

Abstract

Il presente lavoro riporta i risultati di alcune misure di concentrazione di radon indoor condotte in due aree della Campania con diverse caratteristiche geologiche. La prima area di indagine è Napoli, dove il substrato è formato da rocce vulcaniche alcaline e dove molti edifici sono costruiti in tufo vulcanico. La seconda area di indagine è situata nel territorio di Montesano sulla Marcellana e dintorni (in provincia di Salerno), dove il substrato geologico è caratterizzato da rocce permeabili calcaree e dolomitiche, con un bacino idrogeologico molto ricco e dove le case sono costruite in cemento o persino nelle stesse rocce. Questa attività di ricerca e monitoraggio è condotta dall'Unità Operativa Territoriale di Certificazione, Verifica e Ricerca dell'INAIL di Napoli attraverso l'uso di un radonometro portatile Alphaguard PQ2000 Pro, che permette la determinazione in continuo della concentrazione di radon insieme ai parametri atmosferici (temperatura, umidità relativa, pressione). Le misure durano una settimana e vengono effettuate sia in locali sotterranei che al piano terra, dove si presumono concentrazioni di radon più elevate, con l'obiettivo di valutare e gestire il rischio da radon nei luoghi di lavoro. L'attività di monitoraggio in continuo delle variazioni di concentrazioni di radon indoor permette di discriminare come essa vari durante le ore del giorno e della notte, e secondo gli orari di apertura dei negozi: i valori più alti di concentrazione di radon corrispondono generalmente alle prime ore del mattino, probabilmente per via dell'effetto camino. I risultati hanno confermato l'importanza della ventilazione nella riduzione della concentrazione di radon negli ambienti indoor e mostrano un'attesa prevalenza della presenza di radon nell'area urbana di Napoli in confronto all'area di Montesano sulla Marcellana. Partendo dai risultati di questa indagine, l'INAIL ha anche il compito di informare i lavoratori e i datori di lavoro interessati circa il rischio associato all'esposizione a radon nei luoghi di lavoro da loro frequentati e circa le soluzioni che potrebbero essere adottate per ridurre tale rischio, in accordo con le leggi vigenti.

Materiali e metodi

Obiettivi:

- Screening delle aree che potrebbero mostrare maggiori livelli di concentrazione di radon indoor
- Informare gli esercenti e i lavoratori sul rischio da esposizione a radon

Stumento utilizzato: Alphaguard PQ2000 Pro (Bertin) , attivo in modalità diffusione (il radon entra nella camera a ionizzazione per diffusione naturale attraverso un filtro in fibra di vetro che permette l'ingresso al solo radon), designata per il monitoraggio ordinario del radon, sia outdoor che indoor, poiché permette il monitoraggio con un minimo consumo di energia.

Durata delle misure: 1 settimana, incluso il week end.

Le misure di concentrazione di radon indoor, ai piani terra e nei locali sotterranei, hanno riguardato edifici in aree con geologia favorevole alla presenza di rischio da esposizione a radon.

Durante la campagna di misurazione sono stati privilegiati gli edifici più a rischio:

- a) con uno stato di salute più basso (presenza di crepe, fessurazioni), fig. 1;
- b) con scarso ricambio d'aria e senza sistemi di ventilazione efficaci.

Risultati e discussione

La campagna di misurazione dell'INAIL-UOT CVR Napoli, riguardante il territorio di Napoli (tab. 1) e di Montesano sulla Marcellana (Provincia di Salerno), ha mostrato alcuni interessanti risultati, che evidenziano altresì come i valori di concentrazione massima di radon corrispondano alle prime ore del mattino, probabilmente per via dell'effetto camino (fig. 2). Dopo un picco massimo, i valori di concentrazione misurati tendono generalmente a diminuire fino alle prime ore del pomeriggio.

Tabella 1. Valori di concentrazione di Rn-222 (Bq/m³) misurati nelle diverse zone indagate a Napoli.

Zona	Substrato geologico	Max	Medio	Min
		(Bq/m ³)		
Chiaiano	TGN, con copertura di depositi piroclastici incoerenti	1068	119	14
Capodimonte	Depositi da flusso piroclastico e surges piroclastici (TGN)	628	97	13
Centro Storico	TGN e depositi incoerenti rimaneggiati piroclastici/alluvionali	1120	287	37
Quartieri Spagnoli	Depositi giallastri, generalmente litificati (TGN)	844	310	32
Riviera di Chiaia	TGN e depositi misti	916	352	13
Ponti Rossi	Depositi sabbiosi e ghiaiosi su rocce alcali-vulcaniche	376	223	30

TGN: Tufo Giallo Napoletano.

