
Università di Bologna Alma Mater Studiorum

**Metodologia geostatistica per l'individuazione delle aree a rischio radon e
analisi della relazione con la geologia del territorio**

Settore Scientifico Disciplinare di Appartenenza GEO/11

Università di Bologna Alma Mater Studiorum

**Metodologia geostatistica per l'individuazione delle aree a rischio radon e
analisi della relazione con la geologia del territorio**

Dottorato di Ricerca in Geofisica

Dott. Francesco Salvi

Relatore

Dott. Giancarlo Torri

Coordinatore del Dottorato

Prof. Michele Dragoni

Settore Scientifico Disciplinare di Appartenenza GEO/11

Indice

1 Sintesi del lavoro.....	5
2 Introduzione.....	9
3 Il contesto nazionale e internazionale	13
4 Il radon	20
4.1 Caratteristiche del radon	20
4.2 Accumulo di radon indoor	22
4.3 Il radon e le implicazioni biologico - sanitarie	23
4.4 Il radon e la geologia.....	25
4.4.1 Il contributo del suolo	28
4.5 Aspetti legislativi in materia di radon	30
4.5.1 Negli ambienti di lavoro	30
4.5.2 Negli ambienti residenziali	31
5 L'indagine nelle province di Roma e Viterbo.....	33
5.1 Obiettivi	33
5.2 Le fasi operative dell'indagine.....	35
5.3 Il campionamento dei siti di misura indoor	37
5.3.1 La strategia di campionamento	37
5.3.2 Il Campionamento Anagrafico.....	39
5.3.3 Il Campionamento Geografico.....	40
5.4 Reclutamento del Campione	42
5.4.1 Il reclutamento del Campione Anagrafico	44
5.4.2 Il reclutamento del Campione Geografico	44
5.5 Qualità dei dati, limiti e problemi	44
5.6 La campagna di misure indoor.....	45
5.6.1 La strategia di misura.....	45
5.6.2 La tecnica di misura.....	46
5.7 Il contesto geologico dell'indagine	52

6	Dati e strumenti informatici	55
6.1	Struttura ed organizzazione dei dati.....	55
6.2	Strumenti informatici per la gestione ed elaborazione dei dati.....	58
6.3	I dati	61
6.3.1	I dati di radon indoor	61
6.3.2	La distribuzione delle concentrazioni di radon indoor.....	62
6.3.3	I dati di radon nel suolo	63
7	Metodologia e risultati.....	65
7.1	La geostatistica.....	65
7.2	La metodologia adottata per l'individuazione delle aree a rischio radon	67
7.2.1	Il metodo statistico.....	68
7.2.2	Il metodo geostatistico.....	72
7.2.3	I due metodi a confronto	75
7.3	Analisi della relazione tra radon indoor e geologia del territorio	77
8	Conclusioni e sviluppi futuri.....	84
9	Bibliografia.....	88
10	Appendice.....	94
10.1	Geostatistica	94
10.1.1	L'approccio probabilistico	94
10.1.2	La funzione variogramma	97
10.1.3	Valutazione del variogramma	100
10.1.4	Strutture annidate	102
10.1.5	La stima spaziale.....	104
10.1.6	Kriging ordinario	105
10.1.7	Kriging semplice.....	107
10.1.8	Kriging delle componenti spaziali	108
10.1.9	Cross validation	109
10.2	Acronimi	111
10.3	Glossario	111

1 SINTESI DEL LAVORO

Il radon è un gas radioattivo naturale presente negli ambienti in cui viviamo. È prodotto dal decadimento radioattivo di elementi presenti sul nostro pianeta fin dalla sua origine. Nell'ambiente esterno si disperde rapidamente ma nei luoghi chiusi, abitazioni, case, scuole e ambienti di lavoro, si accumula raggiungendo, in alcuni casi, concentrazioni particolarmente elevate e pericolose per la salute. È noto che il maggior contributo alla dose totale ricevuta dalla popolazione derivi dalla radioattività naturale (UNSCEAR, 2000), di cui la maggior parte è causata dal radon. L'esposizione della popolazione al radon presente nell'aria negli ambienti chiusi rappresenta uno dei principali fattori di rischio di tumore polmonare, dopo il fumo da sigaretta.

Il problema è inquadrato nel contesto legislativo delle normative emanate dalla Commissione Europea in materia di radon relativamente agli ambienti residenziali e di lavoro (Raccomandazione 90/143/Euratom e Direttiva 96/29/Euratom). A differenza di molti paesi europei l'Italia non ha una normativa sul radon nelle abitazioni mentre i luoghi di lavoro sono invece soggetti al D.L.vo 241/00, una normativa che fissa un livello di azione di 500 Bq/m^3 di concentrazione di attività di radon media in un anno. I livelli di azione stabiliti dalle normative rappresentano dei valori di concentrazione di radon sopra i quali viene raccomandato o imposto di effettuare azioni per ridurre la concentrazione di radon (azioni di rimedio). Qualunque siano tali livelli, in ogni caso è necessario individuare i luoghi in cui la concentrazione di radon nell'aria interna ad essi supera i livelli di azione.

Esistono diverse strategie per l'identificazione dei luoghi a rischio, tra le quali la più diretta e definitiva è la misurazione di tutti gli edifici che però richiede costi elevati.

Quando il suolo è la principale fonte di provenienza del radon e gli edifici hanno in gran parte caratteristiche simili, si riscontrano delle zone geografiche abbastanza definite, denominate radon prone areas, nelle quali la concentrazione di radon negli edifici risulta in media sensibilmente più elevata che altrove. Pertanto l'identificazione delle radon

prone areas è un metodo che consente la caratterizzazione del fenomeno con un numero contenuto di misure. Talvolta le aree a maggiore rischio vengono identificate sulla base delle caratteristiche dei suoli, tramite informazioni geologiche e misure di concentrazione di uranio e radon nei suoli e nelle acque. Il limite di tale approccio risiede nel fatto che tali parametri non sempre sono direttamente correlati alla concentrazione indoor, specialmente su vasta scala, per cui i risultati possono essere contrastanti.

Le comunità scientifiche di tutto il mondo hanno avviato numerose indagini per la valutazione del rischio derivante dall'esposizione al radon nelle abitazioni, e per l'identificazione delle radon prone areas. Le autorità nazionali di molti paesi europei hanno avviato dei progetti per la misurazione del radon indoor e nel suolo e per la realizzazione di mappe finalizzate al supporto decisionale. In Italia da diversi anni si affronta questo problema, l'esposizione della popolazione è stata valutata tramite un'indagine nazionale promossa e coordinata dall'Istituto Superiore di Sanità e dall'APAT negli anni 1989-1996 su un campione di circa 5000 abitazioni e da alcune altre indagini a livello regionale.

È noto che la concentrazione di radon indoor è il risultato di numerosi contributi. Tale variabile è influenzata dalla geologia, dalla variabilità delle condizioni climatiche, dall'edificio e dal posizionamento dei rivelatori all'interno di esso e dalle abitudini di vita dei residenti. A causa dell'interazione di tali contributi i valori di radon indoor sono caratterizzati da un'elevata variabilità spaziale e temporale. Poiché la scala delle indagini varia solitamente dai confini comunali a quelli nazionali, la variabilità spaziale dei fattori che influenzano i livelli di radon indoor può essere molto elevata. Pertanto la fase di campionamento dei siti di misura ricopre un ruolo importante al fine di ottenere risultati accurati. Nel presente lavoro viene proposta una strategia di campionamento finalizzata alla selezione di abitazioni che rappresentino sufficientemente sia la popolazione (zone più densamente abitate) che il territorio (distribuzione spaziale del campione più uniforme possibile).

Nella fase di analisi dei dati, molti sforzi sono stati fatti nello studio della variabilità delle concentrazioni di radon indoor, sia a grande che a piccola scala. In questo ambito i

problemi maggiori derivano dal “rumore” introdotto nel livello indoor dall’interazione dei diversi contributi.

Alcuni autori hanno introdotto il concetto di Radon Potential con lo scopo di valutare il contributo geologico dai dati raccolti in una grande varietà di condizioni di misura. Questa nuova variabile, descrivendo il principale contributo alla concentrazione di radon indoor indipendentemente dalle variazioni introdotte dall’abitazione, corrisponde concettualmente alla separazione del contributo del suolo da quello degli altri fattori. Con questo metodo le diverse condizioni di misura e abitudini di vita verrebbero filtrate, tuttavia, i risultati mostrano alcune difficoltà nella riduzione della variabilità a piccola scala. Altri tentativi sono stati fatti per mettere in relazione i livelli di radon indoor con i parametri geologici, ma i metodi attualmente più utilizzati sono quelli basati su misure indoor e produzione di mappe. Queste mappe rappresentano la percentuale attesa di abitazioni che eccedono il valore di soglia sfruttando la log-normalità della distribuzione dei dati e (se questo requisito è soddisfatto) calcolando la porzione di distribuzione che supera la soglia.

Negli ultimi anni sono stati pubblicati studi di analisi geostatistiche applicati a dati di radon.

Alcune mappe rappresentano l’andamento spaziale della concentrazione piuttosto che la percentuale di edifici che superano una soglia, utilizzando interpolatori quali il kriging. L’applicazione del kriging ai dati di radon indoor risulta fortemente limitata dall’elevata variabilità a piccola scala delle concentrazioni che, producendo un forte effetto nugget, fornisce un risultato simile ad una media locale. Questo effetto rende le mappe molto smussate perchè la componente nugget viene filtrata dal kriging ordinario. Nel caso di mappe della probabilità di superare una determinata soglia, invece, anche in presenza di un forte effetto nugget, alte probabilità di eccedere la soglia possono essere comunque trovate in zone a bassa concentrazione media. Poiché l’effetto di smoothing nelle mappe di concentrazione basate sul kriging è inevitabile, in alcuni casi viene utilizzata la tecnica delle Simulazioni Gaussiane Sequenziali. Per ottenere una stima della probabilità di superare una soglia, è necessario produrre un elevato numero di simulazioni in ogni punto, tuttavia, per realizzare mappe di probabilità esistono metodi più diretti come il

Kriging Semplice e il Kriging Disgiuntivo.

Il metodo proposto in questo lavoro si inquadra nel contesto metodologico di utilizzo delle tecniche geostatistiche per la realizzazione di mappe della probabilità di superare un livello di riferimento. I risultati ottenuti introducono un miglioramento nell'accuratezza della mappatura del rischio grazie alla maggiore risoluzione spaziale nella stima della probabilità e quindi nella rappresentazione in forma di mappa.

Lo studio della relazione tra radon indoor e geologia ha evidenziato l'influenza, su larga scala, delle strutture vulcaniche, mostrando che la variabilità su piccola scala è determinata da altre cause.

Tale studio ha carattere metodologico e si basa sui dati parziali del progetto "Indagine radon nelle provincie di Roma e Viterbo" promossa dall'APAT. La realizzazione del metodo proposto è stata accompagnata da una serie di attività di organizzazione e gestione dei dati quali l'implementazione di un banca dati geografica e la predisposizione del SIT.

I risultati hanno mostrato l'utilità delle tecniche geostatistiche, ancora poco utilizzate per i dati di radon, al fine dell'integrazione tra dati indoor e geologia. La metodologia geostatistica applicata ha fornito risultati efficaci al fine della mappatura e, oltre a costituire un utile strumento per la comprensione del fenomeno e per il supporto decisionale, rappresenta un passo in avanti rispetto ai metodi statistici già utilizzati a questo scopo.

2 INTRODUZIONE

Nel panorama della protezione dell'ambiente l'individuazione e la conoscenza delle potenziali fonti di inquinamento rappresentano un passaggio necessario per l'impostazione di corrette e adeguate politiche di prevenzione e di risanamento. Spesso le fonti di pressione ambientale sono attribuite alle attività umane, ma, in alcuni casi, hanno un'origine naturale.

La radioattività è un fenomeno costantemente presente nell'ambiente in cui viviamo, che sia di origine naturale o artificiale, ognuno di noi è esposto ogni giorno in qualche maniera ad essa.

È noto che il maggior contributo alla dose totale ricevuta dalla popolazione derivi dalla radioattività naturale (UNSCEAR, 2000), di cui la maggior parte è causata dal radon. Questo gas naturale, prodotto dal decadimento radioattivo di elementi presenti sul nostro pianeta fin dalla sua origine, si disperde rapidamente nell'ambiente esterno ma nei luoghi chiusi, abitazioni, case, scuole e ambienti di lavoro, si accumula raggiungendo, in alcuni casi, concentrazioni particolarmente elevate e pericolose per la salute.

L'esposizione della popolazione al radon presente nell'aria negli ambienti chiusi rappresenta uno dei principali fattori di rischio di tumore polmonare, dopo il fumo da sigaretta. L'agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC), dell'Organizzazione Mondiale della Sanità, ha classificato il radon tra i cancerogeni accertati del gruppo 1, di cui fanno parte solo 87 agenti degli 874 presi in esame fino al 2001. Le agenzie e gli organismi nazionali ed internazionali attribuiscono al radon una frazione rilevante dei casi di tumore polmonare, in Italia si è stimato che da 1500 a 6000 casi all'anno su 30000 totali potrebbero essere dovuti all'esposizione al radon.

A livello internazionale diversi paesi hanno avviato indagini volte alla riduzione del rischio radon, e anche in Italia da diversi anni si affronta questo problema. L'esposizione della popolazione italiana è stata valutata tramite un'indagine nazionale promossa e coordinata dall'Istituto Superiore di Sanità e dall'APAT negli anni 1989-1996 su un

campione di circa 5000 abitazioni e da alcune altre indagini a livello regionale.

La Commissione Europea ha emanato la Raccomandazione 90/143/Euratom sulla tutela della popolazione contro l'esposizione al radon negli ambienti chiusi nella quale si raccomanda che per gli edifici esistenti venga stabilito un livello di azione di 20 mSv/anno, considerati equivalenti a 400 Bq/m³ di concentrazione media annua di gas radon, mentre per gli edifici da costruire si propone un livello di progettazione che non superi i 10 mSv/anno, equivalenti a 200 Bq/m³ di concentrazione media annua di gas radon. Tale normativa ha carattere di raccomandazione, pertanto ha avuto un successo inferiore rispetto alle norme cogenti, che prevedono una serie di adempimenti ed eventualmente sanzioni in caso di mancata osservanza. A differenza di quanto avviene per le abitazioni, le norme per i luoghi di lavoro hanno generalmente carattere cogente e, in Europa, si fa riferimento alla Direttiva 96/29/Euratom della Commissione Europea che suggerisce di adottare un livello di azione in termini di concentrazione di radon nell'intervallo 500 – 1000 Bq/m³ (corrispondente ad un intervallo di dose efficace di 3-6 mSv).

A differenza di molti paesi europei l'Italia non ha una normativa sul radon nelle abitazioni e non ha recepito la Raccomandazione 90/143/Euratom. I luoghi di lavoro sono invece soggetti al D.L.vo 241/00, una normativa più generale di protezione dalle radiazioni ionizzanti, che recepisce la Direttiva 96/29/Euratom fissando un livello di azione di 500 Bq/m³ di concentrazione di attività di radon media in un anno.

I livelli di azione stabiliti dalle normative rappresentano dei valori di concentrazione di radon sopra i quali viene raccomandato o imposto di effettuare azioni per ridurre la concentrazione di radon (azioni di rimedio) e sotto i quali, viceversa, la situazione viene considerata non pericolosa, cioè il rischio stimato associato all'esposizione a tali livelli di radon è considerato accettabile. Tuttavia, i livelli di azione non devono essere interpretati come soglie oltre le quali l'effetto sanitario è certo o sotto le quali, al contrario il rischio è nullo. In ogni caso è necessario individuare i luoghi in cui la concentrazione di radon nell'aria interna ad essi supera i livelli di azione.

Esistono diverse strategie per raggiungere questo obiettivo. La previsione della

concentrazione di radon nei singoli edifici può essere fatta sulla base della conoscenza delle sorgenti di radon e attraverso modelli di diffusione, ma tale metodo risulta molto complesso a causa della molteplicità dei fattori che influiscono sulla concentrazione di radon.

L'identificazione degli edifici nei quali le concentrazioni di radon superano il livello d'azione può essere eseguita misurando tutte le abitazioni, in modo tale da conoscere ogni situazione in cui viene superato qualunque valore di soglia. Tale approccio, nonostante il basso costo della singola misura di concentrazione di radon, impone un numero totale di misure molto elevato, e quindi un costo complessivo notevole, a meno che la misura non venga addebitata ai residenti. Pertanto uno degli approcci più diffusi è l'identificazione delle aree ad elevata concentrazione di radon e la successiva misura di tutti gli edifici in tali aree. Questo tipo di strategia si basa sul fatto che quando il suolo è la principale fonte di provenienza del radon e gli edifici hanno in gran parte caratteristiche simili, si riscontrano delle zone geografiche abbastanza definite, denominate radon prone areas, nelle quali la concentrazione di radon negli edifici risulta in media sensibilmente più elevata che altrove. Anche in queste zone si riscontra una forte variabilità delle concentrazioni, la quale può determinare notevoli differenze dei livelli di radon tra edifici diversi ma, nonostante molti edifici possono essere al di sotto dei livelli di azione, una certa percentuale mostra valori più elevati. In altre parole potremmo dire che livelli "bassi" di radon indoor si trovano ovunque, mentre i livelli "alti" si manifestano in particolari aree, la cui identificazione è l'obiettivo di questo lavoro. Talvolta le aree a maggiore rischio vengono identificate sulla base delle caratteristiche dei suoli, tramite informazioni geologiche e misure di concentrazione di uranio e radon nei suoli e nelle acque. Il limite di tale approccio risiede nel fatto che la quantità di radon che esce dal suolo non è sempre direttamente correlata alla concentrazione indoor, per cui i risultati possono essere contrastanti.

È evidente che lo studio del problema radon include molteplici aspetti che vanno dalla valutazione del rischio, alle tecniche per la riduzione dello stesso, passando per l'identificazione delle abitazioni con elevate concentrazioni, la conoscenza dei fattori che influiscono sulle concentrazioni, le tecniche di misura, le azioni di rimedio e la

definizione delle normative. Ognuno di questi aspetti richiede notevoli sforzi e competenze e i metodi di indagine devono sempre confrontarsi con la complessità del fenomeno dovuta alla molteplicità delle cause che lo provocano. In questo documento si concentra l'attenzione sull'identificazione delle abitazioni con elevati livelli di radon, proponendo una metodologia per l'individuazione delle aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon e studiando al contempo l'eventuale correlazione del fenomeno con la geologia del territorio.

3 IL CONTESTO NAZIONALE E INTERNAZIONALE

Negli anni '90 le autorità italiane hanno avviato una serie di indagini finalizzate alla determinazione dell'esposizione della popolazione al radon negli ambienti chiusi.

Un'indagine nazionale, portata a termine nel 1997 da APAT, ISS e dalle Regioni e Province Autonome (Bohicchio et al., 1999), è stata seguita da ulteriori indagini, in particolare nelle scuole (Gaidolfi et al., 1997) e da misure effettuate per approfondimenti sul territorio. Verso la fine degli anni '90 sono state avviate iniziative di carattere regionale, volte alla caratterizzazione del territorio per l'individuazione delle zone dove il fenomeno del radon si presenta in maniera più rilevante (Regione del Veneto, ARPA Veneto, 2000). Altre indagini, infine, sono state avviate in alcune regioni negli ultimi anni, in alcuni casi utilizzando tecniche geostatistiche per l'analisi dei dati, volte alla produzione di mappe (Bertolo et al., 2006; Verdi and Pegoretti, 2006; Bertolo and Bigliotto, 2006).

A livello nazionale, tali indagini hanno prodotto mappature del territorio diverse tra loro sotto vari aspetti. La mappa fornita dall'indagine nazionale rappresenta le medie locali a livello regionale (Bohicchio et al., 1996). Una mappa della percentuale di abitazioni che eccedono il livello di riferimento di 200 e 400 Bq/m³ è stata prodotta per la Regione Veneto utilizzando le proprietà log-normali dei dati sulla base di una griglia regolare (Regione del Veneto, ARPA Veneto, 2000). Indagini più recenti fatte a livello provinciale e regionale hanno fornito mappe della concentrazione di radon indoor e mappe della probabilità di superare un determinato livello di riferimento, rispettivamente attraverso le tecniche di kriging e di simulazioni gaussiane sequenziali (Bertolo et al., 2006; Verdi and Pegoretti, 2006).

Nel contesto nazionale, attivo ma eterogeneo, l'indagine radon nelle province di Roma e Viterbo, condotta da APAT, mira alla definizione di una metodologia per l'identificazione delle radon prone areas.

Le comunità scientifiche di tutto il mondo hanno proposto e condotto numerose indagini per la valutazione del rischio derivante dall'esposizione al radon nelle abitazioni, e per

l'identificazione delle radon prone areas. Le autorità nazionali di molti paesi europei hanno avviato dei progetti per la misurazione del radon indoor e nel suolo e per la realizzazione di mappe finalizzate al supporto decisionale.

Recenti lavori della Comunità Europea mostrano la grande varietà di strategie utilizzate a livello europeo (Dubois, 2005), ponendo l'attenzione sulla necessità di uniformare il linguaggio e le metodologie al fine di rendere i risultati consistenti, confrontabili e integrabili (Dubois e Bossew, 2006).

I progetti di "mappatura" del radon condividono l'obiettivo comune dell'identificazione delle radon prone areas solitamente con approcci diversi: basandosi sull'informazione geologica o misure al suolo, realizzando campagne di misure indoor o la combinazione dei due metodi.

Alcuni paesi hanno sviluppato indagini per la definizione del "rischio radon" su base geologica su scala regionale. In altri paesi europei i risultati e le mappe di rischio a livello nazionale sono stati confrontati con le carte geologiche (Sundal et al., 2004). Studi analoghi sono stati fatti negli Stati Uniti, mostrando che le misure di radon nel suolo possono essere usate per valutare le concentrazioni indoor (Reimer, 2001).

In Italia sono state fatte campagne di misura nel suolo e nelle acque, limitate, però, ad aree ristrette, pertanto non esiste un'insieme di dati omogenei di radon nel suolo su scala nazionale. Una delle campagne di misura eseguite a scala regionale è quella compiuta da Arpalazio su tutto il territorio laziale, parte della quale (province di Roma e Viterbo) è stata utilizzata in questo lavoro.

Nella maggior parte dei paesi in cui sono stati avviati studi e indagini sulla correlazione tra geologia e potenziali concentrazioni indoor, esistono condizioni geologiche abbastanza omogenee che permettono in modo relativamente facile l'individuazione di tale correlazione. Quando la correlazione tra i livelli di radon indoor e i fattori geologici è considerata significativa, è possibile identificare delle aree a differente pericolosità relativa sulla base dell'informazione geologica (Sundal et al, 2004). L'Italia, per le sue caratteristiche geologiche e strutturali, non consente una modellizzazione semplice dei parametri geologici in quanto, oltre all'eterogeneità delle litologie affioranti e profonde, è necessario considerare parametri quali fratturazione, faglie, sismicità, vulcanismo. Non

solo, ma la normale variabilità spaziale del radon nel suolo e nelle acque è ulteriormente complicata dalle variazioni temporali nel contenuto del gas legate alla presenza di risalite di fluidi caldi in aree ad elevata fratturazione in concomitanza con eventi sismici e microsismici (ANPA, 2000). In considerazione di tale complessità della situazione geologica nel territorio nazionale, l'ANPA ha promosso la realizzazione di uno strumento operativo che, sulla base della conoscenza del territorio, permette l'individuazione delle aree a diverso potenziale di esalazione radon (ANPA, 2000).

L'informazione geologica e le misure nel suolo possono fornire un utile supporto per l'individuazione delle aree su cui effettuare indagini di maggiore dettaglio o per la valutazione del "rischio" nelle abitazioni da costruire (Kemski et al., 2001), ma non forniscono stime accurate dei livelli di radon nelle case, pertanto il metodo più diretto per l'identificazione delle radon prone areas è l'utilizzo di misure indoor. L'approccio geologico, inoltre, fornisce un risultato qualitativo, rappresentando la zona di interesse con categorie non definite numericamente, come "alto", "medio" e "basso" rischio (Miles, 1994). La combinazione dei metodi di indagine, misure indoor e nel suolo con le informazioni geologiche, può fornire risultati più accurati nella mappatura del radon.

A prescindere dal metodo adottato, la struttura operativa di un'indagine per la mappatura del radon indoor può essere generalmente schematizzata in tre passi:

1. il campionamento dei siti di misura;
2. la campagna di misure;
3. l'analisi dei dati e la rappresentazione dei risultati.

È noto che la concentrazione di radon indoor è il risultato di numerosi contributi. Tale variabile è influenzata dalla geologia (contenuto di uranio e radio nelle rocce, permeabilità del suolo, stratificazione, proprietà delle rocce, potenziale di esalazione), dalla variabilità delle condizioni climatiche, dall'edificio e dal posizionamento dei rivelatori all'interno di esso (piano dell'edificio, caratteristiche costruttive, materiali, condizioni di misura nei locali in cui sono posizionati i rivelatori) e dalle abitudini di vita dei residenti (ventilazione). A causa dell'interazione di tali contributi i valori di radon indoor sono caratterizzati da un'elevata variabilità spaziale e temporale. Poiché la scala delle indagini varia solitamente dai confini comunali a quelli nazionali, la

variabilità spaziale dei fattori che influenzano i livelli di radon indoor può essere molto elevata. Pertanto la fase di campionamento dei siti di misura è molto importante, al fine di ottenere risultati accurati è fondamentale eseguire le misure in un campione di abitazioni rappresentativo e sufficientemente numeroso, tenendo conto della scala spaziale dell'indagine.

In molte indagini il campione viene costituito selezionando le abitazioni casualmente su tutto il territorio. A volte si eseguono ulteriori misure mirate, solo alle aree con concentrazioni maggiori, in altri casi invece il campionamento e le misure sono prevalentemente concentrati nelle sole zone con particolare geologia o con maggiore densità di popolazione. Tali tecniche di campionamento producono una selezione di abitazioni che si addensa nei pressi dei maggiori centri abitati o in particolari aree geologiche. Queste zone possono essere molto differenti dal punto di vista delle condizioni climatiche, delle abitudini di vita e di altri fattori citati precedentemente. Per ovviare a tale problema si utilizza una tecnica basata su una griglia di campionamento la quale, coprendo l'intera area di interesse, la divide in celle regolari, all'interno delle quali le abitazioni vengono selezionate casualmente. Tale metodo permette di ottenere un campione risultante più uniformemente distribuito sul territorio, senza addensamenti in particolari zone.

La strategia di campionamento utilizzata in questo lavoro si basa sulla sovrapposizione di due tecniche di campionamento, ed è descritta successivamente nel dettaglio.

Le abitazioni selezionate costituiscono i siti in cui eseguire le misure. Le tecniche di misura generalmente differiscono per strumentazione, durata della misura e posizionamento dei rivelatori nell'abitazione. Nelle indagini radon europee i rivelatori più frequentemente utilizzati sono i track-etch detector, i charcoal detector e gli elettretti (Dubois, 2005). Dubois et al. (2007) hanno studiato un insieme di misure indoor costituito da tre sottoinsiemi di dati misurati rispettivamente con le tre tecniche, mostrando che la differenza non si trova nel metodo di misura ma nel supporto temporale. Tenendo conto che la variabilità delle concentrazioni di radon indoor è molto influenzata dalle variazioni di temperatura e da altri fattori variabili nel tempo, la durata della misura è molto importante. Tale durata oscilla solitamente in un intervallo di mesi

fino a un anno. Disponendo di due periodi di misura, possibilmente nei sei mesi estivi ed invernali rispettivamente, la media annuale può essere calcolata dai due contributi. Un approccio conservativo, in alcuni casi utilizzato, è di acquisire dati solo nella stagione invernale nella quale i livelli di radon sono mediamente più elevati.

Infine, gli strumenti possono essere posizionati in vari modi. Generalmente i rivelatori vengono posizionati nella camera da letto e nel soggiorno, in alcune indagini, però, i dati vengono acquisiti solo ai piani terra mentre, in altre, non viene fatta nessuna discriminazione di questo tipo. In questa fase delle indagini vengono raccolte una serie di informazioni sulle caratteristiche dell'abitazione e sulle abitudini di vita dei residenti. Queste informazioni possono rivelarsi utili nella comprensione di situazioni locali.

I diversi metodi di campionamento e di misura si adattano alle realtà locali, come nel caso di indagini a livello comunale, ma i risultati sono difficilmente confrontabili tra loro e di conseguenza poco integrabili su scala nazionale. Lo stesso problema si riscontra a livello europeo nel confronto tra indagini fatte nei diversi paesi.

Nella fase di analisi dei dati, molti sforzi sono stati fatti nello studio della variabilità delle concentrazioni di radon indoor, sia a grande che a piccola scala.

Friedmann (2001, 2005) ha introdotto il concetto di Radon Potential con lo scopo di valutare il contributo geologico dai dati raccolti sotto le diverse condizioni di misura. Questa nuova variabile, descrivendo il principale contributo alla concentrazione di radon indoor indipendentemente dalle variazioni introdotte dall'abitazione, corrisponde concettualmente alla separazione del contributo del suolo da quello degli altri fattori. Il Radon Potential è definito come "la concentrazione media annuale di radon all'interno di un'abitazione standard, ed è calcolata normalizzando i valori misurati a questa abitazione standard" (Friedmann et al., 2001). Con questo metodo le diverse condizioni di misura e abitudini di vita verrebbero filtrate. Tuttavia, i fattori di conversione introdotti dall'utilizzo del Radon Potential si riflettono nell'effetto nugget, impedendo di ridurre la variabilità a piccola scala (Dubois e Bossew, 2006).

