore per le cellule per le quali:

- la frequenza mitotica è più elevata
- il processo cardiocinetico è più lungo

Per le cellule e per i tessuti vale, inoltre, "l'effetto ossigeno", per cui quanto meglio essi sono ossigenati, tanto maggiore è la loro radiosensibilità.

In generale, sia per gli effetti deterministici che stocastici, è possibile tracciare la seguente scala di radiosensibilità cellulare: linfociti, cellule germinali, cellule basali dell'epidermide e mucose, tessuto connettivo, fegato, muscolo, sistema nervoso.

A seconda dell'effetto vi è una soglia da correlare alla radiosensibilità del tessuto irradiato.

In tabella 2.5 sono riportate i valori indicativi di dose-soglia per alcuni effetti conseguenti a irradiazione acuta.

Tra gli effetti graduati si classificano anche gli effetti somatici che compaiono sempre a seguito di dosi elevate accumulate con esposizioni protratte nel tempo, ma al di sotto dei valori di soglia, indipendentemente dalla modalità di erogazione della dose (cioè, costante di intensità ridotta o ad intermittenza di intensità elevata).

DOSE SOGLIA(Gy)	EFFETTO
0.10	Danni embrionali
0.25	Manifestazioni ematologiche
0.3	Sterilità transitoria
0.75	Malattia da raggi
1.00	Sindrome emopoietica (panirradiazione)
1.0-2.0	Cataratta
3.00	Eritema semplice
4.00	Dose letale media al 50%
5.00	Sindrome gastroenterica (panirradiazione)
20.00	Sindrome cerebrale

Tabella 2.5 Dose soglia indicativa per alcuni effetti deterministici.

In queste condizioni, l'organismo può riparare parzialmente le "microlesioni", dilazionando nel tempo la comparsa di manifestazioni cliniche; inoltre, sono più elevati i valori di dose-soglia ottenuti dall'espressione:

$$D_c = D_a t^n$$

Dove D_c è la soglia per esposizione cronica, D_a è quella per esposizione acuta, t è il tempo durante il quale la dose viene frazionata e l'esponente " n " è indice della capacità di recupero del tessuto.

La "distribuzione temporale" della dose determina un innalzamento delle soglie di comparsa dei vari effetti graduati di un fattore variabile, in relazione al periodo di frazionamento della dose.

2.2.2 Effetti stocastici, somatici e genetici

Gli effetti stocastici, comprendenti sia gli effetti somatici, che interessano gli individui esposti, sia quelli genetici, che interessano la progenie degli esposti, compaiono con incidenza casuale e ai fini della radioprotezione, e del suo organismo di vertice l'ICRP, si assume una probabilità di comparsa non nulla anche per dosi ridotte o prossime allo zero ("estrapolazione a zero"); si ipotizza, cioè, l'assenza di soglia.

In tabella 2.6 sono riassunte le principali caratteristiche degli effetti stocastici.

Dose (anche molto bassa):	Non determina la gravità ("legge del tutto o nulla")
	Determina la probabilità di comparsa
Relazione dose-effetto lineare passante per l'origine. Dose soglia supposta assente per i fini della radioprotezione. Danno monolitico. Latenza lunga o molto lunga. Assenza di reversibilità. Danno aspecifico. Attribuzione eziologia su base probabilistica.	

Tabella 2.6 Principali caratteristiche dei danni stocastici.

Nei due paragrafi seguenti si riportano descrizioni più dettagliate sui due sottogruppi (somatici e genetici) che compongono la famiglia degli effetti stocastici.

Effetti somatici Con l'espressione "patologie somatiche stocastiche" ci si riferisce essenzialmente all'induzione di tumori (oncogenesi), normalmente maligni, in individui esposti; tali patologie rappresentano un capitolo importante della radioprotezione proprio per questo manifestarsi "a caso", e per il fatto che nemmeno per dosi inferiori ai valori limite esista garanzia assoluta di immunità da fenomeni di cancerogenesi.

I tumori radioindotti sono "aspecifici", dal momento che presentano caratteristiche del tutto simili a quelli indotti da altri agenti cancerogeni o a quelli "naturali".

Per quanto riguarda la patogenesi relativa all'uomo dovuta ad irradiazione, è possibile ottenere informazioni dalla radiobiologia, che si occupa degli effetti delle radiazioni sugli animali.

Alterazioni biofisiche e biochimiche possono generare lesioni biologiche irreversibili, soprattutto su alcune macromolecole chiave come DNA ed enzimi, per interazione

diretta della radiazione con le forze di legame che strutturano la molecola o per azione mediata dall'intervento dei radicali liberi, in gran parte prodotti dall'interazione della radiazione con le molecole di acqua, abbondantemente presenti nella materia vivente.

Il 35% delle lesioni subite dal DNA è dovuto all'azione diretta delle radiazioni, il 65% all'azione indiretta dei radicali liberi e sono rappresentate da alterazioni delle basi per reazioni ossidanti, perdita di una o più basi puriniche o pirimidiniche, rottura di un filamento o di entrambi in corrispondenza di legami glicosidici o fosforici, formazione di legami crociati nel singolo filamento o tra filamenti diversi, ecc.

Gli effetti morfologici e funzionali conseguenti alle lesioni del DNA sono rappresentate, a livello cellulare, da:

- danno cromosomico (aberrazioni numeriche, sequenziali o strutturali);
- danno genico (mutazioni nei singoli geni), che coinvolge il livello strutturale più basso del cromosoma;
- danno letale (perdita della capacità riproduttiva della cellula, che risulta proporzionale alla dose assorbita);

L'elemento principale del danno cellulare, sia a livello somatico che genetico, si concretizza nelle alterazioni indotte sugli acidi nucleici e sfocia nella morte o nella trasformazione della cellula; il primo effetto si presenta per dosi elevate e comporterà sul piano clinico conseguenze sull'organo più radiosensibile, e, quindi, più colpito; il secondo effetto ha un periodo di latenza molto più lungo, non è legato ad alcuna soglia ed è responsabile della cancerogenesi (la cui prima tappa è rappresentata dalle lesioni del DNA).

Per gli effetti oncogeni occorre citare il documento UNSCEAR 2000 secondo cui "Il numero di tumori solidi associati all'esposizione di radiazioni non è sufficiente per permettere un'analisi dettagliata della risposta in dose per molti siti o tipi specifici di tumore. Per tutti i tumori solidi l'andamento della curva dose-risposta è lineare fino a circa 3 Sv, mentre per la leucemia la curva dose-risposta è meglio descritta da una funzione lineare quadratica".

Infine, secondo il “Life Span study” (che segue gli esposti alle esplosioni atomiche in Giappone), rischi statisticamente significativi per il cancro sono rilevati per dosi all’organo superiori a 100 mSv.

Effetti genetici Con questa espressione ci si riferisce alle manifestazioni patologiche che colpiscono i figli degli individui esposti alle radiazioni ionizzanti; tali radiazioni hanno indotto un danno sulle cellule della linea germinale che si concretizza in aborti spontanei (scientificamente ancora da provare) o in malattie ereditarie.

Gli effetti genetici radioindotti non hanno una specificità che li distingua da quelli determinati da altre fattori e il processo della loro induzione è del tutto analogo a quello che caratterizza gli effetti somatici, con la sola differenza che le aberrazioni cromosomiche e le mutazioni genetiche riguardano le cellule germinali, e non quelle somatiche.

Oggi si conoscono più di 5000 malattie legate ad alterazioni cromosomiche; alcune di queste, determinate da disordini genetici dominanti, sono segnalate nel BEIR V come conseguenti alle radiazioni ionizzanti: Acondroplasia, Anidria, Sferocitosi, Morbo di Huntington, Sindrome di Marfan, Sclerosi tuberosa. Si tratta di malattie monogenetiche, che comportano, cioè, la mutazione di un solo gene; più difficili da individuare sono le malattie ereditarie poligenetiche.

La gravità sanitaria delle malattie ereditarie non è quantificabile, poiché comprende dalla morte infantile all’accorciamento della vita, dalle più gravi menomazioni alle alterazioni clinicamente non espresse, nel caso in cui le mutazioni siano indotte sui genotipi recessivi.

Si stima che l’incidenza di malattie genetiche nella popolazione umana non soggetta ad irradiazioni artificiali sia dell’ordine di 10^5 per 10^6 nati vivi (cioè, il 10% circa dei neonati è portatore di malattie genetiche).

Occorre sottolineare che per la specie umana non è mai stato dimostrato scientificamente che le radiazioni ionizzanti inducano effetti genetici; i risultati di tale associazione sono negativi per i discendenti delle popolazioni esposte sia all’incidente di Chernobyl, sia alle esplosioni di Hiroshima e Nagasaki; questa correlazione è stata,

invece, riscontrata per le specie animali e, per il principio di cautela adottato in radioprotezione, è stata estrapolata anche all'uomo.

2.3 Alcuni valori di riferimento

I valori di seguito riportati forniscono un'indicazione delle implicazioni biologiche e delle conseguenze sanitarie all'esposizione a radiazioni comprese in un certo range.

- 10.000 mSv (10 Sv): si tratta di una dose in grado di provocare la morte entro poche ore dall'esposizione.
- 10.000÷2.000 mSv (10÷2 Sv): a breve termine tali dosi possono provocare l'insorgenza di gravi forme di anemia degenerative, non raramente letali.
- 1.000 mSv (1 Sv): con elevata probabilità, all'esposizione a tale dose seguono forme patologiche temporanee, come nausea e diminuzione di globuli bianchi, i cui effetti aumentano con la dose ricevuta. Se la stessa dose di 1.000 mSv viene, però, accumulata nell'arco di un certo intervallo di tempo, potrebbe causare, anche a distanza di anni, un aumento di rischio di insorgenza di tumori incurabili con una incidenza del 5% degli esposti.
- 50 mSv/anno: è il rate di dose minimo per il quale esiste l'insorgenza di tumori. Per valori inferiori a tale soglia gli effetti "deterministici" sull'uomo sono trascurabili⁸.
- 20 mSv/anno: tale valore mediato su 5 anni è il limite per le industrie nucleari e per le miniere di uranio.^a
- 10 mSv/anno: rappresenta all'incirca il rate di dose massimo che possono ricevere i lavoratori nelle miniere di uranio australiane.
- 5÷3 mSv/anno: è il rate di dose tipico delle regioni minerarie australiane.

^a L'ICRP, alle cui Raccomandazioni fanno riferimento gli standard legislativi di Protezione dalle Radiazioni adottati da numerosi paesi, suggerisce come dose massima consentita di esposizione dei lavoratori 20 mSv all'anno mediato su 5 anni (cioè, 100 mSv) con un limite di 50 mSv per ogni anno. Per l'esposizione del pubblico, il limite è fissato a 1 mSv all'anno mediato su 5 anni. Per entrambe le categorie sono escluse le esposizioni mediche.

- 3 mSv/anno: è approssimativamente il rate di dose tipico in nord America. Comprende il contributo del radon in aria, che è mediamente di 2 mSv/anno.
- 2,4 mSv/anno: è il rate di dose dovuto a sorgenti naturali, comprendente il contributo del radon in aria, il cui valore medio si attesta su 1,2 mSv/anno.^b
- 0,6÷0,3 mSv/anno: è il tipico range di rate di dose dovuto alle sorgenti artificiali, per lo più mediche, di radiazioni.

2.4 La dottrina della radioprotezione

Da quanto esposto nel paragrafo precedente, emerge il principio cardine su cui poggia l'impostazione filosofica della radioprotezione: ci si pone in una prospettiva di cautela e si introduce l'ipotesi per cui il rapporto di linearità riscontrato a dosi medio-alte tra incidenza neoplastica e dose è estrapolato anche a dosi basse fino a zero, senza soglia al di sotto della quale stimare assente il rischio cancerogeno⁹.

Ciò spiega perché si parla di "prospettiva di cautela": l'organismo umano dispone di risorse reattive con le quali cerca di opporsi ai danni subiti e di ripristinare le condizioni "quo ante"¹⁰.

Il principio di cautela compare anche nelle linee guida degli studi delle malattie genetiche dovute a radiazioni ionizzanti; è stato sperimentalmente dimostrato che in corrispondenza di dosi elevate, tali radiazioni producono danni ereditari su piante ed animali, e, nonostante analoghi effetti non siano scientificamente accertati per quanto riguarda la specie umana, in virtù del principio di cautela, si assume che anche per l'uomo valga la stessa correlazione lineare ed estrapolabile a zero tra effetti genetici e dose ricevuta registrata per la specie animale.

L'ambito concettuale entro cui si muove la Radioprotezione è tracciato dall'ICRP, che periodicamente emana delle pubblicazioni dal titolo "Raccomandazioni".

^b I livelli di radiazione dovuti al fondo naturale sono tipicamente compresi tra 1,5 e 3,5 mSv/anno, ma in alcune località si raggiungono valori molto più alti. I livelli maggiori di fondo naturale attualmente noti, sono stati riscontrati nelle regioni di Kerala e Madras in India, dove una popolazione di 140.000 individui riceve ogni anno un rate di dose mediamente superiore a 15 mSv/anno dalle radiazioni gamma, e altrettante dal gas radon. Valori confrontabili sono stimati in Brasile, Iran e Sudan, con esposizioni medie rate di dose di poco più di 50 mSv/anno.

Le prime Raccomandazioni del 1959 e le successive fino al 1977 (le prossime Raccomandazioni sono previste per la fine del 2005) erano tese ad eliminare la possibilità di effetti deterministici, che per la presenza di una soglia ben precisa non sono oggetto di modelli ai fini della prevenzione: imponendo livelli di esposizione inferiori ai valori soglia, si garantisce l'impossibilità della loro comparsa.

Questa impostazione non è valida per gli effetti stocastici, poiché per essi le evidenze sono limitate alle esposizioni medio-alte. In questo ambito, il sistema di riferimento conteneva un unico principio, in base al quale la dose doveva essere contenuta al di sotto di un valore limite individuato con criteri "tossicologici": un decimo della soglia di comparsa degli effetti stocastici.

Quando il dato epidemiologico dell'induzione oncogena è divenuto evidente, quest'unico principio è stato accompagnato da un secondo: il principio ALARA ("As Low As Readily Achievable"), introdotto allo scopo di ridurre la probabilità di effetti stocastici.

• Capitolo 3 – IL RADON

3.1 Origine degli studi sul radon

Sebbene gli studi sugli effetti sanitari indotti dal radon furono necessariamente conseguenti alla scoperta della radioattività e si svilupparono parallelamente ad essa, il primo riferimento alla patologia generata dal radon si colloca nel lontano 1567, ben prima quindi della nascita della radioattività, quando fu pubblicato il trattato di Paracelsus "Sui mali al polmone e altri malanni dei minatori". In esso veniva descritta la genesi di una patologia, definita da Paracelsus "Mala Metallorum", che colpiva i minatori delle regioni uranifere della Sassonia, e le cui cause erano individuate nelle polveri ricche di metalli inalate nelle miniere¹¹.

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 la radioattività dei prodotti in esame (novecento volte superiore a quella dell'uranio) potesse giustificarsi solo con la presenza in questo minerale di una sostanza sconosciuta ed estremamente radioattiva: ottennero un decigrammo di cloruro del nuovo elemento, l'isotopo 226 del radio.

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

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

Alla metà del secolo gli studi sulla radioattività e sul radon subirono una fortissima accelerazione conseguente alle conoscenze legate alla fissione e all'estrazione di uranio.

In questi anni conobbero un notevole impulso gli studi epidemiologici sui minatori.

Negli 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 popolazione¹².

Grazie a questi studi negli anni 70 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.

3.2 Organismi scientifici preposti allo studio del radon

Lo stato di salute della popolazione mondiale è valutato attraverso lo studio epidemiologico, che può essere di natura descrittivo (se si limita a statistiche numeriche, temporali e geografiche) o analitico (se comprende ricerche sistematiche delle correlazioni tra lo stato di salute e la presenza di un agente responsabile).

In nessuna branca della salute umana sono stati condotti tanti studi, seguendo l'indirizzo dell'epidemiologia analitica, come nel caso delle conseguenze dell'esposizione a radiazioni ionizzanti.

L'impostazione dottrinarie 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 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 Associazione Italiana 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 oncogena in funzioni di dosi medio-alte (maggiori di alcune decine di millisievert).

3.3 Caratteristiche del radon

Il radon è un gas nobile radioattivo, appartenente all'ottavo gruppo della tavola periodica, chimicamente ed elettricamente neutro, di numero atomico pari a 86; è incolore e insapore e inodore, non è avvertito dai sensi; presenta una densità pari a 7,5 volte quella dell'aria atmosferica.

E' presente in natura in tre isotopi: ^{222}Rn (radon), ^{220}Rn (toron) e ^{219}Rn (actinon) prodotti nelle serie radioattive rispettivamente dell' ^{238}U , del ^{232}Th e dell' ^{235}U .

La tabella 3.1 illustra le principali caratteristiche dei tre isotopi del radon.

Radionuclide	Rn-222	Rn-220	Rn-219
Capostipite	U-238	Th-232	U-235
Tipo decadimento	α (5,49 Mev)	α (6,29 Mev)	α (6,4 Mev)
Tempo dimezzamento	3,82 giorni	55,6 secondi	3,92 secondi

Tabella 3.1 Caratteristiche fondamentali dei tre isotopi del radon.

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 e che, conseguentemente, possa raggiungere distanze anche relativamente elevate rispetto al luogo di formazione.

Questo comporta che le concentrazioni in aria siano più elevate rispetto a quelle degli altri isotopi.

Il ^{219}Rn è molto raro anche a causa della scarsità dell' ^{235}U , progenitore della famiglia radioattiva a cui il ^{219}Rn appartiene.

Il ^{220}Rn dato il suo breve tempo di dimezzamento presenta concentrazioni in aria generalmente inferiori (circa un ordine di grandezza) a quelle del ^{222}Rn .

Ai fini dell'esposizione l'attenzione sarà, quindi, diretta al ^{222}Rn e, da qui in avanti, con il nome generico dell'elemento "radon" si intenderà l'isotopo 222.

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

In figura 3.1 è riportata lo schema di decadimento delle tre serie radioattive: dell' ^{238}U , del ^{232}Th e dell' ^{235}U .

L' ^{238}U 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 suolo, in tutti 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 importante in natura: infatti, la presenza dell'uranio nelle rocce e nelle acque ha come conseguenza la grande diffusione - allo stato di tracce - degli isotopi naturali del radio nella litosfera, nell'idrosfera e nella biosfera.

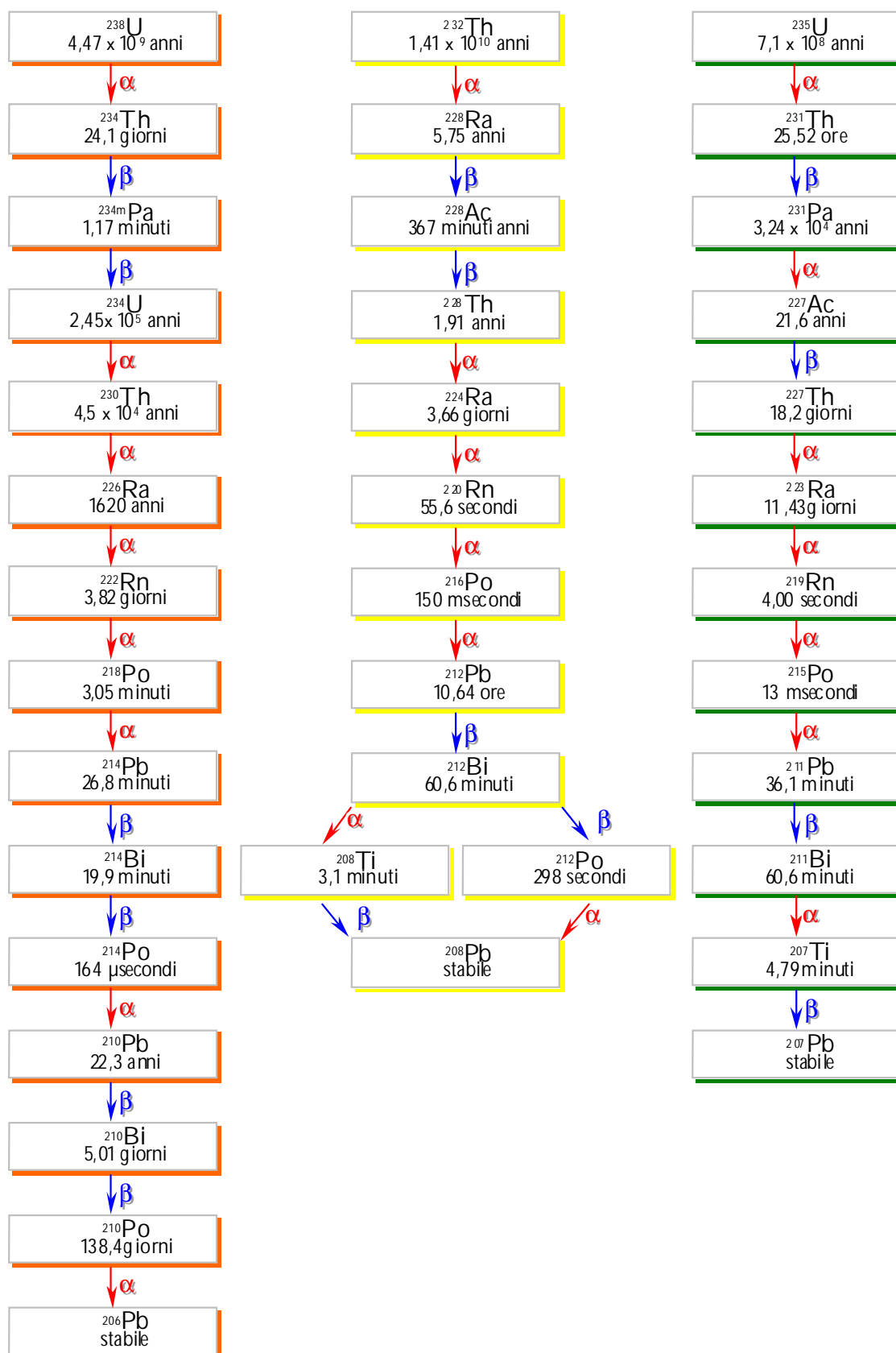


Figura 3.1 Schema di decadimento delle serie radioattive naturali.

Il ^{222}Rn a sua volta decade α e genera una catena di nuclei instabili chiamati prodotti di decadimento del radon, fino ad arrivare al nucleo stabile del ^{206}Pb .

I prodotti di decadimento del ^{222}Rn sono chimicamente attivi e costituiscono atomi di sostanze solide pesanti.

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, 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”.

3.4 Sorgenti di radon

Il radon diffonde in ogni parte sulla Terra; in atmosfera si diluisce rapidamente e le concentrazioni di tale gas in aria risultano relativamente basse. Negli ambienti confinati, invece, specie se il ricambio d'aria è limitato, è favorito l'accumulo di radon, che in alcuni casi può arrivare fino a livelli di concentrazione tali da rappresentare un rischio inaccettabile per gli occupanti.

Negli ambienti indoor la possibile elevata concentrazione è dovuta anche all'effetto legato alla presenza di un edificio sul suolo sottostante, che si traduce nel generare dei moti convettivi che determinano il trasporto verso l'edificio di aria ricca di radon proveniente dal sottosuolo.

Per queste ragioni, le concentrazioni di radon outdoor risultano generalmente inferiori a quelle indoor, attestandosi attorno ai $5\div 10\text{ Bq/m}^3$; i valori indoor sono solitamente di qualche decina di Bq/m^3 , con casi estremi in cui si raggiungono decine di migliaia di Bq/m^3 .

In condizioni normali, ossia di concentrazioni relativamente basse, le sorgenti che determinano la presenza di radon in ambienti confinati sono: il suolo con un contributo del 56%, i materiali da costruzione con un contributo del 21%, l'aria

esterna con un contributo del 20%, l'acqua con un contributo del 2% e il gas naturale con un contributo dell'1%¹³.

Quando la concentrazione di radon è elevata, nella maggior parte dei casi la sorgente di gran lunga più rilevante è il sottosuolo: il radon è "aspirato" dal terreno, entra nelle abitazioni attraverso le fessure dei pavimenti e delle pareti a contatto con il suolo, attraverso le giunzioni dei solai con le pareti e attraverso le canalizzazioni dei servizi.

Connessa ai vari parametri che contribuiscono alla presenza di radon indoor vi è una grande variabilità sia in termini spaziali (due abitazioni molto vicine e simili tra loro possono avere concentrazioni di radon molto diverse), sia temporali (tra le ore diurne e notturne, durante i cicli meteorologici, da una stagione all'altra)¹⁴.

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
- Emanazione ed esalazione dal suolo
- Porosità e permeabilità del suolo
- Contenuto di acqua o percentuale di umidità
- Diffusività molecolare
- 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.

Oltre alla “quantità” di radon anche la “qualità” del radon indoor e dei suoi prodotti di decadimento ha una rilevante importanza nella valutazione del rischio. I principali parametri da considerare sono:

- Concentrazione e diametro del particolato sospeso
- Fattore di equilibrio tra concentrazione di radon e suoi prodotti di decadimento
- Frazione “non attaccata” dei figli del radon

In figura 3.2 è riportato un esempio di variabilità della concentrazione di radon nel tempo.

Pertanto, se lo scopo della misura consiste in una valutazione del rischio associato all'esposizione al radon si rende necessaria la miglior stima della concentrazione media annuale; effettuare misure per brevissimi tempi (ore), o per tempi intermedi (settimane), o anche per tempi medio-lunghi (pochi mesi) potrebbe portare ad una sovrastima o sottostima della situazione reale.

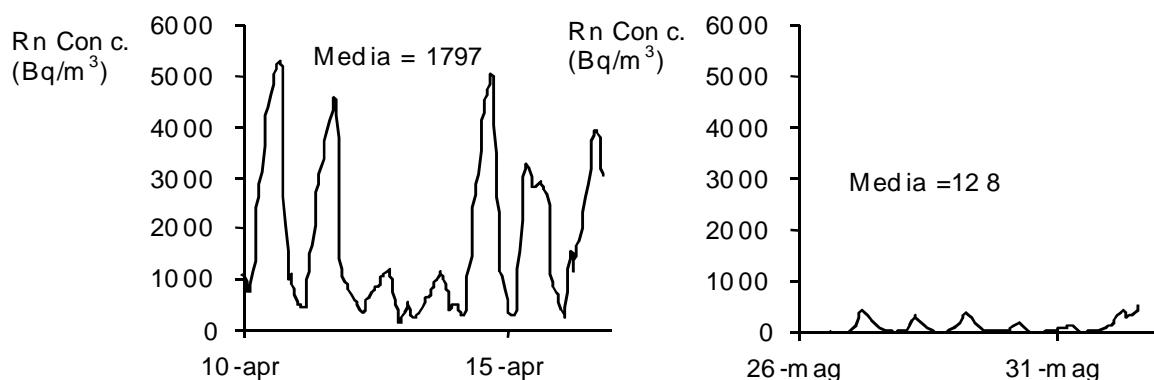


Figura 3.2 Andamento della concentrazione di radon in un intervallo di tempo di alcuni giorni.

Sono analizzati di seguito le caratteristiche delle singole sorgenti di radon.

3.4.1 Il suolo

Il suolo, essenzialmente costituito da minerali, materiale organico e acqua, rappresenta la sorgente più importante di radon indoor, poiché ovunque sono presenti nella crosta terrestre uranio e radio.

Emanazione

Il gas radon può abbandonare la frazione solida del terreno (granuli di minerale) e mescolarsi alla frazione di vuoto (pori) tramite il processo di diffusione molecolare o sfruttando l'energia di rinculo che gli atomi di radon acquistano in seguito al decadimento α del radio. Questi due processi contribuiscono a definire il coefficiente di emanazione, che è dato dalla frazione di radon sfuggita ai granuli di matrice e passata allo spazio interstiziale; esso diminuisce all'aumentare delle dimensioni dei granuli: in particolare, se il diametro granulare è maggiore del range di rinculo degli atomi di radon, pochi atomi di gas riusciranno a passare nello spazio interstiziale.¹⁵ Ad esempio, i granuli di argilla sono così piccoli da consentire ad una quantità considerevole di atomi di gas di emanare da essi per aggregarsi ad aria o acqua.

Poiché nei minerali più diffusi il range di rinculo per un atomo di radon è 20÷70 nanometri, solo gli atomi prodotti nelle adiacenze delle superfici granulari passeranno nei pori. In tabella 3.2 sono riportate le dimensioni e i coefficienti di emanazione per alcuni terreni.

Porosità

Rappresenta il rapporto tra il volume occupato dai pori e il volume complessivo del suolo; è funzione del numero e delle dimensioni dei pori¹⁶.

Poiché gli spazi intergranulari costituiscono i canali privilegiati di migrazione del gas, maggiore è la porosità del terreno, più probabile risulta l'esalazione di radon.

In tabella 3.2 è riportata la porosità ϵ di alcuni tipi di terreni.

Contenuto di acqua

Corrisponde alla frazione di volume di acqua presente nelle rocce.

Diffusività molecolare

Si tratta del parametro che relaziona il gradiente di concentrazione e il flusso per unità di superficie. Dipende dalla struttura e dal grado di saturazione dei pori, ma anche dalla specie diffusa e dalla temperatura.

L'acqua svolge un ruolo importante: infatti, all'aumentare dell'umidità relativa, si ha un significativo abbassamento del coefficiente di diffusione, solitamente da 10^{-6} m²/s per terreni asciutti si scende a 10^{-9} m²/s per terreni saturi.

Anche la consistenza del terreno ha una certa influenza sulla diffusività molecolare: il terreno sabbioso, di minore consistenza, tende a favorire la massima diffusione; quelli argillosi, gelati o compatti la inibiscono.