Figura 2. Grafico ottenuto con il software DataExpert, Bertin.



I 6 picchi più alti corrispondono alle prime ore del mattino. La bassa temperatura notturna favorisce infatti un maggiore accumulo di radon indoor e ne ostacola la dispersione. I picchi massimi più bassi, che si frappongono fra i picchi più alti, corrispondono agli orari di chiusura pomeridiana.

Conclusioni

Il monitoraggio periodico in continuo delle concentrazioni di radon indoor si è finora dimostrato molto utile al fine di poter osservare le variazioni di concentrazione tra il giorno e la notte e nel confermare l'importanza della ventilazione nella riduzione della concentrazione di radon in ambienti indoor. Sulla base dei risultati ottenuti, si è anche provveduto a informare i proprietari dei locali circa i rischi associati all'esposizione a radon indoor, rimarcando l'importanza della ventilazione allo scopo di ridurre gli stessi rischi.

Figura 1. Misura di concentrazione di radon in una cantina.



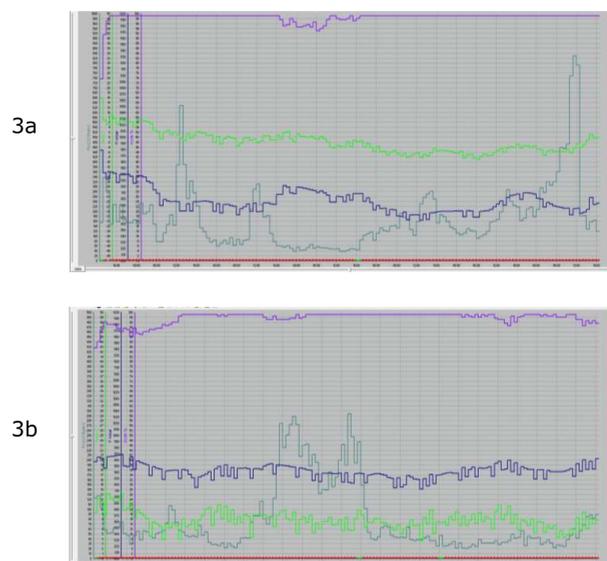
I risultati ottenuti mostrano un'attesa prevalenza di radon negli edifici dell'area urbana di Napoli in confronto a quelli indagati a Montesano sulla Marcellana.

Il valore medio più alto nell'area napoletana è stato misurato nella zona della Riviera di Chiaia (352 Bq/m³). La zona dei Quartieri Spagnoli mostra inoltre il superamento di 300 Bq/m³ per quanto riguarda il valore medio. Una situazione prossima al limite previsto dalla normativa è stata rilevata nel centro storico della città, dove il valore massimo più alto è stato misurato in locali senza una buona ventilazione. Zone mediamente più sicure sono sembrate finora Capodimonte e Chiaiano, quest'ultima situata in periferia nord. In questa zona, anche i locali sotterranei non pavimentati hanno mostrato valori medi più bassi, nonostante alcuni valori massimi siano risultati elevati.

Si è osservato che quando nei locali sono presenti finestre, la dispersione del radon accumulato è favorita, dunque il radon può raggiungere alte concentrazioni ma non per lungo tempo, confermando ancora una volta l'importanza della ventilazione (fig. 3 a, b).

Riguardo all'area di Montesano sulla Marcellana, le misurazioni effettuate hanno mostrato come il valore di concentrazione misurato sia anche influenzato dai fattori climatici (specialmente dal vento) e dalle condizioni di vita oltre che dalla temperatura. I massimi valori attesi durante la prima mattina, infatti, sono stati qualche volta rilevati durante il giorno. Il valore massimo di concentrazione di radon indoor misurato è stato finora 482 Bq/m³, con valori medi oscillanti fra 16 e 224 Bq/m³.

Figura 3 (a, b). Grafici ottenuti per due diversi ambienti di una stessa cantina (DataExpert).



L'andamento della concentrazione di radon indoor durante la settimana di misurazione è rappresentato dalla linea di colore verde scuro, in un angolo non ventilato di una cantina (in alto) e in un più ventilato angolo della stessa cantina (in basso). In alto (fig. 3a), il valore medio della concentrazione di radon indoor è 172 Bq/m³ (valore massimo: 828 Bq/m³), mentre in basso (fig. 3b) il valore medio di concentrazione di radon indoor è 77 Bq/m³ (valore massimo: 294 Bq/m³). La linea viola è l'umidità interna, la linea verde chiaro è la temperatura interna, la linea blu è la pressione atmosferica.