Thomas (2002) ha tentato di collegare i livelli di radon indoor con i parametri geologici attraverso una relazione probabilistica, definendo un fattore di trasferimento come il rapporto tra le concentrazioni indoor e nel suolo. Tale metodo permette la valutazione del

rischio radon indoor nelle aree in cui si dispone di misure nel suolo, ma la variabilità locale risulta essere molto elevata e la procedura molto complicata per studi a piccola scala (Dubois et al., 2007).

L'obiettivo principale delle indagini radon indoor è la determinazione delle radon prone areas, al fine di ridurre o prevenire elevate esposizioni al gas. I risultati vengono rappresentati sotto forma di una mappa, finalizzata al supporto decisionale. Le mappe delle radon prone areas che vengono prodotte sulla base delle concentrazioni indoor sono di due tipi: mappe di concentrazione e mappe di probabilità.

Le mappe di probabilità rappresentano la percentuale attesa di abitazioni che eccedono un valore di soglia definito. Poiché i valori di concentrazione di radon indoor sono considerati essere distribuiti approssimativamente in modo log-normale, se questo requisito è soddisfatto, la porzione di distribuzione che supera la soglia può essere calcolata dai dati (Miles, 1994). Le mappe di probabilità sono rappresentate, a seconda dei casi, sulla base dei limiti amministrativi o utilizzando una griglia che copre l'intero territorio di interesse. Miles (1998) ha discusso dettagliatamente vantaggi e svantaggi di questi metodi dal punto di vista dell'accuratezza delle stime.

Nelle mappe di concentrazione, invece, viene rappresentato l'andamento sul territorio della concentrazione di radon indoor. Molte di queste mappe rappresentano la media locale a livello comunale o regionale, solo recentemente si è iniziato a fare uso di interpolatori quali il kriging. Tali tecniche geostatistiche sono comunemente utilizzate per produrre mappe di variabili spaziali nelle scienze ambientali, tuttavia, solo negli ultimi anni sono stati pubblicati studi di analisi geostatistiche applicati a dati di radon. L'applicazione del kriging ai dati di radon indoor risulta fortemente limitata dall'elevata variabilità a piccola scala delle concentrazioni che, producendo un forte effetto nugget, fornisce un risultato simile ad una media locale. Questo effetto rende le mappe molto smussate perché la componente nugget viene filtrata dal kriging ordinario. Tranne nel caso di Zhu (2001), tale problema viene riscontrato in tutte le analisi fatte su dati di concentrazioni di radon indoor. Nel caso delle mappe di probabilità, invece, anche in presenza di un forte effetto nugget, alte probabilità di eccedere la soglia possono essere comunque trovate in zone a bassa concentrazione media.

Poiché l'effetto di smoothing nelle mappe di concentrazione basate sul kriging è inevitabile, in alcuni casi viene utilizzata la tecnica delle Simulazioni Gaussiane Sequenziali. Una mappa simulata riproduce le fluttuazioni senza fornire nessuna valutazione sulla pericolosità dovuta al radon. Per ottenere una stima della probabilità di superare una soglia, è necessario produrre un elevato numero di simulazioni in ogni punto. Tuttavia, per realizzare mappe di probabilità esistono metodi più diretti come il Kriging Semplice e il Kriging Disgiuntivo.

Recentemente una mappa di concentrazione è stata realizzata da Dubois (Dubois et al., 2007) attraverso la tecnica dell'analisi delle componenti spaziali, allo scopo di mettere in evidenza la variabilità locale. Una mappa delle componenti spaziali può essere uno strumento in grado di fare luce sulle strutture che influenzano il fenomeno alle diverse scale identificate dal variogramma.

Dal contesto appena descritto risulta un quadro molto eterogeneo nell'ambito della determinazione delle radon prone areas, caratterizzato dalla grande varietà dei metodi adottati per la realizzazione delle indagini e per la produzione delle mappe. L'IRCP (International Commission for Radiological Protection) ha indicato dei livelli di riferimento compresi tra 200 a 600 Bq/m³ per il radon nelle abitazioni (ICRP, 1993), pertanto, avendo dei valori di soglia definiti numericamente, lo sviluppo di mappe di probabilità basate sulla stima della percentuale di abitazioni che eccedono questi livelli assume un ruolo di primo piano.

4 IL RADON

4.1 Caratteristiche del radon

Il radon è un gas nobile radioattivo, di numero atomico pari a 86, chimicamente e elettricamente neutro. Risulta incolore, insapore e inodore e quindi non è avvertito dai sensi. Presenta una densità pari a 7,5 volte quella dell'aria atmosferica ed è solubile in acqua.

In natura è presente 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 (figura 1).

L'emivita dell'isotopo ^{222}Rn è maggiore rispetto a quella del ^{220}Rn e del ^{219}Rn ; questo ne determina una mobilità di gran lunga superiore e, di conseguenza, gli consente di raggiungere distanze relativamente elevate rispetto al luogo di formazione. Questo aspetto, in concomitanza con il fatto che l' ^{238}U costituisce la quasi totalità della miscela di uranio naturale (99,3%), comporta che le concentrazioni del ^{222}Rn in aria siano maggiori rispetto a quelle degli altri due isotopi. Ai fini della trattazione, l'attenzione sarà quindi incentrata sul ^{222}Rn e, da qui in avanti, con il nome generico di radon si intenderà l'isotopo 222.

Il ^{222}Rn a sua volta decade, emettendo particelle 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 - ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po - hanno tempi di dimezzamento brevi (pochi minuti o frazioni di secondo) e decadono emettendo particelle α e β : quindi, se inalati, risultano pericolosi per la salute. Essi sono chiamati "prodotti di decadimento a tempo di dimezzamento breve".

I prodotti di decadimento successivi - ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po - vivono mediamente più a lungo e sono chiamati "prodotti di decadimento a tempo di dimezzamento lungo".

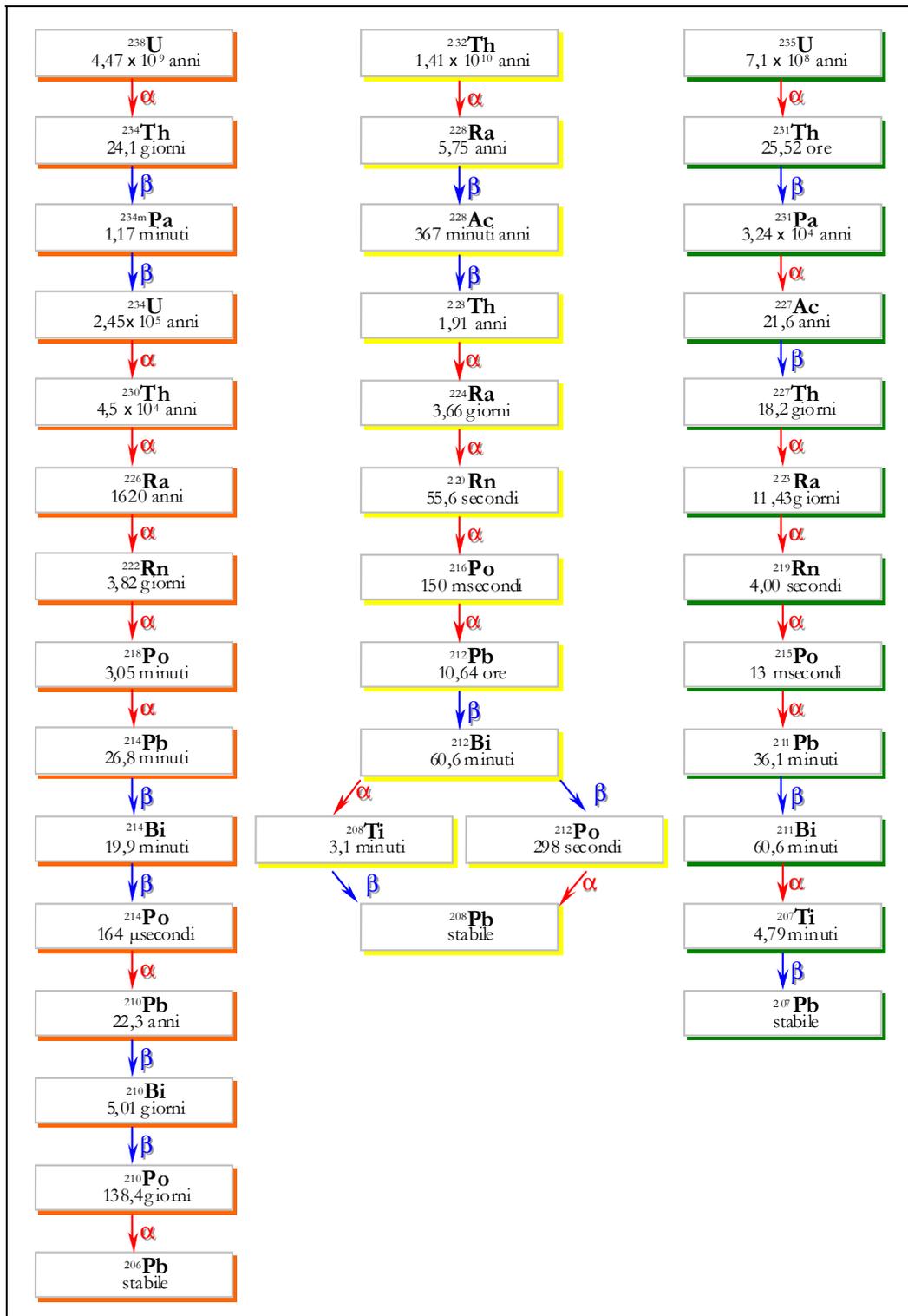


Figura 1. Schema di decadimento delle serie radioattive naturali

4.2 Accumulo di radon indoor

La sorgente principale del radon è il suolo, soprattutto nei casi di concentrazioni molto elevate (molte centinaia di Bq/m^3 o più), tuttavia, in diversi paesi tra cui l'Italia, alcuni materiali da costruzione di origine sia naturale che artificiale si sono rivelati importanti sorgenti di radon. Inoltre anche l'acqua, se proviene da sorgenti profonde in terreni ricchi di radon, può rappresentare una sorgente rilevante. Secondo un rapporto dell'UNSCEAR (UNSCEAR, 2000), il contributo di radon indoor emesso dal suolo può essere stimato intorno al 60÷70%, mentre quello da materiali edili è valutato tra il 15% e il 20%. Questi valori sono stati ottenuti dall'UNSCEAR con modelli matematici e nell'ipotesi fondamentale che il contenuto di radioattività dei materiali sia allineato ai valori medi mondiali (circa $50\text{Bq}/\text{kg}$).

In figura 2 è riportata una stima dei contributi delle varie sorgenti di radon indoor.

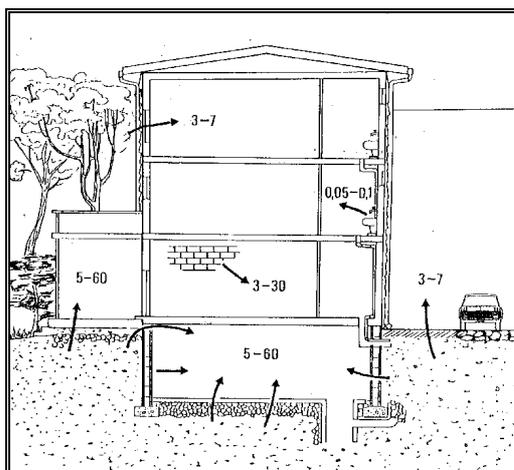


Figura 2. Contributi delle sorgenti di radon indoor (Bq/m^3)

In realtà, si rilevano situazioni in cui le concentrazioni di radon indoor arrivano fino a 2-3 ordini di grandezza superiori alla media riportata. Questo è da mettere in relazione alle proprietà litologiche del suolo; le rocce, infatti, soprattutto se permeabili o fratturate e con un rilevante contenuto di uranio/radio (tufo, granito, porfido, fillade quarzifera, ecc.), possono emanare elevate quantità di radon che a causa della diffusione molecolare (Nero

e Naranoff, 1968) e del flusso convettivo (Nero e Naranoff, 1968) (“effetto camino” (Bezzo et al., 1991), “effetto vento” (Calgan e Gutierrez, 1996)) entra nelle abitazioni dove si accumula, fino a raggiungere in alcuni casi alti livelli di concentrazione.

Anche le caratteristiche costruttive degli edifici e il modo di uso degli edifici stessi incidono sulla concentrazione di radon indoor.

A ragione dei diversi parametri che contribuiscono alla presenza di radon, la sua concentrazione presenta una grande variabilità sia in termini spaziali (due abitazioni molto vicine e simili tra loro possono avere concentrazioni di radon molto diverse) che temporali (tra le ore diurne e notturne, durante i cicli meteorologici, da una stagione all'altra, ecc.) (Globe e Socolow, 1990).

A causa delle fluttuazioni dovute alle condizioni climatiche, si rende quindi necessaria, per non sottostimare o sovrastimare il rischio reale associato all'esposizione, la quantificazione della sua concentrazione media annua; quasi tutta la normativa è infatti impostata sulla base di questo valore.

4.3 Il radon e le implicazioni biologico - sanitarie

Una delle metodologie per la valutazione del rischio associato alla esposizione al radon è lo “studio epidemiologico” che può essere di tipo “descrittivo”, basato su statistiche numeriche, temporali o geografiche; di tipo “sperimentale”, basato sulla rimozione del probabile fattore causale nel determinismo di una malattia; di tipo “analitico”, basato su ricerche delle correlazioni tra lo stato di salute e la presenza di un agente responsabile (Checcacci et al., 1993).

Nell'analisi delle conseguenze all'esposizione di radiazioni ionizzanti si è seguito, in modo preponderante, l'indirizzo dell'epidemiologia analitica; l'impostazione dottrinale della Radioprotezione è basata sulle conclusioni emerse da tali studi che ricercano correlazioni quantitative tra esposizioni a radiazioni e incidenza o mortalità oncogena.

Tra i principali organismi che operano a livello mondiale in tal senso figurano:

- UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation;

- NIH – National Institutes of Health;
- BEIR – Biological Effects of Ionizing Radiation;
- ICRP – International Commission on Radiological Protection;
- WHO – World Health Organization.

In Italia, dei circa 30.000 casi di tumore ai polmoni rilevati ogni anno si stima che circa il 10% (5÷20%) sia attribuibile al radon e ai suoi prodotti di decadimento e più dell'80% al consumo di tabacco (Piano Sanitario Nazionale, 1998-2000). Si è comunque osservato un effetto sinergico tra la concentrazione di radon e il consumo di tabacco con un'efficacia più che sommatoria.

Il rischio da esposizione al radon dipende principalmente da due fattori (ANPA, 2000):

- concentrazione di radon e dei suoi prodotti di decadimento;
- tempo trascorso in presenza di radon e dei suoi prodotti di decadimento.

I risultati degli studi epidemiologici spingono a ritenere che il rischio cresce linearmente con l'esposizione. Vi è un assenso generale nell'assumere che non esista un valore soglia di esposizione al di sotto del quale ci si possa ritenere immuni. La probabilità di fenomeni oncogeni, infatti, non dipende dal numero di radiazioni che colpiscono una singola cellula epiteliale, ma dal numero totale di interazioni tra cellule e radiazioni, che è proporzionale all'esposizione (ICRU, 1980; BEIR VI, 1998).

Inoltre, a parità di esposizione totale si assume l'ipotesi che la situazione di maggiore rischio si presenti per esposizioni a bassi livelli di concentrazione per tempi piuttosto prolungati piuttosto che per picchi di concentrazione in tempi ridotti (ICRU, 1980).

Esistono studi su altri possibili effetti sanitari, ma, tuttavia, in base alle attuali conoscenze non è emerso alcun rischio significativo (ICRU, 1980; BEIR VI, 1998).

In realtà, il maggior pericolo per la salute umana non è rappresentato tanto dal radon quanto dai suoi prodotti di decadimento; si usa comunque parlare di “rischio radon” perché solo in sua presenza si formano i prodotti di decadimento.

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

Al contrario, i prodotti di decadimento del radon sono chimicamente reattivi e hanno un

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

La misura dei prodotti di decadimento del radon risulta di particolare difficoltà, e di elevato costo, specie se deve essere rappresentativa di un arco temporale lungo, necessario per stime corrette del rischio, e se deve coprire rilevamenti su un grande numero di soggetti (indagini su migliaia o centinaia di migliaia di edifici).

Fortunatamente, il rapporto tra la presenza dei prodotti di decadimento e la concentrazione di radon gas, pur variando tra 0 e 1 (rispettivamente, totale assenza dei prodotti di decadimento in aria e perfetto equilibrio radioattivo con il radon gas), assume generalmente un valore prossimo a 0,4 (0,3÷0,7) che viene scelto per la valutazione del rischio, nella maggior parte dei casi.

Viceversa la misura della concentrazione di radon gas è molto più semplice ed economica.

Per questi motivi, nella legislatura, il corpo della normativa è impiantato sulla base della misura della concentrazione di radon gas.

4.4 Il radon e la geologia

È noto che l'emissione di radon sia influenzata dalla geologia (Oliver e Khayrat, 2001; Gundersen et al., 1988; Schumann e Owen, 1988) e che il potenziale radon di una certa regione è il risultato della combinazione delle proprietà delle rocce e dei suoli. Il contenuto di uranio e radio presente in questi è il principale responsabile della presenza

del radon. Le diverse modalità di formazione delle rocce e dei suoli hanno prodotto concentrazioni variabili di questi elementi. Le rocce che affiorano sulla superficie terrestre sono raggruppate in tre tipologie, sedimentarie, metamorfiche, magmatiche.

Le rocce sedimentarie sono le più abbondanti visibili in superficie e sono prevalentemente formate da materiale eroso dalla superficie terrestre, trasportato in diversi modi (fiumi, vento, forza di gravità, ecc.) e accumulato sopra terre emerse (depositi continentali) o sul fondo di bacini marini (depositi marini) o lacustri. I sedimenti sciolti si trasformano in roccia attraverso lunghi processi di compattazione e litificazione. In queste rocce la distribuzione di uranio e radio è influenzata essenzialmente dalla loro mobilità in acqua. Ad esempio, la solubilità dell'uranio in ambiente ossidante (e viceversa la sua insolubilità in ambiente riducente), provoca concentrazioni elevate in rocce ricche di sostanza organica o in depositi lacustri e palustri. Nel caso, invece, di rocce sedimentarie che si formano dalla disgregazione e rideposizione di rocce preesistenti, come le sabbie e le ghiaie, i contenuti di uranio e radio dipendono strettamente dal contenuto presente nelle rocce di origine.

Le rocce metamorfiche si formano per variazioni di temperatura e pressione da preesistenti rocce di qualsiasi tipo che rimangono solide durante tutti i processi di modificazione. In queste rocce la presenza di uranio e radio è in generale dipendente dal contenuto delle rocce originarie, con una variabilità di concentrazione dovuta all'azione dei fluidi capaci di influenzarne la mobilità.

Le rocce magmatiche, infine, sono quelle che si formano dal consolidamento di un magma. Se il magma viene emesso in superficie attraverso un apparato vulcanico, la roccia che si forma per raffreddamento viene detta vulcanica estrusiva. Se una massa di magma non raggiunge la superficie terrestre e si raffredda all'interno della crosta terrestre, allora la roccia che si forma viene chiamata intrusiva (graniti e granitoidi). La tendenza dell'uranio a concentrarsi nei magmi ricchi in salice, da cui si formano le rocce intrusive, ne determina la distribuzione in queste ultime. Nei tufi la concentrazione varia a seconda del chimismo, in particolare i tufi dell'area laziale sono ricchi di uranio.

La concentrazione di uranio e radio, dunque, può variare anche all'interno dello stesso tipo di materiale, poiché determinata da numerosi fattori. Essa, però, non è la sola causa

della concentrazione di radon presente nel suolo, la quale dipende anche dalla possibilità del gas di essere espulso dal reticolo cristallino dei minerali che lo contengono. Il meccanismo di esalazione del radon dal suolo è tale che l'effettiva esalazione di radon da una roccia dipende dalla superficie dei singoli granuli o frammenti. Nel decadimento del radio, infatti, viene emessa una particella alfa e l'atomo di radon che si forma rincula nella direzione opposta. In questo meccanismo, la distanza dell'atomo di radio dalla superficie del granulo e la direzione di emissione dell'atomo determinano la possibilità di fuoriuscita del radon verso i pori tra i granuli. Se gli atomi di radon hanno energia sufficiente possono attraversare il poro e finire dentro il granulo adiacente, oppure, in caso contrario, entrare nei pori e migrare attraverso questi. Nel caso in cui i pori contengano acqua, questa rallenta l'atomo di radon facilitando la permanenza nel poro.

Il radon, entrato nel sistema dei gas interstiziali delle rocce e dei suoli, inizia un percorso di migrazione (per diffusione, convezione o trasporto da parte di un altro fluido) la cui estensione dipende fortemente dal suo tempo di dimezzamento, pari a circa 3,8 giorni.

La fratturazione della roccia può, quindi, favorire l'esalazione del radon, in particolare dove la dimensione dei frammenti è piccola (sabbie, argille). Esistono vari casi in cui si può avere una migrazione preferenziale di radon, come le faglie e le aree ad alto gradiente geotermale (ad esempio le aree idrotermali).

Pertanto la concentrazione di radon nel suolo è molto variabile, a causa della grande variabilità dei parametri che possono determinarla. Oltre al tipo di roccia, vanno esaminate le situazioni locali, senza inoltre dimenticare i fattori variabili nel tempo, come gli effetti delle variazioni climatiche stagionali e giornaliere che, influenzando la pressione atmosferica, la temperatura l'umidità e altre condizioni, influenzano a loro volta la diffusione del radon dal suolo verso la superficie.

Infine, il territorio italiano, complesso e recente dal punto di vista geologico, necessita di analisi che coinvolgano un elevato numero di parametri geologici, complicando ulteriormente sia la comprensione della dinamica del radon nel sottosuolo, che la relazione tra la distribuzione del gas rispetto alle caratteristiche geologiche (ANPA, 2000).

4.4.1 Il contributo del suolo

La sorgente primaria di radon è costituita dal suolo su cui è situato l'edificio, in quanto la geologia del territorio è determinante nella formazione del gas, nella concentrazione e nella sua migrazione verso l'atmosfera. La maggiore sorgente di radon è attribuita in generale alle rocce piuttosto che ai suoli, tuttavia questi ultimi possono rappresentare un'importante sorgente del gas (Peake e Hess, 1987). Inoltre il tempo di dimezzamento del radon (3,8 giorni) porta a ritenere che il gas presente nelle abitazioni si sia formato con più probabilità nel suolo che nelle rocce sottostanti (Oliver e Khayrat, 2001), e questo sembra essere confermato da studi che mostrano che le elevate concentrazioni di radon nei gas del suolo sono associate ad alti livelli di radon indoor (Akerblom et al., 1984; Swedjemark, 1986).

Oltre al contributo del suolo, le principali sorgenti che determinano la presenza di radon negli ambienti confinati sono i materiali da costruzione, l'aria esterna e l'acqua.

Il radon proviene principalmente dal terreno e attraverso fessure, anche se invisibili, si propaga facilmente nell'ambiente diffondendosi nell'aria. La causa principale della concentrazione di radon nelle abitazioni è che il gas emanato dai terreni si insinua nell'atmosfera degli ambienti chiusi attraverso i pavimenti, in seguito a flussi dovuti a pressione o concentrazione. L'incidenza dei materiali da costruzione è di solito minore, ma può contribuire ad innalzare la concentrazione stessa.

Il contributo al radon indoor dal suolo può essere stimato intorno al 60÷70%, mentre quello da materiali edili è valutato tra il 15% e il 20% (UNSCEAR, 2000). In Tabella 1 è riportata una stima dei contributi alla concentrazione media di radon indoor apportati dalle principali sorgenti (Nero e Naranoff, 1988).

Sorgente	Monofamiliari	Appartamenti
Suolo	55	>0
Materiali da costruzione	2	4
Esterno	10	10
Acqua	0,4	0,4
Concentrazione media osservata	55	12

Tabella 1. Stima dei contributi alla concentrazione media di radon indoor (Bq/m³)

La grande varietà dei parametri che contribuiscono al radon indoor determina una forte variabilità del fenomeno in termini spaziali. Dalle misure si vede come due abitazioni molto vicine e simili tra loro possono avere concentrazioni di radon molto diverse. La variabilità dei livelli di radon indoor si manifesta anche in termini temporali, ovvero ad istanti diversi in intervalli anche brevi di tempo. Ad esempio tra le ore diurne e notturne, durante i cicli meteorologici e da una stagione all'altra (Globe e Socolow, 1990). Tali considerazioni rendono le stime in tabella del tutto generiche. Generalmente, però, concentrazioni di radon indoor elevate (>400 Bq/m³) sono da imputare alle proprietà litologiche del suolo. Le rocce, infatti, soprattutto se permeabili o fratturate e con un rilevante contenuto di uranio/radio (tufo, granito, porfido, fillade quarzifera, ecc.), possono emanare elevate quantità di radon che, per effetto della minore pressione rispetto all'esterno (Nero e Naranoff, 1988), penetra all'interno degli edifici, dove si accumula, fino a raggiungere gli alti livelli di concentrazione.

Il potenziale radon per una determinata area è il risultato di una combinazione di proprietà delle rocce e del suolo, come il contenuto di uranio e radio, la porosità, la permeabilità e le condizioni meteorologiche (Beaubien et al., 2003). Questa complessità, in aggiunta alle precedenti considerazioni sulle cause della forte variabilità del radon indoor, rende la correlazione tra la concentrazione di radon nel suolo e i livelli osservati nelle abitazioni difficile da quantificare.

4.5 Aspetti legislativi in materia di radon

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

4.5.1 Negli ambienti di lavoro

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

Il D.Lgs. 241/2000, recependo la direttiva 96/29/EURATOM del 13.05.96, modifica e integra il D.Lgs. n. 230¹ del 17.3.1995, principale corpo normativo sulla protezione dalle radiazioni ionizzanti.

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

Per l’esposizione al radon negli ambienti di lavoro (escluse le terme), il decreto fissa un “livello di azione”, in termini di concentrazione di attività di radon media in un anno, di

¹ “Attuazione delle direttive EURATOM 80/836, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti” (pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n.136 Suppl. Ordinario, 13 giugno 1995).

500 Bq/m³; se si supera questo livello si valuta un secondo livello d'azione di 3 mSv/anno ovvero il datore di lavoro, in caso di superamento di 500 Bq/m³, può non adottare azioni di rimedio se dimostra, tramite un esperto qualificato, che nessun lavoratore è esposto a una dose superiore a 3mS/anno.

In caso di superamento dei livelli d'azione devono essere intraprese le necessarie azioni di rimedio, entro 3 anni dal rilevamento, per riportare la concentrazione di radon al di sotto dei livelli citati; in caso contrario, l'esercente deve adottare tutti i provvedimenti di cui al Capo VIII del D.Lgs. 230/1995 quali la sorveglianza fisica di radioprotezione del locale, la sorveglianza medica, la classificazione dei lavoratori e delle aree sulla base del rischio radiologico, ecc.

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

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

4.5.2 Negli ambienti residenziali

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

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

per gli edifici esistenti si fissa un livello di riferimento pari a 400 Bq/m^3 superato il quale si raccomanda di intervenire, con azioni di rimedio volte a ridurre il livello di radon, con un'urgenza proporzionale alla misura in cui il limite di riferimento viene superato;

per gli edifici da costruire si fissa un livello di progettazione pari a 200 Bq/m^3 e quindi devono essere adottate opportune procedure di edificazione tali da garantire che la concentrazione media annuale di radon sia inferiore a tale valore.

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

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

5 L'INDAGINE NELLE PROVINCE DI ROMA E VITERBO

5.1 Obiettivi

Nel corso del 2004 è stata avviata un'indagine nelle province di Roma e Viterbo per la caratterizzazione del territorio con il fine di definire una possibile metodologia per l'identificazione delle aree a maggior probabilità di alte concentrazioni di radon e per la valutazione dell'esposizione dei cittadini.

L'obiettivo principale del progetto è quello di definire una possibile modalità di esecuzione di un'indagine volta all'individuazione delle zone con elevata probabilità di alte concentrazioni di radon.

A tale scopo, non essendo conosciuti consolidati protocolli di indagine, si è voluto costruire un corpo di dati ritenuti di base per un'ampia possibilità di successive analisi. Una prima considerazione riguarda l'opportunità che le mappature siano indicative sia per i luoghi di lavoro che per le abitazioni. Tale primo obiettivo risente, allo stato attuale, dello sviluppo della situazione sul problema dell'esposizione al radon in Italia e in particolare della normativa. Attualmente, infatti, la mappatura radon è ritenuta obbligatoria solo per i luoghi di lavoro, ma non sono ancora stati fissati i criteri con i quali poter chiaramente identificare e soprattutto dichiarare le zone a maggiore rischio radon (radon prone areas), a causa della mancata costituzione della Sezione Speciale della Commissione Tecnica Nucleare di cui al D. Lgs. 230/95 e s.m.i. Tale indeterminazione comporta una incertezza sul modo di impostare un'indagine. Tuttavia, si ritiene attualmente che una mappatura effettuata prendendo in esame edifici di tipo residenziale sia da considerare valida anche per edifici destinati ad attività lavorative (ICRP, 1993). Come criterio guida, ai fini della classificazione del territorio, è stata scelta la percentuale di edifici che, in una definita porzione del territorio, supera un determinato livello di concentrazione di radon. Percentuale e livello di concentrazione di

radon sono da definire, possibilmente a livello nazionale, e questo rappresenta uno dei compiti della citata Sezione Speciale. I dati raccolti dovranno poter consentire la possibilità di applicare il più ampio spettro di criteri e di livelli diversi.