In tabella 3.2 è riportata la diffusività molecolare D del radon in alcuni terreni.

Permeabilità

È il parametro che relaziona la velocità di flusso di un fluido presente nella frazione di vuoto del suolo e il gradiente di pressione; esso dipende dalla dimensione, dal numero, dalla forma, dall'orientamento e dal contenuto di umidità dei pori.

In generale, terreni con grossi granuli presentano una permeabilità maggiore rispetto a quella dei terreni più fini, perché nel primo caso è ridotto l'attrito tra la superficie granulare e il fluido.

Nel caso in cui il terreno sia completamente saturo (il volume d'acqua coincide, cioè, con il volume dello spazio interstiziale), il coefficiente di permeabilità K è dato dall'espressione di Kozeny¹⁷.

$$K = \frac{Ce^3}{T - S^2}$$

dove C rappresenta una costante dipendente dalle dimensioni del poro e compresa tra 0,50 e 0,67; ε rappresenta la porosità; T è un fattore minore o uguale a uno che rappresenta la tortuosità del percorso, tiene conto del fatto che le vie di flusso non sono lineari; S indica l'area specifica dei granuli.

In tabella 3.2 è riportata il coefficiente di permeabilità K di alcuni tipi di terreni¹⁸.

Tipo terreno	Dimensione granulo (mm.)	Coefficiente emanazione	Porosità e	Diffusività molecolare D (m ² /s.)	Coefficiente permeabilità K (m ² .)
Argilla	1,5-2,0	30-70	0,6	$8 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-14}$
Sabbia	60-2000	15-30	0,4	10^{-5} - 10^{-6}	$1 \cdot 10^{-11}$
Ghiaia	2000-15000	14-15	0,5	10^{-5} - 10^{-6}	$1 \cdot 10^{-12}$

Tabella 3.2 Parametri significativi per l'emissione di radon per alcuni tipi di terreno.

Migrazione del radon nel suolo

Poiché il radon prodotto in profondità decade, generando elementi non gassosi, e, quindi, immobili, prima di raggiungere la superficie, la frazione più consistente di gas penetra nelle abitazioni dalla porzione superficiale del terreno sotto e attorno alle fondamenta¹⁹.

Tuttavia, alla quantità totale di radon indoor contribuiscono anche gli strati più profondi grazie ai processi di “migrazione”, favoriti da fratture del suolo e dalla presenza di acque profonde.

Il trasporto di radon dal terreno all’edificio avviene attraverso due meccanismi:

- La diffusione molecolare conseguente al fatto che, in assenza di flussi d’aria, il gas si diffonde da zone a maggiore concentrazione a zone a minore concentrazione.
- Il flusso convettivo

Il trasporto per diffusione è regolato dalla legge di Fick che lega densità di flusso e gradiente di concentrazione secondo la relazione²⁰:

$$J_d(Rn) = -D_e(Rn) \text{grad} C(Rn)$$

dove

$J_d(Rn)$ è la densità di flusso diffusivo dell’attività di radon ($\text{Bq}/\text{m}^2\text{s}$);

$D_e(Rn)$ 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/m^3).

Il trasporto per convezione è regolato dalla legge di Darcy che descrive il flusso di gas nel volume poroso del suolo in presenza di un gradiente di pressione secondo la relazione²¹:

$$v(Rn) = \frac{-K}{\mu} \Delta P$$

dove $v(Rn)$ è il vettore della velocità superficiale; K è il coefficiente di permeabilità (m^2); μ è la viscosità del fluido; P è la pressione atmosferica espressa in Pa.

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” è dovuto alla differenza di temperatura tra interno ed esterno dell'edificio. La differenza di pressione ΔP che ne deriva è data dalla²²:

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

dove t_e e t_i sono rispettivamente la temperatura esterna ed interna (°C) e α una costante pari a $3462 \text{ Pa} \cdot ^\circ\text{K}$.

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 dalla²³:

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

in cui P_0 è la pressione statica nel vento, v la velocità del vento, ρ è la densità dell'aria e C_p il coefficiente di pressione. C_p si ottiene attraverso esperimenti condotti in galleria del vento e dipende da numerosi fattori quali, direzione del vento, schermi, aperture verso l'esterno, ecc.

L'effetto “camino”, che si presenta quando la temperatura esterna è minore di quella interna (tipicamente d'inverno e di notte); l'aria calda più leggera tende, quindi, 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”, che consiste nel produrre un campo di pressione attorno ad un ambiente chiuso, esercita sulle pareti e sul suolo una forza in direzione del vettore velocità (del vento) che spinge il radon all'interno dell'edificio.

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: infatti, l'acqua piovana saturando il terreno, impedisce al radon di liberarsi in atmosfera e lo canalizza nell'area adiacente alle fondamenta murarie.

3.4.1.1 Il sottosuolo e le rocce radioattive

Il radon è un gas radioattivo naturale, inodore, insapore ed incolore; esso deriva dal decadimento radioattivo dell'uranio. Questo è uno dei più antichi elementi naturali esistenti sulla terra ed è distribuito ubiquitariamente sulla crosta terrestre, benché la sua concentrazione sia diversa da luogo a luogo.

In generale, le rocce ignee contengono U-238, che ha un tempo di dimezzamento di 4,51 miliardi di anni, in concentrazioni più elevate che negli altri tipi di roccia.

Nell'aria, la radiazione naturale è legata principalmente alla presenza di radon che proviene dal sottosuolo, diffondendosi nelle rocce fessurate, nei sedimenti permeabili o con le acque meteoriche che trasportano sostanze radioattive presenti nell'aria. Un'elevata concentrazione di radon è stata pure misurata nelle acque d'origine profonda, che portano in soluzione vari isotopi radioattivi.

La concentrazione di radon proviene sia dai materiali da costruzione, sia dal sottosuolo dove aumenta progressivamente quanto più secco è il terreno. Nei terreni aridi, sono state trovate concentrazioni fino a 5 volte superiori rispetto a quelli impregnati d'acqua.

Risultato interessante delle indagini eseguite sul radon è l'osservazione del fenomeno degli "hot-spots" (punti caldi), zone geografiche puntiformi dove sono stati trovati livelli di radon veramente elevati, superiori di gran lunga alla media generale.

VARI TIPI DI ROCCE CONTENENTI URANIO

Rocce ignee

Le rocce ignee sono formate dalla solidificazione del magma all'interno della crosta terrestre (es. granito e diorite) o da un analogo processo, che però avviene più rapidamente, a carico della lava eruttata dai vulcani presenti sulla superficie terrestre (es. porfido e basalto).

I graniti contengono grosse quantità di silice e sono perciò detti acidi. I basalti sono composti da quantità inferiori di silice; sono perciò considerati basici.

L'uranio, inteso come ione $4+$, difficilmente entra nelle strutture della maggior parte dei minerali costituenti le rocce e tende a raccogliersi nella frazione di magma che si cristallizza per ultima; una parte d'uranio forma dei piccoli cristalli distinti che si localizzano tra i minerali principali e quelli accessori che compongono le rocce.

A causa della sua collocazione sulla superficie dei grani, nelle fenditure e nei difetti dei cristalli, l'uranio è particolarmente soggetto ad essere asportato dal dilavamento dell'acqua che percola nel terreno ed anche dall'acqua di falda. L'uranio delle rocce alterate dagli agenti meteorici incorre facilmente nei decadimenti che lo trasformano in radon.

Le rocce più ricche di silice come la diorite, la quarzodiorite, la granodiorite e il granito ne contengono da 2 a 5 ppm, mentre quelle basiche (cioè povere di silice) come il basalto, ne contengono solo 1 ppm.

MINERALI IGNEI E CONCENTRAZIONE DI URANIO

Maggiorippm

Biotite.....1-60

Orneblenda..... 0,2-60

Pirosseni..... 0,01-50

Minerali accessori.....ppm

Allanite..... 30-1000

Apatite..... 55-150

Epidotite..... 20-200

Monazite..... 500-3000

Zircone..... 100-6000

Nella lista sovrastante, sono elencati alcuni minerali accessori con le relative concentrazioni di uranio confrontate con le concentrazioni dei minerali maggiori formanti le rocce. Questi ultimi, di solito, contengono quantità inferiori di uranio. Molto spesso, sono proprio i minuscoli cristalli di minerali accessori, come lo zircone,

che possono fornire localmente valori elevati. A differenza dei minerali maggiori formanti le rocce, quelli definiti accessori hanno un contenuto di uranio più elevato. Ne è un esempio lo zircone (fino 6.000 ppm, 0,6% del peso).

Importante è dire che circa il 30% di uranio non penetra nei minerali accessori, ma si fissa più facilmente nei difetti del cristallo ed è particolarmente vulnerabile all' effetto dell' acqua, essendone facilmente asportato.

Rocce sedimentarie

Si sono trovate tracce di uranio anche nelle rocce sedimentarie, ma a causa delle diverse fonti, dei diversi meccanismi del fissaggio e di altri fattori, la quantità di uranio nelle rocce sedimentarie non è mai costante.

L'arenaria, ad esempio, contiene poco uranio quando in essa non vi siano miscelati degli scisti ricchi di materiale carbonico, che favoriscono il fissaggio dell'uranio.

La grovaccia, invece, è un tipo di arenaria molto ricca di argilla, e quindi, la quantità di uranio contenuta in essa sarà più elevata di quella che costituisce l'arenaria pura.

VALORI DI URANIO DELLE VARIE ROCCE SEDIMENTARIE (in ppm)

Media aritmeticagamma di valori

Scisti comuni.....	3,5.....	1-13
Rocce carbonatiche.....	2,2.....	0,1-9
Scisti neri.....	8,2	3-250
Fosforiti marini.....	-	50-300
Bentoniti.....	5,0	0,1-21

Come si può osservare, la lista elenca alcuni tipi di rocce sedimentarie, fornendo la gamma dei contenuti di uranio e dove possibile, la loro media aritmetica.

Un altro tipo di roccia, dove si riscontra una discreta quantità di uranio, è quello delle rocce carbonatiche (calcere, dolomia). Se i minerali che le costituiscono si formano in

acque marine poco profonde, si rileva un arricchimento di elementi radioattivi provenienti dall'alterazione dei graniti continentali.

L'apatite ad esempio, è un fosfato di calcio, contenente apprezzabili dosi di uranio, presente in gran quantità nelle fosforiti marine. L'uranio contenuto in esse è fonte di radon e i detriti fosforitici sui quali sono state costruite delle abitazioni possono determinare alti livelli di concentrazione.

Le costruzioni edili, costruite con materiali a base di gesso provenienti dai depositi fosfatici, rappresentano un altro veicolo del radon, poiché questo tipo di gesso contiene livelli di uranio certamente superiori alla media.

La bentonite è formata dall'azione degli agenti atmosferici sulle rocce vulcaniche e, se uranifera, può emettere una discreta dose di radon.

Altre rocce ricche di idrossidi di ferro e di alluminio, le bauxiti, formate dall'azione degli agenti atmosferici in ambiente tropicale, inglobano l'uranio liberato dalle forti percolazioni di acqua che si arricchisce di questo elemento.

In Trentino, precisamente in Val Rendena, sono stati studiati dall'AGIP Mineraria dei giacimenti d'uranio per verificarne la convenienza all'estrazione.

Il tipo di roccia, in cui si sono ritrovati dei minerali uraniferi, è stata l'arenaria grigia, di origine permiana, spesso, ricca di materiale organico. Le scarse percentuali di concentrazione del minerale e le ridotte potenze degli strati hanno, tuttavia, sconsigliato di procedere all'attivazione di impianti estrattivi.

Rocce metamorfiche

L'abbondanza di uranio, nelle rocce metamorfiche, varia secondo il tipo di roccia dalla quale si sono originate. La gamma delle concentrazioni d'uranio è così ampia da impedirne una stima dei valori.

L'uranio, quindi non si concentra sempre nelle rocce metamorfiche, a meno che non sia presente antecedentemente il processo di metamorfismo.

3.4.2 I materiali da costruzione

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 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 3.3, 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 diversa²⁴.

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.

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

Tabella 3.3 Materiali comunemente utilizzati nelle costruzioni con il rispettivo contenuto di radio.

Nei marmi si ha un contenuto di radio trascurabile e, infine, il legno non fornisce alcun contributo all'incremento della concentrazione di radon indoor.

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.

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

^c Questi due tipi di trasporto si erano già considerati nel caso della migrazione del radon dal suolo.

- La diffusione molecolare dovuta alla differenza tra la concentrazione di radon nel materiale e nell'ambiente interno^d.
- 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 pressione tra aria interna e pareti^e, di umidità e di temperatura.

3.4.3 L'aria esterna

Poiché in atmosfera il radon e i suoi discendenti hanno concentrazioni minori di quelle che caratterizzano gli ambienti confinati, l'aria esterna, pur essendo di per sé sorgente di radon, agisce sull'aria indoor come fattore di diluizione.

Il radon outdoor proviene in gran parte dalle emanazioni del suolo e presenta un andamento governato dalla pressione atmosferica e regolato dal ciclo temporale con valori maggiori nelle ore notturne²⁵.

Le concentrazioni medie nella fascia di quota compresa tra il suolo e i primi dieci metri di altezza sono comprese nell'intervallo 5÷10 Bq/m³ (26).

Si tratta di un valore soggetto a deviazioni significative nelle adiacenze di sorgenti di radio, o, nel caso opposto, nelle regioni che si affacciano sugli oceani, presso i quali le concentrazioni si attestano attorno a 0,1 Bq/m³ (questo grazie alla scarsissima presenza di radio nell'acqua di mare e alla elevata solubilità del radon in acque a basse temperature).

Pertanto, sulle isole e presso le zone costiere è in media significativamente minore la presenza di radon rispetto a quella riscontrabile nelle regioni continentali.

^d Analogamente, come esposto nei paragrafi precedenti, 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.

3.4.4 L'acqua

La concentrazione di radon in acqua è in genere molto più elevata di quella nell'aria, ma i livelli a cui esse diventano pericolose per la salute dell'uomo sono diversi: l'acqua (anche se ingerita) non rappresenta per il proprio contenuto di radon un pericolo, se non a concentrazioni dell'ordine delle migliaia di Bq/m³ (10 Bq/m³=10,000 Bq/m³)²⁷. L'EPA ha osservato che, tenuto conto dei volumi standard di acqua impiegati, 10 Bq/l di radon disciolto in acqua comportano mediamente un incremento del livello di radon indoor pari a 1 Bq/m³, cioè, il coefficiente di trasferimento del radon dall'acqua all'aria, in condizioni standard di pressione e temperatura, è pari a 10⁻⁴; questo significa che quantità anche molto elevate di radon in acqua non si traducono in livelli significativi in aria.

Il trasferimento di questo gas dall'acqua, in cui è confinato, allo stato gassoso è solo parziale.

A considerare trascurabile il ruolo dell'acqua per la concentrazione di radon indoor contribuisce anche il fatto che i volumi di acqua con cui quotidianamente si ha contatto sono ridotti rispetto ai volumi di aria di un ambiente confinato.

Per quanto riguarda le acque sotterranee, i valori rilevati della concentrazione di radon presentano una grande variabilità²⁸: in generale, quelle superficiali presentano valori piuttosto bassi, quelle degli acquedotti pubblici e delle reti idriche urbane valori intermedi, quelle che percorrono circuiti idrologici profondi valori elevati, perché qui l'acqua è a diretto contatto con la roccia in cui il radon è intrappolato e da cui è rilasciato. In particolare, concentrazioni significative di radon si hanno in acque che interagiscono con substrati cristallini (rocce magmatiche e metamorfiche), in acque che risalgono alla superficie lungo fratture crostali (faglie) e nelle adiacenze di rocce ricche di uranio dove le concentrazioni possono raggiungere punte di 80-100 Bq/l²⁹.

^e Analogamente il flusso convettivo di radon dal suolo all'interno degli edifici è regolato principalmente dal gradiente di pressione tra aria esterna ed interna.

La presenza di radon in acqua non è determinata solo dal contenuto di radio nel suolo, ma anche dalla mineralogia, dalla porosità, dalla permeabilità e dall'umidità del terreno.

3.4.5 Il gas naturale

Il gas naturale, normalmente impiegato in cucina e negli impianti di riscaldamento, rilascia radon durante il processo della combustione; la concentrazione di radon più comunemente rilevata nel gas naturale è circa 1000 Bq/m³, anche se tale valore cambia sensibilmente.

3.5 Modelli matematici per il calcolo della concentrazione di radon

Sono stati messi a punto diversi modelli matematici ("room model") in grado di calcolare la concentrazione di radon indoor a partire da alcuni parametri quali:

- Rate di esalazione di radon
- Ventilazione dell'ambiente
- Processo di decadimento radioattivo del radon

L'espressione che descrive l'andamento della concentrazione di radon indoor nel tempo è data da³⁰:

$$\frac{dC}{dT} = (S_d + S_s)V - NC - \lambda C + NC_o$$

dove

S_d è il rate di emissione di radon per diffusione dal suolo, dalle pareti e dal soffitto (espresso in Bq/h);

S_s è il rate di infiltrazione di radon dal suolo regolato dal gradiente di pressione (espresso in Bq/h);

V rappresenta il volume dell'abitazione (espresso in m³);

C rappresenta la concentrazione di radon indoor (espressa in Bq/m³);

C_o rappresenta la concentrazione di radon outdoor (espressa in Bq/m³);

N è il rate di scambio tra aria indoor e outdoor (h^{-1});

λ è la costante di decadimento del ^{222}Rn (pari a $7,758 \cdot 10^{-3} / \text{h}$).

Poiché normalmente $N \gg \lambda$ e $C \gg C_i$, e poiché si assume che nell'intervallo di tempo $(t - t_0)$ le quantità dell'espressione rimangano costanti, integrando, si ottiene:

$$C_t = (S_d - S_s)V^{-1} \left(1 - e^{-N(t-t_0)}\right) N^{-1} + C_0 e^{-N(t-t_0)}$$

dove C_t e C_0 rappresentano rispettivamente la concentrazione di radon indoor all'istante t e t_0 .

Mentre S_d può essere stimato costante nel tempo, S_s dipende dal "differenziale di pressione effettivo ΔP_f " relativo alla parte inferiore della struttura tra interno e sottosuolo; si tratta di una variabile composta da tre termini, di cui il primo dipende dalla differenza di temperatura indoor - outdoor (ΔP_T), il secondo dalla velocità del vento (ΔP_w), il terzo dalla velocità di ventilazione (ΔP_N).

Poiché la temperatura del suolo sotto la soletta è generalmente inferiore di quella indoor, una frazione di aria, e quindi di radon, fluirà verso l'interno, anche se la temperatura esterna è maggiore di quella del seminterrato.

Pertanto risulta corretto assumere positivo il differenziale di pressione ($\Delta P_f > 0$).

In certe condizioni, ΔP_f è negativo, cioè, il differenziale di pressione a livello della sovrastruttura è diretto verso l'esterno, il che comporta $S_s = 0$.

3.6 Il radon e le implicazioni biologico-sanitarie

L'importanza della valutazione delle concentrazioni di ^{222}Rn e dei prodotti di decadimento da esso generati risulta evidente ricordando che, della dose efficace, ricevuta in media in un anno dalla popolazione mondiale, pari a 2,4 mSv, metà, circa 1,2 mSv, è dovuto al contributo del ^{222}Rn e dei suoi prodotti di decadimento.

Oggi, a diversi decenni di distanza dalle prime indagini epidemiologiche relative ai lavoratori delle miniere di uranio, è certo che l'esposizione a queste sostanze

(soprattutto nel caso di livelli elevati) costituisce un serio problema per la salute pubblica, tanto che l'IARC (Associazione Internazionale per la Ricerca sul Cancro) nel 1988 ha inserito il radon nella classe I (che attualmente conta 87 sostanze), ossia, tra gli agenti riconosciuti come cancerogeni: il radon e le sostanze radioattive che produce decadendo, costituiscono la seconda causa di insorgenza di tumore polmonare, dopo il fumo di sigaretta che occupa saldamente la prima posizione.

Dei circa 30000 casi di tumore ai polmoni ogni anno in Italia, si stima che circa il 10% sia attribuibile al radon e ai suoi prodotti di decadimento e più dell'80% al consumo di tabacco (fonte: Ministero della Sanità 2001).

Relativamente alla comparsa di questo tipo di patologia, il radon e i suoi prodotti di decadimento hanno, nel complesso, un impatto sanitario maggiore di altre sostanze, come amianto e benzene, fumo passivo e inquinamento atmosferico, come si può vedere nella figura 3.6.

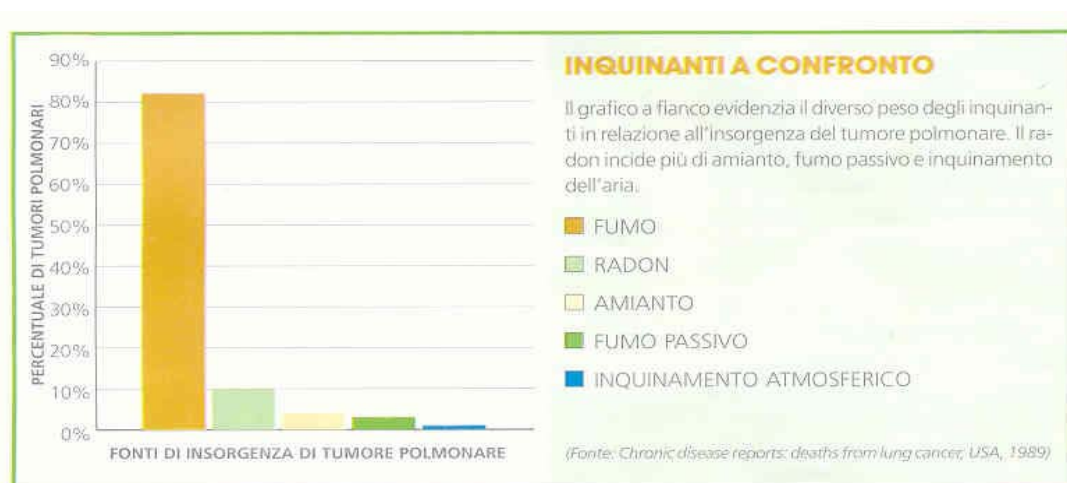


Figura 3.6 Confronto tra i più diffusi inquinanti e il radon.

Si stima che un fumatore, indipendentemente dai livelli di radon, rischia 10 volte in più di un non fumatore di contrarre un tumore polmonare (Figura 3.7).

Si osservi inoltre che si ha un effetto sinergico legato al consumo di tabacco con una efficacia all'incirca moltiplicativa.

Il rischio dipende da due importanti fattori³¹.

- Concentrazione di radon e prodotti di decadimento
- Durata dell'esposizione a sostanze radioattive

Questo significa che a livelli maggiori di radon corrisponde un rischio maggiore, così come lunghe permanenze a contatto con le radiazioni aumentano i rischi.

Da qui l'importanza degli studi delle concentrazioni di radon e dei suoi prodotti di decadimento negli ambienti chiusi, in cui il gas penetra e si accumula, generando concentrazioni più alte. Inoltre, proprio negli ambienti chiusi si trascorre la maggior parte del tempo (circa l'80% tra ambienti domestici e luoghi lavorativi).

Il rischio cresce linearmente con l'esposizione e non esiste un valore soglia al di sotto del quale ci si possa ritenere immuni.

In particolare, a parità di esposizione totale vi è l'ipotesi che la situazione di maggiore rischio si presenti per esposizioni a bassi livelli di concentrazione per tempi prolungati, piuttosto che per picchi di concentrazione in tempi ridotti³².

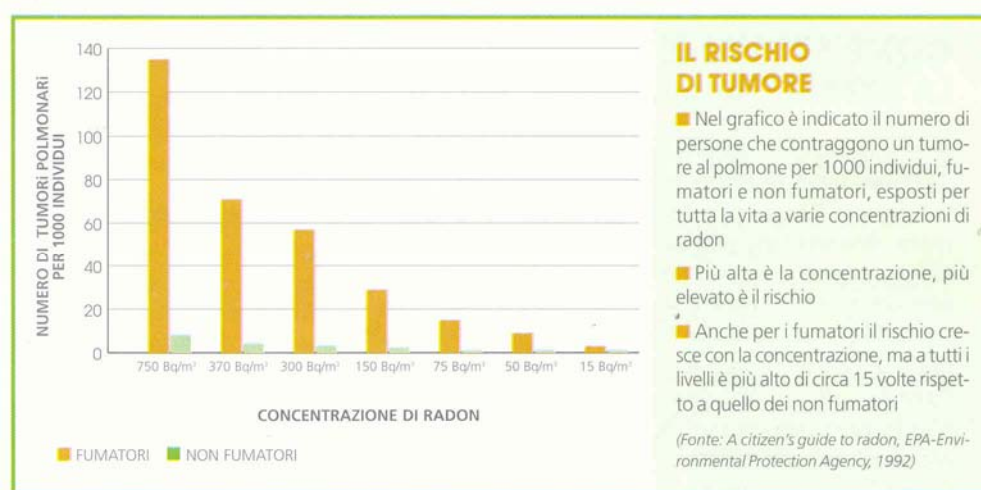


Figura 3.7 Rischio di contrarre un tumore per fumatori e non fumatori in funzione della concentrazione di radon.

Negli ultimi anni sono stati condotti studi approfonditi tesi a verificare l'ipotesi secondo cui il radon e i suoi prodotti di decadimento fossero responsabili dell'induzione di altre forme tumorali; in base alle conoscenze attuali tale ipotesi è stata scartata³³.

3.7 I rischi connessi ai prodotti di decadimento del radon

Riguardo agli effetti sanitari il maggior pericolo non è rappresentato tanto dal radon, quanto dai suoi prodotti di decadimento. Il radon è un gas nobile, e, in quanto tale, chimicamente stabile; pertanto, la frazione maggioritaria di gas inalato viene espulsa durante l'espirazione, impedendo il deposito sui bronchi e sui polmoni; inoltre, il suo tempo di dimezzamento è pari a 3,82 giorni, ben superiore al tempo di permanenza dell'aria nei bronchi.

I prodotti di decadimento del radon, invece, sono chimicamente reattivi, e, una volta generati, in parte rimangono liberi in atmosfera, in parte si associano in "cluster", cioè, agglomerati di particelle con diametro inferiore a 1 nm. e in parte si associano al particolato atmosferico. Le prime due componenti vengono definite frazione "non attaccata" ed essa rimane principalmente sospesa in aria; la terza costituisce la frazione detta "attaccata" ed essa segue il comportamento del particolato depositandosi sulle superfici (pareti, mobili.), o, rimanendo sospesa in aria.

Questo effetto di deposizione è definito "plate out" e contribuisce a ridurre la presenza dei prodotti di decadimento in aria: in altre parole, in aria vi è una concentrazione di prodotti di decadimento generalmente inferiore a quella in equilibrio con il $^{222}\text{Rn}^{34}$.

I prodotti di decadimento, che rimangono sospesi in aria, possono essere inalati.

Tra i prodotti di decadimento del ^{222}Rn i radionuclidi emettitori α a vita breve (minore di 30 minuti) forniscono il maggior contributo alla dose assorbita da bronchi e polmoni, infatti:

- A differenza delle radiazioni α , le radiazioni β e γ con il loro elevato potere di penetrazione determinano una distribuzione dell'energia ionizzante su volumi più ampi. A parità di dose assorbita, le radiazioni α sono 20 volte più efficaci delle radiazioni β e γ nel produrre ionizzazioni e, quindi, nel determinare danni biologici.

- I radionuclidi emettitori α a vita lunga (^{210}Pb , ^{210}Bi e ^{210}Po) hanno tempi di dimezzamento tali da consentire l'espulsione biologica dai bronchi prima che si verifichi un numero significativo di disintegrazioni; vengono, cioè, rimossi prima di agire in modo seriamente dannoso sull'apparato respiratorio. Al contrario quelli a vita breve (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po) riescono ad emettere le loro radiazioni prima di essere eliminati.

I sistemi di filtraggio che scandiscono il cammino lungo l'apparato respiratorio fino ai bronchi e ai polmoni, non sono in grado di bloccare le particelle più piccole che si fissano sui tessuti più profondi. Da qui emettono radiazioni, trasferendo tutta la loro energia su strati polmonari superficiali e provocando danni che in alcuni casi possono produrre modificazioni tali alla struttura della cellula da innescare un processo tumorale.

Negli ultimi decenni sono stati sviluppati diversi modelli in grado di descrivere la dipendenza dell'insorgenza di fenomeni di oncogenesi dalle dosi assorbite in seguito alle esposizioni ai prodotti di decadimento del radon.

L'assunzione di base che accomuna tutti i modelli è il rapporto di linearità tra il rischio di tumore polmonare e l'esposizione al radon.

Questa ipotesi è giustificata dal fatto che, per i livelli di concentrazione generalmente osservati negli ambienti chiusi e per la durata media della vita umana, difficilmente una cellula epiteliale del polmone sarà attraversata da più di una radiazione α nel corso della vita.

La probabilità di fenomeni di oncogenesi non dipende, quindi, dal numero di radiazioni che colpiscono una singola cellula, ma dal numero totale di interazioni tra cellule e radiazioni, che è proporzionale all'esposizione³⁵.

3.8 Distribuzione del radon indoor sul territorio italiano

La concentrazione di radon negli ambienti chiusi, a differenza di quanto avviene all'aperto, dove non costituisce motivo di preoccupazione, richiede particolare attenzione; infatti, sia le dosi individuali che collettive di radon ricevute a seguito di esposizioni negli ambienti interni sono mediamente superiori a quelle derivate da tutte le altre sorgenti radioattive presenti in natura. La questione è stata affrontata negli ultimi 30 anni dalle singole autorità nazionali, affrontando studi volti a determinare la distribuzione di radon e dei suoi prodotti di decadimento negli interni.