Nuovo metodo di misura della concentrazione di radon e del suo coefficiente di diffusione nel terreno

Claudio Cazzato – Ex Enea-DISP, Andrea Secco – Radongas srl, Francesco Martina – Cern Ginevra
c.cazzato@tiscali.it

Premessa

Le tecniche tradizionali per la misura del gas radon nel terreno

Eseguite in modalità attive, basate sull'aspirazione forzata dell'aria dal sottosuolo:

- **perturbano**, anche significativamente lo stato del sito;
- sono soggette a diversi **errori intrinseci**;
- sono fortemente **influenzate dalle condizioni ambientali**;
- i valori ottenuti si riferiscono a misure che durano pochi minuti, per cui **non possono essere estrapolati per una valutazione oggettiva del rischio radon** del terreno in quanto la concentrazione di radon varia fortemente nel corso della giornata e delle stagioni.

La **valutazione rischio radon nel terreno** oggetto di una nuova costruzione, ristrutturazione e per la redazione di piani attuativi di pianificazione urbanistico – territoriali **necessita di due parametri indispensabili**:



Massima concentrazione di radon nel terreno

Coefficiente di diffusione del radon nel terreno

Quasi tutte le regioni hanno emanato norme tecniche che prevedono un'attenzione particolare alla valutazione del rischio radon già in fase preventiva e prima di rilasciare il nuovo permesso a costruire. Il nuovo **Piano Nazionale Radon** demanda alle regioni di **individuare le aree a rischio**.

La soluzione proposta

E' una misura passiva

Presenta errori di misura bassi

Non perturba il terreno oggetto di misura

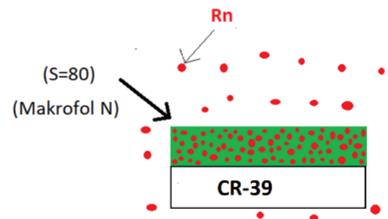
E' in grado di superare i limiti delle attuali tecniche di misura nel terreno

E' insensibile all'umidità nel terreno

E' una misura a basso costo

E' in grado di fornire la massima concentrazione e il coefficiente di diffusione del radon nel terreno

Sonda verticale denominata "puntazza" e dosimetri impiegati per la misurazione del gas radon nel terreno



Schema del dosimetro configurato per la misura nel terreno

Campagne di test e risultati

Fasi della misura nel terreno



Tabella 1 – Livelli di rischio proposti dalla Swedish Radiation Protection Authority (SSI)

Concentrazione	Rischio
< 10 kBq/m ³	Low Risk Area
10-50 kBq/m ³	Normal Risk Area
> 50 kBq/m ³	High Risk Area

Classi di rischio proposte da Castelluccio

Classe di Rischio (RI)	Valore di RP
Bassa	RP < 10
Media	10 ≤ RP ≤ 35
Alta	RP > 35

Calcolo del coefficiente di diffusione

$$[1] \frac{d^2 C_A}{dx^2} - \frac{\lambda}{D_e} C_A + \frac{\lambda}{D_e \eta} K_{em} A_{Ra} \rho_d = 0$$

$$[2] C_A(x) = C_{A,\infty} \left(1 - e^{-\frac{x}{L_D}}\right)$$

$$[3] L_D = \sqrt{\frac{D_e}{\lambda}}$$

$C_{A,\infty}$ è la concentrazione di attività ²²²Rn a circa un metro di profondità

L_D è la lunghezza di diffusione

Esempi di misure effettuate

Località	Profondità (cm)	Bq/m ³	Errore (Bq/m ³)	Coefficiente di Correlazione (R ²)	Coefficiente Diffusione (m ² /s)
ENE A (Casaccia)	22	48228	844	0,9936	8,72*10 ⁻⁷
	52	100886	1007		
	82	128504	11644		
NOVOLI (LE)	11	40525	3870	0,9963	5,27 *10 ⁻⁷
	41	77641	6943		
	71	80444	7439		
BARLETTA	13	6550	313	0,9999	3,07 * 10 ⁻⁶
	43	19579	965		
	73	29523	1684		
LIZZANELLO (LE)	8	23595	2589	1,0	2,75 * 10 ⁻⁷
	38	78241	9491		
	68	101653	12019		
PRATO ALLO STELVIO (BZ)	22	17574	1565	0,9998	3,12* 10 ⁻⁶
	52	39833	3204		
	82	56609	4445		