Una seconda considerazione riguarda l'opportunità di cogliere l'occasione di un'indagine di questo tipo per ottenere dati che possano essere utilizzati anche per la valutazione dell'esposizione della popolazione. Le due cose, mappatura (legata al territorio) e valutazione dell'esposizione (legata alla popolazione), non sempre coincidono e si rende necessaria un'accurata fase di campionamento, tale da essere appunto rappresentativa delle due tipologie di informazione.

Un'ultima considerazione riguarda l'eventuale correlazione tra radon indoor e geologia del territorio. L'indagine deve essere pianificata al fine di ottenere dati che possano fornire informazioni su tali possibili correlazioni. A tale proposito l'area soggetta a indagine è stata suddivisa in classi litologiche ritenute omogenee dal punto di vista della possibile esalazione di radon. A seguito del campionamento e della georeferenziazione dei punti campionati si è ritenuto che tutte le classi precedentemente individuate fossero coperte da un numero sufficiente di punti al fine di potere verificare eventuali correlazioni².

L'area selezionata per l'indagine è quella delle due province di Roma e di Viterbo. Per lo svolgimento dell'indagine è stata ottenuta la collaborazione della Regione Lazio e sono stati coinvolti tutti i 181 comuni delle due province che hanno collaborato per la fase di campionamento, di reclutamento e in alcuni casi anche per la distribuzione dei rivelatori. Le famiglie sono state contattate, inizialmente per lettera poi per telefono, e i rivelatori sono stati distribuiti in parte per posta. 80 Comuni hanno preferito distribuire per proprio conto i rivelatori.

Il progetto ha inoltre consentito di informare tutti i Comuni interessati e un gran numero

² Una classe litologica è rimasta scoperta a causa dell'estensione estremamente ridotta e della posizione geografica situata all'estremità settentrionale dell'area di studio. Pertanto tale classe non è stata considerata nell'analisi dei dati.

di famiglie sul problema dell'esposizione al radon.

5.2 Le fasi operative dell'indagine

Gli obiettivi dell'indagine sono raggiungibili a fronte di una serie di attività volte alla raccolta, organizzazione, elaborazione e analisi di informazioni di carattere quantitativo e qualitativo riguardanti il problema di interesse. La progettazione e l'esecuzione dell'indagine è frutto di un impegno multidisciplinare che coinvolge necessariamente un elevato numero di professionalità, al fine di considerare tutti gli aspetti coinvolti, da quelli riguardanti i fenomeni di interesse e quelli di carattere più operativo.

L'indagine è stata strutturata in diverse fasi operative, alcune di carattere tecnico e scientifico altre di tipo puramente logistico.

Le fasi operative individuano tutta la parte del ciclo produttivo dell'indagine che va dalla definizione degli obiettivi, alla campagna di misure, fino alla disponibilità dei dati e alle analisi su questi. Posso essere distinte le seguenti fasi operative:

- Definizione degli obiettivi
- Campionamento
- Reclutamento del campione / Informazione della popolazione
- Campagna di misure
- Acquisizione dei dati
- Analisi dei dati
- Produzione dei risultati

Tale classificazione è semplificata per chiarezza e comodità esplicativa ma nella realtà la struttura operativa dell'indagine è molto più complessa, con fasi operative suddivise ulteriormente in sotto-fasi all'interno delle quali si individuano problematiche di diverso tipo e casi particolari. Ad esempio, la distribuzione dei rivelatori alle famiglie può essere eseguita inviando per posta gli strumenti presso le abitazioni scelte oppure avvalendosi della collaborazione di un referente comunale, questo introduce due tipologie diverse di

partecipazione o di raccolta dei dati relativi al periodo di esposizione.

La struttura operativa delle fasi dell'indagine è analizzata con un dettaglio maggiore nello schema di seguito.

Fase Iniziale	Definizione degli obiettivi
	Campionamento
	<ul style="list-style-type: none">- definizione della strategia di campionamento- reperimento e preparazione dei dati (grafo stradale, limiti amministrativi, codici ISTAT, ecc.)- costituzione del campione- scelta del SIT e dei DB
Fase di Raccolta Dati	Reclutamento del campione / Informazione della popolazione
	<ul style="list-style-type: none">- produzione di materiale informativo- coinvolgimento delle Istituzioni e dei Comuni interessati- contatto con le famiglie
	Campagna di misure
	<ul style="list-style-type: none">- caratterizzazione dei rivelatori e del sistema di misure- preparazione dei rivelatori- distribuzione dei rivelatori- sviluppo e analisi dei rivelatori
Fase di Elaborazione Dati	Acquisizione dei dati
	<ul style="list-style-type: none">- popolamento della banca dati- implementazione di funzioni per il calcolo e le analisi- georeferenziazione e popolazione della banca dati geografica
	Analisi dei dati
	<ul style="list-style-type: none">- analisi statistiche preliminari- procedure di controllo sui dati- analisi spaziali, statistiche e geostatistiche

Fase di produzione e
valutazione dei risultati

- definizione delle classi di dati
- produzione di mappe di concentrazione e di probabilità
- confronto tra i metodi statistici e geostatistici
- definizione dei criteri di individuazione delle aree a rischio

La qualità dei risultati ottenuti nelle diverse fasi del progetto dipende dalle scelte, dagli strumenti e modalità adottati. Ad esempio, nella fase di contatto con le famiglie è fondamentale informare e rassicurare le persone per convincerle a partecipare all'indagine e per lasciare una buona impressione al fine di facilitare eventuali contatti futuri ed ottenere l'adesione delle famiglie fino al completamento dell'indagine.

In tutte le fasi, e particolarmente in quelle di campionamento, acquisizione e analisi dei dati, è importante disporre di strumenti e procedure il più possibile efficienti e meccanismi tempestivi di individuazione dei problemi.

Con questo elenco, senza la pretesa di esaurire l'argomento, scopo per il quale ci si deve affidare all'esperienza (anche in funzione delle diverse problematiche che possono verificarsi in relazione ad ambiti territoriali diversi e a diverse esigenze informative e risorse disponibili), si intende soltanto porre l'accento sulle maggiori problematiche delle quali tenere conto nella progettazione di un'indagine di questo tipo.

La fase di raccolta dei dati è di seguito descritta con particolare attenzione al campionamento, mentre la fase di elaborazione dei dati viene esposta in un capitolo dedicato.

5.3 Il campionamento dei siti di misura indoor

5.3.1 La strategia di campionamento

Al fine di distribuire i rivelatori rispettando gli obiettivi e i requisiti precedentemente discussi, è stata sviluppata una particolare strategia di campionamento basata sulla sovrapposizione di due diverse tecniche: una definita anagrafica ed una geografica.

Le due differenti metodologie sono basate su uno stesso schema logico di costruzione del campione. Ad ogni famiglia è associata un'abitazione, partendo dall'insieme di tutte le abitazioni disponibili sul territorio (Universo) viene dapprima definito un Campione Obiettivo costituito dalle abitazioni presso le quali si ritiene di effettuare la misura. La scelta del Campione Obiettivo dipende da vari fattori quali la distribuzione territoriale dell'Universo, le risorse disponibili, la capacità di buone doti di comunicazione, il coinvolgimento di istituzioni a vari livelli (regionale, provinciale, comunale) e di organi di "fiducia" dei cittadini (Protezione Civile, Volontariato, ecc.). Trattandosi di misure all'interno di abitazioni private, si tiene conto di una certa percentuale di rifiuto da parte delle famiglie ad aderire all'indagine. Stimando questa percentuale pari al 50%, si costruisce un Campione Esteso, pari quindi a circa il doppio del Campione Obiettivo. Vengono quindi definite delle regole di reclutamento attraverso le quali si ottiene il consenso delle famiglie alla partecipazione e si giunge al Campione Effettivo, ossia alle famiglie che partecipano all'indagine.

Al termine dell'indagine si avrà, a seguito di ulteriori defezioni o scarti, il Campione Definitivo, ovvero quello per il quale si hanno dati valutabili. A questo va aggiunto un certo numero di famiglie che, a seguito della conoscenza dell'indagine, partecipano volontariamente.

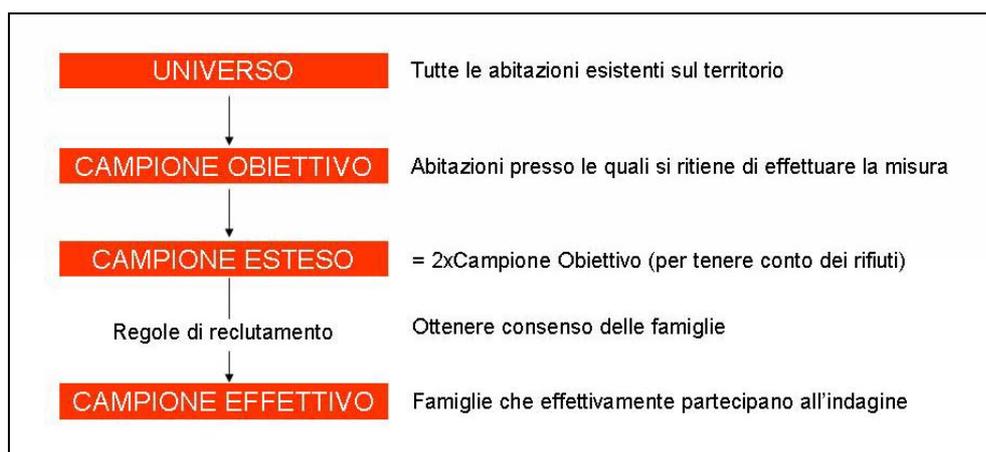


Figura 3. Schema generale del campionamento

Ai fini della strategia di campionamento si è tenuto conto, oltre agli obiettivi, delle seguenti ulteriori condizioni:

- le risorse disponibili sia per la gestione della grande mole di rivelatori per la misura del radon, che per i contatti con le famiglie per la compilazione di un questionario relativo alle caratteristiche dell'abitazione,
- l'opportunità che i dati acquisiti siano riferibili a tipi diversi di unità territoriali, quali le maglie del reticolo di campionamento, i limiti amministrativi dei Comuni e le aree geologicamente affini relativamente all'esalazione di radon.

5.3.2 Il Campionamento Anagrafico

Il Campionamento Anagrafico si è basato sull'insieme di dati di partenza costituito dalle famiglie iscritte alle anagrafi comunali (Universo). Il metodo di campionamento delle famiglie è stato l'estrazione casuale dalle liste anagrafiche.

Il numero del Campione Obiettivo per ogni comune, ad eccezione del Comune di Roma, è stato costruito in base ad un algoritmo dipendente dalla popolazione, al fine di soddisfare i requisiti dell'indagine. In funzione del numero massimo di rivelatori a disposizione il numero delle famiglie residenti del singolo comune è stato elevato ad una potenza pari a 0.27. E' stato fissato un numero minimo di famiglie per comune pari a 5.



Figura 4. Schema del campionamento Anagrafico

Per il comune di Roma, dato l'elevato numero di famiglie, sono state campionate 150 abitazioni senza tenere conto dell'algoritmo. In tale modo si costituisce il Campione Obiettivo. Per ogni comune il Campione Esteso è rappresentato dal doppio del Campione Obiettivo. Attraverso le regole di reclutamento (figura 4) viene costituito il Campione Effettivo.

5.3.3 Il Campionamento Geografico

Il Campionamento Anagrafico, basato sull'estrazione casuale, produce un Campione Obiettivo che per sua natura si addensa laddove vi sono centri abitati più grandi. Ciò significa conferire un minore peso al territorio periferico generalmente meno densamente abitato.

Il Campionamento Geografico ha come obiettivo quello di ottenere un campione pressoché uniforme sul territorio.

Il metodo si basa sull'utilizzo di un reticolo composto da celle quadrate di 6 km di lato che rappresentano le unità elementari di territorio (definite celle "C" di riferimento), alle quali saranno applicati i criteri e gli algoritmi di calcolo per la classificazione.

A questo reticolo è stato sovrapposto un ulteriore reticolo di passo 2 Km che suddivide le celle C in 9 sottocelle "c", utili ad una migliore distribuzione del campione.

Il Campionamento Geografico pone delle ulteriori difficoltà rispetto al caso precedente. L'insieme totale dei dati di partenza (Universo), da cui si deve formare il Campione Obiettivo, è in questo caso rappresentato dalla base di dati delle utenze telefoniche appartenenti al territorio interessato. La georeferenziazione³ di questa base di dati

³ Le basi dati del grafo stradale e delle utenze telefoniche vengono prima normalizzate e, tramite appositi algoritmi, viene creata un'associazione tra i record corrispondenti allo stesso indirizzo. In questo modo una determinata utenza telefonica (ovvero una famiglia o abitazione) è messa in relazione al tratto di strada corrispondente del grafo stradale, acquisendo le coordinate relative al numero civico (vi è in realtà un margine di errore in quanto la numerazione civica non è disponibile con precisione puntuale, ma si conosce quali numeri civici sono presenti in un tratto di strada, ad esempio un isolato).

attraverso il grafo stradale (Geocoding) permette l'associazione tra la strada e l'indirizzo corrispondente all'utenza telefonica e l'assegnazione delle coordinate geografiche a quest'ultima. Il risultato è uno strato di informazione geografica vettoriale costituito da caratteristiche puntiformi, in cui ad ogni punto sono associate una o anche più abitazioni. Attraverso delle successive elaborazioni sono stati associati ad ogni abitazione i codici identificativi delle celle 2x2 Km e 6x6 Km in cui essa si trova. Alla fine il risultato è una base di dati in cui in ogni record compare un codice famiglia univoco, il nome della famiglia, l'indirizzo completo, il numero di telefono, le coordinate geografiche del punto corrispondente e gli identificativi di cella C e sottocella c a cui esso appartiene.

Il Campione Obiettivo è costituito da 9 abitazioni per ogni cella C, distribuite una per ogni sottocella c, laddove possibile. La complicazione a questo schema è rappresentata dal caso, reale, in cui non vi sono abitazioni nelle sottocelle c o addirittura nell'intera cella C. In considerazione della necessità di raddoppiare il numero delle abitazioni al fine di ottenere il Campione Esteso, 18 abitazioni per ogni cella C sono state campionate laddove presenti due abitazioni nelle sottocelle c.

In caso di sottocelle c vuote si è proceduto nel seguente modo. Consideriamo la cella C 6x6 Km al cui interno vi sono le 9 sottocelle c1, ...,c9 di lato 2 Km (figura 5).

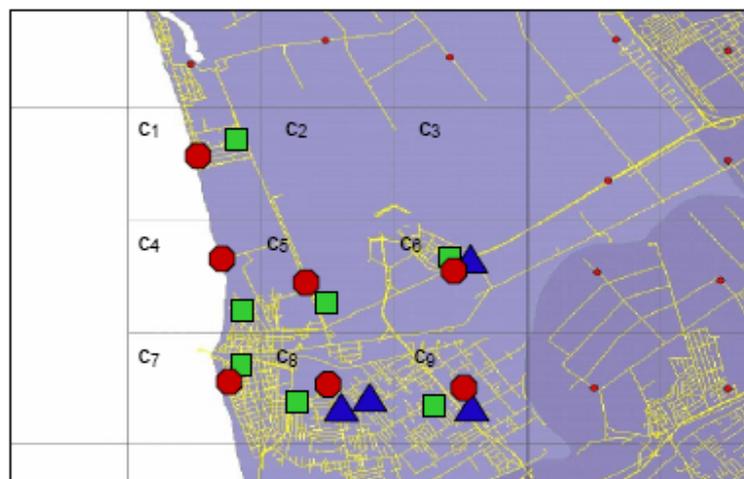


Figura 5 Campionamento Geografico: regole per la costituzione del Campione Obiettivo dal Campione Esteso, all'interno di una cella C di riferimento

Per motivi territoriali le sottocelle c2 e c3 sono vuote. Inizialmente è campionata una abitazione per ogni sottocella c non vuota (cerchi di colore rosso). Successivamente è campionata una ulteriore abitazione per ogni sottocella c non vuota (quadrati di colore verde). A questo punto si ottengono 14 punti di campionamento candidati all'indagine invece che 18. Al fine di completare il campionamento si individuano ulteriori 4 abitazioni casualmente nella cella C, ovviamente se presenti (triangoli di colore blu).

Alcune celle C di riferimento si trovano ai bordi del territorio di interesse e, intersecando il contorno geografico delle province, sono solo parzialmente contenute in questo. Il numero di punti di campionamento assegnati a queste celle è proporzionale alla porzione di area che si trova all'interno.

5.4 Reclutamento del Campione

Agli obiettivi scientifici si affiancano, nella gestione dell'indagine, diverse problematiche di tipo logistico e organizzativo.

La necessità di eseguire misure all'interno delle abitazioni richiede necessariamente il consenso dei residenti e la loro adesione all'indagine. Affinché tale consenso sia ottenuto occorre che le attività di questa fase siano preparate con cura, predisponendo le condizioni che ne facilitino la riuscita.

È fondamentale che le famiglie siano prima di tutto informate sul problema e che ne percepiscano l'importanza senza esserne indebitamente allarmate. Per questo è stato predisposto e distribuito del materiale informativo realizzato appositamente per l'indagine e sono stati coinvolti i Comuni interessati.

Come precedentemente descritto, le due diverse tecniche di campionamento hanno posto differenti problematiche ma per entrambe è stato necessario stringere una serie di contatti con le famiglie al fine di favorirne l'adesione o ottenere informazioni precise sulle abitazioni. Si è ritenuto di agevolare questo aspetto attraverso il coinvolgimento della Regione Lazio oltre ai Comuni. Le famiglie appartenenti al Campione Esteso sono state precedentemente avviate dell'indagine attraverso una lettera del Sindaco e successivamente telefonicamente (anche più di una volta in caso di non risposte e in orari

diversi) per confermare l'eventuale adesione all'indagine. Nei casi di mancanza di telefono i referenti comunali hanno provveduto a verificare l'adesione delle famiglie all'indagine. La collaborazione tra APAT, Regione Lazio e i Comuni ha conferito ai vari contatti il dovuto carattere istituzionale. Si è ritenuto che la partecipazione della Regione e dei Comuni, consentisse attraverso un contatto diretto con i cittadini una maggiore percentuale di adesioni. Alcuni Comuni hanno partecipato attivamente anche alla fase di recapito dei rivelatori alle famiglie distribuendo porta a porta gli strumenti.

A tutte le famiglie sono state inviate delle lettere in cui si spiegano le modalità di collocazione dei rivelatori nell'abitazione e quelle per la spedizione di ritorno degli stessi verso il mittente. L'assistenza e il supporto alle famiglie che partecipano all'indagine non deve limitarsi all'avvio dell'indagine, è importante che sia un'attività continuativa almeno durante tutta la fase di raccolta dei dati, e che i contatti con le famiglie non siano solo scritti ma possibilmente anche verbali. Per questo motivo è stato coinvolto un call-center che, dopo un'adeguata formazione, ha permesso di contattare telefonicamente tutte le famiglie. I contatti telefonici con le famiglie appartenenti al Campione Effettivo sono stati necessari durante il corso dell'indagine anche al fine di assicurare il corretto posizionamento dei rivelatori all'interno delle abitazioni e di fornire un supporto tecnico e scientifico agli interessati. Un numero verde è stato messo a disposizione dei cittadini per qualsiasi tipo di dubbio o chiarimento.

Ai fini dell'elaborazione dei dati e della loro interpretazione è stato predisposto un questionario nel quale sono stati raccolte informazioni sulla composizione della famiglia, sulla struttura dell'edificio, dell'abitazione e dei locali nei quali sono posizionati i rivelatori.

Il reclutamento del campione rappresenta la fase di passaggio dal Campione Esteso al Campione Effettivo, come mostrato nello schema generale del campionamento (Figura 3). Tale fase mira ad ottenere il consenso delle famiglie a partecipare all'indagine ed è costituita dall'applicazione di una serie di regole di reclutamento diverse a seconda del tipo di campionamento.

5.4.1 Il reclutamento del Campione Anagrafico

Il reclutamento del Campione Anagrafico non ha posto particolari problemi. Vista la semplicità della procedura di estrazione casuale dalle liste anagrafiche, tale operazione è stata eseguita direttamente dai Comuni che hanno successivamente fornito ognuno il proprio elenco dei nominativi delle famiglie selezionate. I Comuni hanno provveduto a sorteggiare casualmente le famiglie del Campione Esteso e anche a reperire, dove possibile, i relativi numeri di telefono. Il reclutamento viene interrotto nel momento in cui le adesioni raggiungono il Campione Obiettivo o all'esaurimento del Campione Esteso.

5.4.2 Il reclutamento del Campione Geografico

Nel caso del Campionamento Geografico il Campione Effettivo si ottiene dal Campione Esteso seguendo le seguenti regole di reclutamento (figura 5): le famiglie individuate dai punti appartenenti alle sottocelle c non vuote hanno delle priorità diverse nel contatto telefonico. Identificando le priorità, dalla maggiore alla minore, con i colori rosso, verde, blu, per prime vengono contattate le famiglie individuate dai punti rossi in ogni sottocella c. Se queste aderiscono all'indagine non c'è bisogno di contattare quelle a priorità verde, perché la sottocella c è caratterizzata. Nel caso in cui la famiglia a priorità rossa rifiuti l'adesione, è necessario procedere al contatto con la famiglia a priorità verde. Successivamente vengono contattate tutte le famiglie rimanenti fino ad ottenere il numero di abitazioni obiettivo della cella C.

5.5 Qualità dei dati, limiti e problemi

Il procedimento di costituzione del Campione Effettivo dal Campione Esteso, e di quest'ultimo dall'insieme dei dati di partenza, passa attraverso il trattamento dei dati e pone alcune riflessioni sulla loro qualità.

L'affidabilità delle informazioni disponibili riveste un'importanza fondamentale, la qualità dei dati può rivelarsi determinante per il risultato.

I limiti maggiori sono derivati dall'accuratezza dei dati. Il problema ha riguardato in modo particolare i limiti amministrativi comunali (comuni di recente formazione), il grafo stradale (strade che hanno cambiato nome) e la banca dati delle utenze telefoniche (numeri non più corrispondenti a quelle famiglie). Le difficoltà dovute alla presenza di limiti amministrativi di nuovi comuni non si sono rivelate determinanti, ma differente è stata la situazione per le altre fonti di informazione.

La numerazione civica non puntuale, ed in molti casi non presente, contenuta negli attributi del grafo stradale ha complicato il campionamento. Non disporre di questa informazione significa non conoscere con precisione i punti in cui le abitazioni si collocano nel mondo reale, con una conseguente approssimazione nel modello concettuale. Anche l'accuratezza del database delle utenze telefoniche ha posto alcuni problemi. Il nome di molte strade è cambiato nel tempo e diversi errori sono stati riscontrati nei numeri civici e telefonici (questo tipo di problemi ovviamente non si riscontra nel caso di distribuzione dei rivelatori da parte dei Comuni).

L'aggiornamento di questi dati è stato realizzato durante il campionamento grazie alle informazioni fornite dai contatti diretti con i cittadini, costituendo una banca dati delle famiglie aderenti all'indagine molto più accurata rispetto alle informazioni di partenza.

5.6 La campagna di misure indoor

5.6.1 La strategia di misura

La principale fonte di rischio per la salute umana a seguito dell'esposizione al gas radon è rappresentata dai suoi prodotti di decadimento. Poiché la misura della loro concentrazione è di particolare difficoltà e di costo elevato e non applicabile per indagini di larga scala, si preferisce misurare la concentrazione di radon.

La concentrazione di radon indoor è molto variabile, forti variazioni si possono riscontrare tra il giorno e la notte, durante differenti condizioni meteorologiche e tra estate e inverno (figura 6).

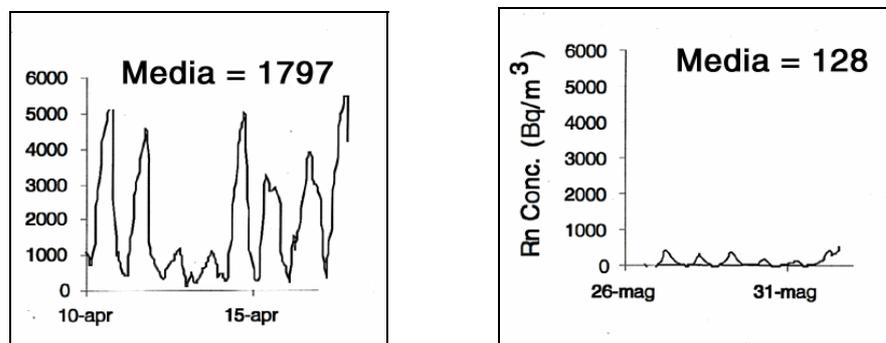


Figura 6. Variazione della concentrazione di radon in differenti periodi per uno stesso edificio.

Pertanto le misure sono effettuate per un periodo di un anno e sono suddivise in due periodi di circa sei mesi ognuno. Un requisito dell'indagine è stato quello di tentare di iniziare le misure il più possibile contemporaneamente, partendo dall'inizio della stagione calda (aprile) o della stagione fredda (novembre) per tener conto in generale delle influenze stagionali (accensione e spegnimento dei riscaldamenti domestici). I campionamenti non hanno tenuto conto della posizione dell'abitazione rispetto al piano dell'edificio, eventuali correlazioni sono fatte a posteriori.

In ogni abitazione sono stati collocati due rivelatori, uno nella camera da letto (L) e l'altro nel soggiorno (S).

5.6.2 La tecnica di misura

La concentrazione dei prodotti di decadimento del radon e la distribuzione delle dimensioni delle particelle di aerosol a cui questi si aggregano sono direttamente collegate all'entità dell'irraggiamento nel tessuto polmonare. Queste due grandezze sono però molto complesse da misurare, soprattutto per tempi lunghi, pertanto ai fini della valutazione del rischio si utilizza spesso la misura della concentrazione di radon.

La concentrazione di radon può variare molto nel tempo (tra l'estate e l'inverno ma anche tra il giorno e la notte), pertanto la durata della misura è molto importante e dipende dall'obiettivo della misura stessa.

La strumentazione può essere di tipo attivo o passivo.

Con la strumentazione attiva (così definita perchè collegata ad un'alimentazione elettrica) è generalmente possibile seguire l'andamento temporale della concentrazione ed eseguire una misura in poche decine di minuti. Tale strumentazione prevede un campionamento dell'aria ed è generalmente costosa. Al contrario, gli strumenti passivi, non alimentati e a bassa sensibilità e costi contenuti, si utilizzano per misure su lunghi periodi. Questi rivelatori vengono esposti nei luoghi chiusi e misurano la concentrazione attraverso il numero di tracce nucleari (Policarbonato LR-115 e CR-39) o la diminuzione di tensione (elettreti). Successivamente vengono letti e si risale alla concentrazione (in particolare i rivelatori a tracce dopo l'esposizione sono trattati in laboratorio e le tracce rese visibili e contate). Nel caso degli elettreti la lettura diretta implica una maggiore semplicità d'uso, mentre i rivelatori a stato solido di tracce nucleari sono adatti ad indagini su larga scala anche grazie al costo molto ridotto.

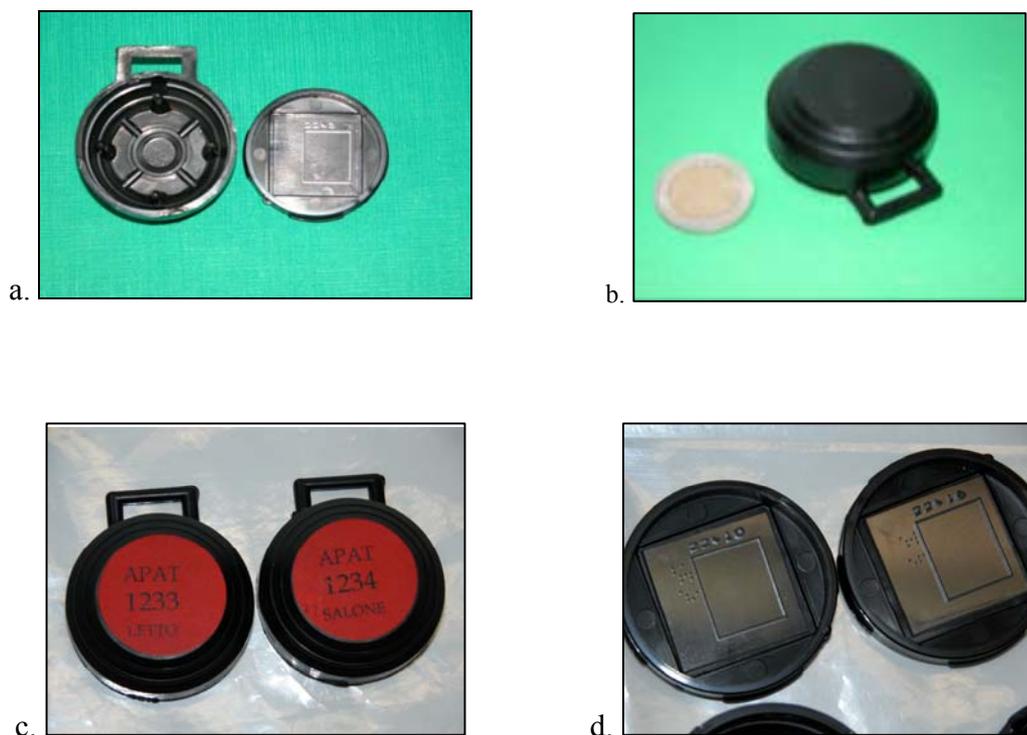


Figura 7. a. e b. Il rivelatore a stato solido di tracce nucleari; c. e d. Coppia di rivelatori L e S utilizzati.