Nella tabella 3.4 sono riportate le concentrazioni medie annuali rilevate in alcuni Paesi, tra cui l'Italia.

PAESE	CONCENTRAZIONE MEDIA ANNUALE (Bq/m ³)
ALBANIA	120
AUSTRALIA	11
CANADA	34
GERMANIA	50
INDIA	57
ITALIA	70
PAESI BASSI	29
GRAN BRETAGNA	20
SPAGNA	86
SVEZIA	108
SVIZZERA	70
USA	46
MONDO	40

Tabella 3.4 Concentrazioni medie annuali espresse in Bq/m³ di alcuni Paesi (UNSCEAR 2000)

Il valore in tabella 3.4 relativo all'Italia è il risultato della campagna nazionale condotta dall'ANPA e dall'ISS in collaborazione con le Regioni tra il 1989 e il 1997³⁶.

Le misure sono state eseguite nell'arco di un anno, secondo le indicazioni dell'UNSCEAR, su un campione scelto casualmente e rappresentativo di 5000

abitazioni in 200 comuni con lo scopo di valutare l'esposizione media della popolazione italiana e la distribuzione della concentrazione indoor del radon. In figura 3.8 è riportata la distribuzione della concentrazione di radon riscontrata nel corso dell'indagine.

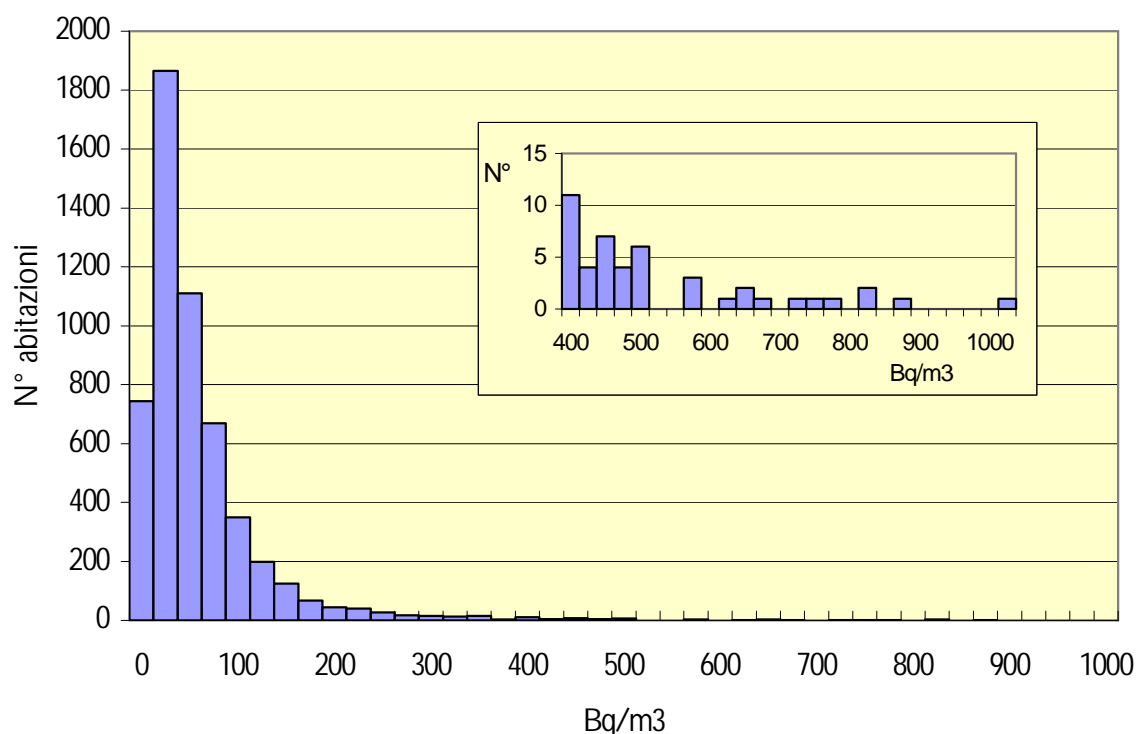


Figura 3.8 Distribuzione della concentrazione di radon indoor in Italia.

In tabella 3.5 sono riportati i valori medi della concentrazione di radon nelle diverse regioni, che hanno consentito di ricavare la concentrazione media nazionale di 70 Bq/m³.

Dalla lettura della tabella 3.5 emerge una notevole variabilità delle concentrazioni di radon da regione a regione. I valori medi regionali vanno dai 20 ÷ 40 Bq/m³ di Liguria, Marche, Basilicata e Calabria ai 100 ÷ 120 Bq/m³ di Lombardia, Friuli Venezia Giulia, Lazio e Campania.

Questi valori non escludono l'esistenza di "aree critiche" all'interno delle singole regioni con ben maggiori concentrazioni locali 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.

Regione	Rn Conc.	Costruzione		Costruzione	
	(Bq/m ³)	> 200 Bq/m ³		> 400 Bq/m ³	
	AM ± SE	N	%	N	%
Piemonte	69 ± 3	9	2.1 %	3	0.7 %
Valle d'Aosta	44 ± 4	0	0.0 %	0	0.0 %
Lombardia	111 ± 3	70	8.4 %	18	2.2 %
Alto Adige Province	70 ± 8	2	5.7 %	0	0.0 %
Trentino Province	49 ± 4	1	1.3 %	0	0.0 %
Veneto	58 ± 2	7	1.9 %	1	0.3 %
Friuli-Venezia Giulia	99 ± 8	22	9.6 %	11	4.8 %
Liguria	38 ± 2	1	0.5 %	0	0.0 %
Emilia-Romagna	44 ± 1	3	0.8 %	0	0.0 %
Toscana	48 ± 2	4	1.2 %	0	0.0 %
Umbria	58 ± 5	1	1.4 %	0	0.0 %
Marche	29 ± 2	1	0.4 %	0	0.0 %
Lazio	119 ± 6	37	12.2 %	10	3.4 %
Abruzzo	60 ± 6	5	4.9 %	0	0.0 %
Molise	43 ± 6	0	0.0 %	0	0.0 %
Campania	95 ± 3	42	6.2 %	3	0.3 %
Puglia	52 ± 2	5	1.6 %	0	0.0 %
Basilicata	30 ± 2	0	0.0 %	0	0.0 %
Calabria	25 ± 2	1	0.6 %	0	0.0 %
Sicilia	35 ± 1	0	0.0 %	0	0.0 %
Sardegna	64 ± 4	3	2.4 %	0	0.0 %

Tabella 3.5 Risultati riassuntivi della concentrazione annuale di radon nelle 21 regioni italiane

La carta tematica a scala regionale-nazionale rivela che all'incirca sul 75% del territorio nazionale (in termini di popolazione il 78%) solo l'1% degli edifici presenta preoccupanti concentrazioni di radon a causa dell'esalazione dal sottosuolo; il 16% del territorio nazionale con il 7% della popolazione è da stimare a basso rischio; il 9% del territorio nazionale con il 15% della popolazione (quasi 9 milioni di abitanti) ha una "preoccupante" probabilità di essere ad alto rischio da radon.

In alcune aree, tra cui le zone vulcaniche del viterbese e della Toscana meridionale e le regioni carsiche del Friuli soggette a forti erosioni, le concentrazioni medie oltrepassano i 200 Bq/m³.

Dall'analisi della distribuzione delle concentrazioni risulta che le abitazioni con concentrazioni superiori a 200 e 400 Bq/m³ sono rispettivamente del 4,8% e dell'1%.

Come emerge dalla figura 3.8, la distribuzione delle misure è approssimativamente log-normale, ma sono state evidenziate significative deviazioni in corrispondenza di elevate concentrazioni.

Riassumendo, i risultati della campagna nazionale mostrano che la concentrazione media di radon è compresa tra 10 e 140 Bq/m³ con valori massimi superiori a 1000 Bq/m³.

La concentrazione media del radon sul territorio italiano è quasi doppia rispetto a quella della media mondiale^f.

^f La "singolarità" del caso italiano è stata oggetto presso la Camera dei Deputati dell'interrogazione n.5/05005 ai Ministeri della Sanità e dell'Ambiente della seduta n.0402 del 30/07/98.

3.9 La normativa di riferimento

Gli aspetti normativi che possono essere adottati per il problema dell'esposizione al radon hanno come obiettivo la "riduzione del rischio"; tali provvedimenti vanno dall'emanazione di vere e proprie leggi con valori di riferimento e sanzioni, a raccomandazioni con valori suggeriti.

L'ipotesi di legiferare in materia di esposizione della popolazione e dei lavoratori al radon, e, più in generale, alle sorgenti di radioattività naturale, ha una storia recente, forse, perché tali sorgenti sono state ritenute in passato fuori da ogni possibile controllo.

Tutt'oggi dall'impostazione normativa emerge una "discriminazione": l'esposizione dovuta a sorgenti prodotte dall'uomo è limitata a 1 mSv/anno, quella dovuta a radon è limitata a 3 mSv/anno, introducendo una disparità non motivata da ragioni scientifiche, ma di convenienza sociale (allo scopo, ad esempio, di evitare di evacuare una fetta di popolazione per superamento dei limiti di concentrazione indoor di radon).

La scelta dei livelli di legge, delle raccomandazioni e del tipo di intervento normativo dipendono in primo luogo dalla stima del rischio associato, ma anche da fattori socio-economici e di sostenibilità dell'azione di prevenzione; vanno valutate, inoltre, la fattibilità e l'efficacia degli interventi di mitigazione e di risanamento.

Nel caso del radon, la Commissione Europea^g per il tipo di normativa proposta distingue tra ambienti di lavoro, per i quali si adottano "leggi", e ambienti residenziali, ai quali si applicano "raccomandazioni"^h. Ciò è motivato dalla considerazione che 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

^g Le dosi normali annue nelle abitazioni dei paesi membri della Comunità Europea oscillano da 1 a 2,5 mSv, anche se una piccola percentuale di popolazione riceve più di 20 mSv all'anno.

^h Per quanto riguarda le scuole il problema normativo è piuttosto complesso ed, in generale, interpretato in chiave restrittivo. A differenza degli insegnanti e del corpo non docente, gli studenti non possono essere considerati lavoratori; inoltre, per la giovane età, sono ritenuti più radiosensibili degli adulti (anche se non esiste attualmente una statistica specifica); per questo i livelli di azione per le scuole sono solitamente più bassi di quelli delle abitazioni (vanno da 150 a 1000 Bq/m³) ed hanno spesso carattere di legge e non di raccomandazione.

responsabile se non il proprietario e risulta problematico imporre provvedimenti legislativi e sanzioni.

3.9.1 Ambienti di lavoro

In Italia il 26 maggio 2000 è stato emanato il Decreto Legge n. 241 Deputati in attuazione della Direttiva 96/29/EURATOM che, in materia di radioprotezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori, affida agli Stati membri della Comunità Europea il compito di identificare quali attività lavorative siano oggetto della Direttiva stessa e debbano essere sottoposte a controlli, in quali casi vada applicato un sistema di sorveglianza e quando siano opportune azioni di rimedio.

Per facilitare il recepimento della Direttiva Europea da parte delle legislazioni nazionali, la Commissione ha emanato una guida tecnica che raccomanda misurazioniⁱ su tempi lunghi (un anno).

In adempimento alla direttiva, il DL 26/05/00 n.241 individua come ambienti di lavoro oggetto di controlli tutti i luoghi sotterranei, tra i quali tunnel, sottovie, catacombe, grotte e terme e prevede che le regioni e province autonome effettuino entro il 31 agosto 2005 una localizzazione delle zone per le quali anche gli ambienti di lavoro in superficie rientrano nel campo di applicazione della legge.

In base al decreto meritano particolari attenzioni anche attività che comportano l'uso o lo stoccaggio di materiali o residui normalmente considerati non radioattivi, ma contenenti radionuclidi naturali figli del radon in quantità significativa.

Per l'esposizione di radon negli ambienti di lavoro il decreto fissa un livello di azione^j in termini di concentrazione di attività di radon media in un anno di 500 Bq/m³.

Il livello di azione rientra nelle indicazioni fornite a livello internazionali dai seguenti organi:

ⁱ Nei provvedimenti legislativi le misurazioni sono fissate in concentrazioni di attività di radon medie in un anno.

^j E' il valore di concentrazione di attività di radon in aria o di dose efficace, il cui superamento richiede l'adozione di azioni di rimedio che riducano tali grandezze a livelli inferiori a quello fissato.

L'ICRP nella sua pubblicazione 65 fissa un intervallo di valori di concentrazione media annuale di 500-1500 Bq/m³ entro cui scegliere un livello di azione; questo intervallo di valori corrisponde, in termini di dose efficace, a un range di 3÷10 mSv/anno³⁷.

L'IAEA ("International Atomic Energy Agency") suggerisce un livello di azione corrispondente ad una concentrazione media annuale di radon di 1000 Bq/m³⁽³⁸⁾.

La Commissione Europea nella guida tecnica di complemento della Direttiva 96/29/EURATOM indica un intervallo di valori di concentrazione media annuale di radon di 500-1000 Bq/m³ entro cui scegliere un livello di azione; questo intervallo di valori corrisponde, in termini di dose efficace, a un range di 3÷6 mSv/anno³⁹.

3.9.2 Ambienti residenziali

In Italia non esiste una normativa nazionale sul radon negli ambienti domestici; in casi sporadici sono stati introdotti provvedimenti a livello comunale relativamente alla costruzione di nuovi edifici.

La Commissione Europea il 21 febbraio 1990 ha emanato una Raccomandazione sulla tutela della popolazione contro l'esposizione al radon negli ambienti chiusi, in cui sono fissati dei livelli di riferimento espressi in termini di concentrazione media annuale di gas radon; nella Raccomandazione si esplicita che "a motivo della variazione giornaliera e stagionale dei livelli di radon in ambienti chiusi, le decisioni relative alla protezione contro le radiazioni siano basate sulle misurazioni della media annuale di gas radon e dei suoi prodotti di decadimento".

Nella Raccomandazione è introdotta la distinzione, poi abbandonata nella raccomandazione n.65 dell'ICRP ed, in seguito, nuovamente ripresa nelle pubblicazioni dell'IAEA, tra edifici esistenti ed edifici da costruire.

Per gli edifici esistenti si fissa un livello di riferimento pari a 400 Bq/m³, superato il quale è opportuno intervenire con azioni di rimedio volte a ridurre il livello di radon proporzionali alla misura in cui il limite di riferimento è stato superato.

Per gli edifici da costruire si fissa un livello di progettazione pari a 200 Bq/m³: ciò significa che devono essere adottate procedure di edificazione tali da garantire che la concentrazione media annuale di radon sia inferiore a tale valore.

L'adozione di un livello di riferimento maggiore per gli edifici esistenti e minore per quelli in costruzione può essere giustificata ricordando che i costi degli interventi preventivi sono molto più contenuti di quelli di risanamento.

Tuttavia, il problema relativo alle nuove abitazioni è strettamente legato a quello riguardanti le abitazioni esistenti, poiché la concentrazione di radon non può essere determinata con certezza fino a quando l'edificio non sia stato completato e occupato.

3.9.3 La situazione negli altri paesi

Quasi la totalità dei paesi industrializzati è intervenuta a livello legislativo sul problema della presenza di radon nelle abitazioni.

In tabella 3.6 è riportata una rassegna dei livelli di riferimento adottati da alcuni paesi (anche altri, come Bielorussia, Repubblica Ceca, Lituania, Polonia, Russia, hanno normative in materia); in generale si tratta di valori raccomandati (quelli imposti per legge sono in neretto).

Nella maggior parte dei Paesi per gli edifici esistenti è stato scelto un unico livello, sopra al quale si suggerisce un intervento di risanamento teso a ridurre la concentrazione di radon.

In due casi, Svezia e Svizzera, sono fissati due livelli, dei quali il più alto è imposto: se superato, si ha l'obbligo per legge di adottare misure di rimedio.

Paesi	Edifici esistenti	Edifici da costruire	Ambienti di lavoro
Australia	200	200	1000
Austria	400	200	400/370 (168 ore) o 1110 (40 ore) ^k
Belgio	400	–	–
Canada	800	800	–
Danimarca	200/400	200	400
Finlandia	400	200	400
Francia	–	–	–
Germania	250/1000	250	–
Grecia	400	200	400
Irlanda	200	200	150 (scuole)-200
Italia	–	–	500
Lussemburgo	150	150	–
Norvegia	200/400	200	200/400
Olanda	–	–	–
Portogallo	–	–	–
Regno Unito	200	200	400
Slovenia	400	200	–
Spagna	–	–	–
Svezia	200/400	200/400	400
Svizzera	400/1000	400/1000	400/1000-3000
USA	150	150	150 (scuole)

Tabella 3.6 Livelli di riferimento per gli ambienti residenziali (esistenti e in costruzione) e di lavoro espressi in Bq/m³ per il radon indoor in vari Paesi ⁴⁰.

^k Vi sono due livelli imposti: 370 Bq/m³ come media mensile (168 ore lavorative) e 1110 Bq/m³ come media settimanale (40 ore lavorative).

Il Regno Unito, diversamente dalla maggior parte dei Paesi, che prevedono livelli diversi per gli edifici esistenti e in costruzione, ha fissato un unico livello per i due casi, ma per gli edifici da costruire il valore assume carattere imposto.

La maggior parte dei valori raccomandati cadono nell'intervallo compreso tra 200-400 Bq/m³; questi valori rientrano nell'intervallo della concentrazione media annuale di 200-600 Bq/m³ fissato dall'ICRP per gli ambienti domestici. Questo intervallo di valori espresso in termini di dose efficace corrisponde a 3÷10 mSv/anno. Si noti che questo range di dose efficace corrisponde contemporaneamente a intervalli di concentrazioni di radon pari a:

- 200 -600 Bq/m³ per gli ambienti residenziali
- 500 -1500 Bq/m³ per gli ambienti di lavoro

Tale differenza è dovuta ai diversi tempi medi di permanenza annuali nei due tipi di ambienti: 7000 ore all'anno negli ambienti residenziali e 2000 ore all'anno negli ambienti lavorativi.

Nel caso del radon, la legislazione italiana per gli ambienti di lavoro ha stabilito un livello di riferimento pari a una concentrazione media annuale di 500 Bq/m³, corrispondente a una dose efficace di 3 mSv all'anno. Per le abitazioni la stessa dose efficace è ottenuta ad una concentrazione media annuale di 200 Bq/m³.

• Capitolo 4 – RADON INDOOR

4.1 Valutazione del potenziale rischio di un'area

Dalla conoscenza delle caratteristiche geologiche e dei suoli di un'area è possibile risalire alla potenziale presenza di Radon nelle abitazioni dell'area di interesse.

I fattori di seguito riportati contribuiscono alla probabilità che elevati livelli di Radon indoor vengano riscontrati nelle abitazioni.

- Ø Rocce ricche di Uranio e Thorio nei suoli dell'area;
- Ø Elevata permeabilità dei suoli;
- Ø Suoli ben drenati o asciutti durante lunghi periodi dell'anno;
- Ø Presenza di profonde fratture di trazione nei mesi estivi;
- Ø Collocazione di pendio o versante;
- Ø Sottili coltri di copertura sulle rocce superficiali;
- Ø Basamento roccioso fratturato;
- Ø Basamento roccioso ricco di cavità e caverne anche carsiche;
- Ø Elevati livelli di Radon sono noti in abitazioni vicine.

La variazione del riscaldamento e della ventilazione interna nonché le condizioni del tempo, danno luogo ad ampie fluttuazioni del livello di Radon indoor. In linea generale, la concentrazione di Radon indoor notturna è più alta che di giorno e d'inverno più che d'estate. Per esempio, il livello di Radon in una casa a luglio è approssimativamente la metà di quanto si registra a gennaio.

4.2 Come entra nelle abitazioni

Il radon è un gas inerte, pertanto non reagisce chimicamente con l'ambiente che lo circonda. Quando si è formato, si muove attraverso i pori del terreno e raggiunge la superficie. Un edificio crea nel suolo dei moti convettivi che fanno sì che il radon venga risucchiato all'interno dell'edificio stesso. Una volta raggiunto l'edificio penetra attraverso (Figura 4.1):



Figura 4.1 Vie d'accesso preferenziali del Radon

- le fessure dei pavimenti, anche se invisibili, che sono sempre presenti,
- le giunzioni pavimento – parete
- i passaggi degli impianti termici, idraulici, delle utenze elettriche del gas, ecc.

Anche i materiali da costruzione presenti emettono radon, e possono, in alcuni casi, contribuire ad innalzare la concentrazione.

Anche l'acqua, è una sorgente di radon, anche se contribuisce in misura minore alla concentrazione di radon.

4.3 Interventi

4.3.1 Prevenzione

Prima di costruire un edificio, bisogna tener conto del rischio legato al radon. Le regole principali possono essere nazionali, regionali o locali.

Devono essere fatte rispettare.

Per vecchie case, si può prendere un insieme di misure correttive di varia semplicità e costo, in dipendenza della concentrazione di radon in una particolare casa. Queste misure sono descritte in dettaglio tra i dati tecnici annessi.

Le concentrazioni di radon che devono essere raggiunte tramite misure correttive o preventive possono differire, secondo se un edificio esiste già o è in fase di progetto. Ci sono “valori raccomandati”, “valori guida” o “livelli d'azione”, che variano da un Paese all'altro (paragrafo 3.9). Le stesse regolamentazioni possono essere applicate a edifici non abitati permanentemente (posti di lavoro e scuole), tranne che per il fatto che i livelli di azione devono essere valutati in termini di tempo massimo di occupazione.

Si stima che la cittadinanza europea in media trascorra 19.2 ore al giorno (l'80% del suo tempo) all'interno! E' dunque legittimo interrogarsi riguardo l'opportunità di applicare le stesse regole agli ambienti nei quali le persone trascorrono non più di alcune ore ogni giorno. In pratica, la Commissione Internazionale per la Protezione Radiologica consiglia di applicare identici livelli di azione alle case e agli edifici pubblici dove la gente trascorre un tempo apprezzabile (scuole, ospedali, centri residenziali). D'altra parte, quando il tempo trascorso dalla gente in un luogo è limitato, come in uffici, librerie e teatri, non sono richiesti particolari provvedimenti.

4.3.2 Cosa fare

Il radon è un serio problema sanitario.

Vivere, lavorare o studiare in ambienti con elevate concentrazioni di radon aumenta la probabilità di contrarre un tumore polmonare.

Una semplice prevenzione può ridurre tale rischio.

La prima cosa da fare, se si abita o si lavora in edifici al di sotto del terzo piano, o in edifici costruiti con materiali che possono essere ricchi di Radio, è di misurare i vostri ambienti di vita.

Se le concentrazioni dovessero essere elevate bisogna prendere in considerazione la eventualità di adottare dei sistemi che riducano la presenza del radon.

Per concentrazioni elevate si intendono concentrazioni che superano determinati valori di riferimento (che possono essere diversi per case ambienti di lavoro, scuole, ecc.).

In Italia, come abbiamo visto, ancora non c'è una chiara indicazione per questi valori. In attesa di una normativa più esauriente, si può fare riferimento ai valori raccomandati dalla Comunità Europea (Tabella 4.1):

Abitazioni	400 Bq/m ³
Ambienti di lavoro	tra 500 e 1000 Bq/m ³

Tabella 4.1 Raccomandazioni della Comunità Europea

Per le scuole non vi sono indicazioni ma si ritiene per il momento di poter assimilare una scuola ad un ambiente di lavoro.

Molti paesi hanno adottato valori di riferimento più bassi: Stati Uniti: 150 Bq/m³, Inghilterra: 200 Bq/m³, Germania: 250 Bq/m³.

Tuttavia, non esiste una concentrazione "sicura" al di sotto della quale il rischio diventa zero.

4.3.3 Interventi sugli edifici esistenti

Non è possibile eliminare completamente il radon dai nostri ambienti di vita.

Anche all'esterno vi è una seppur relativamente bassa concentrazione di radon (10-15 Bq/m³). Tuttavia è possibile, anzi è raccomandabile intervenire in quegli ambienti in cui la concentrazione è elevata e causa un inaccettabile rischio per la salute.

Negli Stati Uniti più di 300.000 edifici sono stati bonificati riducendo la concentrazione di radon al di sotto del livello raccomandato (150 Bq/m³). Almeno 700.000 abitazioni sono state costruite con criteri anti – radon.

La scelta del metodo più adatto al singolo edificio dipende da molti fattori e deve essere oggetto di discussione e di accordo tra tutti i soggetti interessati (proprietario, eventuali occupanti, imprese). L'intervento sull'edificio è un compromesso tra efficienza dell'abbattimento del radon, costi di installazione ed esercizio, accettabilità da parte degli occupanti, facilità di manutenzione incidenza sulle abitudini di vita, durabilità nel tempo. Vi sono diversi modi per ridurre la concentrazione di radon in un Ambiente.

Ventilazione:

Un aumento della ventilazione dell'ambiente diluisce il radon presente. Questo metodo si realizza con l'ausilio di un ventilatore. I problemi connessi con questo sistema sono legati alla necessità di recupero del calore nei mesi invernali. Il metodo è più adatto per applicazioni in ambienti di lavoro. Se già esiste un impianto può essere adattato oppure può essere installato ex novo.

Pressurizzazione dell'edificio:

In questo caso si cerca di incrementare la pressione interna dell'edificio, in modo da contrastare la risalita del radon dal suolo. In pratica l'aria interna spinge il radon fuori dall'edificio. Anche in questo caso è necessario l'ausilio di un ventilatore.

Ventilazione del vespaio:

Questo metodo (Figura 4.2) è utilizzato quando è presente un vespaio al di sotto dell'edificio. Aumentando la ventilazione del vespaio si diluisce il radon presente e di conseguenza meno radon si trasferisce nell'edificio. L'incremento della ventilazione può essere realizzato aumentando il numero delle bocchette di aerazione ed eventualmente applicando un ventilatore. In alcuni casi la semplice pulizia delle bocchette di aerazione presenti porta ad un abbassamento della concentrazione di radon.

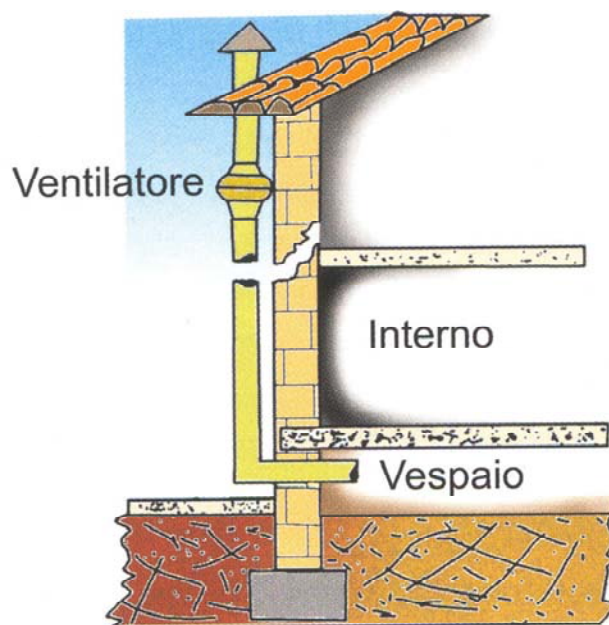


Figura 4.2 Ventilazione del vespaio

Depressurizzazione del suolo:

Questa è la tecnica maggiormente consigliata, (Figura 4.3) se convenientemente applicabile, in situazioni in cui la concentrazione di radon risulti molto elevata. Si tratta di realizzare sotto la superficie dell'edificio un piccolo ambiente per la raccolta del gas radon. Questo "pozzetto" viene collegato ad un piccolo ventilatore. In tal modo si realizza, all'interno del pozzetto, una depressione che raccoglie il radon e lo espelle in aria impedendo che entri all'interno dell'edificio.

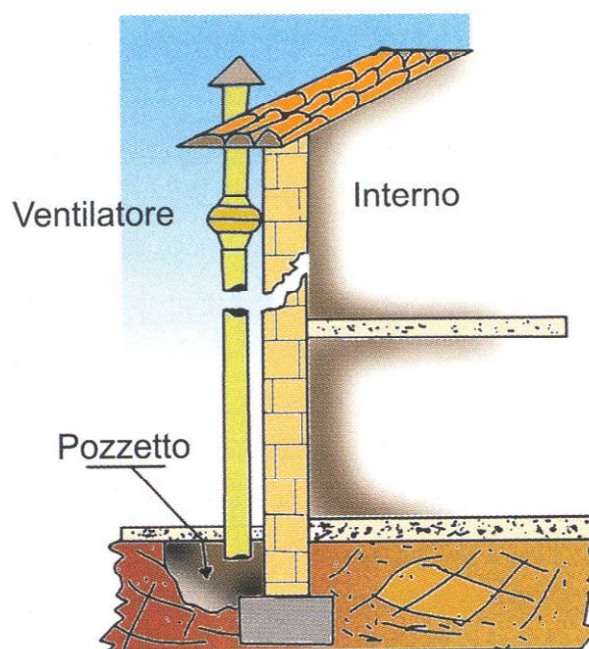


Figura 4.3 Depressurizzazione del suolo

Sigillatura delle vie di ingresso:

Con questo metodo si tenta di chiudere tutte le possibili vie di ingresso. La sigillatura può essere a carico delle fessure, delle giunzioni pavimento-pareti, dei passaggi dei servizi, (idraulici, termici, delle utenze, ecc.), oppure a carico di tutta la superficie in contatto diretto con il suolo. Si utilizzano particolari materiali polimerici per la sigillatura parziale fogli di materiale impermeabile al radon per la sigillatura totale.

Azioni di prevenzione per nuove costruzioni

In fase di progettazione o di costruzione di un nuovo edificio adottare criteri che riducano l'ingresso del radon dal suolo ha un costo praticamente irrilevante.