Esempi di misure di gas radon nel terreno misure che non seguono l'andamento teorico dell'equazione [2]

Località	Profondità (cm)	Bq/m ³	Errore (Bq/m ³)	Considerazioni
VAL DI VIZZE (BZ)	26	9456	1020	Tale misura evidenzia che il valore massimo della concentrazione è già circa a 26 cm di profondità.
	56	8287	935	
	86	8657	965	
FRANCAVILLA FONTANA (BR)	9	6614	649	Le informazioni ottenute da questa misura permettono di affermare che la composizione del terreno varia al variare della profondità e/o alla presenza di acqua.
	39	15079	1271	
	69	7165	689	

Conclusioni

Una corretta mappatura dei terreni dal punto di vista del rischio radon ha bisogno di **misure che non perturbino** il suolo esaminato, che **durino un tempo sufficientemente lungo** e che **non siano influenzate dall'umidità** presente nel terreno e da altri fattori

La tecnica di misura del gas radon nel terreno proposta:

- **supera tutte le criticità** delle attuali tecniche di misura
- è stata **collaudata** per diversi anni e **validata da numerose misure**
- è molto **semplice da usare** anche da chi non ha dimestichezza con le misure
- i dosimetri, **identificati da un codice univoco**, sono riesaminabili anche a distanza di anni in caso di contenziosi

Studio annuale di flussi di radon dal suolo

Luca Carrarelli, Francesco Cardellini, Antonio De Donato, Parvin Mohammadyari

ENEA – Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti

C.R. ENEA Casaccia, via Anguillarese 301, 00123 Roma



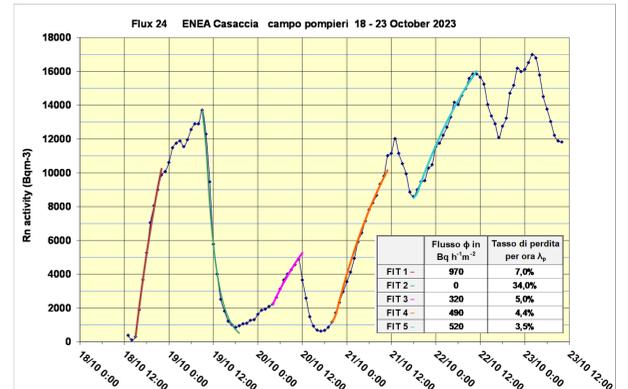
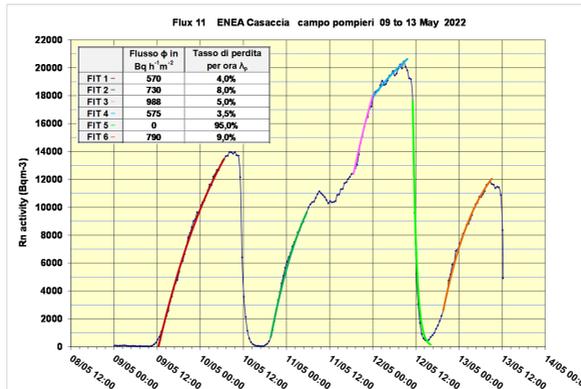
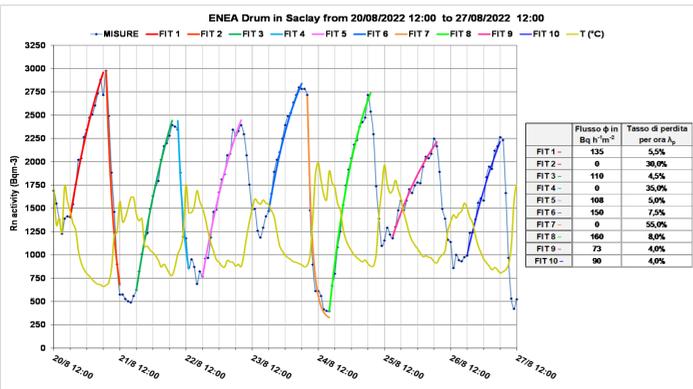
ENEA INMRI, nel quadro del progetto di ricerca europeo «Trace Radon», ha approntato un dispositivo per la misura del flusso di radon dal suolo. Il sistema è costituito da un fusto cilindrico del volume di 136 L ed una superficie di base di 0,25 m². Sul coperchio del cilindro è praticato un foro di sfiato per evitare eventuali gradienti di pressione con l'ambiente esterno. Il radon esalato dal suolo si accumula in questo fusto e viene misurato da uno strumento collocato al suo interno. Il monitore è dotato anche di un sensore di CO₂.