La scelta della tecnica di misura più appropriata dipende dalla particolare informazione richiesta e da valutazioni di costi-benefici. Nella valutazione dell'esposizione al radon di una popolazione si rende necessario un gran numero di misure integrate sul lungo periodo, pertanto la tecnica utilizzata nell'indagine, la più ampiamente utilizzata in tutti i paesi del mondo, è basata sui rivelatori a stato solido di tracce nucleari (SSNTD's, Solid State Nuclear Track Detectors).

Tale tecnica, considerata la più affidabile, consiste in una lastrina 25x25 mm di circa 1 mm di spessore. L'esposizione del materiale sensibile avviene all'interno di un dispositivo di campionamento che consente l'ingresso del solo radon e non dei suoi prodotti di decadimento.

La misura dell'attività del radon con SSNTD può essere suddivisa in due parti, l'esposizione dei rivelatori e l'analisi in laboratorio di questi (figura 8).

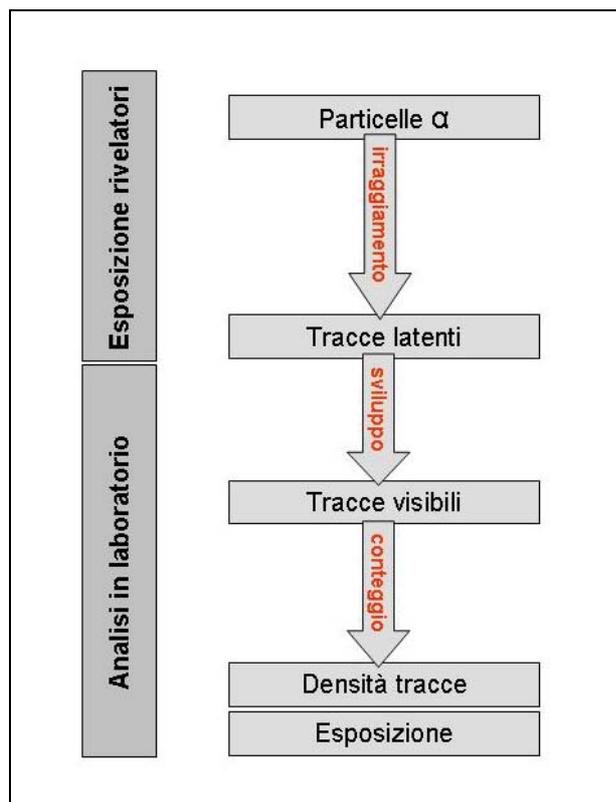


Figura 8. Rappresentazione dei processi adottati per la misura dell'attività del radon con SSNTD

La formazione di una traccia latente, cioè non visibile, è dovuta a due fenomeni: la creazione di un danneggiamento molecolare e il rilassamento del danneggiamento.

Il fenomeno di creazione del danneggiamento può essere suddiviso in processi elementari (Tommasino et al., 1990).

- L'interazione primaria tra la particella α e gli atomi dei solidi avviene per un tempo molto breve: per particelle α di 1 MeV esso è nell'ordine di 10-17 s.
- Il processo di collisione elettronica a cascata che si diffonde dalla traiettoria della particella α , lascia dietro a sé una zona di plasma di cariche positive e produce molecole chimicamente attive al di fuori di tale zona; questo processo dura approssimativamente 10-14 s.
- La collisione atomica a cascata è il processo successivo dovuto all'esplosione Colombiana del rimanente plasma carico; esso avviene in circa 10-12 s.

Il rilassamento del danneggiamento può essere suddiviso in due processi:

- Aggregazione dei difetti atomici entro la zona depolimerizzata (il centro della traccia, di circa 10 nm) che forma un danneggiamento esteso.
- Rilassamento dei difetti molecolari attraverso reazioni secondarie di specie chimicamente attivate nella zona parzialmente depolimerizzata (da 100 a 1000 nm dal centro della traccia).

Nel raggio delle collisioni atomiche a cascata il peso molecolare è drasticamente ridotto: esso definisce il centro della traccia di circa 10 nm. Attorno ad esso vi è una zona di 100-1000 nm che presenta proprietà chimiche modificate in cui sono avvenute le collisioni elettroniche a cascata. L'entità del danno dipende dal Trasferimento Lineare di Energia (LET, energia ceduta dalla radiazione alla materia per unità di lunghezza) della particella carica lungo la sua traiettoria.

Le tracce latenti possono essere osservate solo mediante un microscopio a trasmissione elettronica (TEM). 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. Il reagente chimico utilizzato durante il trattamento attacca maggiormente le molecole 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 attraverso il materiale, la seconda è la velocità di sviluppo lungo le tracce. Nella figura seguente è riportata una rappresentazione schematica del meccanismo di formazione delle tracce (t è il tempo dell'attacco chimico).

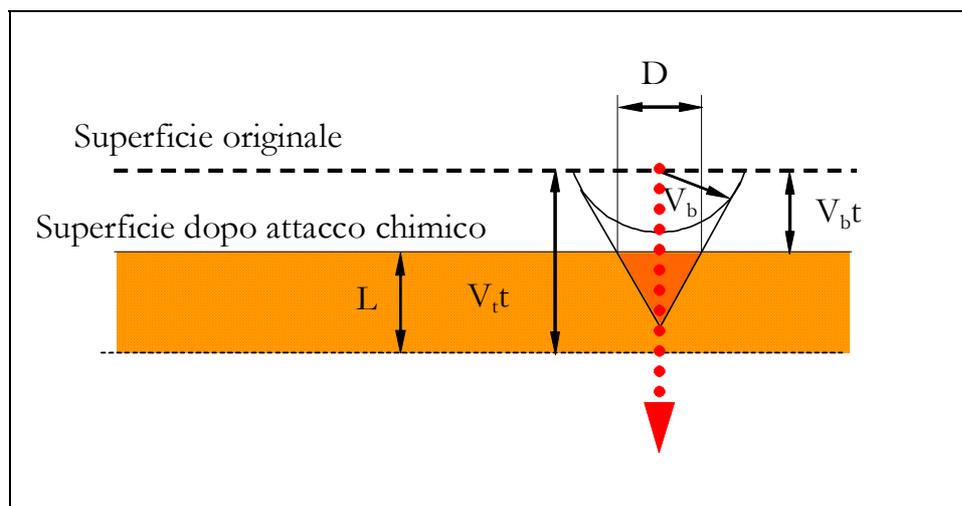


Figura 9. Schema del trattamento chimico

Affinché la traccia venga evidenziata in seguito al trattamento chimico, la velocità V_t deve essere superiore a V_b . La profondità delle tracce (L) è data dalla:

$$L = (V_t - V_b)t \quad (5.1)$$

e il suo diametro (D):

$$D = 2V_b t \frac{(V_t - V_b)^2}{(V_t + V_b)^2} \quad (5.2)$$

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 dipendente dal rapporto tra le due velocità di attacco secondo la relazione:

$$\theta_c = \arcsen\left(\frac{V_b}{V_i}\right) \quad (5.3)$$

La densità delle tracce, espressa come il numero di tracce per unità di superficie, è proporzionale alla concentrazione radon presente nell'ambiente e al tempo d'esposizione. Per la fase di conteggio in laboratorio è stato utilizzato il TASLIMAGE, un sistema analizzatore di immagini per la scannerizzazione e l'analisi dei rivelatori a stato solido di tracce nucleari.



Figura 10. Il sistema TASLIMAGE disponibile presso il laboratorio "Rivelatori di tracce nucleari e dosimetria occupazionale" in APAT

La procedura prevede che il rivelatore venga montato in un telaio di dimensioni opportune. Le lastre, che hanno un codice di riconoscimento, sono allocate nel telaio. I rivelatori sono posizionati nell'apposito supporto di acciaio inox con un preciso

orientamento e i supporti sono montati nell'apposito rack che contiene fino a 6 griglie.

A questo punto il rack con i supporti e i rivelatori è sottoposto alla procedura di attacco chimico e sviluppo.

La lettura dei rivelatori è effettuata per mezzo dell'analizzatore automatico di immagini TASL. Il valore dell'esposizione è calcolato dal software TASLIMAGE mediante l'algoritmo:

$$E[KBqm^{-3}h] = (TC_P - T_F)F_T \quad (5.4)$$

T: numero di tracce accettate per cm²;
T_F: numero delle tracce di fondo;
F_T: fattore di taratura;
C_P: correzione per il ²¹⁴Po.

5.7 Il contesto geologico dell'indagine

L'area di interesse di questo progetto è inserita nel contesto geologico del territorio laziale, caratterizzato da una notevole variabilità litologica e cronostratigrafica delle formazioni presenti in affioramento. Le province di Roma e Viterbo occupano l'area delle formazioni deposte durante l'attività vulcanica, le quali costituiscono il dominio relativamente più rappresentato coprendo circa il 33% del territorio regionale (figura 11). Il territorio delle due province è caratterizzato da cinque distretti vulcanici appartenenti alle aree a nord e a sud-est di Roma.

Nell'area settentrionale si trovano:

- Distretto vulcanico Vulsino (Monti Vulsini)
5 complessi vulcanici: Paleo-Vulsini, Bolsena, Vulsini meridionali, Latera, Montefiascone
- Distretti vulcanici Cimino e Vicano
Area vulcanica dei Monti Cimini e Vico
- Distretto vulcanico Sabatino
Monti Sabatini, Lago di Bracciano, Sacrofano e Baccano
- Distretto vulcanico Tolfetano – Cerite – Manziate

Monti della Tolfa

A sud-est di Roma si trova il complesso dei Colli Albani, il più meridionale dei distretti vulcanici a struttura centrale presenti nella Regione.

Tale contesto geologico, fortemente caratterizzato da lave vulcaniche e tufi, in una zona densamente popolata incrementa drasticamente il numero di persone esposte al rischio.

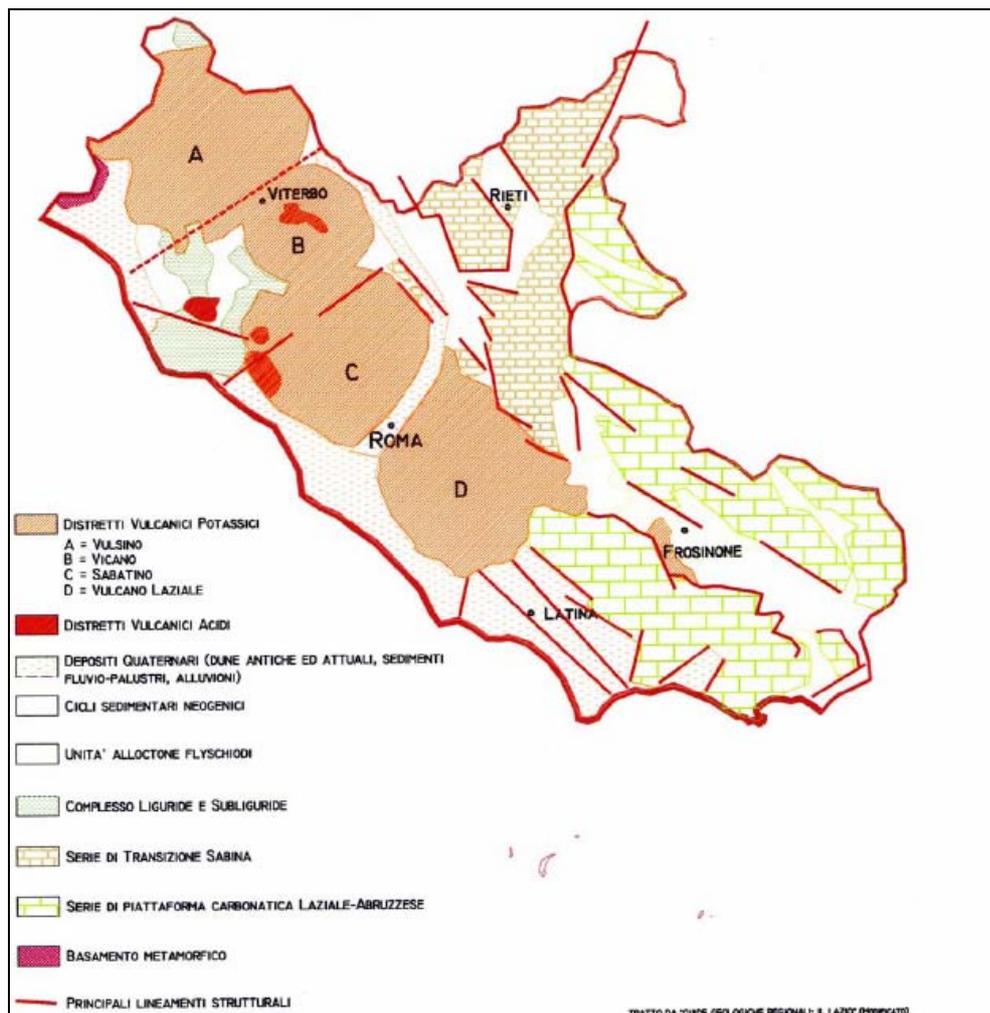


Figura 11. Schema geologico della Regione Lazio (fonte: Amodio e Bovina, 2006)

Arpalazio ha compiuto un monitoraggio sul territorio nel periodo 2003 – 2004 eseguendo 400 misurazioni circa (figura 12), il quale ha evidenziato la presenza di elevate concentrazioni di radon non solo nei terreni vulcanici, ma anche in formazioni

sedimentarie carbonatiche marine. Tale situazione è attribuita alla presenza di un sistema diffuso ed intenso di fessurazioni per fratturazione delle stratificazioni carbonatiche e di faglie profonde, che consentono la risalita verso la superficie dei fluidi gassosi di origine profonda (Regione Lazio, 2004).

In particolare nei terreni di origine vulcanica, provenienti da gruppi vulcanici laziali e limitrofi, la struttura, composizione e l'epoca di deposizione, diversificano la concentrazione di rilascio del gas che, quindi, si presenta estremamente variabile.

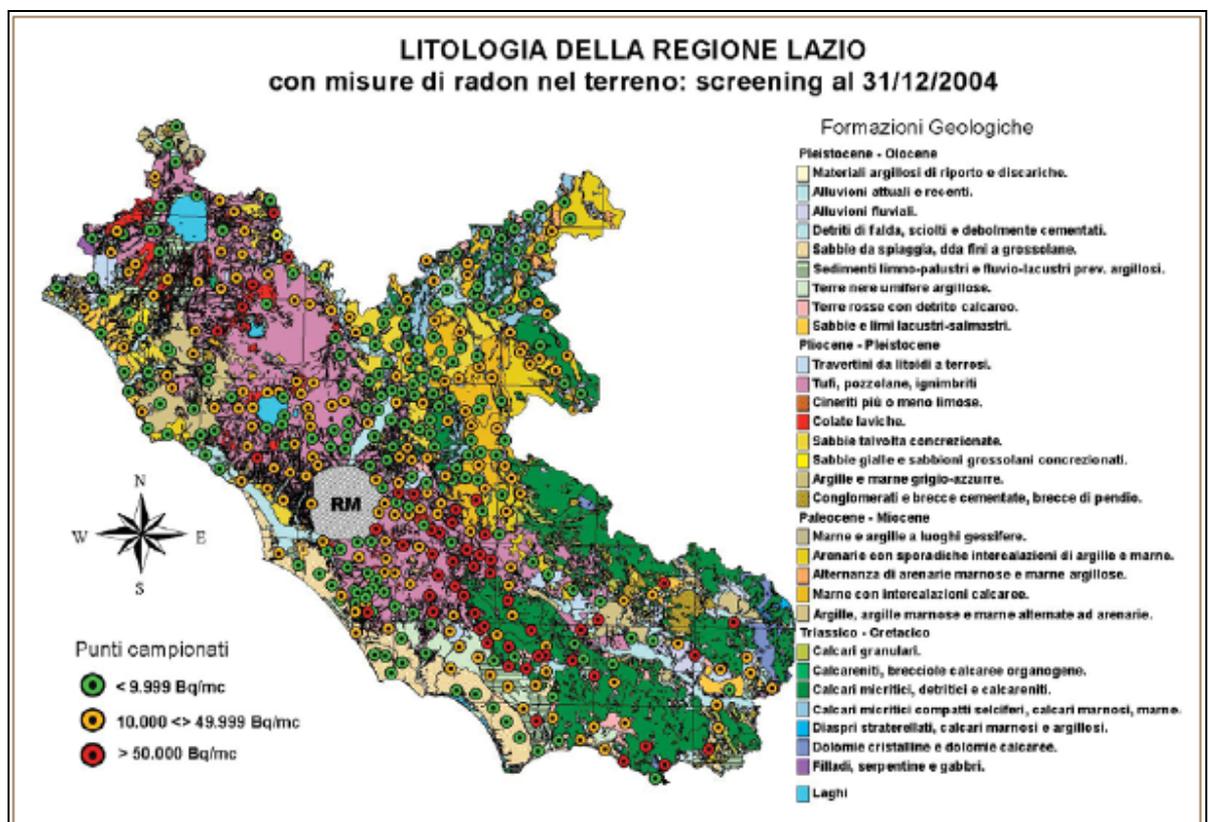


Figura 12. Litologia del Lazio e risultati delle misurazioni di radon nel terreno (Fonte: Regione Lazio, 2004).

6 DATI E STRUMENTI INFORMATICI

6.1 Struttura ed organizzazione dei dati

L'identificazione delle radon prone areas su un territorio necessita la conoscenza della distribuzione del fenomeno in quell'area. Un'efficace e completa base dati rappresenta uno strumento indispensabile sul quale impostare le proprie analisi e il mezzo più idoneo per la comprensione del fenomeno in tutti i suoi aspetti.

Gli obiettivi del progetto pongono l'esigenza della gestione, analisi ed elaborazione dei dati dal punto di vista spaziale, ad esempio rispetto al territorio o considerando le relazioni spaziali tra dati diversi. Poiché organizzare i dati senza tenere conto di questo aspetto limiterebbe fortemente le possibilità di utilizzo degli stessi, è importante organizzare le informazioni secondo una struttura adeguata.

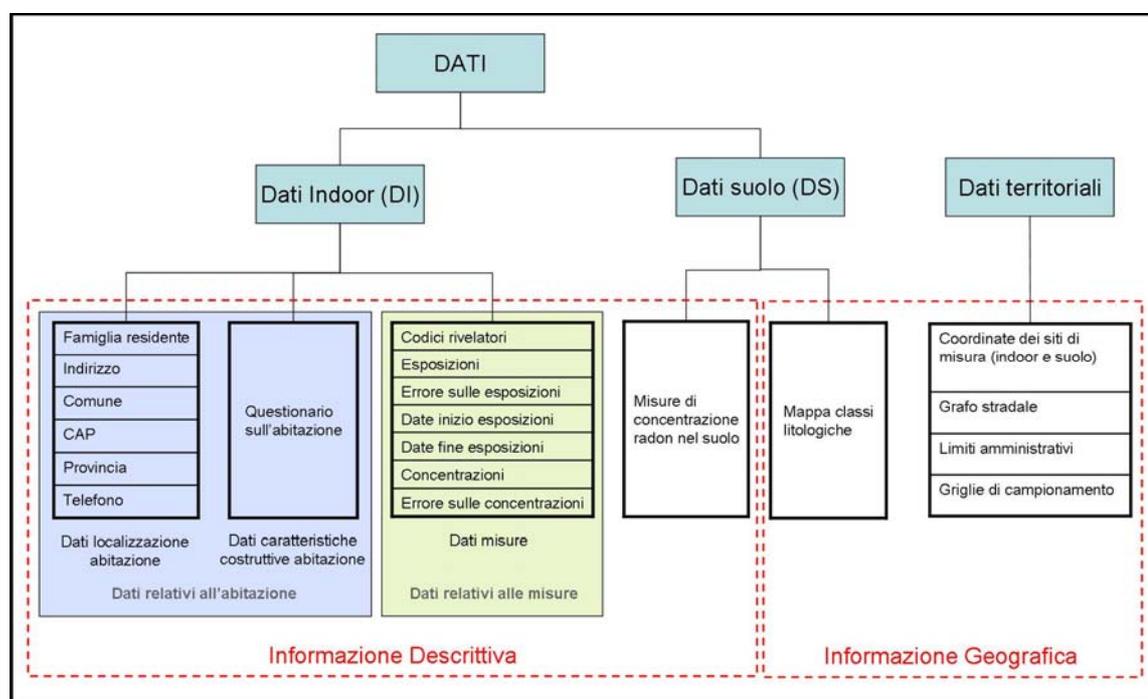


Figura 13. Struttura dei dati

L'insieme dei dati è costituito da due componenti, l'informazione geografica e l'informazione descrittiva (alfanumerica) (figura 13).

L'informazione geografica, formata da una serie di dati georiferiti, è a sua volta costituita da una componente spaziale e una componente non spaziale. I dati territoriali hanno infatti, oltre al loro contenuto informativo (attributi), una componente spaziale intrinseca, nella quale è contenuta l'informazione relativa a dove il dato è situato, a quale è la sua forma ed estensione, e altre caratteristiche di tipo spaziale.

L'informazione descrittiva è costituita da un insieme di dati alfanumerici che possono essere raggruppati in due categorie: "dati indoor" (DI) e "dati suolo" (DS).

L'insieme DI è costituito da tutte le informazioni relative allo studio e alla conoscenza del fenomeno negli ambienti chiusi, mentre l'insieme DS si riferisce ad una serie di informazioni aggiuntive, utili al fine di comprendere il reale contributo del suolo alla concentrazione indoor.

L'insieme DI può essere ulteriormente suddiviso in due componenti, i dati relativi alle misure e i dati relativi all'abitazione.

Il valore della concentrazione di radon all'interno di un'abitazione rappresenta il dato di partenza del progetto, essendo tale grandezza collegata in maniera diretta al rischio per le persone.

La concentrazione è calcolata dal valore misurato dell'esposizione diviso il periodo di esposizione. Dalle misure di esposizione durante i due periodi di misura, "estivo" e "invernale", si ottengono i valori delle rispettive concentrazioni estive e invernali che forniscono il valore della concentrazione annuale attraverso il calcolo della media pesata per i rispettivi tempi di esposizione. L'insieme delle esposizioni, dei periodi di esposizione (date di inizio e fine esposizione), delle concentrazioni e dei relativi codici di riconoscimento dei rivelatori costituiscono i dati relativi alle misure.

La concentrazione di radon indoor è il prodotto di numerosi fattori di cui il suolo rappresenta solitamente il contributo principale. La grande varietà di questi fattori può creare delle condizioni differenti da caso a caso, in grado di influenzare il risultato di una misura. Per questo motivo è importante conoscere le condizioni in cui avviene la misura nel modo più dettagliato possibile. Ad ogni abitazione sono associati i rispettivi dati delle

misure eseguite all'interno di essa, corredati da ulteriori informazioni relative all'abitazione in cui è stata eseguita la misura (dati relativi all'abitazione). Parte di queste informazioni si riferiscono alla localizzazione della singola abitazione (indirizzo, comune di appartenenza ecc.), mentre ulteriori informazioni relative alle caratteristiche costruttive, provengono da un questionario che, compilato dai residenti, fornisce una descrizione dettagliata dell'edificio, dell'unità abitativa e dei locali in cui sono posizionati i rivelatori. All'interno del questionario si trovano anche alcune informazioni sulle abitudini di vita dei residenti, come l'abitudine a ventilare i locali e la presenza di fumatori tra le persone che vivono nell'abitazione. Queste informazioni possono rivelarsi importanti per analizzare e valutare la situazione specifica di una singola abitazione qualora presenti ad esempio valori anomali di concentrazione.

L'insieme di dati DS è rivolto allo studio e alla comprensione del contributo alla concentrazione indoor proveniente dal suolo. Due fonti di dati contribuiscono all'insieme DS, la litologia del territorio e i valori di concentrazione di radon nel suolo.

Le varie litologie presenti nell'area di interesse sono state raggruppate (partendo dalla carta a scala 1:100.000) per caratteristiche simili rispetto all'esalazione di radon e rappresentate sotto forma di una mappa.

Le misure di concentrazione radon nel suolo provengono da una campagna di misurazioni pregressa fatta dall'ArpaLazio.

Disporre di una base dati in cui tutte le informazioni abbiano le componenti spaziale e non spaziale, ovvero fornirsi di una base dati geografica, conferisce ai dati un notevole valore aggiunto derivante dalle maggiori possibilità di gestione e analisi rispetto al territorio. Per ottenere una base dati geografica è necessaria la georeferenziazione della componente descrittiva, ovvero l'associazione ad essa di coordinate geografiche, e la creazione della relativa componente spaziale. La georeferenziazione della base dati delle utenze telefoniche, utilizzata nella fase di campionamento e descritta precedentemente, ha fornito un insieme di coordinate geografiche associate agli indirizzi delle abitazioni, ovvero ai siti di misura indoor.

Tutte le informazioni relative alle misure, alla localizzazione e alle caratteristiche costruttive delle abitazioni sono state messe in relazione al singolo sito di misura

attraverso il campo comune “Codice Famiglia” che individua univocamente un’abitazione. Attraverso tale relazione i dati alfanumerici sono stati associati alle proprie coordinate geografiche acquisendo la relativa componente spaziale.

La creazione della componente spaziale è stata eseguita anche per l’insieme dei dati DS. In questo modo i dati alfanumerici costituenti la componente descrittiva vengono trasformati in informazione geografica e tutte le informazioni contenute nella base dati sono utilizzabili anche dal punto di vista spaziale e sovrapponibili tra loro con il resto dell’archivio.

Tale procedimento fornisce un notevole valore aggiunto derivante dalla possibilità di ottenere dagli stessi dati informazioni aggiuntive. A questi si aggiungono infine altri dati territoriali quali il grafo stradale, i limiti amministrativi e le griglie di campionamento.

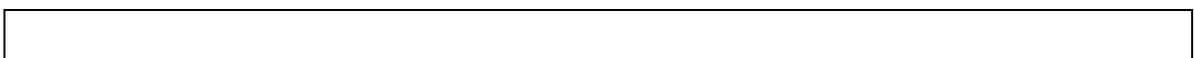
6.2 Strumenti informatici per la gestione ed elaborazione dei dati

La base dati geografica costituita contiene una serie di dati georiferiti. Tali informazioni sono organizzate secondo il modello dei dati geografici, caratterizzato da una componente spaziale alla quale sono collegati gli attributi.

Un Sistema Informativo Geografico (GIS) o Territoriale (SIT) è uno strumento informatico capace di gestire unitamente informazione spaziale e dati descrittivi (attributi). Un GIS prevede la gestione dei dati in un database relazionale tenendo conto contemporaneamente di tre caratteristiche fondamentali dei dati:

- la geometria, relativa alla rappresentazione cartografica degli oggetti, come la forma (punto, linea, poligono), l’estensione e la posizione geografica;
- la topologia, relativa alle proprietà spaziali e alle relazioni tra gli oggetti;
- l’informazione, cioè le tabelle degli attributi contenenti le informazioni alfanumeriche associate agli oggetti.

Stabilendo una relazione tra informazione spaziale e dati alfanumerici (attributi), un GIS fornisce supporto alla visualizzazione, interrogazione e analisi dei dati.