Nel caso si voglia adottare la tecnica del vespaio o delle intercapedini, è sufficiente tenere presente di realizzare una buona ventilazione naturale per tutta la superficie di contatto suolo - edificio. Il numero delle bocchette di aerazione deve essere sufficiente a consentire un buon ricambio di aria (orientativamente una bocchetta ogni 2 metri lineari). In oltre è consigliabile il riempimento del vespaio con ghiaia. In aggiunta deve essere steso un foglio di materiale impermeabile al radon (già ne esistono in commercio) sempre su tutta la superficie di contatto suolo - edificio. In tal modo la costruzione rimane predisposta per una facile installazione di un ventilatore nel caso la concentrazione risultasse elevata.

Nel caso non si adotti il vespaio si devono predisporre, al di sotto della prima gettata, uno o più pozzetti di raccolta, a seconda della superficie dell'edificio (circa uno ogni 250 m²), collegati tra loro e collegati con l'esterno dell'edificio. Inoltre si deve stendere, sempre sotto la prima gettata, uno strato di ghiaia di circa 5-10 cm. Infine si deve stendere un foglio di materiale impermeabile al radon. Anche in questo caso, nella eventualità si riscontrino elevate concentrazioni, potrà essere collegato un ventilatore per l'aspirazione del radon dal o dai pozzetti.

4.3.4 Raccomandazioni

Si può procedere in maniera ordinata, evitando di allarmare la popolazione non fornendo vie pratiche per risolvere il problema. Il primo passo è quindi la stima della serietà del problema, e l'incoraggiamento ad altri a fare ciò. L'iniziativa può essere a livello nazionale, locale e individuale. In tutti i casi la cittadinanza deve essere informata.

Raccomandazione 1: Valutazione dell'esposizione

Studi cartografici nazionali o regionali possono fornire dati utilizzabili a livello locale. Tuttavia, in alcuni casi, questi dati possono essere inesistenti o inadeguati. Soltanto un gruppo di specialisti può decidere se sono necessarie ulteriori misure per ricavare statisticamente conclusioni valide a livello locale. Le autorità per la salute locale o gli istituti nazionali di ricerca hanno tali gruppi di specialisti disponibili. In una stessa località, la situazione può variare considerevolmente da un edificio a un altro. Nelle aree valutate a rischio geologico, può essere necessario effettuare misure nelle singole case. E' compito delle autorità locali incoraggiare i privati a provvedere nelle loro case, fornendo loro gli indirizzi delle compagnie specializzate.

Raccomandazione 2: Prevenzione e correzione

E' spesso più economico analizzare i problemi che il radon può porre prima di costruire un edificio. Le precauzioni da prendere varieranno, secondo la natura del suolo e del sottosuolo. Ogni autorità locale dovrebbe avere una lista di esperti da consultare prima di iniziare i lavori di costruzione. Quando si rileva una alta concentrazione di radon in un edificio già esistente, le sue vie di accesso devono essere identificate ed eliminate.

Il ruolo dell'autorità locale in questo caso è:

- Ø tenere una lista di individui qualificati ad identificare i punti di entrata del radon nelle case e compiere i lavori necessari;

- Ø incoraggiare i privati ad effettuare i lavori necessari;
- Ø analizzare e, se necessario, ridurre le concentrazioni di radon negli edifici di cui è responsabile.

Raccomandazione 3: Informazione

Se gli studi mostrano un rischio collegato al radon inusualmente elevato, la cittadinanza deve esserne informata. Bisogna ricordare che il rischio, anche in una casa in cui la concentrazione sia particolarmente elevata, è funzione del tempo di esposizione. In altre parole, gli abitanti di tale casa devono essere avvisati dei rischi che corrono, ma non è necessario che la casa sia evacuata immediatamente: il rischio consiste nella grandezza della dose complessiva ricevuta in un lungo periodo. Bisogna dare il giusto impulso, con l'aiuto di specialisti, perché la gente entri in azione, senza causare ingiustificati allarmismi.

4.4 Problema sulla salute pubblica: incertezze

Ci sono ancora aree di incertezza:

- Ø L'influenza dell'età sul tempo di esposizione: sono forse le persone più giovani più sensibili delle più anziane?
- Ø Le stime correnti del rischio per un dato livello di esposizione, al di là del fattore età, possono variare di un fattore tre, secondo lo studio.
- Ø La rispettiva influenza della durata e dell'intensità dell'esposizione non è ancora chiaramente quantificata. Non è certo che essere esposti a 400 Bq/m³ per 10 anni comporti gli stessi rischi che essere esposti a 4000 Bq/m³ per un anno.

I risultati degli studi in corso potrebbero, tra pochi anni, fornire una risposta ad alcune di queste domande. Nondimeno, possiamo ora concludere, sulla base delle conoscenze attuali, che l'esposizione al radon nelle case pone un considerevole problema per la salute pubblica. In un Paese come la Francia, dove la concentrazione media di radon è a un livello intermedio rispetto agli altri Paesi europei, si stima che il 10% dei decessi per cancro ai polmoni sia dovuto al radon. Infatti, in dipendenza dalle assunzioni fatte e dai metodi di calcolo usati, tra 1000 e 6000 decessi ogni anno potrebbero essere attribuibili all'esposizione al radon in Francia. Le autorità britanniche, dal canto loro, stimano che ogni anno circa 2000 decessi per cancro ai polmoni sono dovuti al radon nel Regno Unito, dove la concentrazione media di radon è inferiore ma il tumore ai polmoni è più frequente.

Non possiamo quindi tentare di dissipare questi dubbi, ma ci sono strade relativamente semplici ed economiche per ridurre di molto la concentrazione di radon nelle case e ridurre il rischio.

PARTE II

- Capitolo 5 – TECNICHE DI MISURA: STRUMENTI PER LA RIVELAZIONE DEL RADON

5.1 Interazione delle particelle alfa con la materia

5.1.1 Generalità

I vari fenomeni che si manifestano quando una particella carica passa in prossimità di un atomo hanno una importanza relativa che dipende dalla minima distanza di avvicinamento b al nucleo atomico.

Consideriamo una particella di massa m_1 , velocità v e carica Z_1e ; quando essa passa ad una distanza d dal bersaglio di carica Z_2e , essa sarà soggetta alla forza coulombiana (fig.5) :

$$F = \frac{Z_1 Z_2 e^2}{d^2}$$

La particella bersaglio è considerata ferma durante l'urto; essa in realtà si muove così lentamente che il campo elettrico generato dalla particella incidente e che agisce su di essa può essere calcolato sempre nello stesso punto.

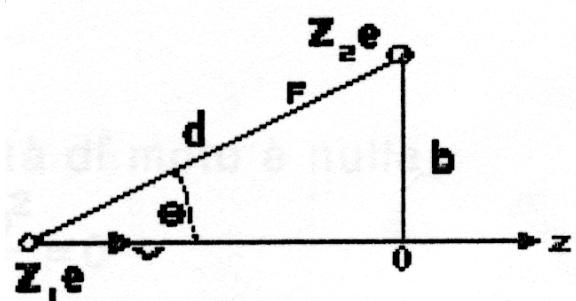


Figura 5

Ovviamente tale ipotesi non vale quando la velocità della particella incidente è confrontabile con quella acquistata dalla particella bersaglio.

Nella ipotesi che solo una piccola frazione della quantità di moto incidente sia trasferita in una singola collisione, la particella fig.5 incidente subisce una deflessione molto piccola. A passaggio avvenuto, il bersaglio avrà ricevuto un impulso I diretto secondo la normale alla traiettoria poiché lungo la stessa, supposta rettilinea, a posizioni della particella simmetriche rispetto all'origine (fig.5) corrispondono impulsi elementari la cui risultante è diretta normalmente alla traiettoria:

$$3I = \int_0^\infty F \sin\theta \, dt = \int_0^\infty \frac{Z_1 Z_2 e^2}{d^2} \sin\theta \, dt = \frac{Z_1 Z_2 e^2}{bv} \int_0^\pi \sin\theta \, d\theta = 2 \frac{Z_1 Z_2 e^2}{bv}$$

essendo: $dt = dx/v$ e $x = -b \cot\theta$.

Di conseguenza la quantità di moto acquistata dal bersaglio di massa m_2 è:

$$\Delta p = \frac{2 Z_1 Z_2 e^2}{bv}$$

mentre l'energia cinetica acquistata (e persa dal proiettile) è:

$$\Delta T = \frac{\Delta p^2}{2 m_2} = \frac{2 Z_1 Z_2 e^4}{m_2 b^2 v^2} \quad (1)$$

Se $p \ll p$, risulta che la deviazione angolare θ , subita dalla particella incidente nell'urto è:

$$\theta = \frac{\Delta p}{p} = 2 \frac{Z_1 Z_2 e^2}{bvp} \quad (2)$$

Se inoltre risulta $v \ll c$, risulta anche:

$$\theta = \frac{Z_1 Z_2 e^2}{bT}$$

Sulla base delle formule (1) e (2) si premettono alcune considerazioni generali. Si consideri un atomo lontano dalla traiettoria della particella incidente in modo tale che tutti gli elettroni ed il nucleo distino b dalla traiettoria, con buona approssimazione. Allora la quantità di moto ceduta a ciascuno degli Z_2 elettroni è:

$$\Delta p_e = -\frac{2 Z_1 e^2}{bv}$$

e quella ceduta al nucleo è:

$$\Delta p_N = 2 \frac{Z_1 Z_2 e^2}{bv}$$

In totale la variazione della quantità di moto è nulla:

$$-Z_2 \frac{2 Z_1 e^2}{bv} + 2 \frac{Z_1 Z_2 e^2}{bv} = 0$$

Di conseguenza la deviazione della particella sarà nulla. La perdita di energia però sarà diversa da zero e precisamente:

$$\Delta T_{tot} = Z_2 \frac{2 Z_1 e^4}{m_e b^2 v^2} + \frac{2 Z_1^2 Z_2^2 e^4}{m_N^2 b^2 v^2}$$

è da notare che, essendo $1/m_e > Z_2/m_N$ risulta:

$$\Delta T_{tot} = Z_2 \frac{2 Z_1^2 e^4}{m_e b^2 v^2}$$

cioè la particella perde energia essenzialmente interagendo con gli elettroni

Risulta quindi che se b è molto maggiore del raggio atomico (10^{-8}cm), l'atomo interagisce in blocco con il campo elettrico associato alla particella incidente. Per effetto di tale interazione l'atomo può passare in uno stato eccitato a spese della energia cinetica della particella incidente.

Quando b è dell'ordine di grandezza del raggio atomico, la particella incidente può interagire preferenzialmente con uno o più elettroni atomici; a seguito di tale interazione, l'elettrone può essere espulso dall'atomo con energia cinetica molto maggiore dell'energia di legame ed il problema si può allora trattare come se l'elettrone fosse libero.

Quando infine la traiettoria della particella incidente attraversa l'atomo, la deflessione è diversa da zero poichè l'azione di schermo degli elettroni è parziale; tale azione si riduce a zero nel caso in cui la particella incidente passi molto vicino al nucleo. Per parametri d'urto b piccoli in confronto alle dimensioni atomiche, ma non a quelle nucleari (10^{-13} cm), l'effetto più importante diventa la deflessione della traiettoria della particella nel campo coulombiano del nucleo.

5.1.2 Perdita di energia delle particelle cariche per eccitazione ed ionizzazione

Una particella carica, che si muove attraverso la materia, perde energia a causa delle interazioni elettromagnetiche con gli elettroni degli atomi del mezzo; tali interazioni portano gli elettroni a livelli energetici eccitati: se il livello eccitato è nel continuo l'atomo risulta ionizzato, altrimenti in generale, l'elettrone si trova in un livello

eccitato legato. In entrambi i casi l'incremento di energia avviene a spese della energia cinetica della particella incidente.

5.1.3 Particelle alfa

Dalla formula (1) si ricava che in un urto con un elettrone del mezzo la particella di carica Z_1e e I incidente con velocità v , ha perduto l'energia:

$$\Delta T = \frac{2Z_1^2 e^4}{m b^2 v^2} \quad (3)$$

in cui b è il parametro d'urto.

L'energia ceduta nell'attraversamento dello spessore dx della particella incidente è determinata integrando su tutti i possibili valori del parametro d'urto b il prodotto della (3) per il numero di elettroni contenuti nel toro di altezza dx , raggio interno b e raggio esterno $(b+db)$. Pertanto se si indica con N il numero di elettroni per cm^3 , il decremento di energia cinetica della particella incidente nello spessore dx è:

$$\left(-\frac{dE}{dx}\right)_{ion} = N \int_{b_{min}}^{b_{max}} \frac{2Z_1^2 e^4}{m b^2 v^2} 2\pi b db = \frac{4\pi Z_1^2 e^4 N}{m v^2} \ln \frac{b_{max}}{b_{min}}$$

La valutazione di b_{min} è comunemente effettuata tenendo presente che le considerazioni svolte perdono di validità quando la lunghezza d'onda dell'elettrone interessato, valutata in termini della velocità della particella incidente {cioè nel sistema del baricentro} è confrontabile con il parametro d'urto b . Dalla relazione di De Broglie risulta pertanto :

$$b_{min} = \lambda = \frac{h}{mv} \quad (4)$$

(il sistema del baricentro coincide approssimativamente con il sistema del laboratorio essendo la massa della particella incidente $M > m$).

Il limite superiore b_{max} può essere valutato imponendo che l'energia ceduta sia maggiore dell'energia di legame media I degli elettroni atomici ovvero che il tempo di

collisione • sia grande in confronto al periodo di rivoluzione degli elettroni nelle rispettive orbite atomiche: in queste condizioni la perturbazione del moto degli elettroni è essenzialmente un processo adiabatico.

Il tempo di collisione • è valutabile al modo seguente:

$$\Delta p = \frac{2 Z_1 e^2}{bv} = \int_{-\infty}^{+\infty} F dt = F^* \tau, \quad F^* = \frac{Z_1 e^2}{b^2} = \text{cost}, \quad \tau = \frac{2b}{v}$$

Se con v si indica la frequenza media di rivoluzione degli elettroni atomici, tale che $l = h n^-$, b_{\max} è determinato dalla relazione:

$$\text{tempo di rivoluzione} = \frac{1}{v} = \frac{b_{\max}}{v}$$

da cui:

$$b_{\max} = \frac{v}{v} \quad (5)$$

In definitiva, valutando accuratamente b_{\min} e b_{\max} sulla base delle formule (4) e (5), risulta:

$$\left(\frac{-dE}{dx}\right)_{ion} = \frac{4\pi Z_1^2 e^4 N}{m v^2} \ln \frac{2 m v^2}{I}$$

ovvero, essendo

$$N = \frac{\rho N_{av} Z_2}{A}$$

in cui • è la densità del mezzo, N_{av} il numero di Avogadro, Z_2 ed A rispettivamente il numero atomico ed il numero di massa del mezzo:

$$\left(\frac{-dE}{dx}\right)_{ion} = \frac{4\pi Z_1^2 Z_2 e^4 \rho N_{av}}{m v^2 A} \ln \frac{2 m v^2}{I} \quad (6)$$

Osservazioni:

- a) molto spesso si preferisce esprimere la perdita di energia per unità di percorso (potere frenante lineare) non più in energia/lunghezza bensì in energia/massa per unità di superficie, definendo così il potere frenante di massa:

$$\frac{-1}{\rho} \frac{dE}{dx} = \frac{-dE}{d\xi}$$

in cui ρ è normalmente data in g/cm³ e ξ in g/cm². Finché $Z_2/A=0,5$, la perdita di energia per ionizzazione $(-dE/d\xi)_{ion}$ è costante, per una data particella di una data velocità, al variare del mezzo. In generale però $(-dE/d\xi)_{ion}$ dipende da due fattori:

- il numero di elettroni per atomo non cresce linearmente con la massa. Il rapporto Z^2/A decresce all'aumentare di A
 - l'energia media di legame I è funzione di Z_2 .
- b) per particelle incidenti di eguale carica che attraversano mezzi simili, la funzione $(-dE/d\xi)_{ion}$ è funzione solo di v . Di conseguenza se $(-dE/d\xi)_{ion}$ è nota per protoni (massa M_p) in funzione della loro energia (espressa in MeV) si può agevolmente trovare la corrispondente $(-dE/d\xi)_{ion}$ per un'altra particella della stessa carica ma di massa M , moltiplicando la scala delle energie per il rapporto M/M_p .
- c) se inoltre la particella di massa M possiede una carica $Z_1 \neq 1$, occorre moltiplicare il valore $(-dE/d\xi)_{ion}$ per protoni per Z_1^2 .
- d) per energie cinetiche $T < 0,01 mc^2$, cioè quando v diventa confrontabile con la velocità degli elettroni atomici attorno al nucleo, la carica effettiva della particella incidente, al diminuire della velocità, diminuisce con continuità fino a zero a causa della cattura più o meno prolungata degli elettroni del mezzo
- e) per energie cinetiche T comprese nell'intervallo $(0,05 - 1) mc^2$, si ha l'andamento del tipo $1/v^2$; in questo intervallo la relazione (6) può essere semplificata come segue:

$$\left(-\frac{dE}{d\xi}\right)_{ion} = \frac{K_1 N Z_1^2 Z_2}{v^2} \quad K_1 = 4\pi e^4$$

5.2 Sistemi di rivelazione passivi a integrazione

Come accennato in precedenza, la dose efficace dovuta ad esposizioni al radon è in realtà legata alla quantità totale di energia dei decadimenti alfa rilasciata ai tessuti a seguito dell'inalazione dei prodotti di decadimento del radon. 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 la distribuzione tra frazioni attaccate e non attaccata e la granulometria del particolato sospeso. 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/m^3), che ha una energia alfa potenziale uguale a quella dell'ambiente che si sta misurando⁴¹.

Vi sono due problemi legati a questo tipo di misure: il primo deriva dal fatto che la concentrazione di radon (e quindi dei suoi prodotti di decadimento) è molto variabile con il tempo, per cui, per avere una stima accettabile, è necessario eseguire misure per periodi molto lunghi: ricordiamo che il D.Lgs. 241/2000 richiede stime medie annuali per la valutazione dell'esposizione dei luoghi di lavoro.

In secondo luogo le metodologie per l'esecuzione delle misure EER sono piuttosto complesse e richiedono strumentazioni costose; da cui ne risulta che tali misure non sono proponibili per indagini che richiedano un grande numero di campioni (possono essere effettuate in casi isolati, ma non, ad esempio, per campagne d'indagine).

Il problema è in parte ovviato sfruttando il fatto che il rapporto tra concentrazione equivalente di radon all'equilibrio EER e del radon R_c è relativamente costante negli ambienti chiusi. Tale rapporto è chiamato Fattore di equilibrio F :

$$F = \frac{EER}{R_c}$$

e viene generalmente assunto pari a 0,4.

Questo rende possibile riferire le valutazioni di rischio a partire dalle misure di concentrazioni del solo radon, e stabilire direttamente delle concentrazioni di radon di

riferimento oltre le quali il rischio è considerato inaccettabile e sono richiesti interventi.

La misura del radon risulta relativamente più semplice sia come impegno di strumentazione, sia per il fatto che, con opportuni rivelatori, si è in grado di eseguire misure integrate per periodi molto lunghi arrivando a coprire un intero anno. Inoltre tali rivelatori sono di basso costo e possono essere vantaggiosamente impiegati per indagini con elevato numero di misure.

Questi rivelatori sono definiti “passivi”, per il fatto che il campionamento avviene per diffusione, cioè non richiedono l’apporto di energia per il loro funzionamento, dal momento che la proprietà di rivelazione è una qualità intrinseca del materiale di cui sono composti.

Il tipo di tecnica più affidabile per misure di lunga durata è basata sui rivelatori a stato solido di tracce nucleari (SSNTD’s): si tratta della tecnica più ampiamente utilizzata in tutti i paesi del mondo.

5.2.1 I rivelatori a stato solido di tracce nucleari (SSNTD’s)

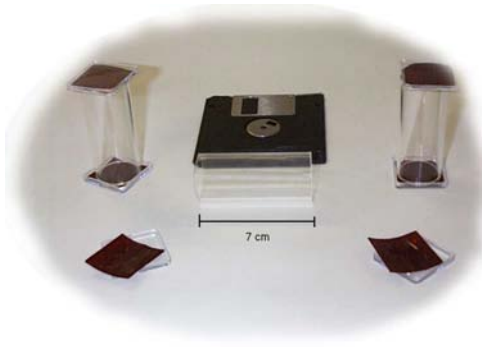
Il termine “rivelatori a stato solido di tracce nucleari (SSNTD’s)” indica un particolare tipo di rivelatore in grado di registrare il passaggio di particelle cariche pesanti mediante la formazione di tracce. La perdita di energia da parte di queste particelle per ionizzazione, eccitazione o frenamento produce infatti un danneggiamento molecolare permanente nel materiale attraversato che determina la formazione di tracce nucleari dette “latenti”.

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), queste tracce si sviluppano fino a diventare visibili ai microscopi ottici o addirittura ad occhio nudo, rendendo possibile la procedura di conteggio.

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

- 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.

5.2.1.1 Meccanismo di formazione delle tracce

Verrà ora illustrato il meccanismo di formazione delle tracce in rivelatori a stato solido di tracce nucleari.

Il reagente chimico utilizzato durante il trattamento attacca maggiormente le tracce che hanno una struttura disordinata, rispetto alla porzione di materia in cui non sono avvenute le interazioni con le particelle α . Per questo motivo si definiscono due diverse velocità: V_b e V_t . la prima è la velocità di attacco lungo attraverso il materiale, la seconda è la velocità di sviluppo lungo le tracce.

Nella figura 5.1 è riportata una rappresentazione schematica del meccanismo di formazione delle tracce.

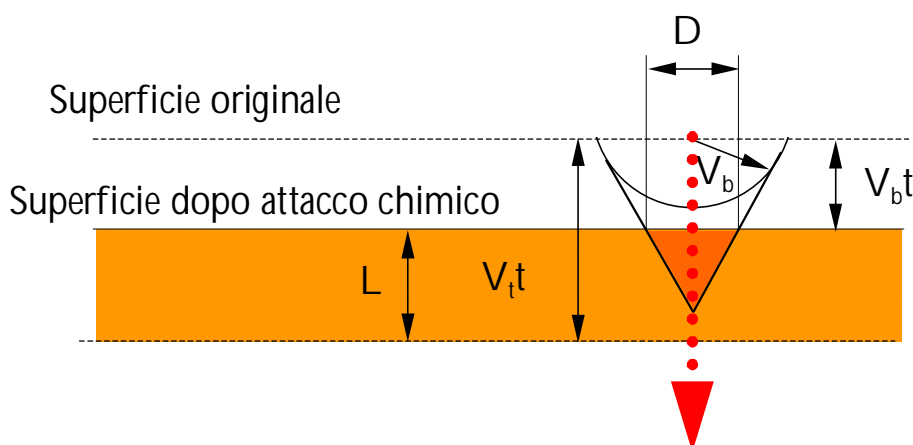


Figura 5.1 Meccanismo di formazione delle tracce

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 relazione:

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

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'esposizione⁴².

5.2.2 Rivelatori a carbone attivo

I rivelatori a carbone attivo (Figura 5.2) 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

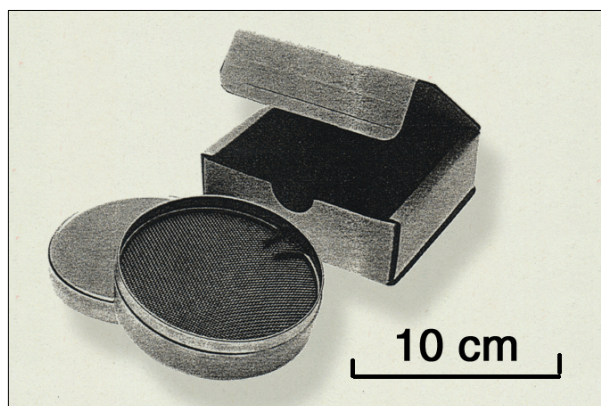


Figura 5.2

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.

5.2.3 Elettreti

Fra i monitori a integrazione, negli ultimi anni sta suscitando interesse la categoria degli "elettreti" (Figura 5.3) 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.

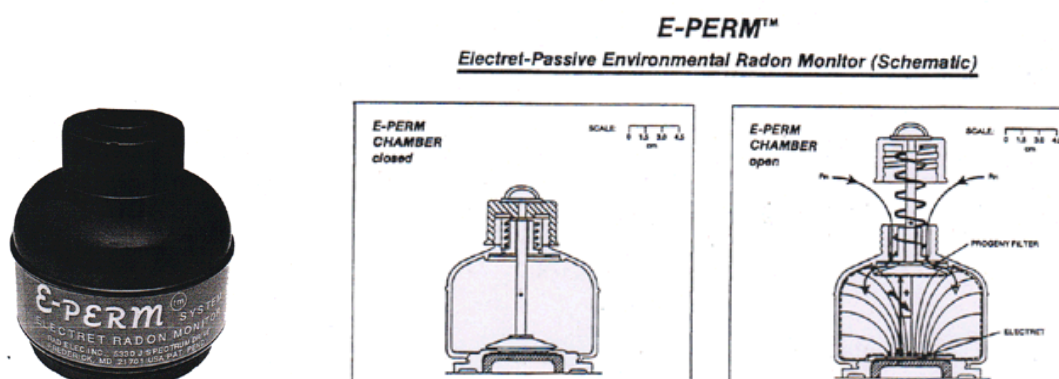


Figura 5.3

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.

5.3 Sistemi di rivelazione in continuo e attivi

Le tecniche di misura in cui si utilizzano rivelatori a tracce sono dette “ad integrazione”, poiché mediano nel tempo la concentrazione di radon.

Vi sono casi in cui è necessario conoscere la concentrazione di radon in modo continuo: ad esempio, negli ambienti di lavoro o nelle scuole, può presentarsi la necessità di valutare l'andamento della concentrazione di radon nelle diverse ore del giorno oppure nel caso in cui si presenti la necessità di valutare su tempi brevi l'efficacia di una azione di bonifica.

In tutti questi casi si sfrutta un tipo di strumentazione che fornisce i risultati sul posto di misura. Gli strumenti più comunemente usati sono:

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

Nelle camere a scintillazione, in seguito agli urti delle particelle alfa con un particolare materiale sensibile (solfuro di zinco opportunamente drogato con argento) di cui è rivestita la camera, si producono delle scintille. Un fotomoltiplicatore, accoppiato con la camera, trasforma gli impulsi luminosi in impulsi elettrici che sono contati da un contatore. Il numero di impulsi elettrici è direttamente proporzionale al numero di particelle alfa e quindi alla concentrazione di radon.

Sono anche possibili misure in continuo dei prodotti di decadimento del radon, adattando adeguatamente i sistemi appena descritti.

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.

5.3.1 Genitron Alphaguard PQ2000

Specifiche relative dello strumento

(Modello Alphaguard PQ2000 della Genitron GmbH)

Lo strumento (Figure 5.4 – 5.5) utilizza come tipo di rivelatore una camera a ionizzazione associata a spettrometro alfa tridimensionale ed analizzatore DSP (Digital Signal Processing) per il riconoscimento della forma specifica degli impulsi dovuti al radon. La presenza dello spettrometro alfa e dell'analizzatore DSP rende lo strumento insensibile a raggi X-gamma-cosmici; al trizio ed ai gas nobili (come Xe133). Per le stesse ragioni lo strumento non è soggetto a disturbi dovuti a vibrazioni e urti; a campi magnetici (EMI); all'umidità relativa nell'intero range da 0% al 100%.

L'insieme delle suddette caratteristiche assicura al rivelatore una sensibilità molto elevata (pari a 1 cpm a 20 Bq/m³) ed un fondo proprio molto basso (minore di 1 Bq/m³). Ne consegue una buona statistica anche nel caso di misure a ciclo aperto.

Il range di misura va da 2 Bq/m³ a 2.000.000 di Bq/m³.

Il modo di funzionamento è per "diffusione" gassosa naturale oppure "a flusso" mediante pompa a portata variabile o calibrata. E' altamente specifico per Rn-222, Rn-220, Progenie Radon, a seconda del modo di funzionamento prescelto e degli accessori utilizzati. Da una risposta molto rapida: le prime misure attendibili si attengono già entro 20 minuti dall'accensione nel modo di funzionamento a diffusione; entro 10 minuti in quell'afflusso.

Il suo impiego è universale per differenti necessità di misura: Rn-222; Rn-220 (Thoron); Progenie del Radon; Radon nei terreni, nelle acque e nei materiali da costruzione. Misure di emanazione, di sniffing, calibrazioni; sensori interni di umidità relativa, temperatura, pressione atmosferica; sensori esterni per la velocità del vento, differenziale di pressione; CO₂, geofoni; trasmissione dati a distanza tramite modem telefonico o radio. Lo strumento è dotato di un software di semplice impiego; inoltre il rivelatore effettua una valutazione continua e automatica della qualità delle misure (data QA) e del sistema (System QA) e del sistema. Per quanto riguarda la qualità del Sistema – System QA, tutti i parametri importanti della macchina, ad ogni ciclo di misura, vengono controllati per verificare che siano entro la loro banda di tolleranza. Per ciò che riguarda invece la qualità dei Dati – Data QA, ad ogni ciclo di misura viene analizzato lo spettro – alfa per verificare il corretto funzionamento del rivelatore e dell'elettronica.

Il sistema è qualificato dall' EPA – USA con RMP – ID #2245900. Accettato per Mail – in a Oria (Las Vegas) e Narel (Montgomery). Lo strumento ha una capacità di memoria di 21 giorni con misure memorizzate ogni 10 minuti, 4 mesi con misure memorizzate ogni ora. L'alimentazione è con accumulatori NiCd ricaricabili. Ha un'autonomia di 10 giorni e può funzionare anche "in tampone" con caricabatteria da 220 V – 150 Hz, fornito in dotazione.