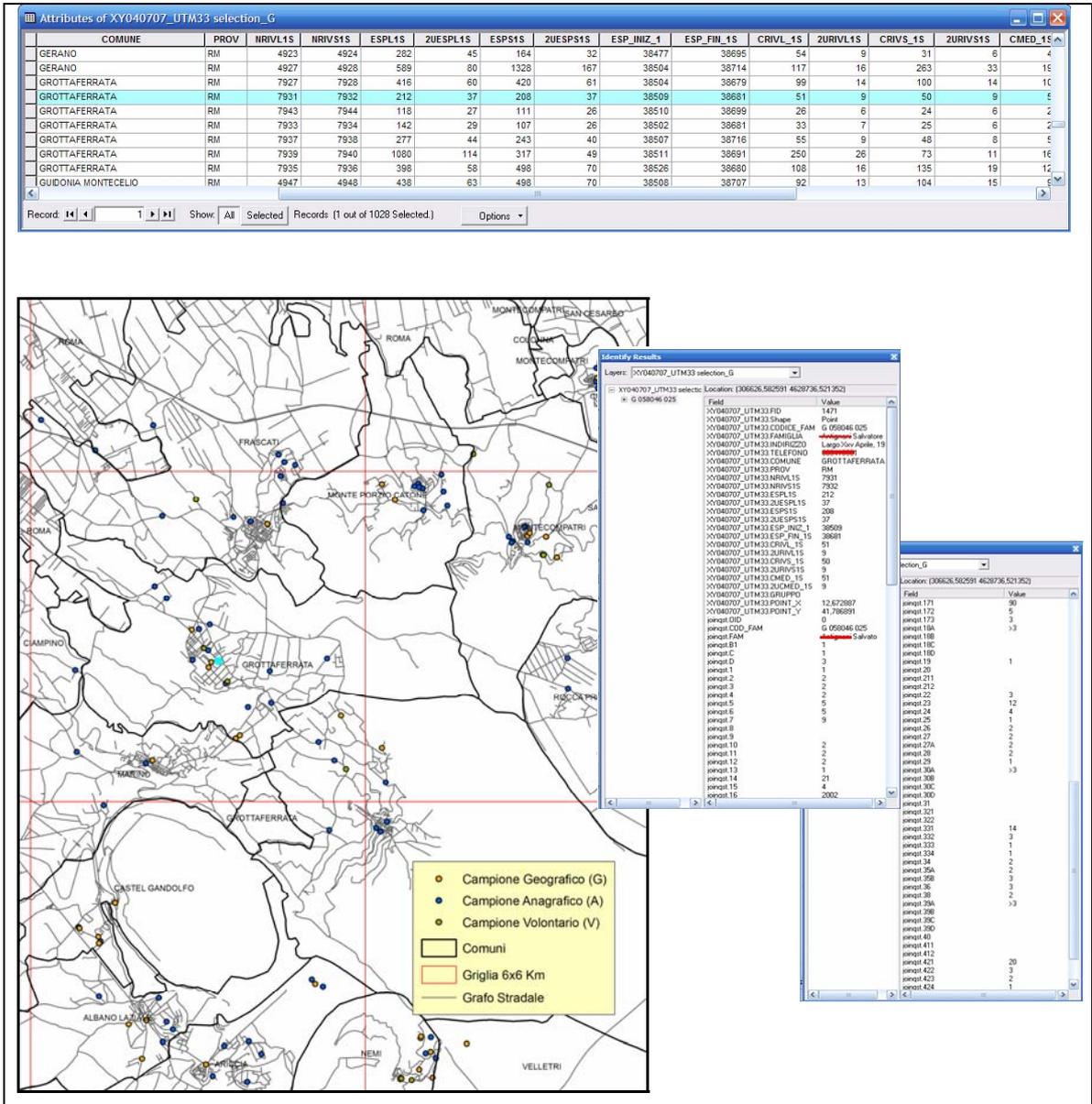


Figura 14. Il SIT: il punto di misura selezionato è collegato alla tabella degli attributi nella quale si evidenzia il record corrispondente, contenente tutte le informazioni ad esso associate. Tutti gli elementi della mappa possono essere interrogati per conoscere le informazioni in essi contenute o informazioni aggiuntive derivanti dalle relazioni spaziali

La gestione delle informazioni della banca dati geografica in un GIS avviene attraverso la sovrapposizione di strati informativi (layer) che fornisce una rappresentazione del

mondo reale in grado di contribuire alla comprensione del fenomeno in studio. Questa modalità permette di analizzare le relazioni tra oggetti che si trovano in layer differenti e di trovare nuove relazioni tra i dati, incrementando le possibilità di analisi ed elaborazione delle informazioni.

Per la determinazione delle radon prone areas è stato predisposto un SIT (figura 14) collegato alla banca dati geografica e al database alfanumerico dei dati radon (BDR) (figura 15). Qualora i dati relativi alle misure o alle abitazioni dovessero essere modificati o nuove informazioni aggiunte, i dati all'interno del SIT vengono aggiornati.

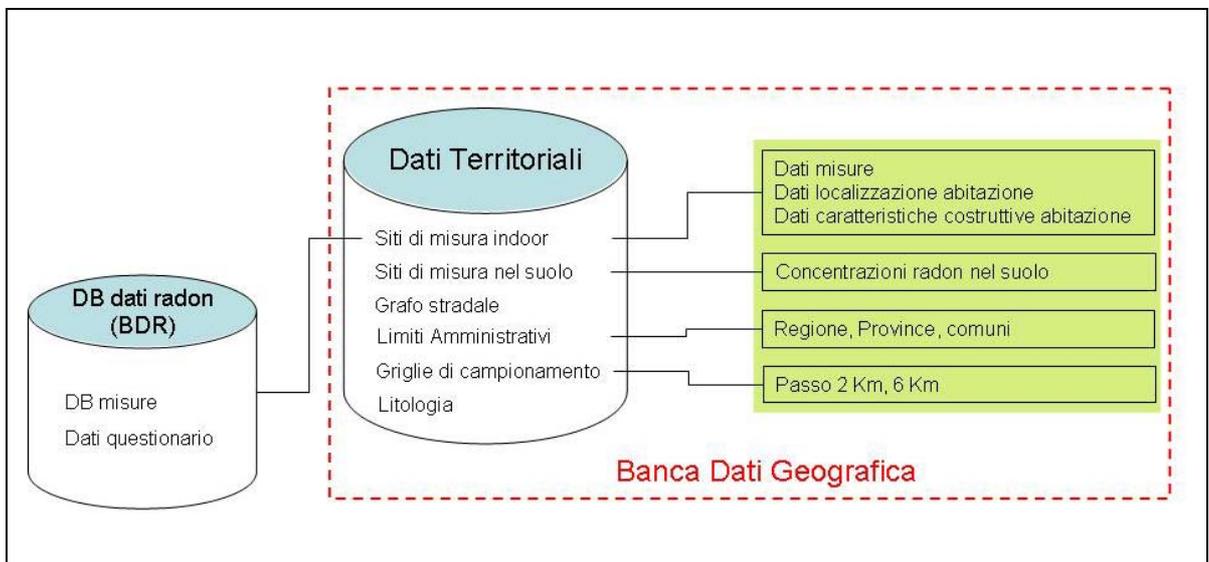


Figura 15. Banca Dati Geografica collegata alla Banca Dati Radon per gli aggiornamenti

La banca dati geografica e il SIT predisposto all'utilizzo dei dati in essa contenuti, permettono di acquisire, elaborare, gestire e restituire tutte le informazioni in un ambiente unico e facilmente aggiornabile. Queste peculiarità del sistema hanno fornito notevoli vantaggi, anche in termini di rapidità nell'ottenere informazioni, durante varie fasi del progetto.

6.3 I dati

6.3.1 I dati di radon indoor

La strategia di misura della concentrazione radon indoor ha previsto due rivelatori in ogni abitazione, collocati rispettivamente nei locali della camera da letto (rivelatore L) e del soggiorno (rivelatore S).

Tra i dati indoor associati alla singola abitazione vi sono quindi le concentrazioni dei rivelatori L ed S e la concentrazione media, calcolata dalla media dei due. Ogni record della BDR contiene tali informazioni, unitamente al codice famiglia nel quale è tenuta traccia anche della tipologia di campionamento con la quale l'abitazione è stata acquisita. La particolare tecnica di campionamento utilizzata ha prodotto un campione finale costituito dall'unione di due campioni, il campione anagrafico (A) e quello geografico (G). A questi si aggiunge un campione formato da volontari (V) che, pur non facendo parte dei precedenti A e G, hanno chiesto di partecipare all'indagine spontaneamente.

Sui dati del campione totale e dei campioni parziali sono state eseguite delle statistiche preliminari. In tabella 2 sono riportate le statistiche relative al campione totale e ai campioni A, G, V separatamente. Come si osserva dai valori in tabella i campioni parziali mostrano valori simili e i test t e F sulle medie e varianze ne confermano l'equivalenza.

	CAMPIONE TOTALE A, G, V	CAMPIONE A	CAMPIONE G	CAMPIONE V
N	2006	828	1028	150
min	7	8	7	14
max	1532	1532	1376	512
media	102,65	102,67	102,54	103,22
dev.st.	116,30	122,59	114,14	93,80

Tabella 2. Risultati delle statistiche preliminari sul campione totale e sui campioni parziali (Bq/m³)

6.3.2 La distribuzione delle concentrazioni di radon indoor

La distribuzione delle concentrazioni di radon nelle abitazioni è considerata essere approssimativamente log-normale (UNSCEAR, 1982), tale ipotesi deve essere verificata qualora si utilizzano i dati per produrre mappe della probabilità di superare un determinato valore di soglia.

Esistono diversi test statistici per verificare la conformità dei dati sperimentali con un modello teorico. Tali test sono indipendenti dalla distribuzione, esaminano quanto i dati osservati si avvicinano alla curva teorica. Uno dei test più utilizzati è il test del χ^2 .

L'applicazione di questo test mostra che i dati sperimentali approssimano la distribuzione log-normale non adeguandovisi completamente, a causa della coda degli alti valori. Questo risultato è tutt'altro che insolito, anche Miles (1994) riscontra lo stesso problema con i dati dell'indagine inglese. Tuttavia, se la distribuzione dei livelli di radon nelle abitazioni è log-normale ci possono essere due fattori che creano la distorsione nella distribuzione dei valori misurati: l'incertezza nelle misure e il contributo del radon outdoor ai livelli indoor (Miles, 1994). Gunby (Gunby et al., 1993) suggerisce che la distribuzione dei livelli di radon indoor è log-normale purché alle concentrazioni misurate venga sottratto il contributo della concentrazione locale di radon outdoor. Sottraendo ai dati un valore di 4 Bq/m^3 (utilizzando la stima in Miles, 1994) della concentrazione outdoor, i test non danno più risultati contrastanti ma confermano la log-normalità dei dati ad un livello di significatività del 5% (figura 16, tabella 3).

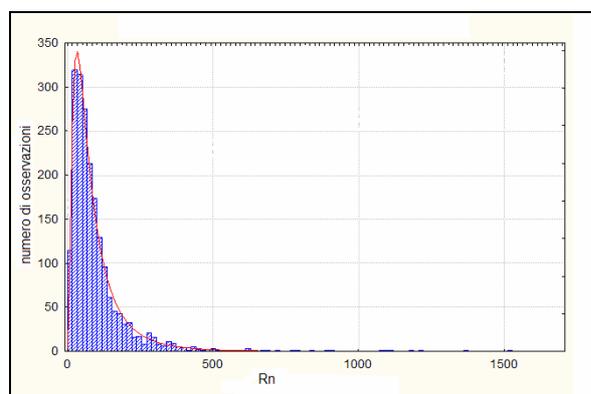


Figura 16. Distribuzione log-normale dei dati sperimentali

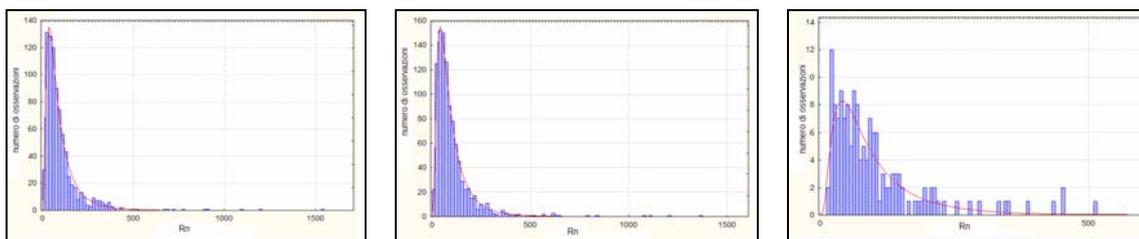


Figura 17. Distribuzione log-normale dei dati sperimentali dei Campioni A (sinistra), G (al centro), V (a destra) separatamente

Il test è stato applicato ai campioni parziali, i risultati e le distribuzioni in frequenza sono riportati in tabella 3 e in figura 17.

Campione	χ^2
A, G, V	38,45376 (gdl = 26)
A	27,55424 (gdl = 19)
G	23,14278 (gdl = 21)
V	19,99308 (gdl = 20)

Tabella 3. Risultati del test χ^2 per la log-normalità dei dati sperimentali ($\alpha = 5\%$)

6.3.3 I dati di radon nel suolo

I dati di concentrazione di radon nel suolo sono parte delle misure eseguite dall'ArpaLazio durante una campagna di monitoraggio sulle cinque province appartenenti al territorio della Regione Lazio nel periodo 2003 – 2004. Delle 400 misure totali, eseguite in modalità attiva con DurrIDGE RAD7, ad una profondità di 60 cm dal piano di campagna (in condivisione con la metodica adottata dall'APAT nelle indagini relative alla valutazione del PERS) tramite sonda del diametro di 8 mm (Regione Lazio,

2004), circa 270 appartengono alle province di Roma e Viterbo (tabella 4).

N	Media	Dev. St.	Min	Max
268	33.859	56.899	174	391.000

Tabella 4. Statistica dei valori di radon nel suolo (Bq/m³)

Il test del χ^2 sui valori di radon nel suolo ha confermato la log-normalità della distribuzione (figura 18, tabella 5).

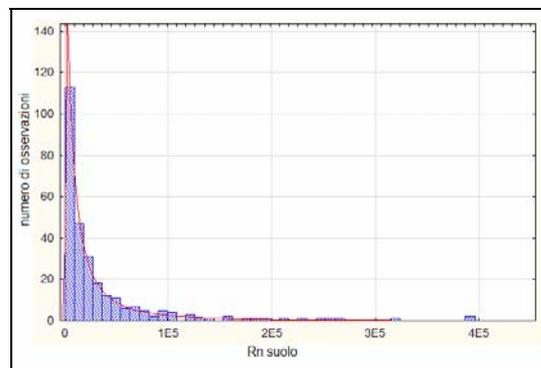


Figura 18. Distribuzione log-normale dei valori di radon nel suolo (Bq/m³)

Campione	χ^2
Dati nel suolo	5,12398 (gdl = 10)

Tabella 5. Risultati del test χ^2 per la log-normalità dei dati nel suolo ($\alpha = 5\%$)

7 METODOLOGIA E RISULTATI

7.1 La geostatistica

La statistica spaziale include una vasta gamma di metodi e modelli (Cressie, 1993) finalizzati all'analisi di dati riferiti al territorio o, più in generale, spazialmente distribuiti. Nell'ambito della statistica spaziale la geostatistica si riferisce ai metodi e modelli applicati a dati campionati discretamente in una regione dello spazio, i quali siano misure dirette di valori di un fenomeno spaziale continuo nei punti di campionamento o statisticamente correlati ad essi (Diggle and Ribeiro, 2007). I metodi geostatistici studiano la variabilità spaziale dei parametri che descrivono tali fenomeni attraverso la loro modellizzazione al fine di caratterizzare e stimare i fenomeni stessi (Raspa, 2004).

I dati utilizzati nelle scienze ambientali mostrano solitamente una correlazione spaziale più o meno accentuata. Le misure relative a fenomeni fisici sono dei valori discreti campionati nell'area di lavoro, mentre in genere è necessario avere informazioni anche in punti dove non disponiamo di alcuna rilevazione. Data l'impossibilità di eseguire misure in modo continuo, sia per i costi che per difficoltà tecniche di vario tipo, è necessaria un'elaborazione corretta dei dati disponibili.

L'approccio geostatistico è basato sulla definizione della variabile di studio come variabile aleatoria: il suo valore misurato è considerato come una possibile realizzazione di una certa funzione aleatoria in un determinato punto. Ognuna di queste realizzazioni è una variabile aleatoria e l'insieme di tali variabili aleatorie, valutate sull'intero dominio spaziale, è definita come la funzione aleatoria generante. La funzione variogramma e l'intepolazione tramite kriging rappresentano gli strumenti fondamentali dell'approccio geostatistico, attraverso i quali comprendere la variabilità del fenomeno ed eseguire analisi spaziali [Appendice 10.1].

I fenomeni che avvengono nel mondo reale sono molto complessi, questo ci costringe ad una semplificazione dei processi in studio al fine di descriverli e raggiungere delle conclusioni. I modelli sono modi di descrivere la realtà semplificandola e il modo in cui

ogni dato viene elaborato e interpretato riveste un ruolo molto importante nella modellizzazione. Essi forniscono strumenti per la comprensione dei fenomeni, permettendo di descrivere e rappresentare i processi in un sistema. Attraverso i modelli è possibile ottenere la stima di un valore in un punto non conosciuto, questo permette di analizzare la realtà, fare delle previsioni, capire le relazioni tra dati contigui e può essere decisivo per evidenziare strutture e correlazioni nascoste.

La tipologia dei fenomeni ambientali è molto ampia, si possono incontrare casi più semplici, caratterizzati da una sola variabile spaziale, e altri molto più complessi in cui un gran numero di variabili interagiscono tra loro non solo nello spazio ma, a volte, anche nel tempo. Una parte fondamentale dello studio geostatistico è la caratterizzazione (spaziale, temporale o spazio-temporale) del fenomeno, che consiste nell'evidenziarne la variabilità, specificandone la tipologia, in relazione ad eventuali anisotropie e diverse scale di variabilità (Raspa, 2000). La caratterizzazione della variabilità del fenomeno, espressa dal modello, è alla base dell'operazione di stima della variabile, ovvero della ricostruzione spaziale di questa a partire da un limitato numero di misure della variabile stessa.

A volte si ha la necessità di stimare non la variabile complessiva ma una sua componente per mettere in evidenza componenti locali della variabilità, mostrando come in tali componenti la struttura della variabilità sia legata a caratteristiche ambientali o del territorio. Una componente a grande scala può, ad esempio, contribuire ad evidenziare un trend regionale.

Attraverso i processi di stima e interpolazione si possono costruire delle mappe che rappresentano l'andamento della variabile nello spazio. Talvolta tali mappe presentano un andamento della variabile molto smussato e regolare rispetto alla realtà, in questi casi la ricostruzione spaziale della variabile può essere fatta tramite simulazione. La simulazione mantiene la variabilità delle caratteristiche reali, ma consente una precisione puntuale minore di quella ottenibile con la stima (Raspa, 2000).

Infine, in alcune applicazioni può essere necessario stimare la probabilità che la variabile superi, in un certo punto dello spazio, un determinato valore di soglia. A questo proposito è importante evidenziare che le problematiche ambientali sono spesso inquadrare in

contesti legislativi che fanno riferimento a precise normative nelle quali vengono definiti livelli di azione o soglie di controllo. La metodologia proposta per l'identificazione delle aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon indoor (radon prone areas), descritta nel seguito, si basa sull'utilizzo di metodi geostatistici per la stima della probabilità di superare un valore di soglia. Non essendo stato definito in Italia alcun livello di azione per il radon nelle abitazioni, è stato scelto un valore di 200 Bq/m³, in ogni caso il metodo è applicabile ad un qualsiasi valore una volta che questo venga definito.

La geostatistica è una disciplina che offre notevoli potenzialità, soprattutto perché si basa sulla modellizzazione della variabile in un'ottica probabilistica e in questo modo rispetta la complessità dei sistemi ambientali. Il caso del radon è un ottimo esempio di una variabile difficilmente trattabile in modo deterministico, poiché i modelli di diffusione sono estremamente complicati dai numerosi fattori che contribuiscono alla concentrazione di radon, dalle caratteristiche del terreno e degli edifici alle modalità abitative e al clima locale, e molti di questi fattori non sono conosciuti per le singole abitazioni. Vi sono, tuttavia, delle difficoltà anche nell'uso di strumenti geostatistici dovute, come si vedrà nel seguito, al fatto che la concentrazione di radon può essere molto diversa tra un edificio e l'altro e anche in appartamenti diversi dello stesso edificio. La geostatistica rappresenta un supporto estremamente valido per la produzione di mappe, analisi di sistemi ambientali e supporto alle decisioni, fornendo, inoltre, degli strumenti di controllo del processo di elaborazione fondamentali per dare forza ai risultati.

7.2 La metodologia adottata per l'individuazione delle aree a rischio radon

La presenza del radon negli ambienti in cui viviamo e il rischio ad esso connesso pone il problema del monitoraggio e dell'eventuale "bonifica" degli ambienti stessi. I livelli di azione stabiliti dalle normative hanno lo scopo di poter disporre di valori di riferimento sui quali valutare le diverse situazioni. Qualunque siano i livelli di azione scelti si pone il

problema dell'individuazione degli edifici in cui la concentrazione di radon eccede tali valori. Con tali valori, generalmente espressi in termini di concentrazione di radon, si intende il valore medio annuale di tale grandezza all'interno di un'abitazione. La metodologia proposta per l'identificazione delle aree ad elevata probabilità di alte concentrazioni di radon indoor (radon prone areas) è stata applicata sulla base delle concentrazioni di radon indoor provenienti da medie fatte su un periodo semestrale estivo, ma è ovviamente estensibile ai dati annuali.

Il metodo presentato in questo capitolo si basa sull'utilizzo di tecniche geostatistiche per la produzione di una mappa che identifichi le radon prone areas. Tali mappe sono state realizzate da alcuni paesi europei, e anche in alcune regioni italiane, con un metodo statistico basato sulle proprietà di log-normalità dei dati. In queste mappe viene rappresentata la percentuale di abitazioni che superano il livello di riferimento. Attraverso la stima, tramite kriging semplice, della legge condizionale si propone invece qui un metodo per il calcolo della probabilità di superare il livello di riferimento scelto e per la rappresentazione della mappa di tale probabilità. Nonostante entrambi i metodi portino alla produzione di mappe per l'individuazione delle radon prone areas, si fa riferimento ad essi con terminologie diverse. Nel metodo statistico si parla di "percentuale di abitazioni che superano il livello di riferimento", mentre nel metodo geostatistico di "probabilità di superare il livello di riferimento". La differenza risiede nel fatto che nel primo caso la stima è fatta su un'area, mentre nel secondo è puntuale.

Nel seguito si illustra l'applicazione di entrambi i metodi (statistico e geostatistico) allo stesso insieme di dati, al fine di rendere possibile un confronto.

7.2.1 Il metodo statistico

Per identificare le radon prone areas attraverso il metodo statistico si fa uso di un reticolo regolare all'interno del quale si vuole stimare la percentuale attesa di abitazioni che superano il livello di riferimento. Dopo aver verificato che la distribuzione dei livelli di radon è approssimativamente log-normale, si possono stimare i parametri della distribuzione dai dati e calcolare la frazione di distribuzione che supera la soglia di

riferimento (Miles et al., 1991). Sulla base del reticolo composto dalle celle di lato 6 Km, utilizzato per il campionamento, e dei risultati dei test di log-normalità della distribuzione delle concentrazioni di radon nelle abitazioni, il metodo statistico è stato applicato per realizzare la mappa della probabilità di superare il livello di riferimento. Su un totale di 322 celle ne risultano vuote 91 per motivi territoriali o legati a rifiuti nell'adesione all'indagine, mentre 14 contengono una sola misura (tabella 6).

Celle (6x6 Km)	Popolate	Vuote	Una sola abitazione campionata
322	231	91	14

Tabella 6. Il campione nelle celle del reticolo di campionamento

Per calcolare la percentuale di abitazioni che superano un determinato livello di riferimento si deve costruire, in ogni cella, la funzione deviata normale standardizzata Z , definita come:

$$Z = \frac{\ln(LR) - \ln(GM)}{\ln(GSD)} \quad (7.1)$$

dove LR è il livello di riferimento scelto, GM la media geometrica e GSD la deviazione standard geometrica.

Consultando le tabelle di probabilità della distribuzione di frequenza normale, è possibile ricavare per ogni valore di Z la percentuale attesa di abitazioni eccedenti il Livello di Riferimento scelto. In figura 21 è riportata la mappa, così ottenuta, della percentuale di abitazioni che eccedono il livello di riferimento di 200 Bq/m³.

La stima della probabilità si basa su dati sperimentali che, per diversi motivi, possono essere mancanti in alcune porzioni di territorio. Alcune zone possono essere prive di abitazioni oppure, anche dopo ripetuti tentativi, non è detto che si riesca ad ottenere l'adesione all'indagine nelle abitazioni presenti in quella zona. In altri casi il numero di misure è insufficiente per l'applicazione del metodo. Pertanto alcune celle possono rimanere vuote e diviene necessario applicare delle tecniche di riempimento e smoothing

per il calcolo della GM e GSD (Green et al., 1989; Miles 1994; Regione del Veneto, ARPA Veneto, 2000). In figura 19 è mostrato l'andamento della GSD in funzione della GM per le celle con più di 15 dati. Nonostante le GM variano tra 38 e 200 Bq/m³ si osserva come la variazione della GSD con la GM sia piccola, pertanto la GSD media, determinata dalle celle con più misure, viene assunta essere valida anche per celle con numero di misure più basso (Miles, 1994).

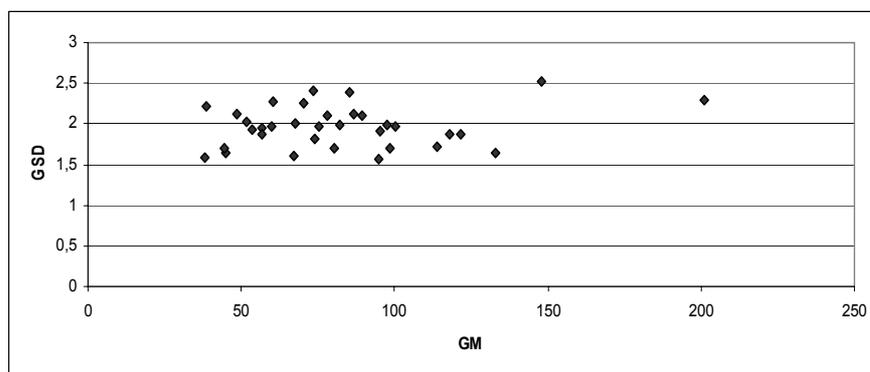


Figura 19. Deviazione standard geometrica in funzione della media geometrica in 34 celle con più di 15 misure

Poichè la GM varia molto da cella a cella lo stesso metodo non è applicabile per la stima della GM nelle celle vuote. Tuttavia, se le GM delle celle adiacenti sono correlate si potrebbe stimare la GM attraverso uno smoothing tra celle. Per il calcolo della stima "smussata" in una cella si utilizza una media pesata dei valori della cella e delle otto celle adiacenti.

Per il riempimento il valore della cella centrale T è calcolato dalle celle confinanti X e Y pesando sul contributo che il volume di ogni cella dà al volume del tetraedro che ha per base le celle T, X, e Y (figura 20). Utilizzando i valori 3 e 2 rispettivamente per i pesi delle celle X e Y, si calcola il valore T:

$$T = \frac{3 \sum_i \ln X_i + 2 \sum_i \ln Y_i}{20} \quad (7.2)$$

Per lo smoothing il procedimento è analogo, assegnando il valore 12 al peso della cella centrale:

$$D = \frac{12 \ln(T) + 3 \sum_i \ln X_i + 2 \sum_i \ln Y_i}{32} \quad (7.3)$$

Tali pesi sono stati adottati seguendo i valori di indagini condotte in Inghilterra e Italia (Miles, 1994; Regione Veneto, ARPA Veneto, 2000).

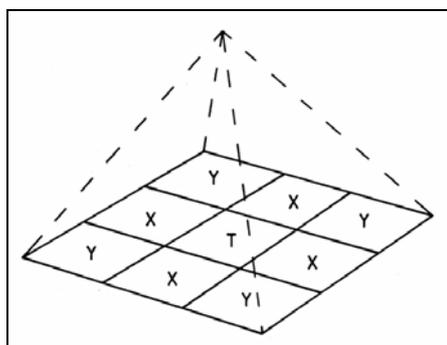


Figura 20. Tetraedro su cui operano le tecniche di riempimento e smoothing (fonte: Regione Veneto, ARPA Veneto, 2000)

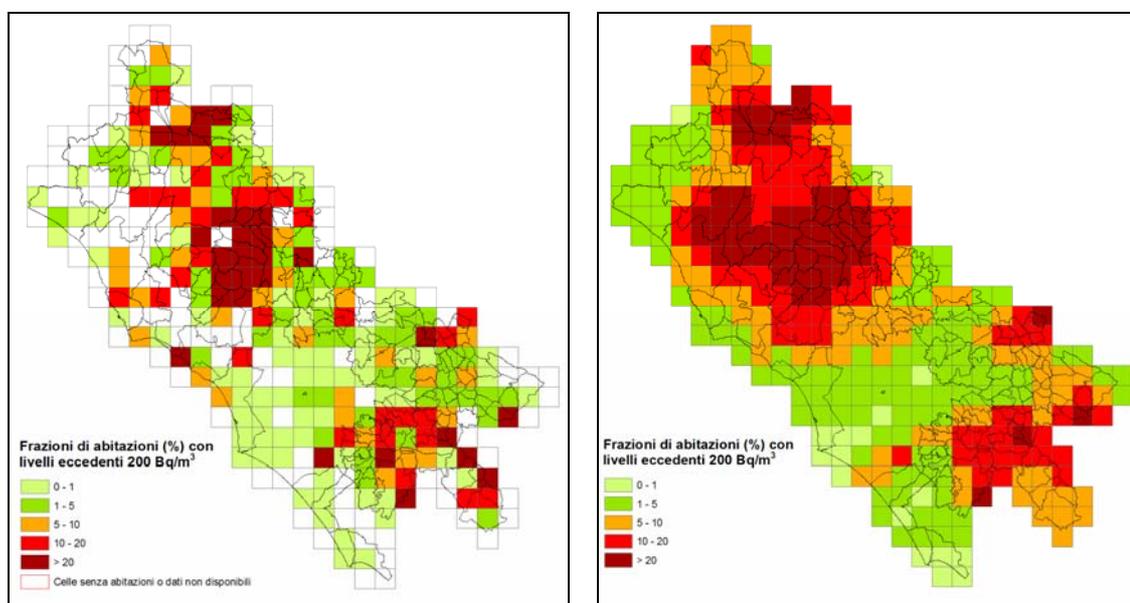


Figura 21. Mappa della percentuale di abitazioni eccedenti il livello di riferimento di 200 Bq/m^3 (sinistra) e la stessa mappa dopo la procedura di riempimento e smoothing (destra)

7.2.2 Il metodo geostatistico

Prendendo in considerazione il livello di riferimento di 200 Bq/m^3 si vuole realizzare una mappa della probabilità che la concentrazione di radon superi, in un punto dell'area di studio, tale soglia. Nei punti di misura tale probabilità vale 1 o 0 a seconda che il valore misurato sia o meno superiore al valore di soglia fissato, mentre nei punti in cui non sono disponibili misure l'incertezza può essere valutata con la probabilità che il valore di soglia venga superato. Tale probabilità dipende dalla posizione del punto in cui si vuole effettuare la stima e dai valori del parametro misurati nei punti prossimi ad esso. La stima della probabilità viene fatta riferendosi ai punti di un grigliato regolare, dai quali è possibile tracciare la carta delle iso-probabilità e quindi definire le aree di rischio. Il metodo geostatistico adottato si basa sui seguenti passi:

1. trasformazione dei valori misurati z nei valori gaussiani y
2. verifica della bigaussianità della legge delle coppie
3. aggiustamento di un modello di variogramma della Funzione Aleatoria $Y(x)$
4. stima mediante kriging semplice della legge condizionale
5. trasformazione gaussiana del livello di riferimento
6. calcolo della probabilità di superare il livello di riferimento
7. produzione della mappa di probabilità

Per la stima puntuale della probabilità che, condizionatamente ai valori misurati, la variabile superi in un dato punto una soglia di riferimento, si utilizza un reticolo regolare nei cui nodi si effettua la stima attraverso il kriging semplice [Appendice 10.1]. Tale metodo richiede la multigaussianità dei dati. Poiché i dati di partenza seguono una distribuzione log-normale, devono essere trasformati applicando la funzione logaritmo: $Y(x) = \ln Z(x)$.

Il metodo scelto si basa sulla proprietà che le Funzioni Aleatorie gaussiane ammettono leggi condizionali gaussiane (Saporta, 1990). Se la Funzione Aleatoria gaussiana $Y(x)$ è stazionaria [Appendice 10.1] essa è caratterizzata dalla media m , dalla varianza s^2 e dal

variogramma. La legge condizionale di $Y(x_0)$ (dati $Y(x_1) = y_1, \dots, Y(x_n) = y_n$), nel punto x_0 di stima (generico nodo del reticolo di stima) è normale di media e varianza rispettivamente il kriging semplice e la varianza del kriging semplice di $Y(x_0)$. Per l'elaborazione del kriging semplice è necessario disporre dei valori y_1, \dots, y_n e della funzione covarianza.

In caso di stazionarietà locale (media che varia debolmente in tutto il campo), essendo i dati di partenza lognormali, il kriging semplice continua ad essere uno stimatore corretto della media della distribuzione condizionale. Poichè nel nostro caso la media è variabile (fig. 32) il metodo scelto continua ad avere validità.

Poichè la multigaussianità non è verificabile, ci si accontenta di solito della proprietà di bigaussianità della legge delle coppie di valori trasformati. Uno dei metodi più usati per la verifica della bigaussianità si basa sul fatto che (in caso di bigaussianità) il variogramma ordinario (cioè di ordine 2) $\gamma^{(2)}(h)$ sia proporzionale al quadrato del variogramma di ordine 1 $\gamma^{(1)}(h)$ (Chilès & Delfiner, 1999):

$$\left(\frac{\gamma^{(1)}(h)}{\gamma^{(1)}(\infty)} \right)^2 = \frac{\gamma^{(2)}(h)}{\gamma^{(2)}(\infty)} \quad (7.4)$$

dove

$$\gamma^{(1)}(h) = \frac{1}{2} E|Z(x+h) - Z(x)| \quad (7.5)$$

e $\gamma^{(1)}(\infty)$, $\gamma^{(2)}(\infty)$ sono i sill dei due variogrammi.

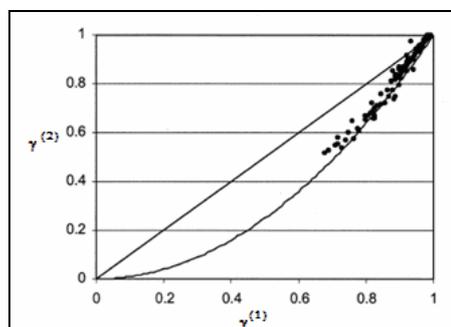


Figura 22. Verifica della bigaussianità

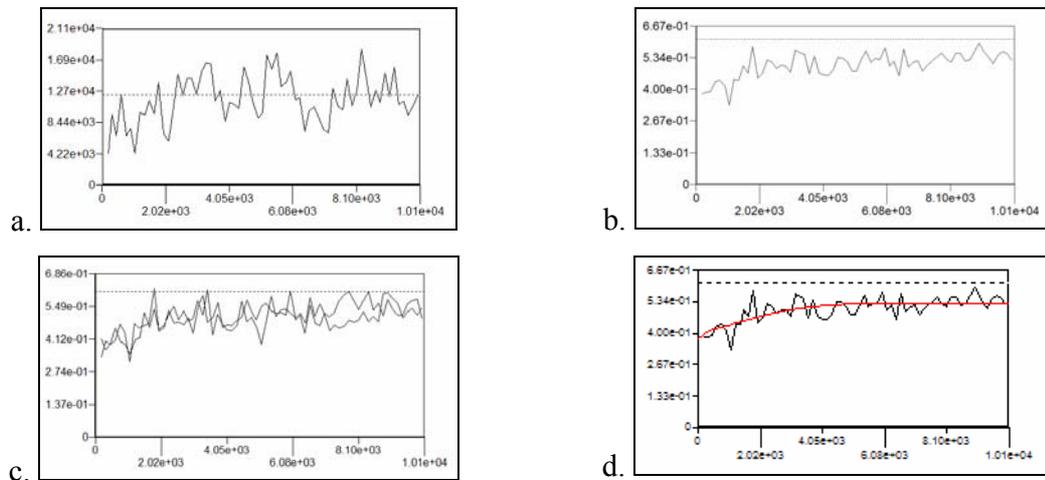


Figura 23. Variogramma dei dati grezzi (a), variogramma dei dati trasformati (b), variogrammi dei dati trasformati in due direzioni (isotropia) (c), aggiustamento di un modello di variogramma sui dati sperimentali (d). Il Lag size utilizzato è di 150 m.

In figura 23 sono riportati i variogrammi dei dati di concentrazione (a) e dei dati trasformati (b) e l'isotropia del variogramma dei dati trasformati (c). L'analisi variografica ha mostrato un forte effetto nugget (nugget = 0.38) e due strutture. L'aggiustamento del variogramma sperimentale è stato fatto con due modelli sferici (fig. 23d) rispettivamente con range 500 m e sill 0.02 (struttura a piccola scala) e con range 5000 m e sill 0.13 (struttura a grande scala).

A questo punto definendo il livello di riferimento dei valori z_i pari a 200 Bq/m^3 e calcolando il livello dei corrispondenti valori gaussiani y_i , si effettua la stima mediante kriging semplice della media e della varianza della legge condizionale. Quindi la probabilità di superare il livello di riferimento scelto è facilmente calcolabile ed è pari alla porzione di area sottostante la curva di densità di probabilità oltre il livello di soglia. Da questi valori viene generata la mappa in figura 24.

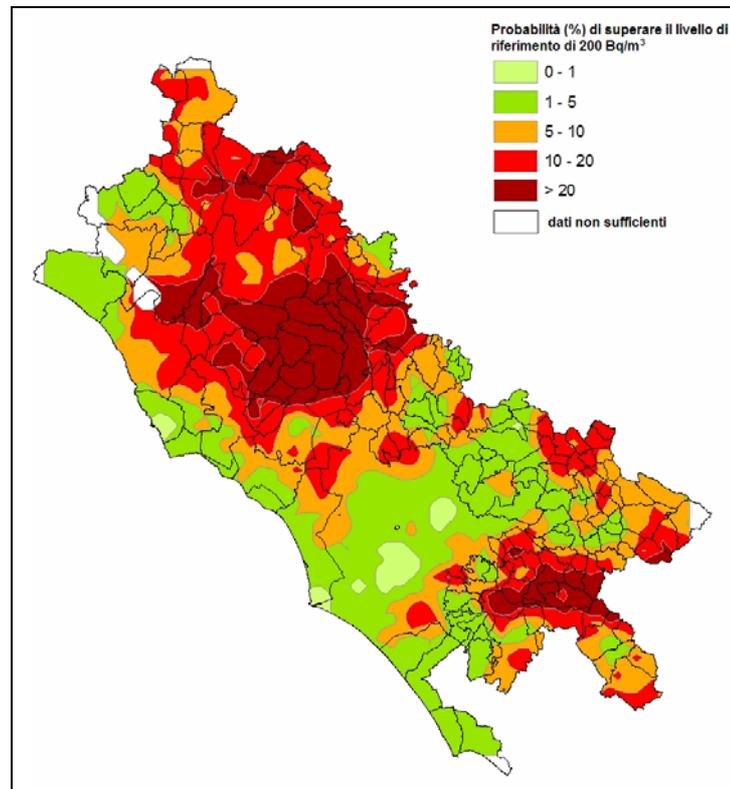


Figura 24. Mappa della probabilità di superare il livello di riferimento di 200 Bq/m³

7.2.3 I due metodi a confronto

Uno degli obiettivi della mappatura è quello di fornire uno strumento di supporto alle decisioni che migliori la comprensione del fenomeno rispetto al territorio, quindi la modalità di elaborazione e rappresentazione dei dati è uno dei punti fondamentali dell'indagine. I risultati ottenuti con le due diverse tecniche statistica e geostatistica sono simili dal punto di vista dell'andamento spaziale generale ma vi sono delle differenze dal punto di vista della qualità dell'informazione fornita.

La mappa prodotta attraverso il calcolo della funzione deviata normale standardizzata è riportata a sinistra nella figura 25. In questo tipo di mappa la percentuale di abitazioni eccedenti il livello di riferimento è calcolata in ogni maglia 6x6 Km. Questo calcolo è possibile nelle celle contenenti un numero di punti sufficiente, le altre rimangono necessariamente vuote. Applicando le tecniche di riempimento e smoothing è possibile

calcolare il valore nelle maglie vuote sulla base delle maglie limitrofe. Anche la mappa a destra, ottenuta attraverso la tecnica geostatistica, presenta delle zone in cui l'insufficienza dei dati non permette di calcolare un valore di probabilità ma queste aree hanno estensione molto ridotta.

La fondamentale differenza tra i due metodi risiede nel fatto che il metodo statistico fornisce una stima areale della probabilità di superare la soglia, mentre l'altro metodo permette di ottenere una stima puntuale. Il metodo statistico infatti associa un valore stimato di probabilità ad una cella di lato 6 Km, all'interno della quale il valore non varia. Diminuendo la dimensione del passo del reticolo, si può incrementare la risoluzione della mappa, rappresentando la probabilità sulla base di celle di area minore. Tuttavia, al diminuire delle dimensioni di cella il numero di campioni misurati all'interno diminuisce, rendendo la stima della probabilità meno affidabile e in alcuni casi impedendola per insufficienza di dati. Il metodo geostatistico, invece, tramite la stima puntuale, ha una risoluzione massima che si traduce in un maggior dettaglio.

I due metodi si equivalgono ma rappresentano i risultati in maniera discreta in un caso (metodo statistico) e continua nell'altro (metodo geostatistico). Se fosse possibile diminuire la dimensione delle celle nella mappa statistica fino a ridurla ad un punto si otterrebbe la mappa geostatistica, in modo analogo al concetto di integrale.

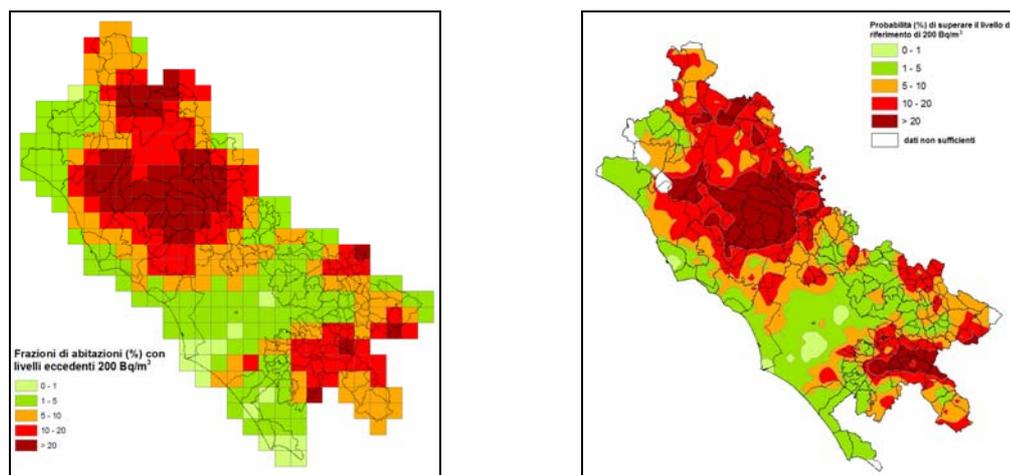


Figura 25. Mappe della probabilità di superare il livello di riferimento di 200 Bq/ m³, metodo statistico (sinistra) e metodo geostatistico (destra)

7.3 Analisi della relazione tra radon indoor e geologia del territorio

Lo studio del radon dal punto di vista geologico e l'analisi delle concentrazioni di radon nel suolo sono stati oggetto di numerosi studi che hanno confermato il ruolo principale del contributo geologico ai livelli di radon indoor.

Grazie ai dati indoor, raccolti nelle province di Roma e Viterbo durante l'indagine APAT, e alla campagna di misure nel suolo fatta da Arpalazio, si dispone di un insieme di dati aggiornati con i quali approfondire la relazione tra geologia e concentrazioni indoor. A tali dati si aggiunge, inoltre, una mappa rappresentante la litologia presente sul territorio, raggruppata in classi litologiche adatte allo studio del radon, a cura del Dipartimento Difesa del Suolo dell'APAT.

I dati di concentrazione di radon nel suolo e la mappa delle classi litologiche sono descritti in tabella 7 e figura 26.

Classe litologica	Radon nel suolo (Bqm ³)		
	N	media	dev.st
n.r. – laghi (*)	2	-	-
Calcari, calcareniti, diaspri, dolomie; marne calcaree	28	39357	61400
Argille, sedimenti prevalentemente argillosi	25	9979	11934
Arenarie	7	18030	32152
Detriti sciolti, sabbie	31	16291	24681
Alluvioni recenti ed attuali	33	35152	44116
Terre rosse, tufi, ingnimbriti	126	42232	67871
Colate laviche	9	55821	83032
Filladi serpentini, gabbri (*)	0	-	-
Travertini	6	8048	5881

Tabella 7. Risultati delle misure nel suolo raggruppati per classi litologiche.

(*) Queste due classi non sono state utilizzate per l'analisi dei dati a causa della mancanza di misure. La classe "Filladi serpentini, gabbri" ha una superficie molto ridotta nella quale non cadono punti di misura

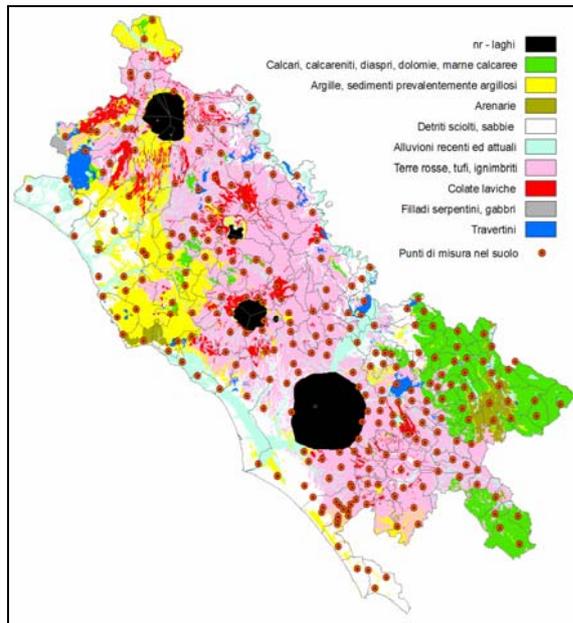


Figura 26. Mappa delle classi litologiche e distribuzione dei punti di misura nel suolo

I valori medi delle concentrazioni indoor e nel suolo sono stati analizzati per ogni classe litologica. I valori indoor più elevati si riscontrano nelle classi “Argille, sedimenti prev. argillosi”, “Terre rosse, tufi, ignimbriti” e “Colate laviche” (figura 27). Dalla figura si osserva come in alcune litologie si trova una discrepanza tra indoor e suolo.

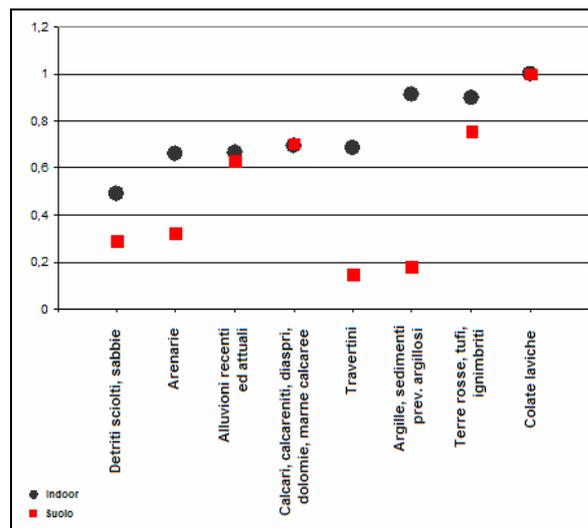


Figura 27. Valori medi normalizzati delle concentrazioni indoor e nel suolo nelle classi litologiche

Pertanto una stima dei livelli indoor sulla base dell'indicazione proveniente dalle misure nel suolo potrebbe indurre ad una valutazione errata, almeno in alcune classi litologiche. Tuttavia, l'estensione territoriale delle classi litologiche e l'elevata variabilità spaziale delle concentrazioni di radon all'interno di queste possono facilmente procurare effetti locali, pertanto i valori medi delle concentrazioni potrebbero rappresentare delle stime rozze per una valutazione di questo tipo.

Attraverso l'interpolazione con kriging ordinario delle misure nel suolo è stata prodotta una mappa della concentrazione di radon nel suolo (figura 28).

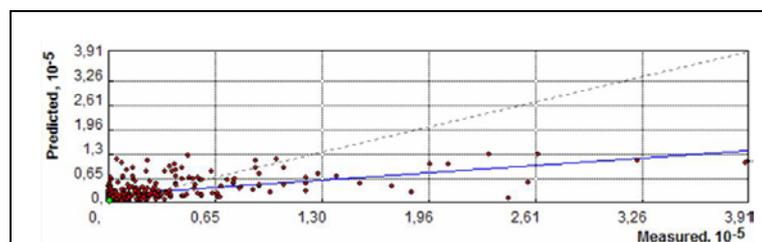
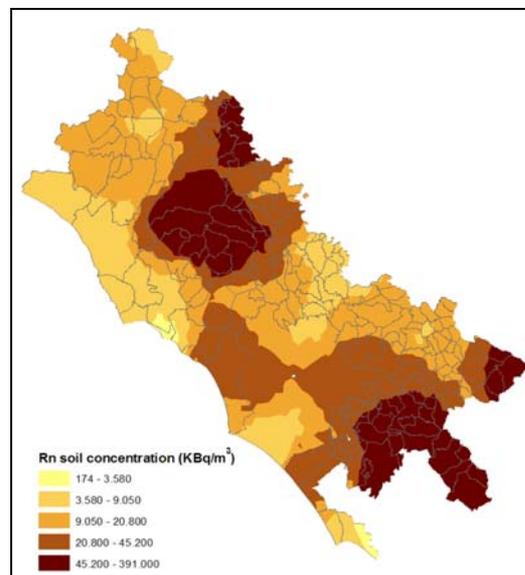


Figura 28. Mappa della concentrazione di radon nel suolo e validazione incrociata dei dati

Ai punti di misura indoor sono stati associati, con una relazione spaziale (di overlay), l'informazione corrispondente alla litologia in cui si trovano, il valore (interpolato) della

concentrazione nel suolo in quel punto e la classe di probabilità proveniente dalla mappa di probabilità di superare il livello di riferimento di 200 Bq/m^3 . La matrice risultante da questa relazione (figura 29) è stata associata all'informazione relativa alle caratteristiche dell'abitazione (questionario).

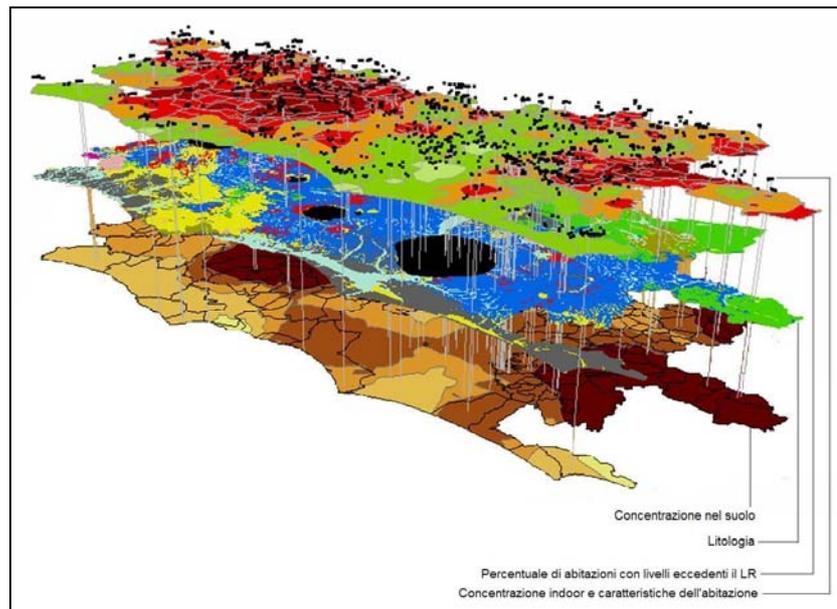


Figura 29. Relazione spaziale per la costruzione della matrice indoor/soilo/classe litologica

Considerando le concentrazioni indoor rispetto ai valori nel suolo derivati dall'interpolazione, il confronto tra le rispettive medie all'interno delle classi litologiche mostra un miglioramento nella previsione dei livelli indoor (figura 30). Tuttavia, i valori della mappa di concentrazione nel suolo non sono delle misure in quei punti ma dei valori interpolati e come tali sono caratterizzati da un'incertezza che, dalla validazione incrociata (cross validation) [Appendice 10.1], risulta non trascurabile (figura 28).

Usando come parametro la concentrazione media nel suolo per classe litologica si rischia di effettuare una valutazione impropria dei livelli indoor. Considerando le medie dei valori nel suolo all'interno delle classi di probabilità indoor, queste mostrano un andamento lineare rispetto alla percentuale di abitazioni che superano il livello di riferimento (figura 31). Questo conferma la prevalenza del suolo quale contributo

principale ai livelli indoor ma allo stesso tempo evidenzia la difficoltà, almeno per alcune classi, ad effettuare stime dei livelli indoor sulla base di valori nel suolo associati a quelle classi ottenuti da medie generalizzate.

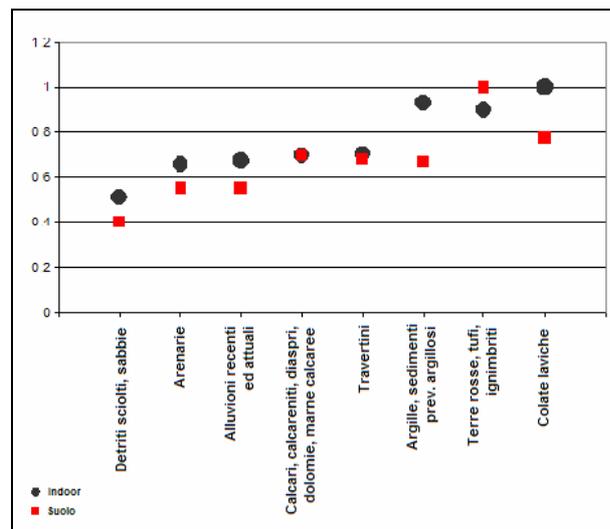


Figura 30. Valori medi normalizzati delle concentrazioni indoor e nel suolo (interpolati) nelle classi litologiche

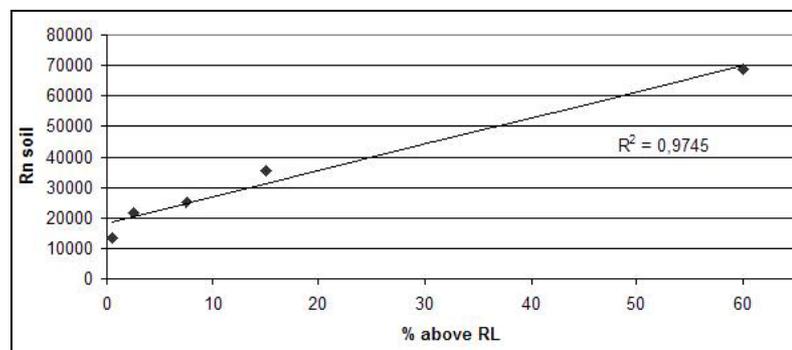


Figura 31. Concentrazione media nel suolo in funzione delle classi di percentuale di abitazioni che superano il livello di riferimento di 200 Bq/m³

L'elevata variabilità delle concentrazioni di radon nel suolo non permette un'analisi accurata dalla quale poter valutare i livelli indoor a partire dalle concentrazioni nel suolo o da considerazioni geologiche, ma solo una stima qualitativa. I contributi alla concentrazione di radon nel suolo non dipendono solo dal tipo di roccia ma anche da

situazioni locali che influenzano la diffusione del gas verso la superficie. I meccanismi di ingresso dalla superficie all'interno dell'abitazione introducono inoltre, una complicazione aggiuntiva alla stima dei livelli indoor a causa delle differenze nei materiali e tipologie costruttive delle abitazioni stesse. Friedmann (Friedmann et al., 2001; Friedmann, 2005) ha tentato di risolvere questo problema con l'introduzione della variabile Radon Potential, con la quale si cerca normalizzare le abitazioni ad una situazione standard al fine di ottenere un insieme di abitazioni "corrette" tutte confrontabili tra loro. Eliminare il contributo dell'abitazione significa conoscere il reale contributo proveniente dal suolo. Dubois (Dubois et al., 2007) ha applicato l'analisi delle componenti spaziali ad un set di misure acquisite in Austria al fine di analizzare la componente geologica dei dati indoor. Quando il variogramma globale contiene dei variogrammi annidati, questa tecnica geostatistica permette di stimare il valore della variabile relativo ad una sola delle componenti, indipendentemente dalle altre [Appendice 10.1]. I range dei variogrammi annidati possono essere l'espressione di un fenomeno multisorgente, dunque stimando una delle componenti si può ottenere una mappa relativa a tale componente, al fine interpretarne l'andamento spaziale e verificare eventuali correlazioni con fenomeni che si manifestano a quella scala. Nel caso del radon indoor, il cui contributo principale proviene dal suolo, si può tentare di individuare correlazioni con la geologia. È importante notare che l'analisi delle componenti spaziali fornisce esclusivamente l'informazione sulla variabilità spaziale delle diverse componenti e non una stima della correlazione con altre variabili. Tale correlazione può essere individuata qualitativamente sulla base di considerazioni geologiche ma non si hanno strumenti per verificarne l'attendibilità, pertanto si deve usare molta cautela nell'attribuire un significato fisico o geologico all'andamento delle componenti.

Il variogramma delle concentrazioni indoor mostra due componenti rispettivamente a 500 e 5000 metri, delle quali la seconda può essere considerata ad una scala confrontabile con la geologia. Nell'analisi delle componenti spaziali il variogramma, e quindi il fenomeno, può essere espresso come la somma della media e delle varie componenti individuate [Appendice 10.1]. La stima della media e della componente a 5000 metri producono le mappe in figura 32 e 33. La mappa della media mostra una situazione in analogia con le

caratteristiche geologiche, le aree ad elevati livelli di radon risultano in corrispondenza delle principali strutture vulcaniche. La mappa della componente a 5000 metri è invece caratterizzata da una serie di fluttuazioni che non lasciano intravedere una relazione con la geologia. Questo indica che i livelli indoor sono mediamente governati dalle strutture vulcaniche (media) ma la struttura a scala 5000 metri, ipotizzabile come scala di variabilità dovuta alla geologia, non risulta essere connessa alle caratteristiche del suolo.