Radometro – Modello Alphaguard PQ2000 della Genitron GmbH



Figura 5.4



Figura 5.5

Technical data of AlphaGUARD PQ2000

Radon and general features

Type of radon detector:	ionisation chamber, HV = 750 VDC
Mode of operation:	3D-alpha spectroscopy and current mode
Total detector volume:	0.62 liter (38 cubic inches)
Active detector volume:	0.56 liter (34 cubic inches)
Type of Rn-progeny filter:	glass fibre filter (retention coefficient > 99,9 %)
Detector filling mechanism:	design-optimized for fast passive diffusion
Transient response function: (time delay)	signal > 30 % after 10 min. signal > 70 % after 20 min. signal > 90 % after 30 min.
Detector signal acquisition:	fast digital signal sampling network, using three separate ADC-channels
Spectral signal extraction:	DSP (Digital Signal Processing), on-line cross correlation algorithms
Sensitivity of detector:	1 CPM at 20 Bq/m ³ (or at 0.55 pCi/l)
Background signal due to internal detector contamination:	1 Bq/m ³ (0.03 pCi/l)
Range of radon concentrations: Lower limit: Upper limit	< 2 Bq/m ³ (< 0.05 pCi/l) 2.000.000 Bq/m ³ (54 000 pCi/l)
Resolution on LCD display:	1 Bq/m ³ (0.01 pCi/l)
Foldback protection:	> 10.000.000 Bq/m ³ (> 300 000 pCi/l) verified
System linearity error:	< 3 % within total range
Instrument calibration error:	3 % (plus uncertainty of primary standard)
Measurement cycle time:	user-selectable 10 min. or 60 min.
Data capacity (non-volatile):	~ 20 days at 10 min. measuring cycles ~ 4 months at 60 min. measuring cycles
Operation from internal battery:	10 days
Weight (incl. Pb-accumulator):	4.5 kg (10 lbs)
System operating range: Temperature: Atmospheric pressure: Humidity (non-condensing):	- 10 ° C + 50 ° C (+ 14+122° F) 7001100 mbar 0 95 % rH

Multiparameter features

Atmospheric air pressure:

- Type of sensor: laser-trimmed silicon bridge-transducer
- Measurement range: 800 1050 mbar
- Resolution displayed on LCD: 1 mbar
- Resolution under *AlphaVIEW*: 0.03 mbar
- Initial calibration uncertainty: +/- 3 mbar
- Temperature coefficient: typ. 0.1 mbar/° C (100 ppm)

Ambient temperature:

- Type of sensor: precision monolithic integrated circuit
- Measurement range: -15+60 ° C (0 +140 ° F)
- Resolution displayed on LCD: 1 ° C (1° F)
- Resolution under *AlphaVIEW*: 0.2° C (0.3° F)
- Initial calibration uncertainty: +/-1.5 ° C (+/-2.5 ° F)

Relative air humidity:

- Type of sensor: hydrophilic polymer film on hybrid
- Measurement range: 0 99 % rH
- Resolution displayed on LCD: 1 % rH
- Resolution under *AlphaVIEW*: 0.2% rH
- Initial calibration uncertainty: +/-3 % rH

External sensor channel:

- Measurement range: 0 2.5 VDC
- Resolution under *AlphaVIEW*: 0.01 VDC
- Signal sampling rate: 30 samples per minute
- Total signal error: +/- 0.02 VDC and +/- 3 %
- Input impedance: 10 kOhm
- Input connector type: MINI-DIN 8S (delivered with instrument)

Relocation sensor:

- Type of sensor: built-in piezo transducer with seismic mass
- Events detected: gentle acceleration (low-frequency only)
- Notation for *AlphaVIEW*: number of events per cycle (max. 15)

Mains power monitor:

- Operating principle: Monitors ext. 12 V supply from mains adapter
- Events detected: loss or restart of mains supply
- Notation for *AlphaVIEW*: Irrevocable flag set for loss or restart

5.3.2 Pylon Ab-5

Le componenti fondamentali del PYLON MODEL AB-5 (Figura 5.6) sono: la Cella di Lucas, il fotomoltiplicatore ed un rivelatore. La Cella di Lucas è un cilindro, nel quale è aspirata l'aria con il radon, rivestito internamente da una vernice al Solfuro di zinco drogato all'argento, $ZnS(Ag)$, che ha la funzione di scintillatore. Gli elettroni degli atomi dello scintillatore si eccitano se colpiti da una particella derivante dal decadimento naturale del radon, in tal modo salgono ad un livello energetico superiore e per tornare allo stato di equilibrio espellono energia sotto forma di fotoni. Questi attraversa una finestra al quarzo posizionata all'estremità opposta da dove entra l'aria e raggiungono il fotomoltiplicatore.

Il fotomoltiplicatore è formato da un fotocatodo che trasforma i fotoni in elettroni che vengono moltiplicati a due a due dai diodi sino a formare un segnale di corrente che viene ricevuto dal rivelatore.

Il rivelatore traduce il segnale di corrente in conteggi che sono proporzionali alle particelle rilevate.



Figura 5.6

Specifiche relative allo strumento

Operating Modes:	Continuous, Radon, Quasi (continuous or grab sampling), and Ratemeter
Background Rate:	0.4 counts per minute (nominal)
Counting Rate:	10^6 counts per second (maximum)
Memory Capacity:	2048 bytes
Data Memory Requirement:	Each run needs 22 bytes plus 3 bytes for each interval in the run
Bytes Used:	$(\# \text{ runs} \times 22) + (\text{total } \# \text{ intervals} \times 3)$
Maximum Number of Runs:	81 (if each run contains only 1 interval) ^a
Maximum Number of Intervals:	675 (if only 1 run) ^b
Maximum Number of Intervals per Cycle:	99
Maximum Number of Cycles per Run:	99
Capacity of Interval:	$2^{22} - 1$ counts per interval
Interval Length:	1 to 99 seconds, minutes, or hours
Built-in Pump:	volume = 154 ml, flow rate = 0 to 3.7 l/min, with independent adjustments for continuous/radon and quasi/ratemeter modes
Flow Stability:	$\pm 5\%$ of set point
Air Hose:	6.4 mm (1/4 inch) inside diameter PVC plastic tubing
Photomultiplier Tube:	Built in, with adjustable degree of amplification from 600 to 1100 VDC (set with HV dial)

Pulse Output:	+5 V (nominal), 5 to 10 microsecond pulse width
Battery:	Rechargeable 6 VDC, 4.0 Ah battery
Battery Charging:	12 VDC \pm 20%, 0.5 A, 5-pin DIN Model RM-122 is supplied for 110 VDC, 50/60 Hz service Model RM-124 is available for 240 VDC, 50/60 Hz service
Battery Charging Time:	16 hours to fully recharge
Operating Time	
- With fully charged battery and not allowed to recharge during operation:	
Without internal pump:	75 hours (nominal)
Internal pump at 100 ml/min continuous:	48 hours (nominal)
Internal pump at 3.7 l/min continuous:	8 hours (nominal)
Operating Temperature:	-10°C to +50°C
Storage Temperature:	-40°C to +50°C
Net Weight:	3.7 kg (8.2 lb) including RM-122
AB-5 Dimensions (not including handle):	
Width:	21.6 cm (8.5")
Height:	9.6 cm (3.8")
Depth:	24.1 cm (9.5")

• **Capitolo 6** – RIVELATORI DI TRACCE NUCLEARI A STATO SOLIDO LR115 (NON STRIPPABILE)¹ PER LA MISURA DELLA CONCENTRAZIONE DI RADON IN ARIA

6.1 Metodologia di misura del radon con rivelatori passivi LR115

Il lavoro di tesi è consistito nell'indagare sperimentalmente una tecnica di trattamento dei rivelatori alternativa alla metodologia attualmente maggiormente utilizzata in Italia. Tale metodologia è stata impiegata dall'Apat (Agenzia per la protezione dell'ambiente e i servizi tecnici), dall'Istituto Superiore per la Sanità (ISS) e dai 21 laboratori delle Agenzie regionali e provinciali per la Protezione dell'Ambiente in occasione dell'indagine Nazionale per la radioattività nelle abitazioni⁴³. A titolo informativo viene riportato, in Figura 6.1, lo schema del dispositivo di campionamento. I due rivelatori LR115 sono montati su un telaio di dimensioni 35mm x 26mm x 11,5mm d'altezza; una busta termostata di polietilene, dello spessore di circa 35•m, consente il passaggio del solo radon e non dei suoi prodotti di decadimento. In questo dispositivo la riduzione dell'energia delle radiazioni • al di sotto di 4 MeV è ottenuta attraverso l'inserimento di un foglio di policarbonato alluminizzato dello spessore di circa 20•m.

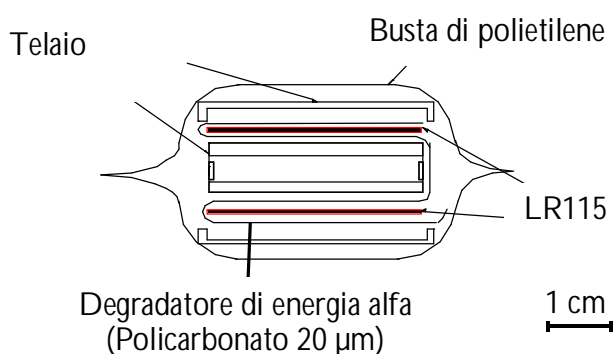


Figura 6.1

¹ Esistono 2 tipi di rivelatori LR115: l'LR115 strippabile costituito da supporto e film spellabile, per il quale dopo l'attacco chimico, 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; il rivelatore LR115 non strippabile o non pelliculabile – utilizzato nel lavoro di tesi – che non necessita dell'operazione di spellamento dopo l'attacco chimico (da parte dell'idrossido di sodio).

Di seguito è descritta la metodologia di misura adottata nel lavoro di tesi e sono discussi alcuni dati relativi alla precisione e all'accuratezza e anche alle problematiche operative.

La pellicola di nitrato di cellulosa LR115 n.s. ha uno spessore di circa 12 μm ed è depositata su un supporto trasparente di poliestere dello spessore di circa 100 μm . L'LR115 è sensibile a radiazioni alfa di energia inferiore a circa 4 Mev (non è sensibile a radiazioni di tipo beta o gamma); le radiazioni emesse dal ^{222}Rn e dai suoi prodotti di decadimento ^{218}Po e ^{214}Po con energie rispettivamente di 5.49, 6.00, 7.69 Mev, sono rallentate (interponendo un opportuno materiale) fino ad energie inferiori a 4 Mev, e causano un danno lungo il percorso effettuato nel nitrato di cellulosa definito “traccia latente”⁴⁴.

A seguito di un attacco chimico le tracce latenti, vengono evidenziate ed ingrandite fino a formare dei fori passanti attraverso la pellicola; l'aggressione chimica provoca anche una riduzione dello spessore iniziale di LR115.

Il numero di fori prodotti è proporzionale al numero di particelle alfa emesse dal radon e dai suoi prodotti di decadimento nel volume sensibile del dosimetro impiegato.

Il conteggio dei fori è effettuato tramite microscopio ottico automatizzato mediante sistemi di analisi di immagine.

Dalla densità di tracce e conoscendo il tempo di esposizione dei dosimetri può essere ricavata la concentrazione di radon.

6.2 Preparazione alle esposizioni

6.2.1 Il dispositivo di campionamento

Nel corso del lavoro è stato utilizzato il seguente dispositivo di campionamento, utilizzato presso il “Servizio Controllo Radiazioni Ambientali” dell’Apat. La differenza principale consiste nella geometria del dispositivo di cui in figura 6.2 è riportato lo schema. Alle estremità del dosimetro, realizzato in perspex, sono presenti 2 rivelatori “LR115 Type2 (non strippabili)” di dimensioni 2,9x2,9 cm, bloccati con dei coperchi 3x3 cm che vengono fissati sull’elemento tubolare mediante l’applicazione di nastro adesivo.

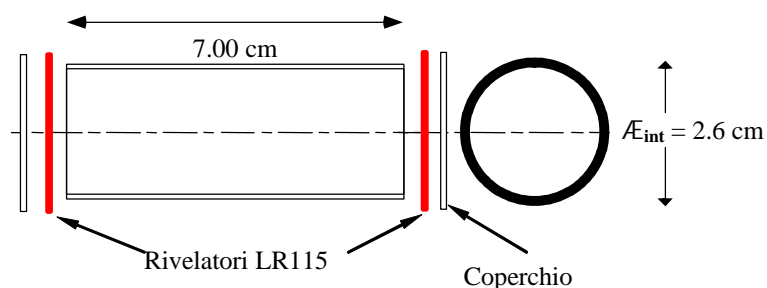


Figura 6.2 – Nuovo dispositivo di campionamento

Con questa geometria, la riduzione dell’energia delle particelle alfa avviene per effetto dell’assorbimento da parte dell’aria (infatti non è più presente il foglio di policarbonato alluminizzato). La lunghezza del dispositivo (7 cm) è sufficiente a ridurre l’energia al di sotto dei 4 MeV. Le tracce hanno un minore angolo di incidenza e, a seguito dell’attacco chimico, i fori si presentano con una forma mediamente più circolare rispetto alla presenza di tracce molto inclinate del dispositivo precedente. Sono state effettuate delle prove sperimentali per verificare la risposta di questo nuovo tipo di dispositivo, utilizzando delle tecniche alternative di misura dello spessore e di conteggio delle tracce.

6.2.2 Preparazione dei dosimetri

Sono stati preparati 80 dosimetri (Figura 6.3 - 6.4) con la geometria indicata nel paragrafo precedente, per un totale di oltre 160 rivelatori LR115 Type 2.

Il film LR115 Type 2 (prodotto dalla Dosirad in Francia, e fornito in rotoli) è stato tagliato in strisce di 30 cm che sono state ulteriormente ridimensionate con un cutter di precisione, ottenendo così 10 rivelatori per ogni striscia, di dimensioni 2,9x2,9 cm circa; successivamente si è provveduto all'assemblaggio dei rivelatori con l'elemento tubolare. Ad ogni rivelatore è stato assegnato un codice identificativo (in modo sequenziale) sul lato del film non sensibile con pennarello indelebile alla soda, così come ad ogni dosimetro.

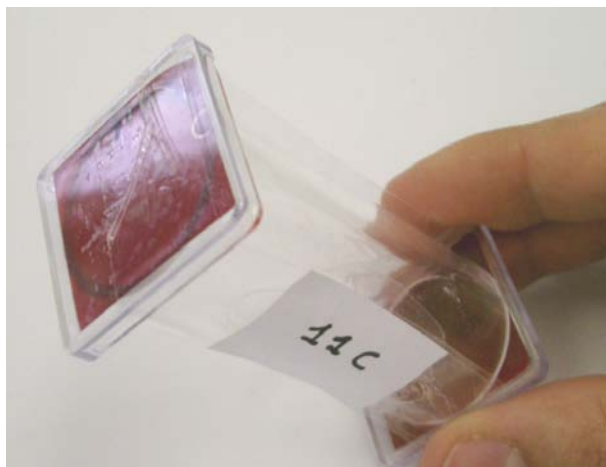


Figura 6.3



Figura 6.4

Per controllare anomalie durante l'esposizione, su una frazione di dosimetri (uno ogni 10) viene collocato un ulteriore rivelatore all'esterno di uno dei due rivelatori orientando la superficie sensibile verso l'interno in modo tale renderlo insensibile all'esposizione al radon. Le pellicole di "controllo", identificate con la lettera "P", seguiranno lo stesso percorso dei rivelatori attivi e, al termine della lettura, il numero medio di tracce conteggiate dovrà essere confrontabile con le tracce riscontrate sviluppando i rivelatori di "fondo".

Tutte le fasi di preparazione dei dosimetri sono state compiute utilizzando guanti per evitare accumuli di grasso sulle pellicole, lasciati dalle mani, che potrebbero interferire sul corretto svolgimento della lettura.

I dosimetri pronti per essere impiegati, sono stati sigillati tramite saldatura a caldo, in buste di materiale con bassa diffusione di radon (alluminio), fino al momento della loro utilizzazione.

6.3 Esposizioni dei dosimetri

Sono state effettuate esposizioni a 3 concentrazioni di Ra^{226} .

Pensando di esporre i rivelatori per un periodo di 6 mesi (4320 ore) alle rispettive concentrazioni di 50, 500 e 1000 Bq/m^3 , è stata utilizzata una “Camera Radon” (Figura 6.5 – 6.7) in uso presso l’Apat, impiegando per le esposizioni, delle sorgenti di radio 226 della Pylon mod RN 2000.

In particolare sono state effettuate delle prove preliminari di tenuta, monitorando la pressione interna nel lungo periodo e controllando costantemente prima e durante le esposizioni la concentrazione di radon nell’ambiente esterno con un rivelatore attivo (Pylon Ab4).



Figura 6.5 Camera Radon

La camera Radon di dimensioni 119x60x73 cm, ha un volume interno di circa 0,5 m³, è dotata all'interno di sensori di umidità pressione e temperatura e di un pannello con molteplici connessioni RS232 che permettono la connessione di diverse strumentazioni (da collocare all'interno della camera) con personal computer esterni (Figura 6.6), senza compromettere la tenuta stagna della camera stessa evitando così eventuali perdite.

Sul lato frontale sono presenti 2 aperture circolari nelle quali sono fissati dei guanti realizzati con materiale impermeabile al radon, grazie ai quali si può operare all'interno della camera radon.

La camera è dotata di un sistema per il calcolo del volume interno, infatti attraverso un volume di gas noto contenuto in un cilindro collegato alla camera stessa, e a un differenziale di pressione, applicando la legge di un gas ideale ($P_1V_1=P_2V_2$) si riesce a calcolare con estrema precisione il volume interno della camera radon ($V_2 = \frac{P_1 * V_1}{P_2}$).



Figura 6.6 Terminale e conta-ore connesso agli strumenti di rivelazione attiva nella camera Radon

Sulla bocca d’apertura prevista per l’inserimento all’interno della camera del materiale da irradiare, è presente un sistema a doppia chiusura ermetica, automatizzato attraverso un pistoncino idraulico.

Per lo svuotamento della camera radon in sicurezza al termine delle esposizioni, è previsto un tubicino in pvc, che consente di convogliare il tutto nell’ambiente esterno.



Figura 6.7 Dosimetri all’interno della camera Radon durante un’esposizione; sullo sfondo l’AlphaGuard

Gli 80 dosimetri sono stati così ripartiti, e preparati per le seguenti 3 esposizioni:

- Ø 20 dosimetri esposti a 4.320.000 Bq;
- Ø 20 dosimetri esposti a 2.160.000 Bq;
- Ø 20 dosimetri esposti a 216.000 Bq.

I rimanenti 20 dosimetri sono stati utilizzati come fondi.

Durante le esposizioni dei dosimetri, all'interno della camera radon sono stati immessi 2 rivelatori in continuo e attivi (Genitron Alphaguard PQ2000, e Pylon Ab5), connessi ad un personal computer, in modo tale da monitorare costantemente e archiviare in digitale le misure relative alle varie esposizioni.

Inoltre, all'esterno è stato inserito un blocco conta-ore (Figura 6.6) utile come strumento di controllo del tempo effettivo delle esposizioni.

Per ottenere le concentrazioni di radon sopra citate sono state utilizzate le 2 sorgenti seguenti:

- Sorgente Ra^{226} da 1.09×10^5 Bq
- Sorgente Ra^{226} da 1.54×10^3 Bq

Le sorgenti sono state così ripartite per le 3 esposizioni:

- Ø Sorgente Ra^{226} da 1.09×10^5 Bq utilizzata per l'esposizione da 4.320.000 Bq;
- Ø Sorgente Ra^{226} da 1.54×10^3 Bq utilizzata per le esposizioni da 2.160.000;
- Ø Sorgente Ra^{226} da 1.54×10^3 Bq utilizzata per l'esposizione da e 216.000 Bq.

Le esposizioni hanno avuto rispettivamente la seguente durata:

- 25 ore, 20 minuti
- 20 giorni, 21 ore, 36 minuti, che corrispondono a 501 ore 36 minuti
- 2 giorni, 5 ore, 59 minuti, che corrispondono a 53 ore 59 minuti

6.3.1 Elaborazione dati sulle esposizioni

Terminate le 3 esposizioni, sono stati scaricati ed elaborati i dati dai due strumenti di rivelazione attiva che sono stati inseriti insieme ai dosimetri nella camera radon, e si sono estrapolate le concentrazioni effettive alle quali i rivelatori LR115 n.s. sono stati esposti.

Dallo strumento Alphaguard Genitron sono stati scaricati i dati relativi a:

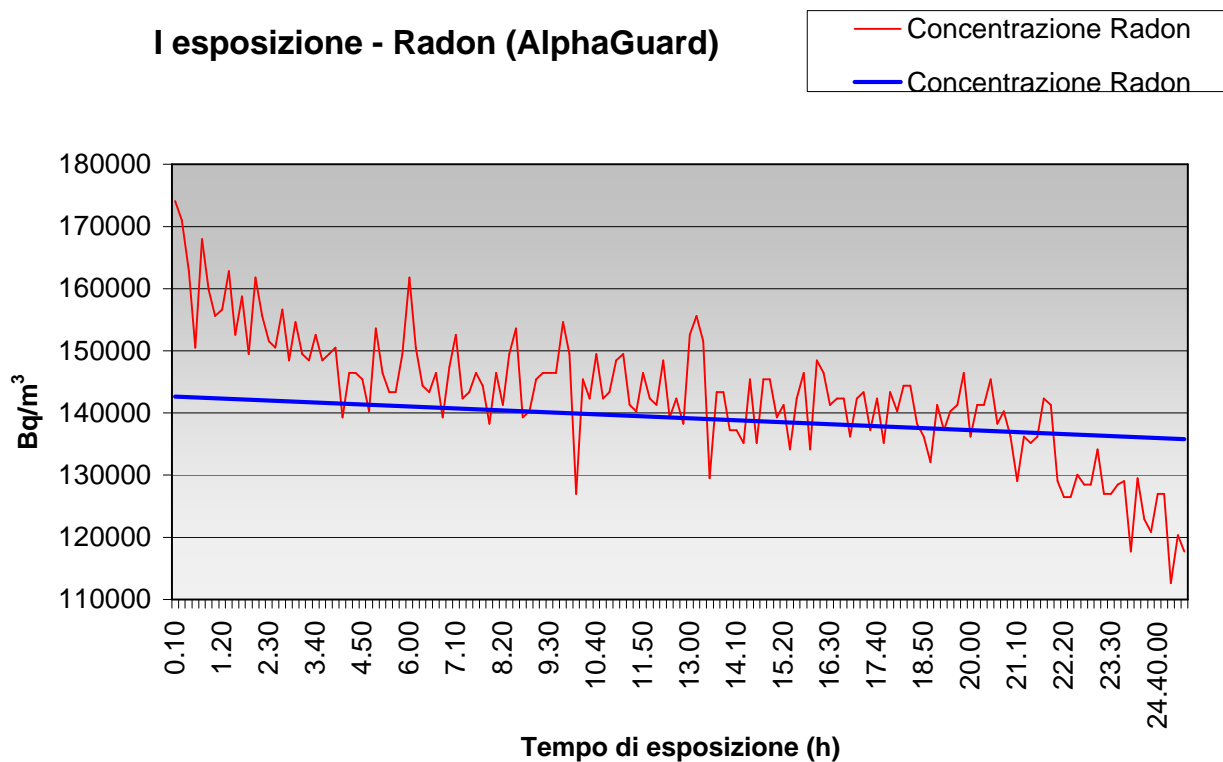
- Concentrazione di radon;
- Temperatura;
- Pressione;
- Umidità.

Dallo strumento Ab5 Pylon i dati relativi a:

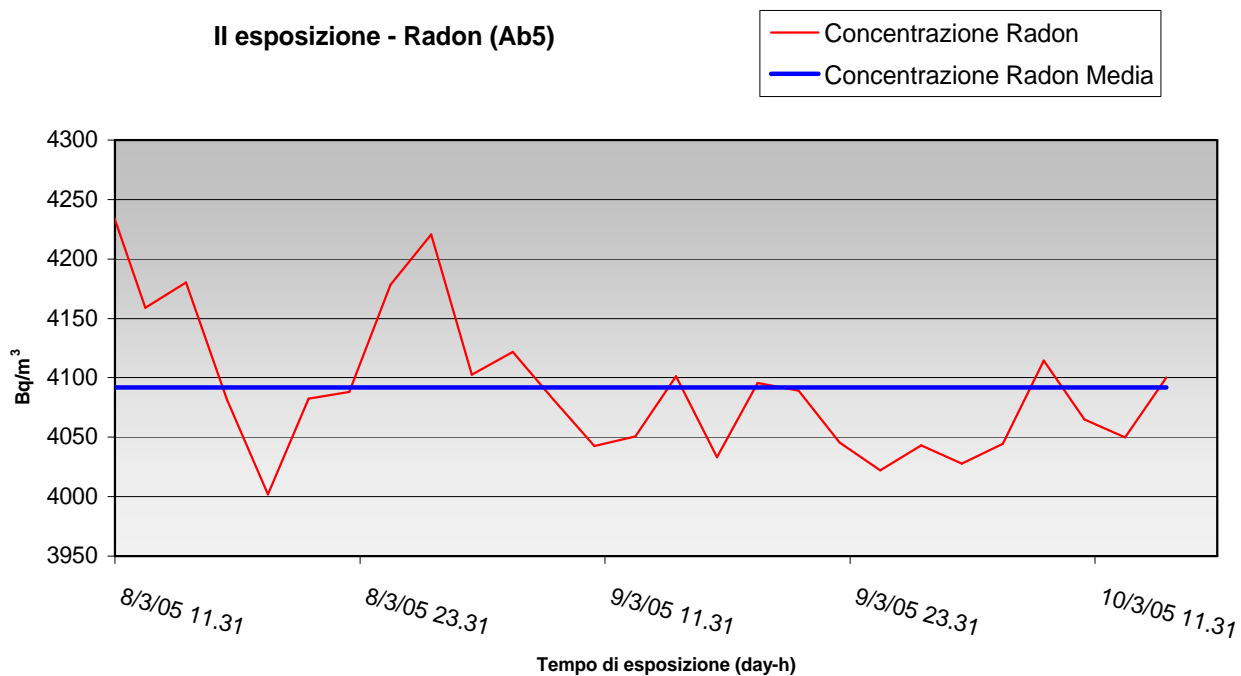
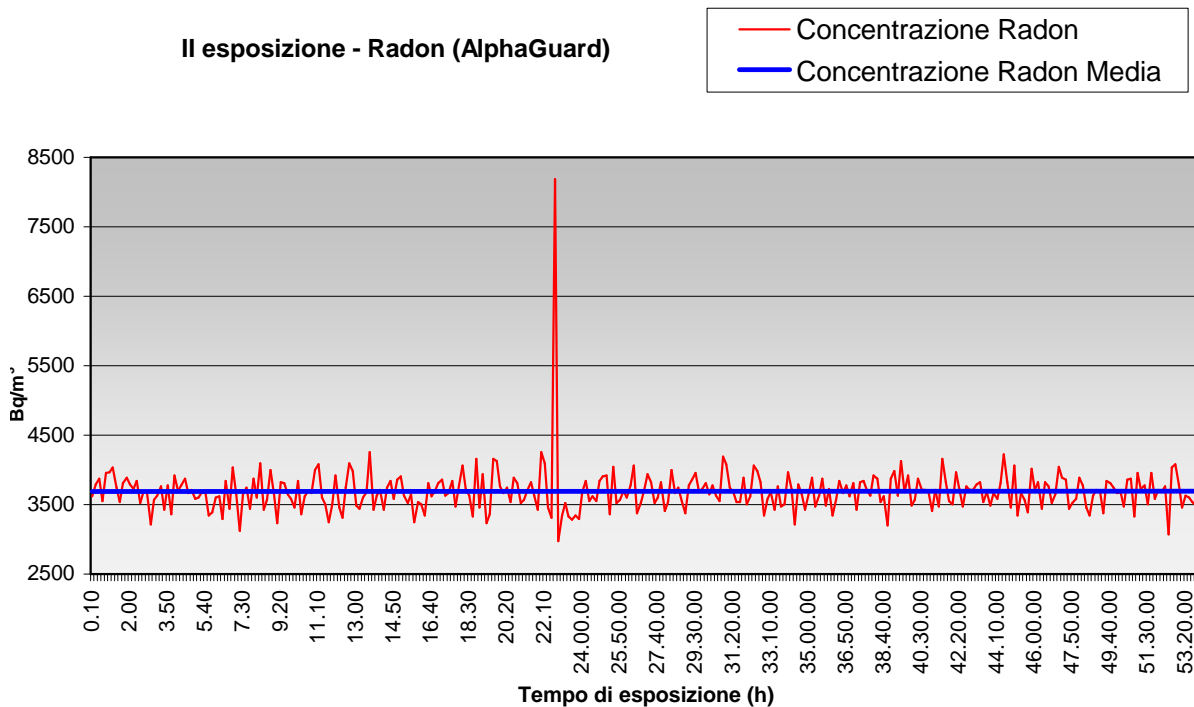
- Conteggi delle disintegrazioni per unità di tempo.

Vengono riportati di seguito i grafici e i valori delle concentrazioni relativi alle 3 esposizioni.

Da notare la diversa risposta (anche se minima) dei due strumenti di rivelazione attiva: la variazione percentuale tra le rivelazioni dei due strumenti, sulle stesse esposizioni, risulta essere del 10%.

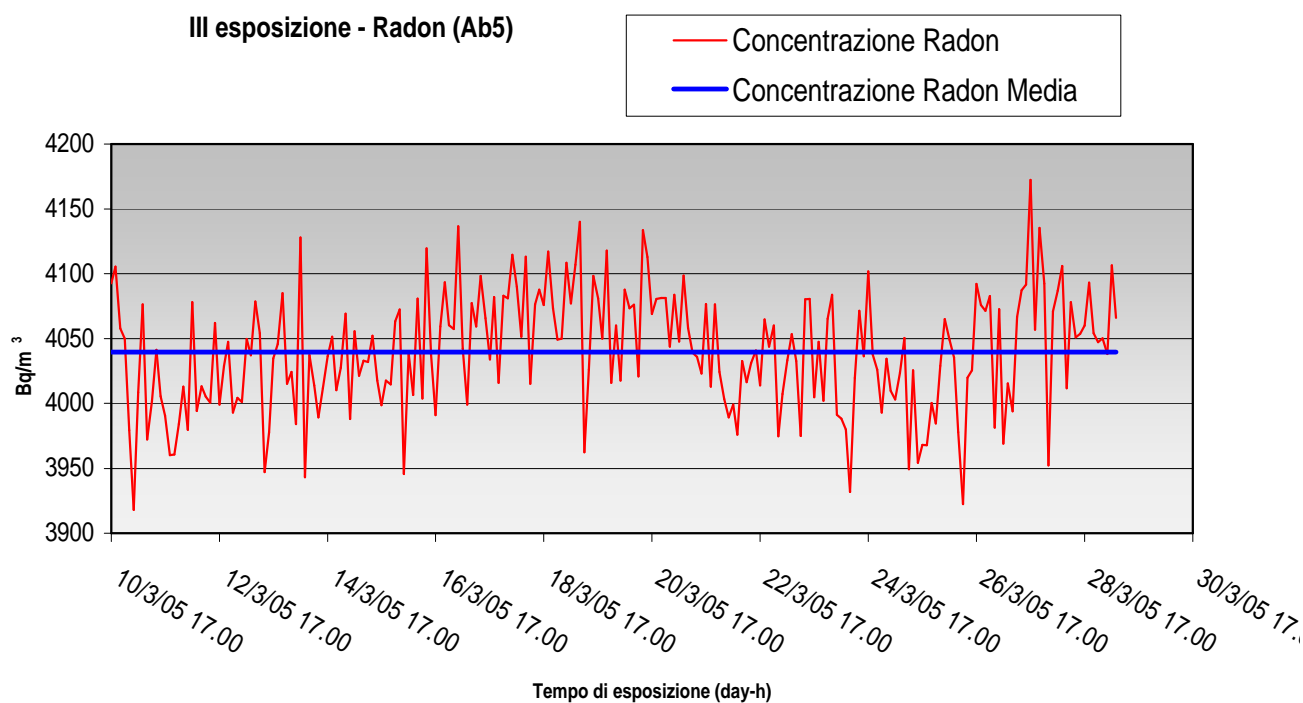
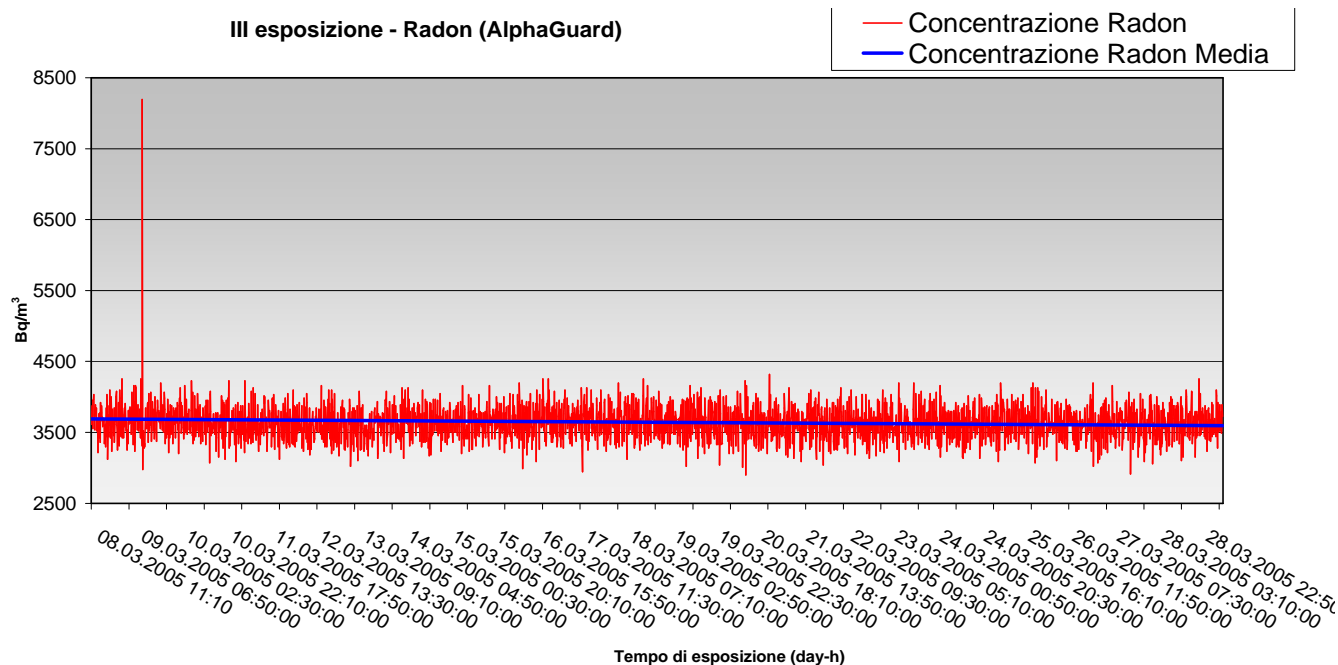


<i>I Esposizione</i>		<i>In (Data e ora)</i>	03/03/05 14:50
		<i>Out: (Data e ora)</i>	04/03/05 16:00
<i>Tempo di esposizione</i>		25h 20min	
<i>Sorgente</i>		Ra ²²⁶ 1.09x10 ⁵ Bq	
<i>Rivelazione con AlphaGuard</i>	<i>Concentrazione Radon Media</i>	142693 Bq/m ³	
	<i>Esposizione complessiva</i>	3614415 Bq*h/m ³	



Quadro riassuntivo II esposizione

II Esposizione		In (Data e ora)	08/03/2005 11:31
		Out: (Data e ora)	10/03/05 17:30
Tempo di esposizione		2g 5h 59min - 53h 59min	
Sorgente		Ra ²²⁶ da 1.54x10 ³ Bq	
Rivelazione con AlphaGuard	Concentrazione Radon Media	3689 Bq/m ³	
	Esposizione complessiva	199205 Bq*h /m ³	
Rivelazione con Ab5	Concentrazione Radon Media	4092 Bq/m ³	
	Esposizione complessiva	220968 Bq*h/m ³	



Quadro riassuntivo II esposizione

III Esposizione		In (Data e ora)	08/03/2005 11:31
		Out: (Data e ora)	29/03/05 10:10
Tempo di esposizione		20g 21h 36min - 501h 36min	
Sorgente		Ra ²²⁶ da 1.54x10 ³ Bq	
Rivelazione con AlphaGuard	Concentrazione Radon Media	3632 Bq/m ³	
	Esposizione complessiva	1821966 Bq*h /m ³	
Rivelazione con Ab5	Concentrazione Radon Media	4040 Bq/m ³	
	Esposizione complessiva	2026464 Bq*h/m ³	

6.4 Trattamento chimico

Il trattamento chimico è necessario per rendere visibili le tracce prodotte dall'interazione delle radiazioni alfa del radon e dei suoi prodotti di decadimento formati all'interno del dispositivo di campionamento.

Viene effettuato con una soluzione di idrossido di sodio NaOH al 10% peso/volume a 60°C. La durata del trattamento deve essere tale da ridurre lo spessore del film a circa 6,5 μm e comunque compreso tra 5 e 8 μm . Poichè la velocità di attacco dipende da diversi parametri quali ad esempio la geometria del bagno termostatico o il rapporto numero di rivelatori/volume di soluzione, si devono eseguire alcune prove preliminari, misurando lo spessore residuo di rivelatori attaccati per tempi diversi, in modo da determinare tempi di sviluppo corretti⁴⁵.

Tutte le operazioni che precedono il trattamento chimico nelle quali si maneggiano i dosimetri, devono essere compiute rigorosamente con guanti in lattice, per evitare che si accumuli il grasso delle mani sui rivelatori, che potrebbe influire negativamente sullo sviluppo stesso.

La soluzione di NaOH si ottiene sciogliendo in 800 ml di acqua distillata 100 grammi di NaOH in pastiglie; una volta raffreddata, la soluzione viene trasferita in un matraccio tarato da 1 litro (si deve avere cura di mantenere la temperatura al valore indicato sul matraccio stesso); si aggiunge dell'acqua distillata fino a volume, si agita il contenitore e si attende il raffreddamento della soluzione.



Figura 6.8 Rivelatori fissati sulle molle circolari

Questa operazione va ripetuta fino a che non si osservano più riduzioni di volume.

La soluzione è trasferita in uno o più becher da un litro (600 ml per ogni becher) e immersa in un bagno termostato ad acqua (Lauda E300 Ecoline – 040, Figura 6.9) alla temperatura di 60°C ($\pm 0,5^\circ\text{C}$); per impedire che la soluzione subisca un'eccessiva evaporazione, i singoli becher vengono ricoperti con coperchi in plastica.

Si attende che la temperatura dell'NaOH raggiunga i 60°C e si immergono i rivelatori che sono fissati a delle molle circolari (Figura 6.8). Il numero dei rivelatori è mantenuto costante per ogni becher, in modo da mantenere costante il rapporto soluzione/superficie di LR115. La dissoluzione del nitrato di cellulosa può, infatti, influire sulla forza della soluzione.

I rivelatori devono essere distanziati l'uno dall'altro, avendo cura che il punto di fissaggio sulle molle sia lontano dall'area dei rivelatori che sarà sottoposta al conteggio delle tracce.

Quando la temperatura dell'NaOH, rilevata per mezzo di un termocoppia (Fluke 52 K/J Thermometer), raggiunge i 60°C

($\pm 0,5^\circ\text{C}$) si immergono i rivelatori preventivamente bloccati in molle circolari (una per becher). Durante tutto il bagno termostatico, la temperatura interna è costantemente monitorata con lo stessa termocoppia di precisione.



Figura 6.9

Al termine dell'attacco chimico i rivelatori vengono lavati in acqua corrente per circa 30 minuti (Figura 6.10) quindi immersi in acqua distillata per circa altri 30 minuti (Figura 6.11); sono infine lasciati asciugare all'aria⁴⁶ su carta da filtro in dischi.



Figura 6.10



Figura 6.11

Per ogni bagno sono stati registrati il volume di soluzione impiegata, il numero e il codice dei rivelatori trattati e il numero dei becher.

Preventivamente sono state eseguite alcune prove preliminari, misurando lo spessore residuo di rivelatori attaccati per tempo diversi tramite misure colorimetriche (vedi par. 6.7.3). A tal proposito, sono stati preparati 40 ulteriori rivelatori “LR115 non strippabile” con la stessa geometria di quelli utilizzati nelle esposizioni e sono stati collocati in un bagno termostato in 5 becher, adottando progressivamente 5 tempi di sviluppo: 85 – 90 – 95 – 100 – 105 minuti (8 rivelatori per becher). Il primo sviluppo è durato 85 minuti e rimuovendo ogni 5 minuti un becher dal bagno termostato con i relativi rivelatori, tutta l'operazione ha avuto una durata complessiva di 1 ora e 45 minuti.

Dalla successiva analisi dei dati e considerazioni al riguardo, derivanti dalla misura dell'assorbanza sui rivelatori, si è ritenuto opportuno di modificare i tempi di sviluppo in 70 – 80 – 90 – 100 – 110 minuti, tempi che sono stati utilizzati per la correzione, su 80 rivelatori (dei 160 utilizzati per le 3 esposizioni). Dall'analisi dei dati relativi all'assorbanza e alle tracce presenti sui rivelatori, per gli 80 rivelatori LR115 per la taratura, si è deciso di scegliere un tempo di sviluppo di 100 minuti.

6.5 Determinazione dello spessore residuo dell'LR115

La densità di tracce contata sul rivelatore è funzione dello spessore del rivelatore dopo il trattamento chimico, cioè è diversa a seconda dello spessore t al quale si riduce la pellicola di LR115: maggiore è lo spessore residuo minore è il numero delle tracce; tale andamento è lineare per spessori residui compresi tra circa 5 e 8 μm . Pertanto, prima e dopo l'attacco chimico, deve essere fatta una misura dello spessore del rivelatore.

In particolare, in questo tipo di rivelatore non è separabile dal supporto e pertanto il conteggio delle tracce non può essere realizzato con le tecniche automatiche precedentemente utilizzate (spark – counter o micrometro).

Questa misura è stata eseguita tramite un colorimetro digitale della Hach Company Mod. DR/890 (Figura 6.12 – 6.13), ossia uno strumento che ha la possibilità di utilizzare lunghezze d'onda definite e nel nostro caso 420 nm, 590 nm, 610 nm.

Delle tre lunghezze d'onda disponibili è stata scelta quella a 610 nm in quanto l'unica che consentiva di misurare l'assorbanza delle pellicole di “LR115” anche prima dello sviluppo chimico. Questo dato è stato ritenuto necessario per avere la possibilità di effettuare la correzione per lo spessore non solo residuo, ma anche per lo spessore consumato durante lo sviluppo.

6.5.1 Metodo e procedura delle misure colorimetriche

La procedura con la quale si eseguono misure di spessori con il colorimetro è piuttosto semplice e rapida: dopo aver impostato la lunghezza d'onda scelta, si effettuano alcune letture “di prova” senza introdurre alcun rivelatore, per verificare che sul display dello strumento compaia effettivamente lo zero, come dovrebbe.

Si introduce, quindi, la pellicola in verticale e si sovrappone il coperchio dello strumento per evitare che fonti luminose estranee alterino la misura.

Si è scelto di effettuare tre letture consecutive su uno stesso rivelatore, per poi assumere come valore dello spessore della pellicola la media di tali letture.

Dopo aver estratto dallo strumento il rivelatore, si effettua nuovamente la misura “dello zero”, per poi introdurre il rivelatore successivo.

Il coefficiente di variazione (deviazione standard/media) delle tre letture risulta essere piuttosto basso: ad esempio su 160 campioni analizzati, sia prima dello sviluppo chimico sia dopo, la media dei coefficienti di variazione di tre misure ripetute su ogni campione è stata, in entrambe i casi pari allo 0,05% con un massimo dello 0,15%.



Figura 6.12



Figura 6.13

6.5.2 Dipendenza della misura dell’assorbanza dall’umidità

Durante le misure sono state costantemente monitorati i parametri microclimatici: temperatura T , pressione P e umidità relativa H . Per ogni rivelatore accanto alla misura dello spessore si hanno, quindi, i valori di questi parametri.

Ciò ha motivato la scelta di introdurre un fattore di correzione α per l’umidità, attraverso il quale le misure vengono “normalizzate” ad una umidità di riferimento. Come umidità di riferimento è stato scelto un valore medio riscontrato durante tutte le misure effettuate, pari al 48%.

L’assorbanza “corretta” è data dall’espressione:

$$A_{48\%} = \frac{A}{1 + \alpha (H - 48)}$$

dove $A_{48\%}$ rappresenta l’assorbanza in corrispondenza dell’umidità di riferimento, A l’assorbanza misurata all’umidità H rilevata durante la misura, 48 il valore dell’umidità relativa di riferimento e α il fattore di correzione.

Il fattore α si ottiene dividendo i coefficienti angolari di rette di regressione (A VS $H\%$) per il valore dell’assorbanza al 48% di umidità relativa, calcolata sempre in base alla retta di regressione:

$$\alpha = \frac{k}{A_{48\%}}$$

in cui k e q sono rispettivamente coefficiente angolare e termine noto della retta di regressione lineare.

E’ stato utilizzato un unico fattore di correzione per tutti i rivelatori:

$$\alpha = 0,00196 \text{ (CV=11\%)}$$

6.6 Conteggi e analisi delle tracce

Il lavoro di tesi è consistito nell’indagare una tecnica di conteggio alternativa a quella utilizzata attualmente per i rivelatori a stato solido LR115, in quanto questo tipo di nitrato di cellulosa definito “non pelliculable” ha delle caratteristiche diverse da quelle dell’LR115 “pelliculable” che normalmente viene usato. Infatti, questo materiale non è separabile dal supporto e pertanto il conteggio delle tracce non può essere realizzato con le tecniche automatiche precedentemente utilizzate (spark –counter) ma con tecniche di analisi di immagine.

La strada intrapresa è quindi, il sistema dell’analisi d’immagine: una tecnica che – se dimostrata e confermata con i dati sperimentali – renderebbe molto più veloce, immediato e snello il conteggio delle tracce, rispetto al sistema utilizzato oggi (Spark-replica Counter) con i rivelatori LR115 “pelliculable”, che risulta essere oneroso come tempistica.

Nel paragrafo successivo viene descritta la procedura di conteggio delle tracce con lo Spark Counter e la misura dello spessore con il micrometro; successivamente viene illustrato il nuovo sistema che è stato messo a punto durante la tesi.

6.6.1 Spark-replica Counter: funzionamento e procedura

Il conteggio delle tracce è effettuato automaticamente con dispositivi sviluppati a questo scopo, tra cui il più diffuso è lo Spark-replica Counter (Figura 6.14.1); questo strumento automatico di conteggio delle tracce nucleari su pellicole LR115 consiste nel porre il film LR115 chimicamente trattato tra due elettrodi (l’elettrodo sul quale si posiziona il rivelatore deve essere carico negativamente): l’elettrodo di conteggio in ottone o rame stagnato spesso alcuni mm (l’ottone, prima di ogni sessione di misura deve essere pulito con della pasta abrasiva finissima e con alcool etilico) e l’elettrodo

costituito da un sottile strato di alluminio depositato su un foglio di plastica conduttrice (solitamente di mylar alluminizzato)^m.

Il film di LR115 deve essere posizionato sull'elettrodo di conteggio avendo cura di rispettare la geometria del dosimetro, in modo che l'area contata del rivelatore corrisponda alla zona centrale dell'area esposta (figura 6.14)

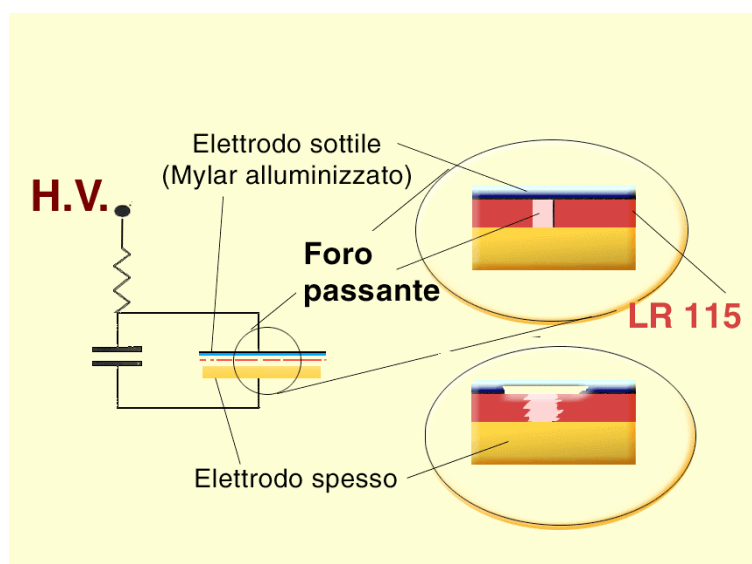


Figura 6.14 Schema di funzionamento dello spark- counter

Applicando tra i due elettrodi una differenza di potenziale adeguata (normalmente qualche centinaio di volt) si produce una scintilla in corrispondenza di un foro. La scarica produce una perturbazione in un circuito elettrico e viene “contata”; contemporaneamente l'energia prodotta dalla scarica è sufficiente a far evaporare l'alluminio in corrispondenza del foro. In tal modo il foro viene isolato elettricamente e non si innescheranno nuove scariche sullo stesso foro.

Quando i due elettrodi si ricaricano si avrà una seconda scarica in corrispondenza di un altro foro e così di seguito consentendo un rapido conteggio di tutti i fori presenti sul film (il numero di impulsi elettrici prodotti dalle scintille corrisponde al numero di fori presenti nel film sottile).

^m Si raccomanda di assicurarsi che tra il film di LR-115 e gli elettrodi non vi sia presenza di grani di polvere.

Inoltre le zone evaporate sull’elettrodo sottile producono una replica visibile ad occhio nudo dei fori presenti sul rivelatore stesso.

Per migliorare la riproducibilità dei conteggi delle tracce si effettuano prima due prescariche a 900 Volt: le tracce più piccole vengono ingrandite e quelle che non si sono completamente formate durante il processo di attacco chimico vengono perforate.

Successivamente si passa alla fase di conteggio vero e



proprio a 500 Volt, ripetendo il conteggio per tre volte. Figura 6.14.1 Spark-counter

Il tempo di conteggio è funzione del numero di tracce; si imposta normalmente un tempo entro il quale si è sicuri che sia completata la produzione di scintille (circa 10 secondi). Al termine di ogni prescarica e di ogni scarica la superficie di LR115 deve essere pulita con un materiale che non lasci residui. La densità di tracce G_t , ove con t si indica lo spessore, è data dal rapporto tra conteggio e area dell’elettrodo.

Per quanto riguarda la misura dello spessore, viene utilizzato un comparatore micrometrico (Figura 6.14.2) effettuando almeno 5 misure puntuali sull’area di conteggio delle tracce.



Figura 6.14.2
Comparatore micrometrico

6.6.2 Sistema di elaborazione delle immagini TASL

Per la lettura e il conteggio delle tracce sui rivelatori, è stato provato ad adattare all'LR115 non strippabile, la strumentazione che attualmente viene utilizzata per la lettura del rivelatore CR39.

Con questo sistema 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 (Figura 6.15), in grado di elaborare l'immagine e fornire il numero delle tracce presenti.

I rivelatori vanno inseriti nella base di un telaio costituito da una griglia d'acciaio (7x7) contenente 49 rivelatori che viene fissata sul piatto del microscopio.

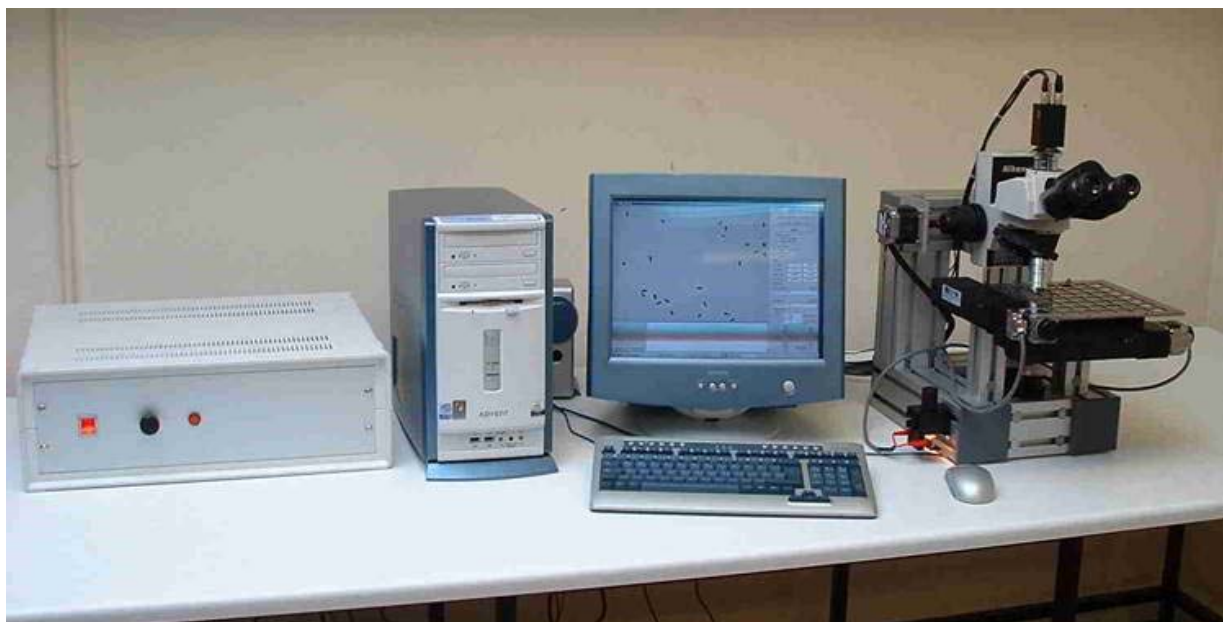


Figura 6.15 Sistema automatico di analisi ed elaborazione delle immagini TASL

Per adattare il film di LR115 (che ha uno spessore di 100 μm circa) agli alloggiamenti della griglia del TASL progettata per il CR39 (dello spessore di 1 mm circa), i rivelatori sono stati interposti tra due vetrini della stessa dimensione del rivelatore, in modo tale da cercare di “spianare” il più possibile la superficie dell'LR115. Il problema principale che si è dovuto affrontare è stato quello della messa a fuoco, in quanto il software e la

strumentazione (l'obiettivo fondamentale) sono tarati con dei parametri che rispettano la geometria del rivelatore CR39; proprio per questo motivo il TASL non riesce ad effettuare la messa a fuoco automatica.

Nonostante ripetuti tentativi di modifica dei parametri del software relativi alla geometria del rivelatore, alla scala dei grigi e all'otturatore della camera ccd, non si è arrivati a una soluzione del problema.

Per riuscire a comprendere completamente l'algoritmo di calcolo che sta alla base del software, e il settaggio dei parametri, c'è bisogno di esperienza maggiore: del resto, il produttore non lo rende noto per ovvie ragioni commerciali.

Proprio per questo motivo, si è ricorso alla messa a fuoco manuale.

Con questo sistema sono stati analizzati più volte 30 rivelatori per verificare l'attendibilità e la risposta del software sul riconoscimento e la messa a fuoco delle tracce, un problema che però non è stato risolto, in quanto è stato verificato che anche una variazione infinitesima del raggio di curvatura del rivelatore incide notevolmente sulla messa a fuoco delle tracce stesse. Infatti l'obiettivo durante la lettura va fuori fuoco nei punti in cui la superficie dell'LR115 segue il suo naturale raggio di curvaturaⁿ, dove cioè non è perfettamente orizzontale.

E' stato quindi accertato che la risposta della strumentazione sullo stesso rivelatore è di tipo "random", con un range di varianza di oltre il 20%.

D'altro canto, la lettura automatizzata (TASL) mediante l'analisi d'immagine, sui rivelatori LR115 n.s. si è dimostrata un'ottima alternativa allo Spark – replica Counter, in quanto i tempi di lettura sono molto brevi e soprattutto, la lettura è automatizzata (vengono letti 49 rivelatori per volta). I problemi relativi alla messa a fuoco potranno essere risolti realizzando un telaio con una griglia di supporto adeguata alle caratteristiche geometriche dell'LR115 e tarando opportunamente l'ottica strumentale.

ⁿ L'LR115 n.s. è prodotto in rotoli; i rivelatori 3x3 cm sono stati ottenuti ridimensionando il rotolo d'origine (vedi par. 6.2.2) mantenendo così un certo raggio di curvatura

6.6.3 Sistema di analisi di immagine Perception

Per tutti i problemi relativi alla messa a fuoco descritti nel paragrafo precedente, è stato deciso di provare ad utilizzare per la lettura dei rivelatori LR115 n.s. un altro sistema di lettura analogo al precedente.

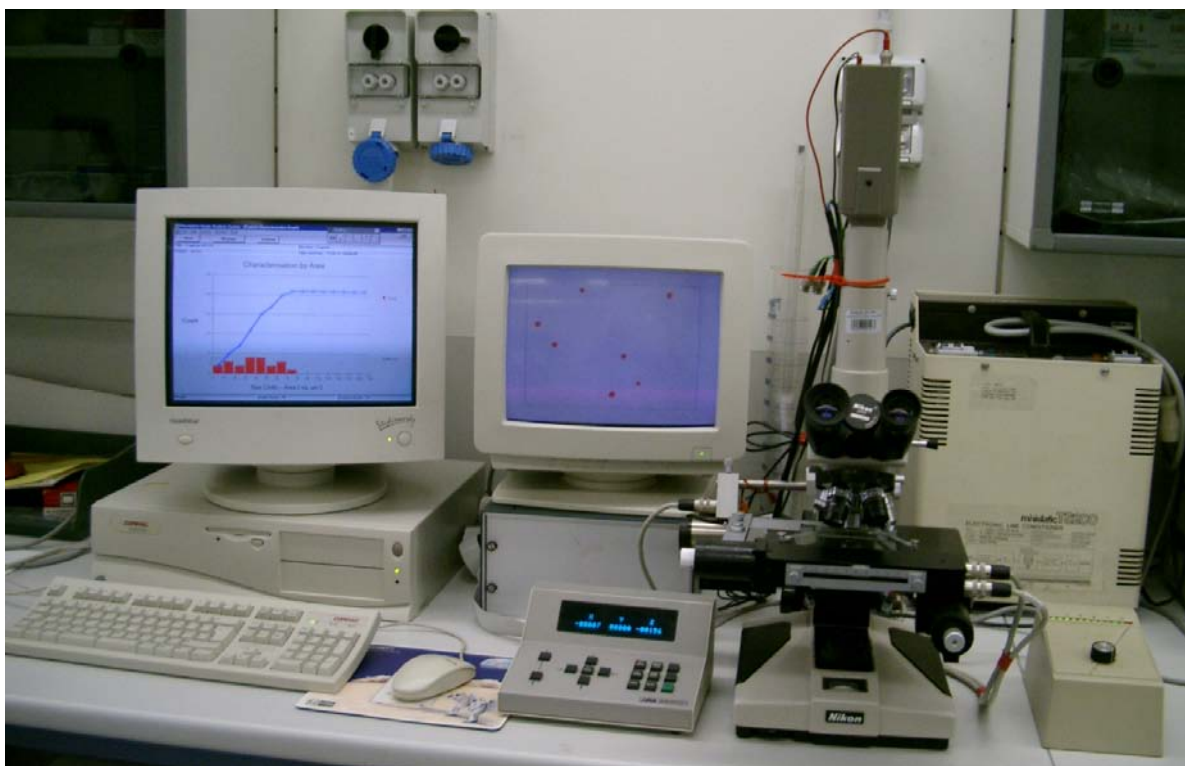


Figura 6.16 Perception Image Analysis System

Dopo aver effettuato diverse prove di verifica su più rivelatori, per provare la corretta risposta della strumentazione è stato accertata l'attendibilità e la precisione delle misure: con questa strumentazione non sono stati rilevati problemi di messa a fuoco, né problemi di ottica; si è proceduto quindi alla lettura dei rivelatori.