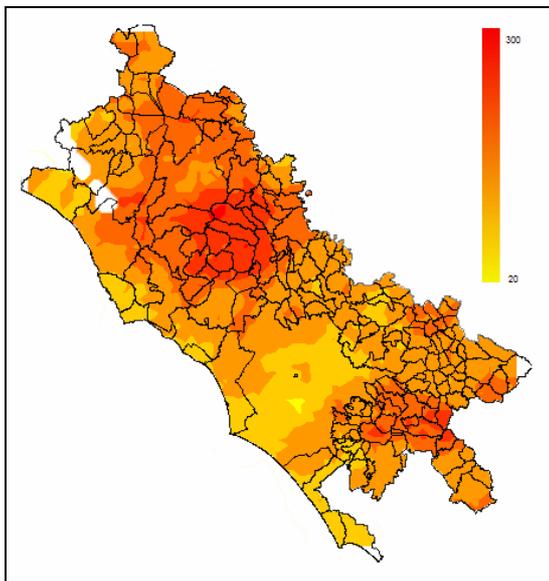


Figura 32. Mappa della media

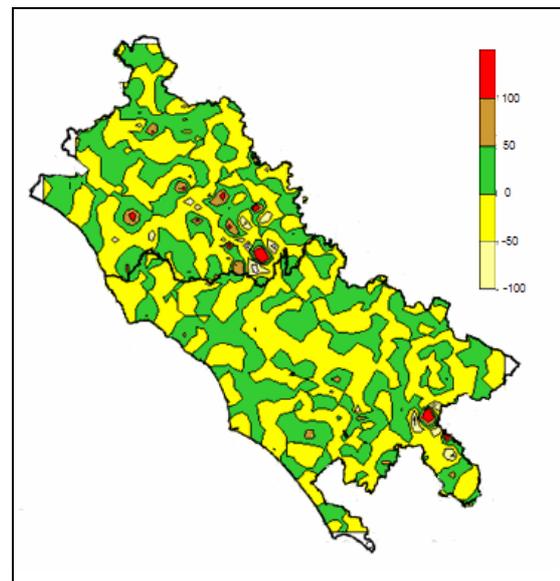


Figura 33. Mappa della componente a 5000 m

8 CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

I rischi sanitari connessi all'esposizione al radon rendono necessarie politiche e azioni volte alla riduzione e prevenzione di tale rischio. L'importanza di tale problematica, riguardante la salute pubblica, è dimostrata dalle indagini e dai programmi dedicati al radon su scala nazionale ed internazionale in tutto il mondo. La necessità di un'adeguata gestione del rischio radon risulta evidente dal confronto con l'esposizione ad altri rischi ambientali. L'esposizione indoor a lungo termine a concentrazioni medie inferiori a 1000 Bq/m³ comporta un rischio diversi ordini di grandezza più alto rispetto a tante tipologie di rischio più conosciute e pubblicizzate (Steinhausler F., 2001). A titolo di confronto, l'esposizione ai campi magnetici a bassissima frequenza è stata classificata tra gli agenti non classificabili come cancerogeni per quanto riguarda alcuni tumori (IARC, 2006). È necessario tuttavia notare che la mancanza di normative e informazioni in materia contribuisce a lasciare il problema in uno stato generale di limitato interesse.

Il numero di edifici da bonificare è strettamente collegato ai livelli di azione definiti, e l'applicazione di qualsiasi azione di rimedio presuppone la conoscenza degli edifici in cui il rischio è elevato. Pertanto l'individuazione delle radon prone areas ricopre un ruolo molto importante nella catena metodologica del processo di riduzione del rischio radon.

Gli approcci più diffusi utilizzano informazioni geologiche, misure nel suolo e negli ambienti chiusi. A causa della forte variabilità del radon nel suolo e dei numerosi fattori che contribuiscono alla concentrazione nelle abitazioni è difficile riuscire a produrre robuste stime dei livelli indoor utilizzando la geologia o misure nel suolo ad hoc, pertanto si ottengono valutazioni approssimative.

La misurazione della concentrazione media annua di radon nelle abitazioni rappresenta il metodo più diretto tra quelli oggi in uso. La misurazione di tutti gli edifici permetterebbe di caratterizzare l'intero territorio conoscendo ogni singolo caso di superamento dei livelli di azione eventualmente stabiliti dalle normative, anche nel caso che questi vengano ridefiniti nel tempo. Nonostante il basso costo della singola misura (circa 10 - 20 euro) un'indagine di questo tipo su scala nazionale implicherebbe costi elevati.

Stimando la presenza in Italia di circa venti milioni di abitazioni, il costo di una campagna di misure di tali dimensioni sarebbe superiore ai 200 milioni di euro (tranne nel caso di addebito delle misure ai residenti o ai proprietari). Tuttavia, poiché le elevate concentrazioni di radon non si riscontrano su tutto il territorio ma prevalentemente in determinate zone, è possibile individuare le radon prone areas, attraverso opportuni metodi di indagine, con un numero contenuto di misure. Uno dei metodi più accreditati è la produzione di mappe che rappresentano, su un supporto areale (cella di un reticolo regolare), la percentuale di abitazioni che superano una soglia definita. Il metodo proposto in questo lavoro si inquadra in un contesto metodologico internazionale più recente (ultimi anni) di utilizzo di tecniche geostatistiche per la realizzazione di mappe della probabilità di superare il livello di riferimento. I risultati ottenuti mostrano accordo con il metodo statistico, già ampiamente testato, introducendo un miglioramento nell'accuratezza della mappatura del rischio grazie alla maggiore risoluzione spaziale nella stima della probabilità e quindi nella rappresentazione in forma di mappa. La probabilità di superare il valore di soglia è, in questo caso, stimata puntualmente invece che su un'area, permettendo una maggiore accuratezza nella rappresentazione della variabilità spaziale del fenomeno.

Il metodo proposto necessita della normalità dei dati, ottenuta tramite una trasformazione logaritmica sui dati misurati. Ciò significa che la distribuzione dei livelli di radon indoor non trasformati deve essere log-normale, ma non sempre questa proprietà è rispettata rigorosamente a causa delle code degli alti valori e, in tali casi, si possono produrre stime imprecise. Esistono metodi geostatistici che non necessitano della normalità dei dati (e nemmeno della multigaussianità), come il kriging disgiuntivo, che possono essere applicati al fine di ottenere metodi e stime più robusti.

Congiuntamente è stata studiata la relazione tra radon indoor e geologia. L'analisi dei dati indoor in relazione alla litologia del territorio e ad un set di misure nel suolo ha confermato che il suolo rappresenta la principale fonte della concentrazione indoor, evidenziando che può essere rischioso, almeno per alcune litologie, fare stime indoor sulla base di valori misurati nel suolo associati a quelle litologie ottenuti da medie generalizzate. Utilizzare la geologia, o eventualmente misure di radon nel suolo, per

stimare i livelli indoor, specialmente su vaste aree, può facilmente portare a previsioni errate. In alcune aree vi possono essere considerevoli variazioni locali nella concentrazione di radon nelle unità geologiche (Oliver e Khayrat, 2001), poiché la distribuzione dei livelli dipende anche da altri fattori oltre che dalla litologia (contenuto di uranio e radio, porosità, permeabilità, condizioni meteorologiche, altro). Questo può causare perdita di informazione, specialmente nelle stime indoor. Reimer et al. (1991) considerano la geologia e il radon nel suolo come utili indicatori delle concentrazioni indoor, tuttavia non si dispone di un metodo ben definito per stimare i livelli di radon nelle singole abitazioni sulla base dei dati di radon nel suolo (Ball et al., 1991).

I metodi geostatistici si sono rivelati utili nella comprensione della relazione dei livelli indoor con il suolo. Una mappa della concentrazione di radon nel suolo è stata realizzata e ulteriori elementi sono stati forniti dall'analisi delle componenti spaziali. Queste elaborazioni hanno evidenziato la presenza di una sostanziale relazione tra concentrazione nel suolo e livelli indoor, confermando che la geologia governa il fenomeno a grande scala ma la variabilità su piccola scala è determinata da altre cause. La mappa della media, infatti, evidenzia come gli alti valori di concentrazione indoor siano localizzati prevalentemente in corrispondenza delle strutture vulcaniche. A piccola scala, tuttavia, la concentrazione può essere influenzata da numerosi fattori locali, quali quelli evidenziati dalla campagna di misure effettuata da ArpaLazio (fessurazioni, fratturazione, faglie) (Regione Lazio, 2004).

La variabilità a piccola scala (nel suolo e indoor) merita ulteriori studi allo scopo di comprenderne le cause e riuscire a caratterizzarla per migliorare le stime del rischio. In questo senso un'approfondimento sulla variabilità spaziale del radon nel suolo e i dati relativi alle caratteristiche delle abitazioni e alle abitudini di vita acquisiti con i questionari possono rappresentare una fonte molto importante di informazione.

Le strategie e le modalità utilizzate nell'indagine si sono rivelate adeguate agli obiettivi, permettendo la costituzione di una base dati che consente elaborazioni con metodologie diverse. La metodologia geostatistica applicata ha fornito risultati efficaci al fine della mappatura e rappresenta un passo in avanti rispetto ai metodi statistici già utilizzati a questo scopo. Va ricordato che nel presente lavoro, con carattere metodologico, sono

stati utilizzati criteri arbitrari (ad esempio la scelta del livello di riferimento o le classi di probabilità nella rappresentazione delle mappe), anche se analoghi ad altri studi (Regione Veneto, 2000), e che i risultati fanno riferimento ai dati del semestre estivo di misure. Qualunque siano i criteri la mappa della probabilità di superare il livello di riferimento rappresenta un utile strumento per il supporto decisionale, consentendo la razionalizzazione delle risorse a disposizione. Ad esempio, volendo massimizzare l'individuazione di edifici con alte concentrazioni, a parità di risorse, conviene effettuare misure nelle aree dove la percentuale di edifici che superano il livello di riferimento risulta più elevata.

I risultati costituiscono un valido punto di riferimento per l'applicazione della metodologia ai dati annuali, mostrando inoltre l'utilità delle tecniche geostatistiche, ancora poco utilizzate per i dati di radon, al fine dell'integrazione tra dati indoor e geologia.

9 BIBLIOGRAFIA

- Akerblom G., Anderson P., Clavensjo B., 1984, Soil gas radon, a source for indoor radon daughters, *Radiation Protection Dosimetry* 7 (1), 49-54
- Amodio M., Bovina G., Settori di analisi ambientale di supporto alla progettazione degli interventi antierosivi, stabilizzanti e di consolidamento dei versanti, *Manuale di Ingegneria Naturalistica Volume 3 Sistemazione dei versanti*, Regione Lazio, 2006
- ANPA 2000, Rapporto sul problema del gas radon nelle abitazioni
- ANPA, 2000, Il Sistema Informativo Territoriale per la valutazione del potenziale di esalazione di radon dal suolo, *Serie Stato dell' Ambiente* 9/2000
- Ball T.K., Cameron D.G., Colman T.B., Roberts P.D., 1991, Behaviour of radon in the geological environment: a review. *Quarterly Journal of Engineering Geology* 24 (2), 169-182
- Beaubien S.E., Ciotoli G., Lombardi S. 2003, Carbon dioxide and radon gas hazard in the Alban Hills area (central Italy), *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 123, 63-80
- BEIR VI, 1998. Report: The Health Effects of Exposure to Indoor Radon
- Bertolo A. e Bigliotto C., (2006). Distribuzione territoriale del radon indoor nella provincia di Belluno: analisi geostatistica. In: *Proceedings of the "Terzo Convegno Nazionale. Controllo ambientale degli agenti fisici: dal monitoraggio alle azioni di risanamento e bonifica"*, 7-9 June 2006, Biella, Italy. ARPA Piemonte, ISBN-10: 88-7479-099-3.
- Bertolo A., Bigliotto C., Giovani C., Garavaglia M., Verdi L. and Pegoretti S. (2006), Distribuzione territoriale del radon indoor nel Triveneto: un approccio di tipo geostatistico In: *Proceedings of the "Terzo Convegno Nazionale. Controllo ambientale degli agenti fisici: dal monitoraggio alle azioni di risanamento e bonifica"*, 7-9 June 2006, Biella, Italy. ARPA Piemonte, ISBN-10: 88-7479-099-3.
- Bezzo M., Bottani E., Falesani M., 1991. "Misure di radon nelle abitazioni". Bologna

- Bochicchio F, Campos Venuti G, Nuccetelli C, Piermattei S, Risica S, Tommasino L, Torri G. (1996). Results of the representative Italian national survey on radon indoors. *Health Physics*, 71(5):743–750.
- Oppure è: Bochicchio F, Campos Venuti G, Piermattei S, Nuccetelli C, Risica S, Tommasino L, Torri G, Magnoni M, Agnesod G, Sgorbati G, Bonomi M, Minach L, Trotti F, Malisan MR, Maggiolo S, Gaidolfi L, Giannardi C, Rongoni A, Lombardi M, Cherubini G, D'Ostilio S, Cristofaro C, Pugliese M, Martucci V, Crispino A, Cuzzocrea P, Sansone Santamaria A, Cappai M. Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian Regions. *Radiation Measurements* (2005, in press, already available on-line) Controllare che la pubblicazione in cui è riportata la mappa delle concentrazioni medie a livello regionale in Italia sia questa.
- Bochicchio, F., et al.. “Results of the national survey on radon indoors in the all the 21 italian regions” *Proceedings of Radon in the Living Environment Workshop*, Atene, Aprile 1999
- Calgan A., Gutierrez J., 1996. “National approaches to controlling exposure to radon”.
- Chaouch, A., M. Kanevski, M. Maignan, J. Rodriguez and G. Piller (2003). Indoor radon data mining with geostatistical tools: case study with a highly clustered and variable dataset. In: *Proceedings of the Annual Meeting of the International Association for Mathematical Geology*, Portsmouth, UK, 7-12 September 2003.
- Checcacci L., Meloni C., Pelissero G., 1993. “Igiene” - 2a Edizione. Casa Editrice Ambrosiana, Milano. pp. 42-43.
- Chilès & Delfiner, *Geostatistics: modeling of spatial uncertainty*, 1999
- Cressie N., *Statistics for spatial data*, 1993, Wiley, New York
- Diggle P.J., Ribeiro P.J., *Model-based Geostatistics*, Springer 2007
- Dubois G. (2005). An overview of radon surveys in Europe. EUR 21892 EN. 168 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- Dubois G., Bossew P. (2006). From Babel to the round table of Camelot: on setting up a common language and objective for European radon risk mapping. Proceedings of the “8th International Workshop on the geological aspect of radon risk mapping”, pp. 39-48, I. Barnet, M. Neznal, P. Pacherova (Eds). 26-30 September 2006, Prague, Czech Republic.
- Dubois G., Bossew P. (2006). The radon “noise” and its geostatistical implications: risk mapping or mapping at risk?. XIth International Congress Society for Mathematical Geology Université de Liège - Belgium
- Dubois G., Bossew P., Friedmann H., (2007). A geostatistical autopsy of the Austrian indoor radon survey (1992-2002). *Science of the Total Environment* 377, 378-395.
- Friedmann, H. (2005) Final results of the Austrian Radon Project. *Health Physics* (89): 339-348.
- Friedmann, H., Atzmüller, C., Breitenhuber, L., Brunner, P., Fink, K., Fritsche, K., Hofmann, W., Kaineder, H., Karacson, P., Karg, V., et al. (2001). The Austrian radon project. *Science of the Total Environment* (272): 211-212
- Gaidolfi L. et al. Rassegna delle esperienze di monitoraggio nelle scuole. Atti del convegno Radon tra natura e ambiente costruito. Venezia – Mestre 24-26 novembre 1997
- Globe R., Socolow R., 1990. “High radon houses: questions about log-normal distributions and implications for the epidemiology and risk assessment”. Atlanta.
- Green B.M.R. et al., Gamma-radiation levels outdoors in Great Britain, NRPB-R191 (1989)
- Gunby J.A. et al., Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom, *Health Phys.* 64(1), 1993
- Gundersen L.C.S., Reimer G.M., Agard S.S., 1988, Correlation between geology, radon in soil gas, and indoor radon in the Reading Prong. In: Marikos M., Proceedings of GEORAD, Geology in Causes of Radionuclide Anomalies, Missouri Department of Natural Resources Special Publication 4, 99-111
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Preamble Lyon France, 2006; <http://monographs.iarc.fr/ENG/Preamble/CurrentPreamble.pdf>

- ICRP Publication m. 65 "Protection Against Radon-222 at Home and at Work". Ann. ICRP 23(2), publication 65 (1993).
- ICRU (International Commission on Radiation Units and Measurements), 1980. Reporter n°33, Maryland.
- Kemski J., Siehl A., Stegemann R., Valdivia-Manchego M., (2001). Mapping the geogenic radon potential in Germany. *Science of the Total Environment* 272, 217-230.
- Miles J., (1998) Development of maps of radon-prone areas using radon measurements in houses. *Journal of Hazardous Materials* 61, 53-58.
- Miles J.C.H., (1994). Mapping the portion of the housing stock exceeding a radon reference level. *Radiation Protection Dosimetry*, 56, 1-4, 207-210.
- Miles, J.C.H., Green, B.M.R., Lomas, P.R. and Cliff, K.D., Radon in U.K. homes: Defining the areas affected. *Radiat. Prot. Dosim.* 36, 117-120 (1991)
- Nero A., Naranoff W., 1968. "Radon and its products in indoor air". A. Wiley – Interscience Publications A.
- Oliver M. A., Khayrat A. L., 2001, A geostatistical investigation of the spatial variation of radon in soil, *Computers and Geosciences* 27, 939-957
- Peake R.T., Hess C.T., 1987, Radon and geology: some observations. In: Hemphill, D.D., Trace substances in environmental health. Proceedings of the XXI annual conference, University of Missouri, Columbia, Missouri, 186-194
- Piano Sanitario Nazionale, 1998-2000. Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n.288 del 10/12/1998.
- Poffijn A., Eggermont G., Hallez S., Cohilis P., Radon in Belgium: mapping and mitigation in the affected area of Visé, *Radiation Protection Dosimetry* Vol.56 Nos.1-4, pp.77-80, Nuclear Technology Publishing
- Raspa G., Dispense di geostatistica applicata, 2004
- Raspa G., Il ruolo della geostatistica nella modellistica ambientale, 2000

- Regione del Veneto, Agenzia Regionale per a Prevenzione e la Protezione Ambientale del Veneto (2000). Indagine regionale per l'individuazione delle aree ad alto potenziale di radon nel territorio Veneto. http://www.arpa.veneto.it/agenti_fisici/htm/radon_9.asp
- Regione Lazio, Rapporto sullo stato dell'ambiente del Lazio 2004
- Reimer G.M., Gundersen L.C.S., Szarzi S.L., Been J.M., 1991, Reconnaissance approach to using geology and soil-gas radon concentrations for making rapid and preliminary estimates of indoor radon potential. In: Gundersen L.C.S., Wanty R.B., Field studies of radon in rocks, soil and water, USGS Bulletin 1971, 177-181
- Reimer G. M., 2001, Ground-truthing predicted indoor radon concentrations by using soil-gas radon measurements, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 249, No.1, 163-166.
- Salvi F., Torri G., Innocenzi V., Magro L. (2006). Strategia di campionamento per la determinazione di zone con elevata probabilità di alte concentrazioni di radon. In: Proceedings of the "Terzo Convegno Nazionale. Controllo ambientale degli agenti fisici: dal monitoraggio alle azioni di risanamento e bonifica", 7-9 June 2006, Biella, Italy. ARPA Piemonte
- Saporta G., Probabilités analyse des données et statistique, Editions Technip 1990, p.88
- Schumann R.R., Owen D.E., 1988, Relationships between geology, equivalent uranium concentration, and radon in soil gas, Fairfax County, Virginia. USGS Openfile Report 88-18
- Steinhausler F., 2001, Radon risk management: the future challenge for the nuclear community, Science of the total environment 272, 17-22
- Sundal A.V., Henriksen H., Soldal O., Strand T., (2004). The influence of geological factors on indoor radon concentrations in Norway. Science of the Total Environment 328, 41-53
- Swedjemark G.A., 1986, Swedish limitation schemes to decrease Rn daughters in indoor air. Health Physics 51 (5), 569-578
- Thomas J, Hulka J, Tomásek L, Fojtíková I, Barnet I, (2002) Determination of radon prone areas by probabilistic analysis of indoor survey results and geological prognostic maps in the Czech Republic. Int Congr Ser;1225, 49–54.

- Tommasino L., Furlan G., H. A. Khan & Monnin M.: 'Proceedings of the International Workshop on Radon Monitoring In Radioprotection, Environmental And Earth Sciences' (Word Scientific, 1990)
- UNSCEAR Report 2000: Sources and Effects of Ionizing Radiation. Journal of Radiological Protection, 21(1): 83-85
- UNSCEAR. Ionising Radiation: Sources, Levels and Biological Effects. United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 169 (New York: United Nations) (1982)
- Verdi L. & Pegoretti, S. (2006). Mappatura del Radon in Alto Adige: un'analisi di tipo geostatistico. In: Proceedings of the "Terzo Convegno Nazionale. Controllo ambientale degli agenti fisici: dal monitoraggio alle azioni di risanamento e bonifica", 7-9 June 2006, Biella, Italy. ARPA Piemonte, ISBN-10: 88-7479-099-3.
- Wackernagel H, 2003, Multivariate geostatistics. An introduction with application, Springer
- Zhu, H. C., Charlet, J. M. and Poffijn, A., 2001, Radon risk mapping in southern Belgium: an application of geostatistical and GIS techniques: The Science for Total Environment n°272, p. 203-210.

10 APPENDICE

In questa appendice sono riportati i concetti di geostatistica applicati nella parte metodologica del documento e alcuni cenni e definizioni generali di interesse degli argomenti coinvolti. Tale contributo è stato estratto da fonti bibliografiche note e riportato secondo una struttura adatta a fornire al lettore un riferimento utile e mirato.

10.1 Geostatistica

10.1.1 L'approccio probabilistico

La geostatistica studia la variabilità spaziale dei fenomeni naturali a partire da informazioni derivanti da misure in campo attraverso l'uso di modelli, al fine di caratterizzare e stimare tali fenomeni (Raspa, 2004). La principale differenza con la statistica classica è il riferimento spaziale dei dati e il concetto di variabile che, in un contesto spaziale, prende il nome di variabile regionalizzata. Il modello della variabile regionalizzata è il concetto fondamentale della geostatistica, con il termine regionalizzata si intende una funzione numerica il cui valore dipende dalla localizzazione, espressa normalmente dalle coordinate spaziali.

Da un punto di vista probabilistico, un valore $z(x)$ misurato in una determinata posizione, è il risultato di un certo processo che l'ha generata da una variabile aleatoria $Z(x)$. In ogni punto x_α della regione di interesse $Z(x_\alpha)$ può avere differenti proprietà e quindi dare luogo a differenti valori di $z(x_\alpha)$. Considerando tutti gli infiniti valori misurati $z(x)$ che possono essere campionati nell'area di interesse, la funzione matematica (deterministica) che ne esprime l'andamento in funzione della posizione geografica all'interno dell'area è la variabile regionalizzata che descrive il fenomeno. Pertanto, l'insieme dei valori $z(x)$ può essere visto come il risultato derivante da un insieme di variabili aleatorie $Z(x)$, una per ogni punto dell'area di interesse, e l'insieme di tutte variabili aleatorie costituisce una Funzione Aleatoria (Wackernagel, 2003). La variabile regionalizzata è detta essere una

realizzazione delle funzione aleatoria (figure 34 e 35).

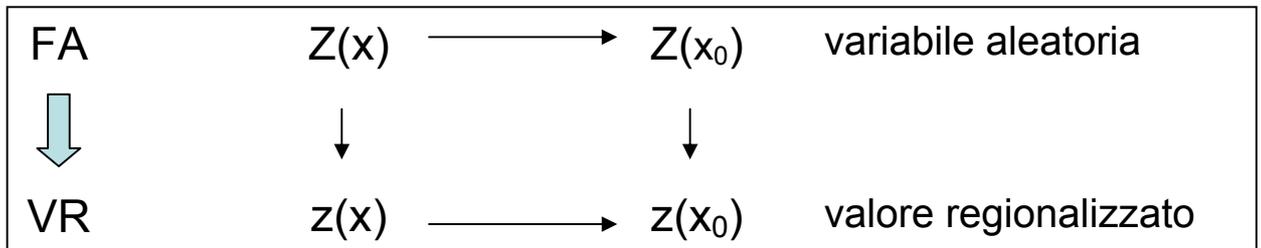


Figura 34. Variabile Regionalizzata (VR) come realizzazione della Funzione Aleatoria (FA)

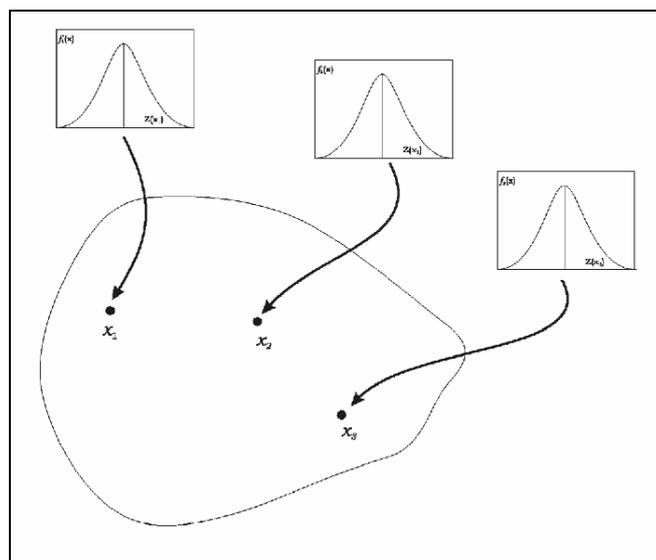


Figura 35. Il valore misurato in ogni punto è uno dei possibili risultati di una realizzazione della funzione aleatoria

In un modello di questo tipo il processo che agisce in un determinato punto x_0 dell'area di interesse è rappresentato dalla variabile aleatoria $Z(x_0)$, che assume valori numerici appartenenti ad un certo intervallo secondo una legge di densità di probabilità

$$F_{x_0}(z) = P(Z(x_0) \leq z)$$

Dove P è la probabilità che un valore di Z in x_0 sia minore di un valore fissato z.

Una funzione di distribuzione bivariata di due variabili aleatorie $Z(x_1)$ e $Z(x_2)$ in due punti differenti sarà

$$F_{x_1, x_2}(z_1, z_2) = P(Z(x_1) \leq z_1, Z(x_2) \leq z_2) \quad \text{A.1}$$

dove P è la probabilità che simultaneamente $Z(x_1)$ sia minore di z_1 e $Z(x_2)$ sia minore di z_2 .

Lo stesso vale nel caso in cui la funzione aleatoria $Z(x)$ è caratterizzata dalla funzione di distribuzione multivariabili di n variabili aleatorie in n posizioni diverse

$$F_{x_1, \dots, x_n}(z_1, \dots, z_n) = P(Z(x_1) \leq z_1, \dots, Z(x_n) \leq z_n) \quad \text{A.2}$$

In questo modo il modello è totalmente generalizzato e quindi utile a descrivere qualsiasi processo. L'approccio probabilistico alla base della geostatistica considera i dati come il risultato di un insieme complesso di fattori che possono ragionevolmente essere visti come derivanti da un processo casuale. Generalmente tali processi sono difficilmente descrivibili con un approccio deterministico, viceversa un modello probabilistico può rappresentare meglio la variabilità.

Poiché il principale obiettivo è la rappresentazione del modello di funzione aleatoria, il problema si riconduce alla nostra conoscenza di tale funzione.

Nella pratica tuttavia, disponiamo solo di pochi dati derivanti dalle realizzazioni della funzione aleatoria, pertanto è necessario introdurre la semplificazione attraverso il concetto di stazionarietà.

Stazionarietà significa che la funzione aleatoria è invariante per traslazione, ovvero che le sue caratteristiche rimangono le stesse traslando n punti da una parte della regione ad un'altra. Questo significa che deve essere rispettata la legge

$$F_{x_1, \dots, x_n}(z_1, \dots, z_n) = F_{x_1+h, \dots, x_n+h}(z_1, \dots, z_n) \quad \text{A.3}$$

Questo richiede di specificare la distribuzione A.3 per ogni insieme di punti x_1, \dots, x_n .

Poiché conosciamo la realizzazione di tale funzione solo in pochi punti (i valori misurati), una soluzione è di considerare solo le coppie di punti x_1, x_2 nella regione di interesse e caratterizzare solo i primi due momenti (media e covarianza), invece che tutta la distribuzione. Ovviamente tale strategia è ideale nel caso di distribuzioni gaussiane, nelle quali i primi due momenti caratterizzano tutta la distribuzione.

È chiaro che vi possono essere vari tipi e gradi di stazionarietà, per questo si rimanda a testi più completi che ne descrivono dettagliatamente le proprietà. Brevemente i modelli possono essere schematizzati in:

- modelli stazionari (di secondo ordine), che assumono la media (momento primo) e la covarianza (momento secondo) essere stazionarie;
- modelli quasi stazionari, la media della funzione aleatoria, pur non essendo costante su tutto il dominio, varia molto debolmente;
- modelli non stazionari (intrinseci), la stazionarietà intrinseca assume la stazionarietà dei primi due momenti della differenza tra le coppie di valori, introducendo l'uso della funzione variogramma (dipendenza solo dalla distanza tra le coppie di campioni e non dalla loro posizione).

10.1.2 La funzione variogramma

Consideriamo una regione di studio e , all'interno di questa, una coppia di punti distanti h , di posizione x e $x+h$. La variabile regionalizzata in corrispondenza dei due punti assume i valori $z(x)$ e $z(x+h)$. La stessa cosa può essere considerata per n posizioni x_i che daranno luogo alle coppie di valori $z(x_i)$, $z(x_i + h)$. Se h è piccolo rispetto alle dimensioni della regione saranno piccole anche le differenze tra le coppie di valori, per cui la nuvola in figura (in alto) sarà poco dispersa intorno alla retta a 45° . Per valori di h sempre più grandi il coefficiente di correlazione diminuisce fino ad annullarsi nel caso di coppie di valori indipendenti (figura 36).