Viene descritta successivamente la strumentazione utilizzata per il conteggio delle tracce e la procedura seguita.

Il conteggio delle tracce è stato effettuato attraverso l'analisi compiuta al microscopio con il sistema automatico di analisi ed elaborazione delle immagini "Perception Image

Analysis System - Version 1.11” (Figura 6.16), in grado di elaborare l’immagine e fornire non solo il numero delle tracce presenti, ma anche le caratteristiche dimensionali delle tracce stesse; il software restituisce inoltre la distribuzione spaziale delle tracce del rivelatore sull’area di scansione, nonché la distribuzione in funzione dell’area delle tracce.

Il sistema di elaborazione è costituito da un microscopio ottico (Nikon Optipho) con un obiettivo da 10x ingrandimenti sul quale è montata una camera ccd (Cohu) che restituisce l’immagine su video; l’immagine viene poi elaborata dal software che procede all’analisi dei dati.

La sorgente luminosa, costituita da luce bianca, viene generata da un trasformatore sul quale è presente un potenziometro che permette la regolazione dell’intensità luminosa (voltaggio) che va ad investire il rivelatore oggetto di lettura.

Sulla figura al lato (Fig. 6.17) si possono notare in colore bianco, le tracce visibili su una piccola area di un rivelatore esposto, messe in evidenza dalla sorgente luminosa, che però non vengono interpretate dal software in quanto non sono restituite sul segnale video.

Per ovviare a questo, per la lettura dei rivelatori LR115 non strippabili, è stato necessario filtrare la luce bianca con un filtro di colore verde^o, essendo il rivelatore di colore rosso, in

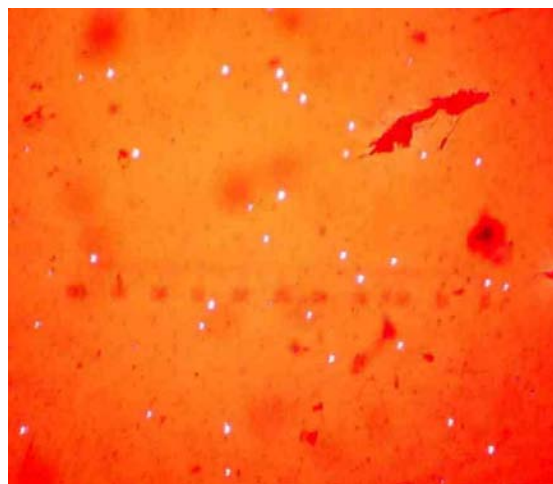


Figura 6.17 Tracce – campo visivo del microscopio

modo tale da evidenziare le tracce sul monitor, che restituiscono un colore rosso su uno sfondo bianco (Figura 6.18 – 6.19).

Su ogni rivelatore (su un vertice di un quadrato di lato 1 cm inscritto nel rivelatore) è stato identificato mediante un piccolo foro, un riferimento di partenza per la lettura dello stesso.



Figura 6.18



Figura 6.19

Il rivelatore è stato bloccato sotto il microscopio con un vetrino da laboratorio che a sua volta è stato fissato con 2 alette di metallo sulla superficie ortogonale all’obiettivo del microscopio, in modo tale da impedire la traslazione del rivelatore durante gli (Figura 6.20 – 6.21) spostamenti del piatto di lettura lungo gli assi x e y, nel corso della lettura.

Individuato il punto di partenza (identificato sul rivelatore dal foro realizzato a proposito), viene effettuata la messa a fuoco delle tracce nel microscopio oppure a video, e viene lanciata dal software la lettura della superficie del rivelatore, in base alle impostazioni assegnategli.

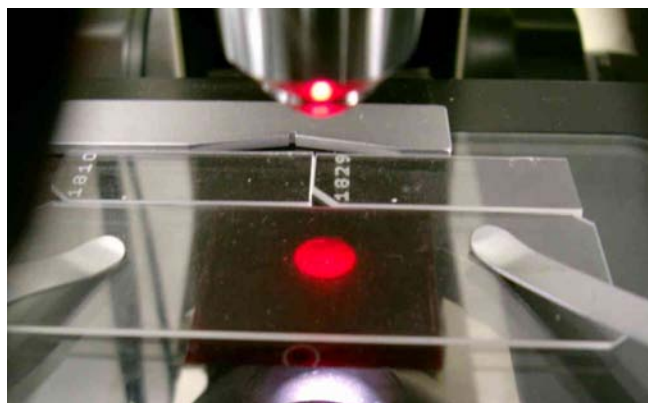
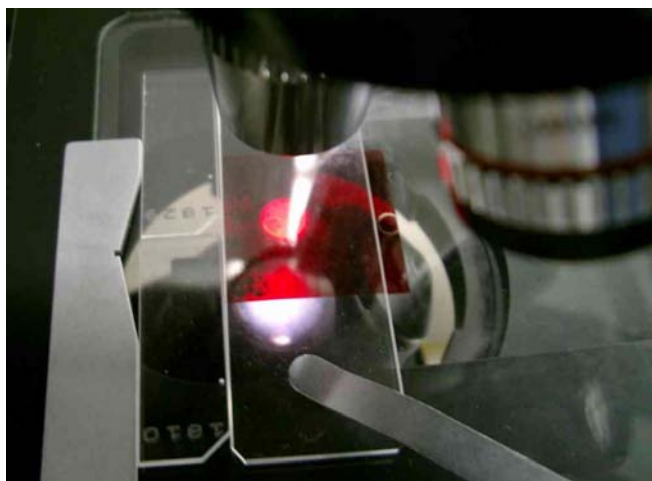


Figura 6.20 - 6.21

° Il colore verde è il complementare del colore rosso

La lettura di ogni rivelatore è stata effettuata su una superficie di 11,9 mm² che corrisponde a 0,17 mm²/campo per 70 campi di lettura (10 campi di spostamento lungo l'asse x e 7 campi di spostamento lungo l'asse y).

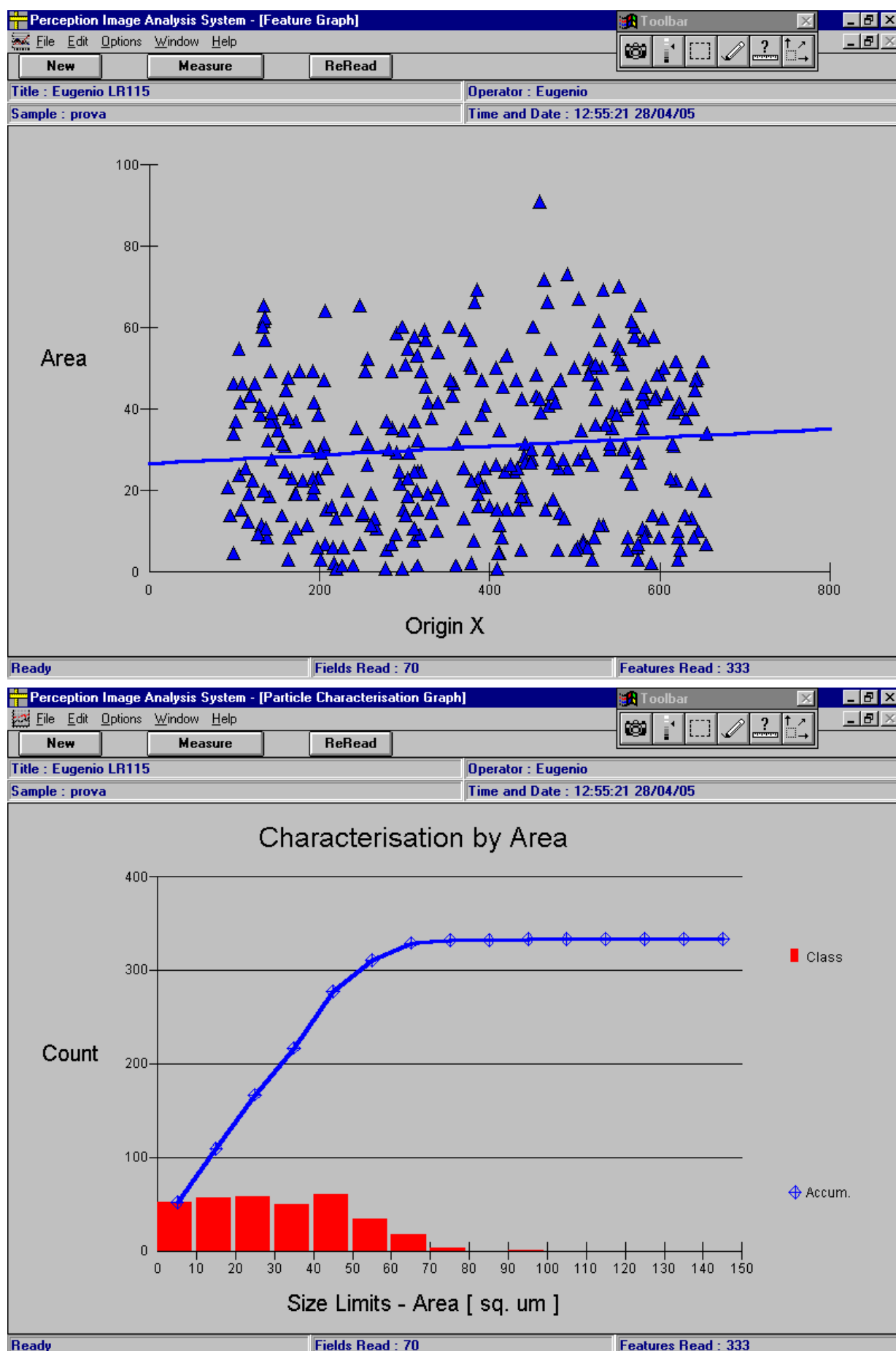
Terminata la lettura del rivelatore, sono stati estratti i dati dal software ed elaborati successivamente in fogli di calcolo Excel.

Vengono riportati successivamente i risultati di una lettura eseguita su un rivelatore LR115 n.s. esposto a 3.614.415 Bq*h/m³, e per la precisione:

- Grafico della distribuzione areale delle tracce in funzione dell'asse x;
- Grafico del numero di tracce in funzione dell'area;
- Database riassuntivi elaborati dal software, con i risultati finali derivanti dall'analisi d'immagine dell'area oggetto di scansione.

I parametri che sono stati presi in considerazione per ogni rivelatore sono:

- Ø Numero di tracce (Features);
- Ø Area totale delle tracce;
- Ø Area media delle tracce;
- Ø Dimensione maggiore delle tracce (Longest dim.).



CAPITOLO 6 – RIVELATORI DI TRACCE NUCLEARI A STATO SOLIDO “LR115” PER LA MISURA DELLA CONCENTRAZIONE DI RADON IN ARIA

Perception Image Analysis System - [Particle Summary of Area]

File Edit Options Window Help

New Measure ReRead

Title : Eugenio LR115 Operator : Eugenio

Sample : prova Time and Date : 12:55:21 28/04/05

Accum. Field Area	12236830.80		Fields Read	70	
System Resolution	0.88	um			
All Particles	Minimum	Maximum	Total	Mean	Standard Dev.
Area	0.77	91.09	10245.00	30.77	18.42
Exclude	Less Than	Greater Than	Excluded		
OFF			0		
OFF			0		
OFF			0		
Total Excluded			0		
	Examined	Included	In Range	Undersize	Oversize
Total Particles	333	333	333	0	0
In Range	Total	Mean	Median	Standard Dev.	
Area	10245.00	30.77	29.91	18.42	

Ready Fields Read : 70 Features Read : 333

Perception Image Analysis System

File Edit Options Window Help

New Measure ReRead

Title : Eugenio LR115 Operator : Eugenio

Sample : prova Time and Date : 12:55:21 28/04/05

Field Summary

Statistics	Area	Perimeter	Horz. Intercept	Vert. Intercept	End Count	Frame Area	Area Fraction	Count /Area	Horz. Interce
Minimum	9.26	10.89	3.51	3.51	1.00	174811.87	0.0053	5.720E-06	
Maximum	305.68	187.81	53.59	53.59	9.00	174811.87	0.1749	5.148E-05	
Total	10188.65	6855.91	1960.14	1950.48	342.00	1.224E+07	5.83	0.0020	
Mean	145.55	97.94	28.00	27.86	4.89	174811.87	0.0833	2.795E-05	
Sample St. Dev.	75.69	45.57	12.69	12.86	2.02	0.00	0.0433	1.155E-05	
Pop. St. Dev.	75.15	45.24	12.59	12.77	2.00	0.00	0.0430	1.146E-05	

Feature Summary

Statistics	Longest Dim.	Breadth	Orientation	Centre of Gravity X	Centre of Gravity Y	Aspect Ratio	Convex Perimeter	Form Fa
Minimum	0.8786	0.8786	0.00	80.83	48.32	1.00	2.49	0.4
Maximum	14.94	9.66	180.00	576.36	396.25	3.00	39.81	0.7
Total	1928.51	1732.59	21116.00	111713.99	72107.01	378.46	5784.92	25
Mean	5.79	5.20	63.41	335.48	216.54	1.14	17.37	0.3
Sample St. Dev.	2.31	2.16	36.04	145.28	103.52	0.2033	6.98	0.0
Pop. St. Dev.	2.31	2.15	35.99	145.06	103.37	0.2030	6.97	0.0

Ready Fields Read : 70 Features Read : 333

6.7 Taratura del sistema

6.7.1 Correlazioni tra i parametri analizzati

Dall’analisi dei dati relativi agli 80 rivelatori sviluppati a tempi variabili (70 – 80 – 90 – 100 - 110 min) sono state elaborate le seguenti correlazioni:

- Ø ABS finale VS tempi di sviluppo
- Ø ABS consumato VS tempi di sviluppo
- Ø Area VS tempi di sviluppo
- Ø Longes dimension VS tempi di sviluppo
- Ø Area VS ABS
- Ø Longes dimension VS ABS

Dall’analisi di tutti i grafici seguenti si nota che i coefficienti di correlazione sono più che buoni, ossia si può evidenziare un andamento lineare dell’ABS finale (misurato dopo l’attacco chimico) e di quello consumato (dato dalla differenza tra l’ABS iniziale e quello finale) in funzione del tempo di sviluppo: all’aumentare del tempo di sviluppo, diminuisce l’ABS finale mentre aumenta quello consumato (Figura 6.22 – 6.23), infatti all’aumentare del tempo di sviluppo l’NaOH aggredisce maggiormente il rivelatore e lo spessore dello stesso diminuisce.

Anche i parametri relativi alle caratteristiche fisiche delle tracce – area e dimensione maggiore – aumentano linearmente in funzione del tempo di sviluppo (Figura 6.24 – 6.25).

Inoltre si può notare che l’area media delle tracce e la dimensione maggiore delle stesse diminuiscono all’aumentare dell’ABS (Figura 6.26 – 6.27).

Figura 6.22

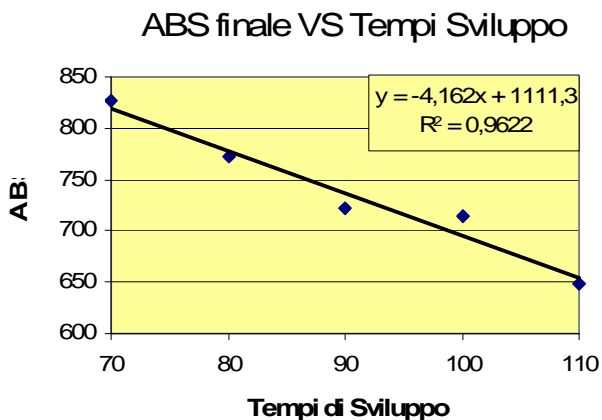


Figura 6.23

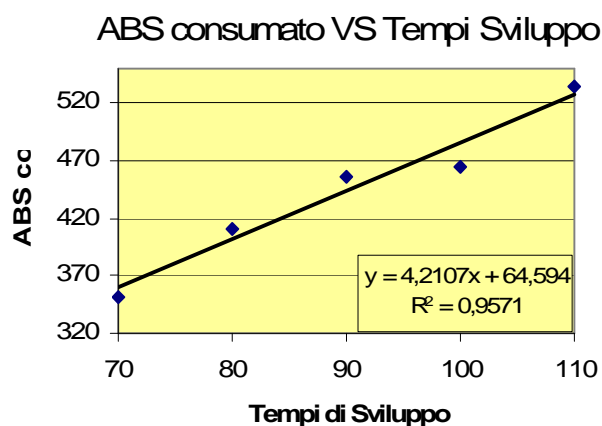


Figura 6.24

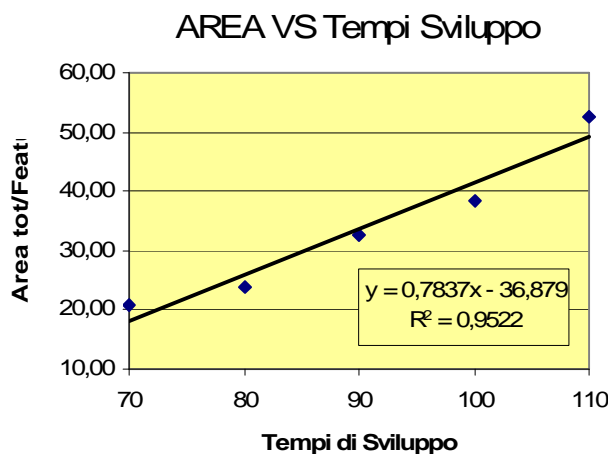


Figura 6.25

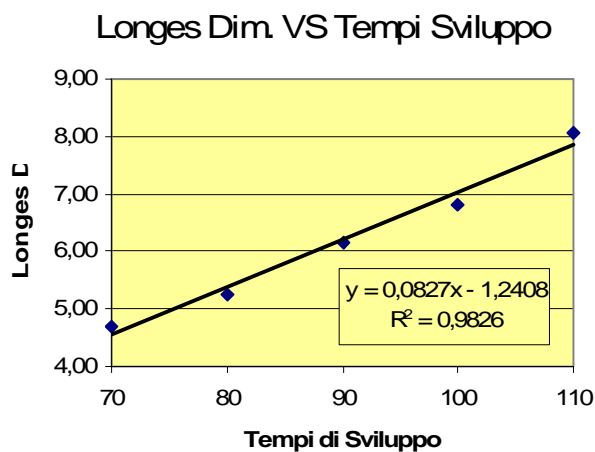


Figura 6.26

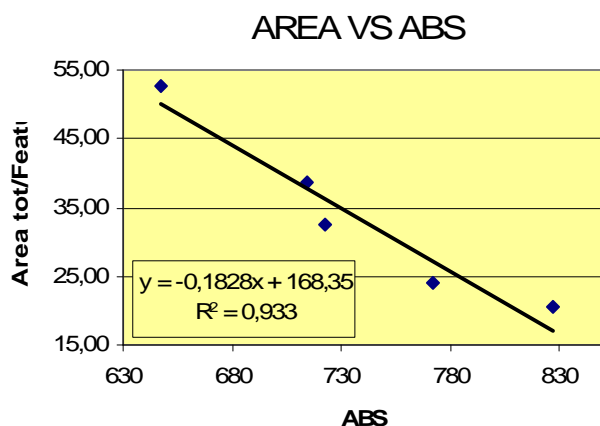
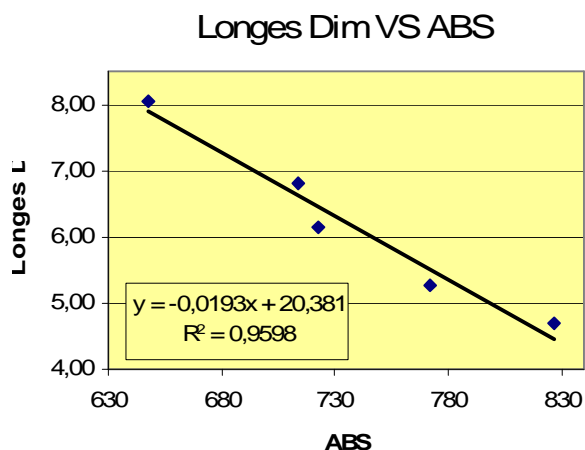


Figura 6.27



6.7.2 Procedura e determinazione della densità di tracce di fondo

Una volta determinati lo spessore t e la densità di tracce G_t del rivelatore LR115, si deve effettuare la sottrazione per il fondo (densità di tracce in assenza di esposizione), essendo la densità di tracce netta N_t data dalla differenza tra la densità G_t di tracce del rivelatore allo spessore t e la densità F_t delle tracce del fondo allo spessore t :

$$N_t = G_t - F_t$$

Per il calcolo della densità di tracce di fondo sono stati utilizzati 20 rivelatori non esposti e sono stati sviluppati a tempi diversi (70, 80, 90, 100, 110 minuti) per ottenere spessori residui (o consumati) diversi.

Nelle figure 6.28 – 6.29 – 6.30 sono riportate le regressioni lineari della densità di tracce (misurate con il software Perception) verso le grandezze indici degli spessori, misurate con il colorimetro, quindi ABS finale e ABS consumato e verso l'area media delle tracce.

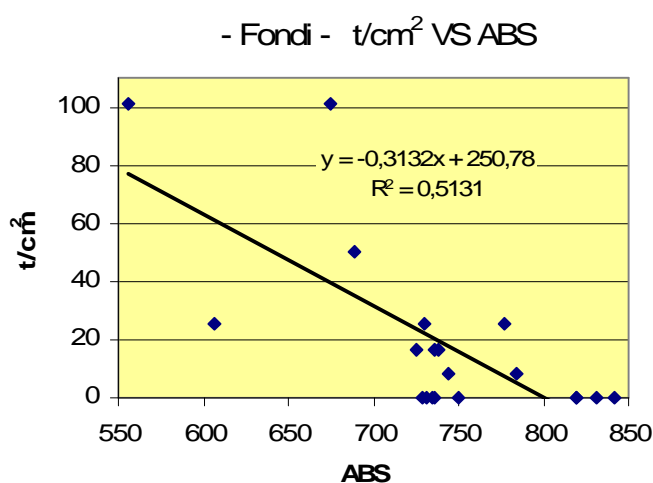


Figura 6.28

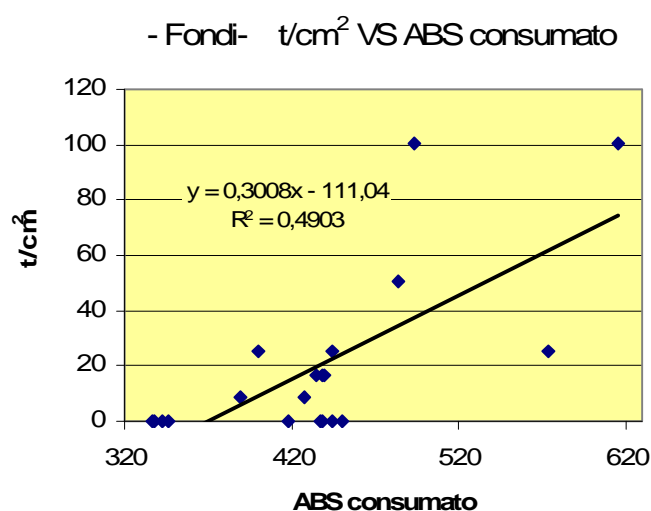


Figura 6.29

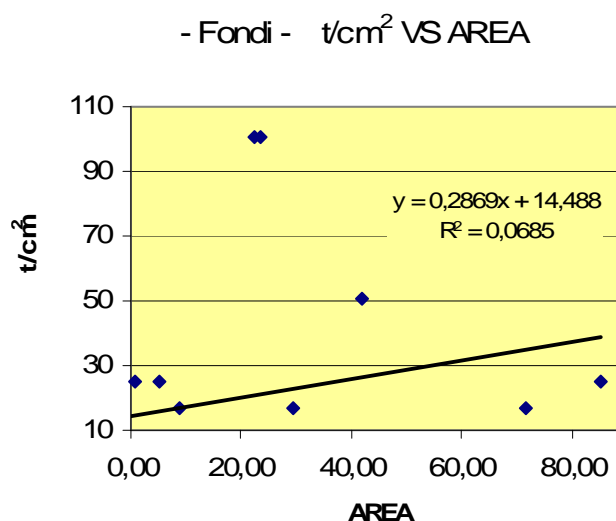


Figura 6.30

I coefficienti angolari e i termini noti che definiscono le rette per i fondi sopra rappresentate sono riassunti nella tabella 6.1:

Metodologia	Coefficiente angolare k	Termine noto q
A_F -Analisi d'immagine	-0,3132	250,78
A_C -Analisi d'immagine	0,3008	-111,04
AREA-Analisi d'immagine	0,2869	14,488

Tabella 6.1 Coefficienti angolari k e termini noti q che definiscono le rette di regressione lineare per i fondi

Dai valori dei coefficienti angolari k e dei termini noti q delle 3 rette riferite alle combinazioni possibili per i fondi, emerge che la correlazione ottenuta non è ottima; questo, però, è motivato dal fatto che i rivelatori che danno luogo a questi risultati non sono stati esposti, pertanto, il numero di tracce sulle pellicole è basso.

Non essendo possibile stabilire una correlazione si è deciso di:

- Non sottrarre il fondo ai rivelatori destinati alla determinazione dei fattori di correzione β ;
- Sottrarre un valore di fondo medio per tutti i rivelatori utilizzati per la taratura.

6.7.3 Procedura per la correzione dello spessore

La densità di tracce, a seguito dell'attacco chimico, varia a seconda dello spessore residuo con una dipendenza lineare nell'intervallo tra 5 e 8 μm .

Per ricavare la concentrazione di radon è necessario determinare la densità di tracce relativa ad uno spessore di riferimento al quale viene riferito il fattore di taratura dell'LR115: normalmente si adotta uno spessore di riferimento, cui viene assegnato in modo arbitrario il valore di 6.5 μm .

Dato che lo spessore residuo non sarà mai esattamente uguale a quello di riferimento scelto, occorre introdurre una “normalizzazione per lo spessore”, cioè, calcolare la densità di tracce $R_{6,5}$ che si avrebbe a 6,5 μm tramite un fattore di correzione β :

$$R_{6,5} = \frac{N_i}{1 + b(t - 6,5)}$$

Il fattore di correzione β è ottenuto attraverso una o più regressioni lineari tra misure di densità di tracce corrette per il fondo N_i (v. paragrafo 6.7.2) e misure di spessori residui t_i di rivelatori sottoposti ad una stessa esposizione di radon.

$$N = kt + p$$

Il coefficiente di correzione β si ricava dividendo il valore del coefficiente angolare per il numero di tracce allo spessore di riferimento scelto:

$$b = \frac{k}{N_{6,5}}$$

Per la determinazione dei coefficienti di correzione per l'ABS finale/ABS consumato/area delle tracce, sono state eseguite 3 diverse esposizioni di 20 rivelatori ognuna. I rivelatori sono stati esposti presso la camera radon dell'APAT (vedi par. 6.3). I valori delle esposizioni sono riportati in tabella 6.2.

Esposizione n°	kBqh/m ³
1	199
2	1822
3	3614

Tabella 6.2 Valori dell'esposizioni per il calcolo dei coefficiente di correzione β

I rivelatori di ogni serie sono stati trattati in modo da ottenere volutamente spessori diversi per effettuare le regressioni lineari dalle quali ricavare i valori del fattore di correzione β (sviluppi a 70 – 80 – 90 -100 – 110 minuti).

Nelle figure 6.31 – 6.32 – 6.33 sono riportate le regressioni lineari per ogni esposizione e per le misure di ABS finale/ABS consumato/area delle tracce, in funzione della densità di tracce.

I valori del fattore di correzione β , (correzione per ABS finale, ABS consumato e area delle tracce), sono stati ottenuti mediando i 3 valori di β relativi alle regressioni lineari di ogni esposizione.

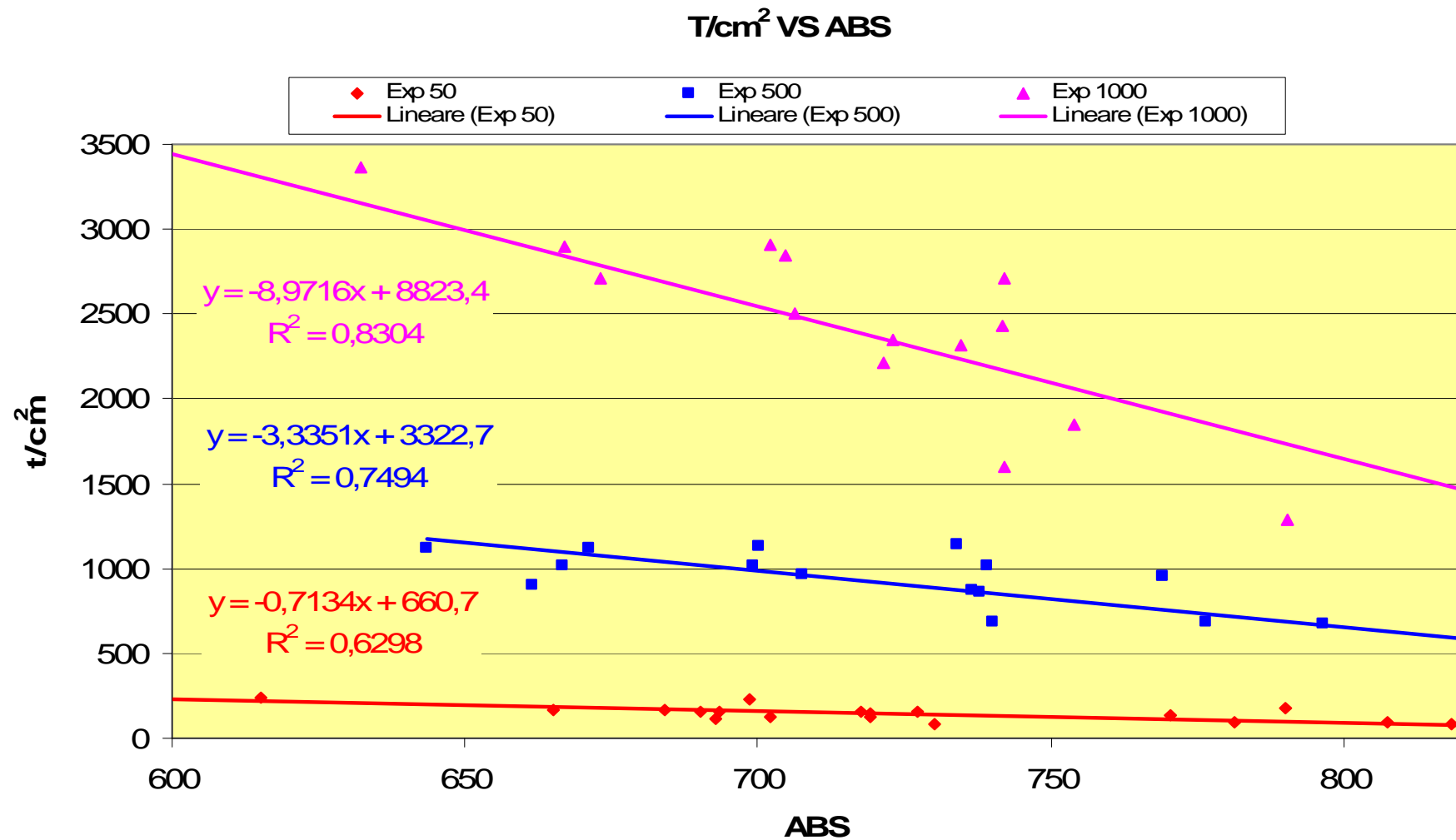


Figura 6.31 Rette di regressione lineare per il calcolo del fattore di correzione β (ABS finale – Analisi immagine)

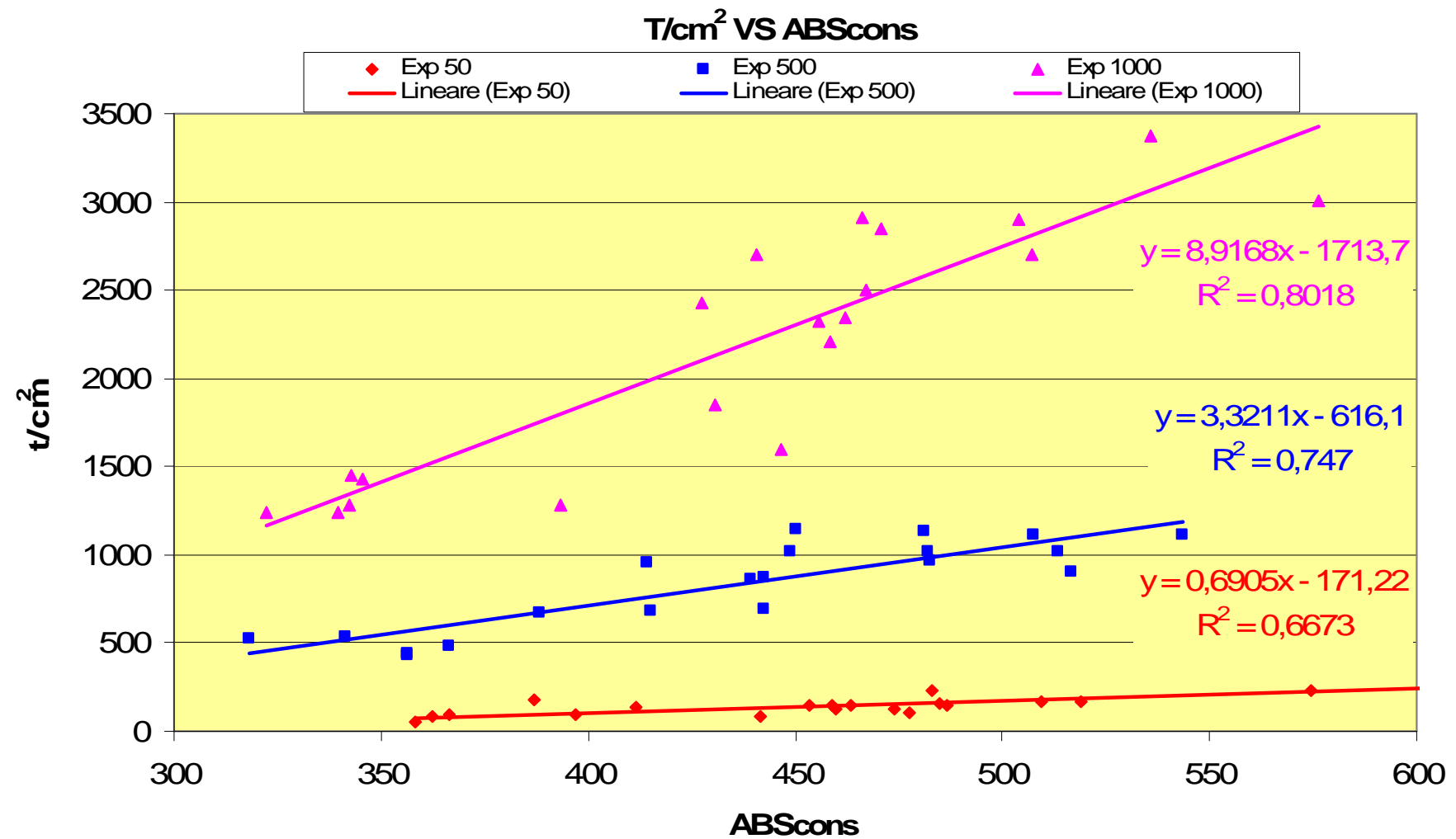


Figura 6.32 Rette di regressione lineare per il calcolo del fattore di correzione β (ABS consumato –analisi immagine)

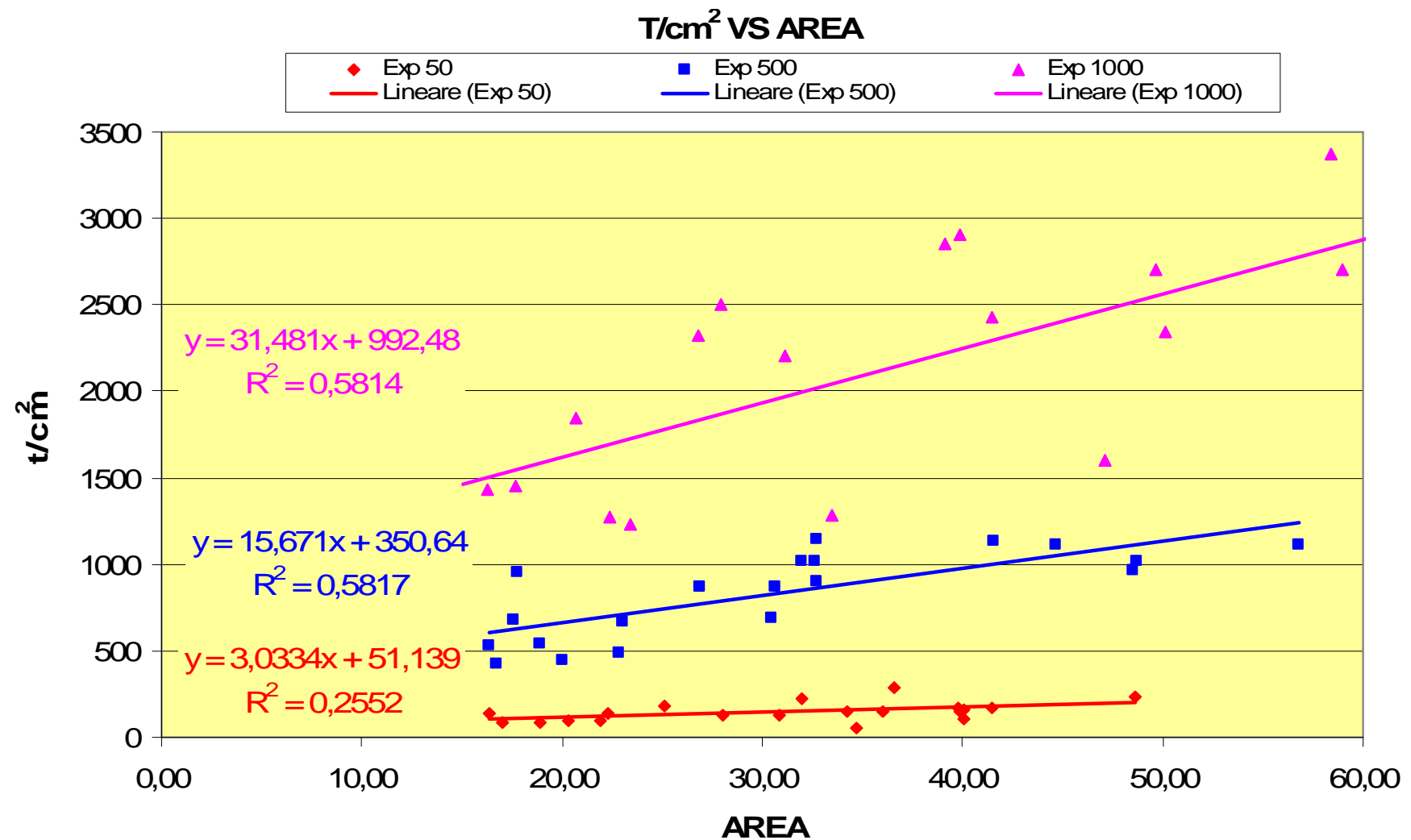


Figura 5.19 Rette di regressione lineare per il calcolo del fattore di correzione β (Area delle tracce –analisi d’immagine)

Nella tabella 6.3 sono riportati i valori dei fattori di correzione β per ogni combinazione di metodologie di misura di assorbanza finale/assorbanza consumata/area.

Esposizione kBqh/m ³	β per ABS finale	β per ABS consumato	β per Area delle tracce
199	-0,00442	0,00221	0,01857
1822	-0,00338	0,00194	0,01684
3614	-0,00353	0,00197	0,01459
Media	-0,00378	0,00204	0,01667
CV	15%	7%	12%

Tabella 6.3 Valori dei fattori di correzione β per le correzioni dell'ABS, ABS consumato e dell'Area media delle tracce

Dalla tabella si nota che i fattori di correzione sono negativi nel caso di misure di assorbanza finale, mentre sono positivi per misure di assorbanza consumata e di area. Questo comportamento conferma la correlazione tra densità di tracce e spessore residuo/consumato dei rivelatori LR115.

6.7.3.1 Determinazione dei coefficienti di correzione b l'ABS e l'area

Nel nostro caso sono state analizzate 3 correzioni:

- 1) Correzione per l'assorbanza finale;
- 2) Correzione per l'assorbanza consumata;
- 3) Correzione per l'area media delle tracce.

1) Correzione per l'assorbanza finale.

E' stata effettuata una regressione lineare tra densità di tracce e assorbanza finale, ricavando il coefficiente angolare e il termine noto.

Da questi parametri è stato calcolato il fattore di correzione $b_{ABS_{Finale}}$ dividendo il valore del coefficiente angolare per il numero di tracce all'assorbanza di riferimento scelta:

$$b_{ABS_{Finale}} = \frac{k}{N_{700}}$$

E' stata introdotta la "normalizzazione all'assorbanza finale di riferimento", $R_{ABS_{finale700}}$ a un valore di assorbanza pari a 700 che si ottiene tramite il fattore di correzione β :

$$R_{ABS_{finale700}} = \frac{N_{ABS_{finale}}}{1 + b_{ABS_{finale}} (ABS_{finale} - ABS_{700})}$$

2) Correzione per l'assorbanza consumata

E' stata effettuata una regressione lineare tra densità di tracce e assorbanza consumata, ricavando il coefficiente angolare e il termine noto.

Da questi parametri è stato calcolato il fattore di correzione $b_{ABS_{Consumato}}$ dividendo il valore del coefficiente angolare per il numero di tracce all'assorbanza consumata di riferimento scelta:

$$b_{ABS\ consumato} = \frac{k}{N_{450}}$$

E' stata introdotta la “normalizzazione all'assorbanza consumata di riferimento”, $R_{ABScons_{450}}$ a un valore di assorbanza consumata pari a 450 che si ottiene tramite il fattore di correzione β :

$$R_{ABScons_{450}} = \frac{N_{ABScons}}{1 + b_{ABS\ cons} (ABScons - ABScons_{450})}$$

3) Correzione per l'area media delle tracce

E' stata effettuata una regressione lineare tra densità di tracce e area media delle tracce, ricavando il coefficiente angolare e il termine noto.

Da questi parametri è stato calcolato il fattore di correzione β_{Area} dividendo il valore del coefficiente angolare per il numero di tracce all'area media di riferimento scelta:

$$b_{Area} = \frac{k}{N_{37}}$$

E' stata introdotta la “normalizzazione all'area media delle tracce di riferimento”, cioè, è stata calcolata la densità di tracce $R_{A_{37}}$ a un valore d'area media pari a 37, tramite il fattore di correzione β :

$$R_{A_{37}} = \frac{N_{A_{37}}}{1 + b_{Area} (\bar{A} - A_{37})}$$

6.7.4 Determinazione del fattore di taratura

Per ricavare la concentrazione di radon C_i misurata dal rivelatore i -esimo, la densità di tracce normalizzata deve essere divisa per il fattore di taratura F_{tar} (riferito al parametro di riferimento) e per il tempo di esposizione h (in ore):

$$C_i = \frac{R_{Rif}}{F_{tar} h}$$

dove C_i è espressa in Bq/m³.

Nel caso in cui durante le misure si proceda esponendo più rivelatori contemporaneamente, la concentrazione media relativa all'intero periodo di esposizione C è determinata dalla media dei singoli rivelatori.

Il fattore di taratura (F_{tar}) è determinato esponendo un gruppo di rivelatori ad una esposizione nota, preferibilmente compresa tra 200 e 1000 kBq·h/³, che sia riferibile a campioni primari.

Il fattore di taratura è dato da:

$$F_{tar} = \frac{\sum (R_{Rif})_i}{nE}$$

in cui $(R_{Rif})_i$ è (paragrafo 6.7.3):

- la densità di tracce normalizzata all'assorbanza finale di riferimento ($R_{ABS\ finale_{700}}$) del rivelatore i -esimo;
- la densità di tracce normalizzata all'assorbanza consumata di riferimento ($R_{ABS\ cons_{450}}$) del rivelatore i -esimo;
- la densità di tracce normalizzata all'area media di riferimento ($R_{\bar{A}_{37}}$) del rivelatore i -esimo.

n è il numero dei rivelatori esposti

E è il valore dell'esposizione (Bq·h·m³)

La taratura del metodo di misura deve essere effettuata preferibilmente una volta all'anno e in occasione del cambiamento di uno qualsiasi dei materiali, della strumentazione e dei parametri impiegati.

Per la determinazione del fattore di taratura sono state eseguite 3 prove di taratura a diverse esposizioni con strumenti di rivelazione attivi, presso la camera radon nei laboratori dell'APAT al C.S.M.

I 3 gruppi di rivelatori sono stati esposti alle stesse condizioni di quelle utilizzate per il calcolo del fattore di correzione β : 199 – 1822 – 3614 Bqh/m³.

Prima dell'attacco chimico sono state eseguite sui rivelatori esposti e di transito le misure di assorbanza, registrando le condizioni microclimatiche necessarie alla correzione per l'umidità relativa.

I rivelatori sono successivamente stati sviluppati in NaOH 10% a 60° per 100 minuti seguendo la procedura descritta nel paragrafo 6.4.

Sui rivelatori sviluppati sono state eseguite le seguenti misure:

- Assorbanza (corretta per l'umidità)
- Densità di tracce con il software d'analisi d'immagine Perception
- Area media delle tracce il software d'analisi d'immagine Perception

Per il calcolo della densità di tracce di fondo (procedura descritta nel paragrafo 6.7.2), sono state sottratte 33 tracce che corrispondono alla media delle tracce rivelate sui fondi.

Nella tabella 6.4 – 6.5 sono riportati i fattori di taratura ottenuti per le diverse esposizioni e per ogni combinazione di metodologie di misura di assorbanza finale/assorbanza consumata/area e di conteggio delle tracce.

Esposizione		ABS finale		ABS consumato		AREA	
Bqh/m ³	Scarto % Sorgenti	tr/cm ²	CV	tr/cm ²	CV	tr/cm ²	CV
199205	5%	150	14%	136	14%	146	20%
1821966	5%	1126	12%	1022	10%	1052	12%
3614415	5%	3136	10%	2745	6%	2721	8%
media		12,04%		10,04%		13,26%	

Tabella 6.4 – Valori delle densità di tracce normalizzate ai parametri di riferimento e dei coefficienti di variazione per le metodologie di misura di assorbanza finale/assorbanza consumata/area (in neretto le medie dei coefficienti di variazione)

Esposizione	Scarto Sorgenti	ABS finale		ABS consumato		AREA	
Bqh/m ³	%	$\frac{Tr \cdot m^3}{cm^2 \cdot Bq \cdot h}$	CV	$\frac{Tr \cdot m^3}{cm^2 \cdot Bq \cdot h}$	CV	$\frac{Tr \cdot m^3}{cm^2 \cdot Bq \cdot h}$	CV
199205	5%	7,524E-04	15%	6,829E-04	15%	7,348E-04	21%
1821966	5%	6,181E-04	13%	5,609E-04	11%	5,776E-04	13%
3614415	5%	8,677E-04	12%	7,594E-04	8%	7,529E-04	9%
media		7,461E-04		6,678E-04		6,884E-04	
CV		16,75%		14,99%		14,00%	

Tabella 6.5 - Valori dei fattori di taratura per le 3 metodologie di misura impiegate e dei coefficienti di variazione (in neretto le medie delle tarature e i coefficienti di variazione delle medie)

6.7.4.1 Analisi dei dati sperimentali

Dall'analisi dei dati relativi alla tabella 6.4, si può notare che i valori dei coefficienti di variazione (CV) per ogni combinazione di metodologie di misura di assorbanza finale/assorbanza consumata/area, sono tutti intorno al 10% che risulta essere una variazione relativamente bassa: rispettivamente risultano essere del 12% - 10% - 13%.

Da ciò possiamo affermare che tutte e tre le metodiche presentano dei buoni risultati, considerando che questi sono i primi esiti sperimentali di una metodologia mai utilizzata prima.

Inserendo un termine di paragone per il coefficiente di variazione, ricordiamo che in passato con la metodologia Spark-counter/micrometro (il primo utilizzato per il conteggio delle tracce e il secondo per la misura dello spessore), si è arrivati a un valore dell'8,39%; mentre con il sistema Tasl per la lettura del rivelatore CR39 si è ottenuto un valore del coefficiente di variazione pari a 9,51%.

Da un confronto dei valori medi dei coefficienti di variazione ricavati dalla tabella 6.4 per le diverse metodiche di misura, risulta che il coefficiente di variazione relativo alla correzione dello spessore consumato delle pellicole di LR115, ha il valore più basso (10,04%) contro il 12-13% delle altre metodologie di misura.

Una ulteriore valutazione che emerge dall'analisi della tabella 6.4 relativa all'andamento del coefficiente di variazione in funzione dell'esposizione, è che, i coefficienti sono decrescenti con l'aumentare dell'esposizione in tutti e 3 i casi.

Tale comportamento della minore incidenza percentuale all'aumentare dei conteggi (densità di tracce) si spiega con la statistica tramite la distribuzione di Poisson.

Dall'analisi dei risultati riportati in tabella 6.5 emerge che i coefficienti di variazione dei fattori di taratura ottenuti con per le metodologie di misura di assorbanza finale/assorbanza consumata/area e di densità di tracce presentano dei valori rispettivamente di: 16,75% - 14,99% - 14%, ancora confrontabili con i valori dei metodi precedentemente utilizzati.

• CONCLUSIONI

Le prove sperimentali condotte in laboratorio sulla misura della concentrazione di radon con i rivelatori passivi LR115 del tipo "non pelliculable" consentono di effettuare alcune considerazioni.

In relazione alla tecnica utilizzata per il conteggio e l'analisi delle tracce mediante il software "Perception Image Analysis System - Version 1.11", si è dimostrata la possibilità di correzione per lo spessore per questo tipo di rivelatore "LR115 non pelliculable".

Considerando che il sistema di lettura che comprende microscopio e software d'analisi d'immagine risulta essere risalente a circa 8 anni fa, i risultati ottenuti si dimostrano soddisfacenti; per questo motivo in futuro, (raffinando la tecnica di lettura) adattando il sistema automatico di analisi ed elaborazione delle immagini "TASLIMAGE" e "TASTRAK" della Track Analysis Systems Ltd TASL al rivelatore LR115, si potrà giungere a un livello di precisione maggiore.

Ciò, introducendo dei parametri di esclusione che riguardano le caratteristiche fisiche delle tracce: dimensione massima e minima dell'asse minore e dell'asse maggiore delle tracce, area, fenomeni di sovrapposizione delle tracce, rapporto fra gli assi.

Inoltre si dovranno modificare nel sistema TASL i parametri del software relativi alla geometria del rivelatore, alla scala dei grigi, all'otturatore della camera ccd per la messa a fuoco automatica, e infine si dovrà realizzare un telaio con una griglia di supporto adeguata alle caratteristiche geometriche dell'LR115.

In relazione alla correzione della densità di tracce in funzione dell'attacco chimico, la misura di assorbanza residua/consumata della pellicola, basata su misure di tipo ottico/colorimetrico su questo tipo di rivelatori LR115 "non pelliculable", si è dimostrata già sufficientemente adatta al primo studio in attesa di ulteriori miglioramenti.

Per quanto concerne la correzione per lo spessore finale/consumato, la nuova tecnica basata sull'ipotesi di correlazione tra le dimensioni medie delle tracce e lo spessore residuo, ha portato ad ottimi risultati: la misura dell'area media delle tracce tramite lo stesso sistema di analisi d'immagine evita la misura dello spessore effettuata con il colorimetro; oltre a consentire una notevole semplificazione della manualità delle operazioni, si è dimostrata una tecnica sufficientemente valida.

Applicando la seguente formula si può calcolare la densità di tracce ($R_{\bar{A}_{Rif}}$) all'area di riferimento (\bullet_{rif}):

$$R_{\bar{A}_{Rif}} = \frac{N_{\bar{A}}}{1 + b(\bar{A} - \bar{A}_{Rif})}$$

Il coefficiente di correzione β si ricava dividendo il valore del coefficiente angolare di una correlazione lineare tra densità di tracce e area media, per il numero di tracce all'area di riferimento scelta:

$$b = \frac{k}{N_{Rif}}$$

In considerazione del fatto che il presente lavoro rappresenta una prima esperienza nell'impiego di nuove tecnologie applicate alla misura della concentrazione di radon e al fatto che le tecniche investigate si prestano a numerosi possibili aggiustamenti e sviluppi, si ritiene che i risultati ottenuti siano estremamente incoraggianti per la definizione di un sistema di lettura, che abbia un'incertezza totale relativamente più bassa, ma che sia anche più semplice dal punto di vista operativo.

BIBLIOGRAFIA

-
- ¹ United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation UNSCEAR 2000 Sources and effects of ionizing radiation
- ² Comitato Scientifico – ANPA- “Radiazioni ionizzanti: gli effetti il rischio, l’informazione e le norme” Roma, 2000
- ³ A. Nero, W Naranoff “Radon and its products in indoor air”. A.Wiley –Interscienze Publications A 1968
- ⁴ I.C.R.U. (“International Commission on Radiation Units and Measurements”) Reporter n.33, Maryland, 1980
- ⁵ B.E.I.R. VI Report: “The Health Effects of Exposure to Indoor Radon” 1998
- ⁶ I.C.R.P. Publication n.39, “Principles for Limiting Exposure of the Public to Natural Sources of Radiation” 1984
- ⁷ Comitato Scientifico –ANPA- “Radiazioni ionizzanti: gli effetti il rischio, l’informazione e le norme” Roma 2000
- ⁸ I.C.R.U. (“International Commission on Radiation Units and Measurements”) Reporter n.33 Maryland, 1980
- ⁹ 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.
- ¹⁰ I.A.E.A. “International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for Safety of Radiation Sources” Vienna, 1996
- ¹¹ 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
- ¹² J.H. Lubin, D. Boice. “Lung cancer risk from residential radon: metanalysis of eight epidemiologic studies”. Cancer Institute 1999
- ¹³ E.C.A. “Indoor air quality and its impact on man” Radon in indoor air. Report n.15 Bruxelles, 1999
- ¹⁴ R. Globe, R. Socolow “High radon houses: questions about log-normal distributions and implications for the epidemiology and risk assessment” Atlanta, 1990
- ¹⁵ I.C.R.P. 65 “Protection Against radon 222 at home and at work”. 1994

-
- ¹⁶ A.G. Scott "Radon Sources, Radon Ingress and Models" Radiation Protection Dosimetry Volume 56, 1996
- ¹⁷ A. Nero, W Naranoff "Radon and its products in indoor air". A.Wiley –Interscience Publications A 1968
- ¹⁸ A. Nero, W Naranoff "Radon and its products in indoor air". A.Wiley –Interscience Publications A 1968
- ¹⁹ L. Fleischer, A. Campero "Mapping of integrated radon emanation for detection of long distance migration of gases within earth: techniques and principles". 1998
- ²⁰ A. Nero, W Naranoff "Radon and its products in indoor air". A.Wiley –Interscience Publications A 1968
- ²¹ A. Nero, W Naranoff "Radon and its products in indoor air".
A.Wiley –Interscience Publications A 1968
- ²² M. Bezzo, E. Bottani, M. Falesani "Misure di radon nelle abitazioni". Bologna 1991
- ²³ A. Calgan, J. Gutierrez "National Approaches to controlling exposure to radon". 1996
- ²⁴ A. Durrani, R. Illic eds., "Radon measurements by etched track detectors.Application in radiation protection, earth sciences and the environment." World Scientific 1999
- ²⁵ A.I.R.P. Atti del XXXI Congresso Nazionale Ancona, Settembre 2000
- ²⁶ WHO-ROE (World Health Organization- Regional Office Europe) "Indoor Air Quality" 1998
- ²⁷ U.S.-E.P.A. "The Risk Assessment-Guidelines". 1998
- ²⁸ F. Bochicchio "Stima del rischio da radon: stato delle conoscenze e programma di ricerca" I.S.S. Roma, 1996
- ²⁹ I.C.R.U. ("International Commission on Radiation Units and Measurements") Reporter n.33, Maryland, 1980
- ³⁰ A. Nero "Earth, air, radon and home", Physics Today, Aprile 1989
- ³¹ A.N.P.A. "Rapporto sul problema del gas radon nelle abitazioni" 2000
- ³² I.C.R.U. ("International Commission on Radiation Units and Measurements") Reporter n.33, Maryland, 1980

-
- ³³ I.C.R.U. ("International Commission on Radiation Units and Measurements") Reporter n.33, Maryland, 1980
- ³⁴ W. Jacobi "The dose to the human respiration that by inhalation of short-lived radon 222" Health Physics
- ³⁵ I.C.R.U. ("International Commission on Radiation Units and Measurements") Reporter n.33, Maryland, 1980
- ³⁶ 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.
- ³⁷ I.C.R.U. ("International Commission on Radiation Units and Measurements") Reporter n.33, Maryland, 1980
- ³⁸ Direttiva 96/29 EURATOM 1996
- ³⁹ I.C.R.U. ("International Commission on Radiation Units and Measurements") Reporter n.33, Maryland, 1980
- ⁴⁰ A.N.P.A. "Rapporto sul problema del gas Radon nelle abitazioni" 2000
- ⁴¹ N.C.R.P. (National Council for Radiation Protection) "Measurement of radon and radon daughters in air" NCRP Report n. 97, 1998
- ⁴² L. FLEISHER, R. PRICE "Nuclear Track in Solids: Principles and Applications " BERKELEY 1995
- ⁴³ W. Jacobi "The dose to the human respiration that by inhalation of short-lived radon 222" Health Physics
- ⁴⁴ R. Illic "Damage Track detectors for Track formation and detector processing" Singapore, 1990
- ⁴⁵ A. Durani, P. Green "The effect of etching conditions of the response of LR 115" 1984
- ⁴⁶ W. Enge, K. Grabisch "Etching behaviour of a cellulose nitrate plastic detector under various etching conditions" 1974

Siti Internet consultati:

- www.apat.gov.it
- www.geocities.com
- www.radon.it
- www.geneve.ch
- www.editaly.com/radon
- radon.oznet.ksu.edu
- www.laleva.cc
- www.nonsoloaria.com
- www.bioarchitettura.org
- utenti.lycos.it/bioa/Studi/microclima.htm#edificio
- www.solocase.it/buonoa
- www.abitarea.it