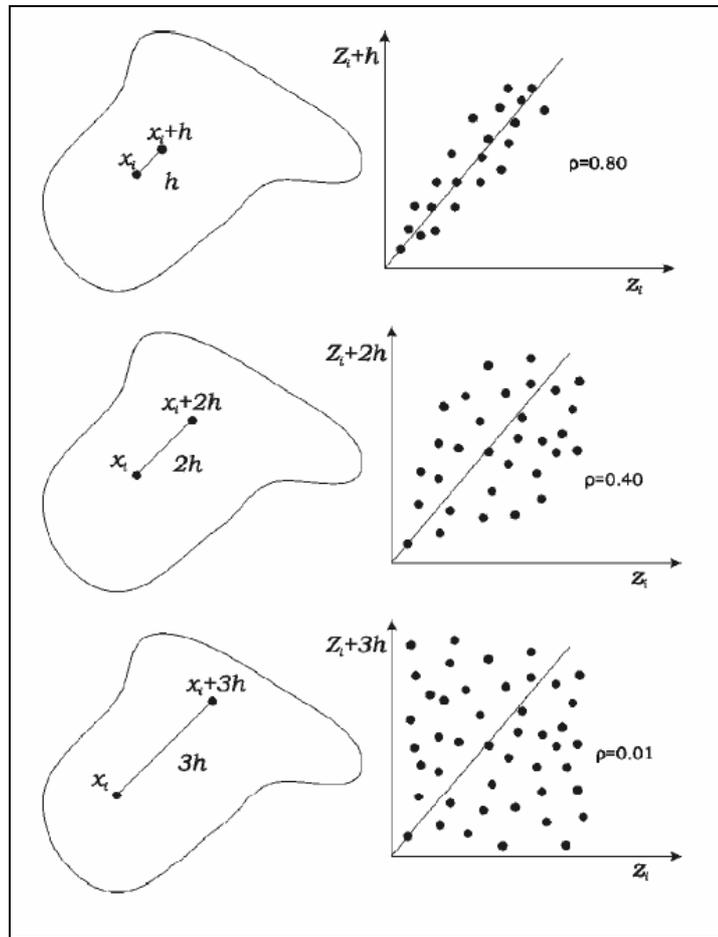


Figura 36. Valutazione empirica della variabilità spaziale

Quindi per esprimere in una certa direzione la variabilità spaziale di $z(x)$ potremmo utilizzare il grafico del coefficiente di correlazione (o della covarianza) in funzione di h .

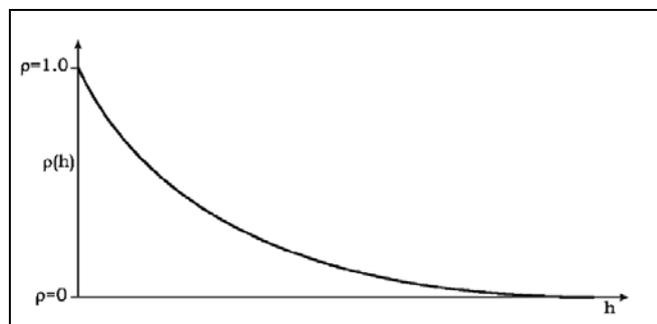


Figura 37. Andamento della funzione coefficiente di correlazione

Un altro modo di caratterizzare la variabilità spaziale è quello di considerare per ogni coppia di punti valori x_i e $x_i + h$, le differenze

$$Z(x_{i+h}) - Z(x_i)$$

A.4

Le quali presentano istogrammi caratterizzati da dispersioni (varianze) che aumentano all'aumentare di h (figura 38).

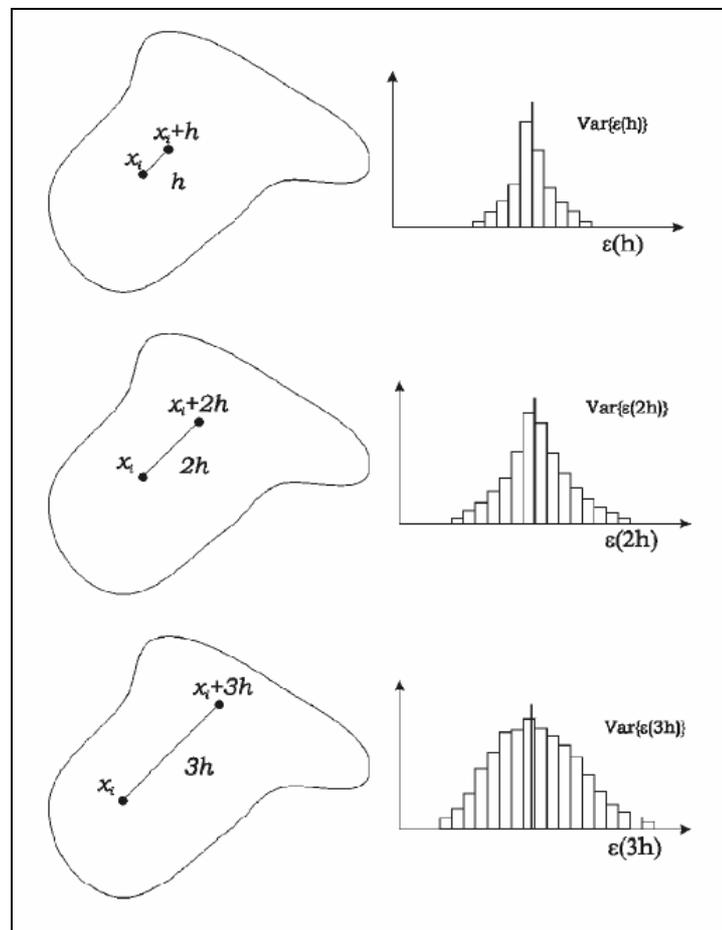


Figura 38. Valutazione empirica della varianza

Pertanto, considerando la funzione aleatoria $Z(x)$ nei punti x_0 e x_0+h la differenza tra

$Z(x_0)$ e $Z(x_0+h)$ definisce una nuova variabile aleatoria, la cui semivarianza è per definizione il variogramma:

$$\gamma(x_0, h) = \frac{1}{2} \text{Var}[Z(x_0 + h) - Z(x_0)] \quad \text{A.5}$$

La funzione variogramma, alla base dei metodi geostatistici, è fondamentale nella definizione del modello che rappresenta la semplificazione della legge spaziale di cui facciamo uso per riprodurre la variabilità complessa della variabile. Tale procedimento si basa sul calcolo del variogramma sperimentale a partire dai dati misurati e sul fit di questi con una funzione (modello) al fine di schematizzare la variabilità e esprimerla con pochi parametri.

10.1.3 Valutazione del variogramma

Nel caso in cui la media della variabile non è costante la funzione covarianza non può essere calcolata, invece il variogramma dell'incremento della variabile è sempre un buon stimatore della variabilità spaziale, che può essere usato anche quando la variabile è intrinseca.

Una volta che il variogramma sperimentale è stato calcolato, è necessario eseguire un fit con il metodo dei minimi quadrati dei valori sperimentali della semivarianza per ogni lag (distanza). Questo fit può essere fatto con un modello singolo o con una serie di modelli (variogrammi annidati). Facendo il fit dei dati sperimentali con una funzione matematica continua, stiamo costruendo un modello della struttura di variabilità dell'intero dominio spaziale, non solo dei punti che abbiamo misurato. Tale informazione può essere utilizzata per il processo di stima.

Il fit prevede l'interpolazione dei dati sperimentali, in questa fase il processo di aggiustamento del modello e la scelta dei lag sono passi in cui l'esperienza del geostatistico ha una grande importanza. Tale procedimento deve essere eseguito anche alla luce di un'esperienza del fenomeno in studio.

In figura si osserva un esempio di variogramma sperimentale con il fit della funzione. I parametri principali di un variogramma sono:

- il sill, valore della varianza al quale la funzione tende asintoticamente,
- il range, valore del lag (distanza) al quale il sill viene raggiunto,
- il nugget, discontinuità nell'origine dovuta al fatto che il variogramma non tende a zero quando h tende a zero. Questo accade quando la variabilità tra due valori presi in due punti molto vicini può essere piuttosto elevata, e questo tanto più quanto più è elevata la discontinuità nell'origine.

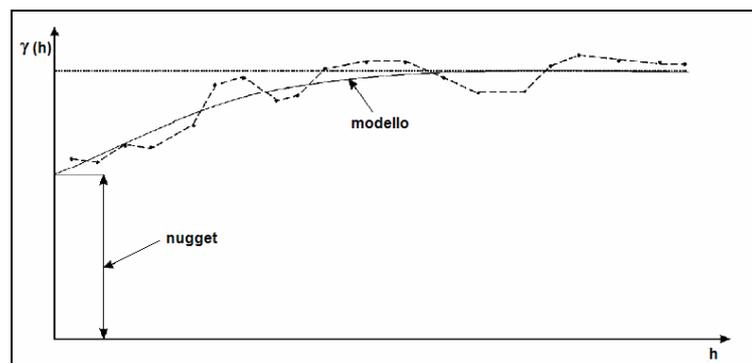


Figura 39. Esempio di variogramma sperimentale e parametri che descrivono la funzione che lo approssima

Nonostante il formalismo matematico del variogramma assuma che la semivarianza sia zero quando la distanza è nulla, spesso può accadere che l'elevata differenza dei valori delle coppie situate a distanze molto ravvicinate produca una discontinuità nell'origine, chiamata effetto nugget. Tale effetto rivela una caratteristica generale di marcata variabilità a piccola scala.

In generale le variabili ambientali hanno un comportamento regolare a piccola scala, ad esempio è improbabile che due punti molto vicini mostrino valori molto differenti di quota, temperatura o concentrazione di un inquinante. Nel caso del radon, invece, anche due stanze diverse della stessa abitazione possono avere concentrazioni differenti, questo

risulta spesso in un effetto nugget elevato.

10.1.4 Strutture annidate

La complessità dei fenomeni naturali è spesso legata ad un insieme numeroso di cause che contribuiscono su scale diverse e con peso diverso a generare un determinato fenomeno e la sua particolare distribuzione spaziale.

In queste situazioni, che devono essere tenute in conto nella modellizzazione della funzione aleatoria, si osserva un cambiamento di pendenza nel variogramma a certe distanze, il quale indica il variogramma sperimentale è costituito dalla sovrapposizione di più variogrammi elementari che hanno range diversi (figura 40). In questi casi il variogramma è dato dalla somma dei variogrammi elementari e, se è presente un effetto nugget, va sommato anche un ulteriore variogramma di tipo nugget puro (tale variogramma è dato da una retta orizzontale per cui il valore della semivarianza è costante a tutte le distanze).

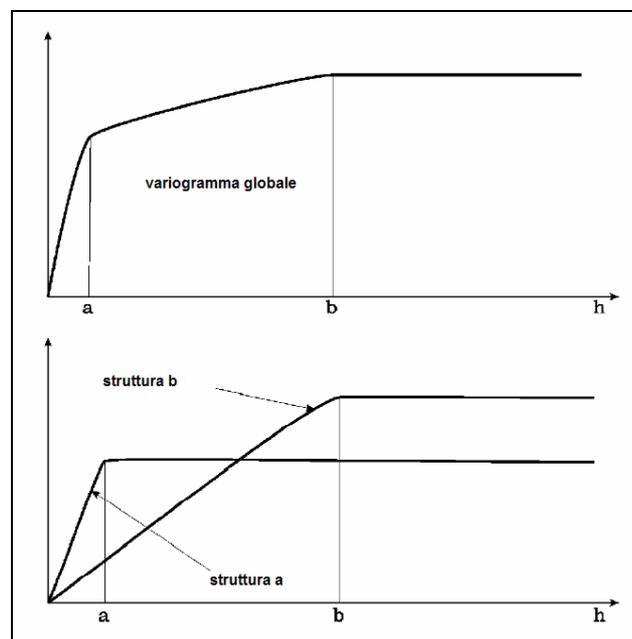


Figura 40. Variogrammi annidati

Il range dei variogrammi elementari corrisponde alla scala della struttura spaziale che

esso rappresenta nella variabilità globale del fenomeno, mentre il sill rappresenta la quota parte di ogni contributo.

Un variogramma annidato è l'espressione della presenza di più fenomeni sovrapposti, e la variabile che presenta tale variogramma può essere considerata come la somma di più variabili indipendenti.

Sia $Z(x)$ una funzione aleatoria stazionaria con variogramma $\gamma(h)$, e supponiamo che sia composta dalla soma di S variabili indipendenti $Z_u(x)$ stazionarie con variogramma $\gamma_u(h)$. Allora si ha (Raspa, 2004)

$$Z(x) = \sum_{u=0}^{S-1} Z_u(x) \quad \text{A.6}$$

e

$$Z(x+h) = \sum_{u=0}^{S-1} Z_u(x+h) \quad \text{A.7}$$

Pertanto il variogramma di $Z(x)$ è dato da

$$\begin{aligned} \gamma(h) &= E\{[Z(x+h) - Z(x)]^2\} = E\left\{\left[\sum_{u=0}^{S-1} (Z_u(x+h) - Z_u(x))\right]^2\right\} = \\ &= \sum_{u=0}^{S-1} \sum_{u'=0}^{S-1} E\{[Z_u(x+h) - Z_u(x)] \cdot [Z_{u'}(x+h) - Z_{u'}(x)]\} = \\ &= \sum_{u=0}^{S-1} E\{[Z_u(x+h) - Z_u(x)]^2\} + \sum_{u \neq u'} \sum_{u'} E\{[Z_u(x+h) - Z_u(x)] \cdot [Z_{u'}(x+h) - Z_{u'}(x)]\} \end{aligned} \quad \text{A.8}$$

Poiché le variabili $Z(x)$ e $Z(x+h)$ sono indipendenti, la loro covarianza è nulla, quindi rimane

$$\gamma(h) = \sum_{u=0}^{S-1} E\{[Z_u(x+h) - Z_u(x)]^2\} = \sum_{u=0}^{S-1} \gamma_u(h) \quad \text{A.9}$$

Cioè il variogramma di $Z(x)$ è dato dalla somma delle sue componenti spaziali.

10.1.5 La stima spaziale

Uno degli obiettivi principali dell'analisi spaziale è la produzione di stime spaziali, che permettono di passare dall'informazione discreta dei valori misurati alla descrizione continua del fenomeno nello spazio. Lo scopo è quello di ottenere una matrice regolare di informazione basata su una griglia regolare con un certo passo abbastanza fitto sulla quale costruire la rappresentazione della distribuzione spaziale stimata della variabile, quindi attribuire un valore alla variabile in un punto in cui essa non è nota.

Lo strumento principale nel processo di stima è lo stimatore lineare. Esso è dato dalla combinazione lineare dei punti conosciuti:

$$Z^*(x_0) = \sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} Z(x_{\alpha}) \quad \text{A.10}$$

dove $Z^*(x_0)$ è il valore stimato nel punto x_0 , $Z(x_{\alpha})$ i valori noti e λ_{α} sono i coefficienti della combinazione lineare. Nella pratica, dunque, il valore stimato è il risultato di una media pesata di un certo numero di valori noti. Nella stima vengono solitamente utilizzati solo un certo numero di punti che si trovano in un determinato intorno del punto da stimare poiché generalmente i punti più lontani influenzano difficilmente il valore nel punto in cui si vuole effettuare la stima. L'estensione di questo intorno dipende dal metodo scelto per il processo di stima.

Alla stima è associato un errore (*errore di stima*) dato da

$$Z(x_0) - \sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} Z(x_{\alpha}) \quad \text{A.11}$$

Lo stimatore deve inoltre avere la proprietà di essere *corretto*, cioè essere di media nulla. Questo equivale alla condizione sui ponderatori

$$\sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} = 1 \quad \text{A.12}$$

Per ottenere la migliore stima dobbiamo imporre che la dispersione della stima sia minima. La qualità della stima dipende dall'ampiezza degli errori di stima. Essi sono caratterizzati da una legge di densità di probabilità che ha media nulla (se lo stimatore è corretto) e una dispersione che è responsabile dell'accuratezza della stima. Più la funzione di densità è dispersa e più frequenti sono gli errori elevati. La varianza di questa funzione (*varianza di stima*) è assunta quale grandezza per quantificare l'accuratezza della stima (Raspa, 2004). Essa può essere ricavata in funzione del variogramma γ

$$\sigma_s^2 = 2 \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha} \gamma(x_{\alpha} - x_0) - \sum_{\alpha} \sum_{\beta} \lambda_{\alpha} \lambda_{\beta} \gamma(x_{\alpha} - x_{\beta}) \quad \text{A.13}$$

10.1.6 Kriging ordinario

L'espressione A.13 mostra che la varianza di stima può essere calcolata avendo il variogramma e i ponderatori. Per trovare i ponderatori che danno luogo alla stima migliore è necessario minimizzare la varianza di stima rispettando la condizione di correttezza A.12:

$$\frac{\partial \sigma_s^2}{\partial \lambda_{\alpha}} = 0 \quad \forall \alpha = 1, n \quad \text{A.14}$$

$$\sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} = 1.$$

La derivata calcolata rispetto a n ponderatori genera un sistema di n equazioni in n incognite. Ma introducendo la condizione di correttezza si ottengono n+1 equazioni. Per introdurre l'(n+1)-esima variabile si utilizza il parametro di Lagrange:

$$2\mu \left(\sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} - 1 \right) \quad \text{A.15}$$

In tale modo si ottiene

$$\frac{\partial \sigma_s^2}{\partial \lambda_\alpha} = 2\gamma(x_\alpha - x_0) - 2 \sum_{\beta} \lambda_\beta \gamma(x_\alpha - x_\beta) - 2\mu = 0, \quad \forall \alpha = 1, n \quad \text{A.16}$$

dove, poiché

$$\sum_{\alpha=1}^n \lambda_\alpha = 1 \quad \text{cioè,} \quad \sum_{\alpha=1}^n \lambda_\alpha - 1 = 0 \quad \text{A.17}$$

Si può affermare che

$$2\mu \left(\sum_{\alpha=1}^n \lambda_\alpha - 1 \right) = 0 \quad \text{A.18}$$

Così il sistema ha n+1 equazioni e n+1 (il parametro di Lagrange) incognite:

$$\begin{cases} \sum_{\beta} \lambda_\beta \gamma_{\alpha\beta} + \mu = \gamma_{\alpha 0}, \\ \sum_{\beta} \lambda_\beta = 1 \end{cases} \quad \forall \alpha = 1, n \quad \text{A.19}$$

dove $\gamma_{\alpha\beta}$ rappresenta la notazione compatta di $\gamma(x_\alpha - x_\beta)$.

Il sistema A.19 è chiamato sistema di kriging e ammette sempre soluzione che è unica se le posizioni x_α sono distinte. Tale sistema non dipende dall'entità da stimare ma dipende esclusivamente dalla posizione reciproca dei punti di misura, cioè delle informazioni che si utilizzano per effettuare la stima, e dalla funzione variogramma.

10.1.7 Kriging semplice

Nel caso in cui la media della funzione aleatoria $Z(x)$, stazionaria del secondo ordine, è nota e costante in tutto il dominio il kriging è chiamato semplice o a media nota. In realtà per conoscere la media servirebbero un numero elevatissimo di dati e questo non è il caso pratico, tuttavia, il caso di una funzione aleatoria $Z(x)$ di media nota può essere ricondotto ad una funzione aleatoria $Y(x)$ di media nulla attraverso la trasformazione:

$$\begin{aligned} Y(x) &= Z(x) - m \\ E[Y(x)] &= E[Z(x)] - m = 0 \end{aligned} \quad \text{A.20}$$

In questo modo il kriging di $Z(x_0)$ può essere ottenuto, basandosi sulle $Z(x_\alpha)$, attraverso la stima di $Y(x_0)$:

$$Z^*(x_0) = m + Y^*(x_0) = m + \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha} Y(x_{\alpha}) \quad \text{A.21}$$

La condizione di correttezza per la stima di $Y(x_0)$ è

$$\begin{aligned} E[Y(x_0) - \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha} Y(x_{\alpha})] &= 0 \\ E[Y(x_0)] - \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha} E[Y(x_{\alpha})] &= 0 \end{aligned} \quad \text{A.22}$$

ma poiché la media m è la stessa per tutto il dominio spaziale la A.22 è sempre verificata qualsiasi siano i ponderatori.

Quindi non c'è nessuna condizione sui ponderatori e il sistema di kriging è semplicemente

$$\sum_{\beta} \lambda_{\beta} C(x_{\alpha} - x_{\beta}) = C(x_{\alpha} - x_0) \quad \forall \alpha = 1, n \quad \text{A.23}$$

Con varianza di stima espressa da (varianza del kriging)

$$\sigma_{ks}^2 = C(0) - \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha} C(x_{\alpha} - x_0) \quad \text{A.24}$$

10.1.8 Kriging delle componenti spaziali

Quando l'analisi di una variabile evidenzia un variogramma globale con variogrammi annidati, e dunque costituito da diverse componenti spaziali, si può essere interessati a stimare la variabile relativa ad una sola delle componenti. Ad esempio due modelli annidati con range diversi possono essere alla base di un fenomeno multisorgente. In questo caso il valore misurato può essere il risultato di due differenti processi che agiscono a diverse scale e si può capire come una certa componente influenza la distribuzione spaziale della variabile.

Lo stimatore ha la forma

$$Z^*(x_0) = \sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha}^u Z(x_{\alpha}) \quad \text{A.25}$$

dove l'apice u rappresenta la u-esima componente spaziale, e il sistema di kriging delle componenti è lo stesso del kriging ordinario:

$$\begin{cases} \sum_{\beta} \lambda_{\beta}^u \gamma_{\alpha\beta} + \mu^u = \gamma_{\alpha 0}^u, \\ \sum_{\beta} \lambda_{\beta}^u = 1 \end{cases} \quad \forall \alpha = 1, n \quad \text{A.26}$$

dove γ^u rappresenta il modello della u-esima componente.

La somma della componente stimata con il kriging della componente deve essere esattamente uguale al valore globale stimato (variogramma globale annidato) con il

kriging ordinario (Wackernagel, 2003; Raspa, 2004).

10.1.9 Cross validation

Dopo aver effettuato delle stime servono dei metodi per verificarne l'affidabilità, per confrontare i risultati derivanti dall'applicazione di metodi differenti e per valutare l'effetto nell'uso di valori diversi dei parametri principali nei vari metodi. Un metodo molto utilizzato è la cross validation, o validazione incrociata, che usa i valori misurati come informazione di riferimento rispetto ai valori stimati. Per implementare un confronto robusto, si rimuovono, uno alla volta, i punti misurati effettuando la stima in quel punto con tutti gli altri rimanenti. Iterando la procedura per tutti i valori noti si può confrontare il risultato della stima con le informazioni misurate.

Un metodo molto semplice è lo scatter plot dei punti noti e delle loro stime (figura 41).

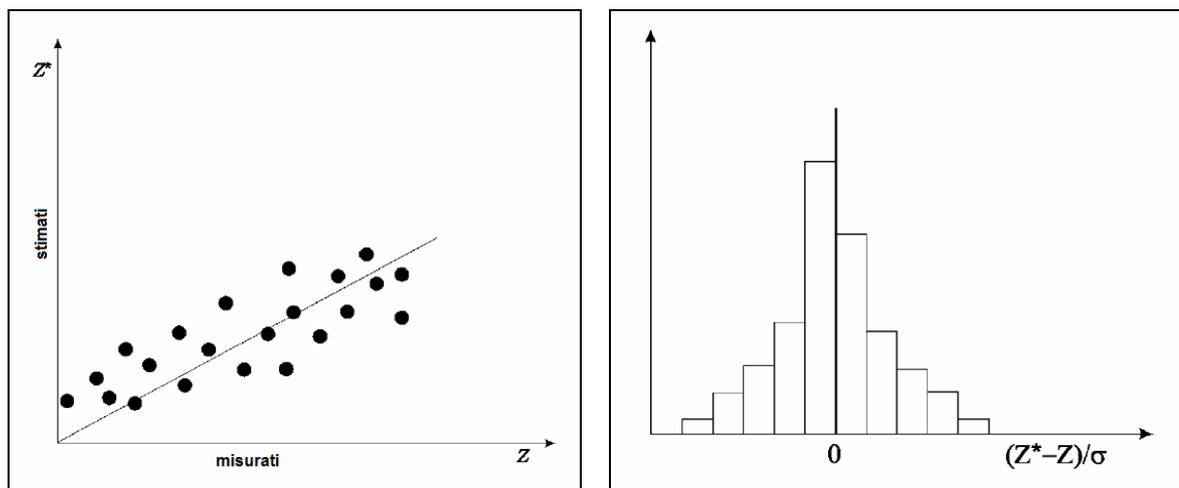


Figura 41. Cross validation: scatter plot dei punti noti e delle loro stime (a sinistra) e istogramma dell'errore standardizzato (a destra)

Più i punti sono vicini alla bisettrice e più la stima è accurata. In generale la dispersione dei valori stimati è minore di quella dei valori reali, perché la loro varianza è minimizzata dalla procedura di kriging.

L'istogramma dell'errore standardizzato

$$\frac{Z(x) - Z^*(x)}{\sigma}$$

A.27

è uno strumento molto importante per quantificare graficamente la dispersione (varianza) delle stime (figura 41).

Un altro parametro molto utile per quantificare l'affidabilità della procedura di stima è la media del quadrato dell'errore standardizzato

$$E\left\{\left[\frac{Z(x) - Z^*(x)}{\sigma}\right]^2\right\}$$

A.28

che dovrebbe essere uguale a uno per una stima perfetta. Questo parametro è spesso utilizzato per confrontare risultati ottenuti

10.2 Acronimi

ANPA	Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente (dal 6 ottobre 2002 confluita nell’APAT)
APAT	Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i Servizi Tecnici
ARPA	Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente
BDR	Database (alfanumerico) dei dati Radon
DI	Dati Indoor
DS	Dati Suolo
gdl	Gradi di libertà
GIS	Geographic Information System
GM	Media Geometrica
GSD	Deviazione Standard Geometrica
ICRP	International Commission for Radiological Protection
ISS	Istituto Superiore di Sanità
LR	Livello di Riferimento
SIT	Sistema Informativo Territoriale
SSNTD	Solid State Nuclear Track Detector
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

10.3 Glossario

Azione di rimedio – Intervento (strutturale, di comportamento degli occupanti, o di altro tipo) su un edificio esistente o in ristrutturazione, che abbia l’effetto di ridurre la concentrazione di radon nell’aria interna dell’edificio o l’esposizione al radon degli occupanti.

Becquerel (Bq) – unità di misura, adottata dal S.I., dell’attività di un elemento

radioattivo, ovvero numero di disintegrazioni nucleari per unità di tempo, corrispondente ad una disintegrazione al secondo.

Decadimento radioattivo – processo in cui un nucleo, detto “radionuclide” o “nucleo radioattivo”, risultando instabile a causa di un eccesso di energia interna, viene sottoposto a un cambiamento spontaneo verso una forma più stabile. Durante questo processo il nucleo emette particelle α e β , cambiando il proprio numero atomico, e radiazioni γ .

Dose assorbita (D) – energia assorbita per unità di massa e cioè il quoziente di dE diviso per dm, in cui dE è l’energia media ceduta dalle radiazioni ionizzanti alla materia in un elemento volumetrico e dm la massa di materia contenuta in tale elemento volumetrico; ai fini del D. Lgs. 230/1995, la dose assorbita indica la dose media in un tessuto o in un organo. L’unità di dose assorbita è il gray.

Dose efficace (E) – somma delle dosi equivalenti nei diversi organi o tessuti; l’unità di dose efficace è il sievert.

Dose equivalente (HT) – dose assorbita media in un tessuto o organo T, ponderata in base al tipo e alla qualità della radiazione; l’unità di dose equivalente è il sievert.

Effetto camino – è il fenomeno in cui il trasporto per convezione del radon dal terreno all’edificio avviene a causa della differenza di temperatura tra l’interno e l’esterno dell’edificio stesso. L’effetto camino si presenta quando la temperatura esterna è minore di quella interna (tipicamente d’inverno e di notte); l’aria calda, in queste condizioni, tende infatti a salire portando una depressurizzazione all’interno e conseguentemente un richiamo d’aria dall’esterno e anche dal suolo.

Effetto vento – è il fenomeno in cui il trasporto per convezione del radon dal terreno all’edificio avviene a causa della differenza di velocità dell’aria tra l’esterno e l’interno

dell'edificio stesso. L'effetto vento produce un campo di pressione attorno all'abitazione che spingerà il radon al suo interno esercitando sulle pareti e sul suolo una forza in direzione del vettore velocità del vento.

Emivita o tempo di dimezzamento – tempo necessario a dimezzare il numero iniziale di nuclei radioattivi; è legata alla costante di decadimento, caratteristica del radioisotopo, dalla relazione: $t_{1/2} = \ln 2 / \lambda$, ove λ è la costante di decadimento (t^{-1}).

Esposizione – grandezza di riferimento per la valutazione del rischio sanitario; l'esposizione è il prodotto tra la concentrazione di una sostanza radioattiva e il tempo trascorso a contatto con tale sostanza. L'unità di misura adottata dal S.I. è il Bqh/m³.

Livello di azione – è il valore il cui superamento richiede l'adozione di azioni di qualsiasi tipo: interventi disposti per legge o azioni di rimedio, da strutturale a comportamentale, che riducono tale grandezza a un livello inferiore a quello fissato.

Radon – In questo documento il termine radon viene usato per riferirsi all'isotopo 222 dell'elemento chimico radon (Rn-222), l'isotopo più diffuso nell'aria interna degli edifici.

Sv – Unità di misura della dose efficace e della dose equivalente

Ringraziamenti

Ringrazio tutti coloro che mi hanno supportato durante questo lungo periodo.

Un ringraziamento speciale, per il supporto sia scientifico che morale, va a Giancarlo Torri, senza il quale questo lavoro non sarebbe stato possibile.

Un particolare ringraziamento va inoltre al Prof. Giuseppe Raspa per la disponibilità e i preziosi consigli.