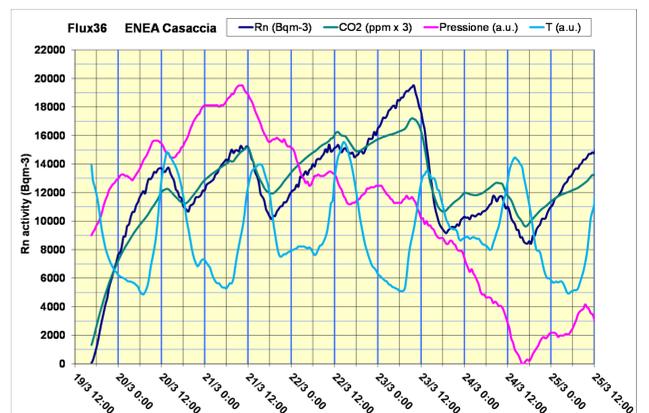
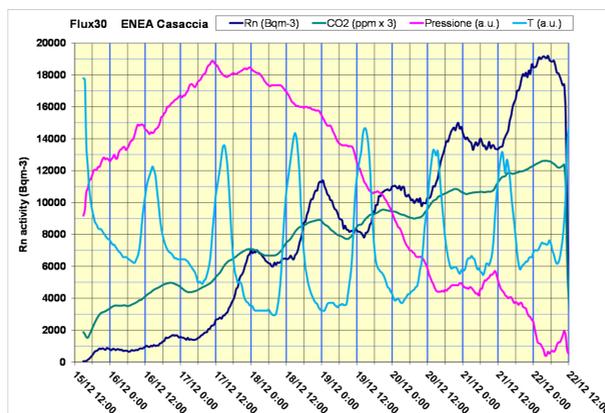
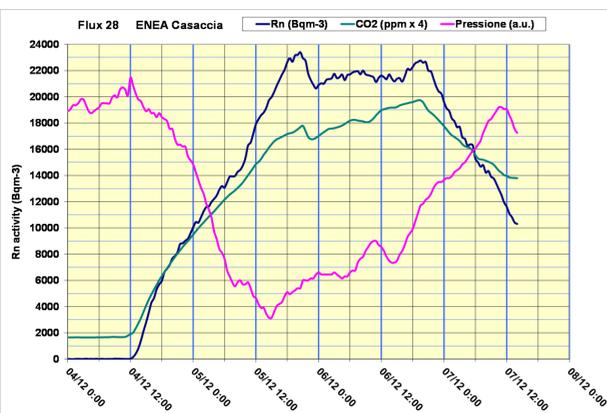
Nelle immagini sopra, a sinistra il dispositivo per la misura di flusso collocato in campo nel centro di ricerche di ENEA Casaccia (Roma). Il dispositivo è coperto da una struttura in compensato marino per prevenire l'insolazione diretta. A destra lo strumento per la misura del radon che è dotato anche di un sensore per la misura della CO₂.



«Exhalation bed» realizzato presso l'università della Cantabria (LaRUC) per il collaudo dei dispositivi di misura del flusso di radon.



Esempi di misure in campo: il primo grafico si riferisce a misure effettuate a Saclay (Francia), il secondo ed il terzo a misure nel C.R. ENEA Casaccia. Quando la crescita del radon si mantiene regolare per un congruo intervallo di tempo (più di 10 ore) si possono analizzare le misure con l'equazione 2 e valutare il flusso di radon con una incertezza tra il 5% ed il 10%. Nelle misure di Saclay si riscontra un marcato andamento giornaliero e valori di flusso tra 100 e 150 Bq h⁻¹ m⁻². Nelle misure effettuate in Casaccia si trovano flussi molto elevati, tra i 500 e i 900 Bq h⁻¹ m⁻², in quanto ci si trova in una zona vulcanica. Sia a Saclay che in Casaccia la crescita del radon può essere ben descritta dall'equazione n°2 con tassi di perdita tra il 5% ed il 9%. Le repentine diminuzioni dell'attività di radon, che si verificano generalmente prima delle 12, sono di difficile interpretazione, in quanto per giustificare questi cali bisogna ipotizzare tassi di perdite dell'ordine del 40% per ora o superiori. Questi tassi di retrodiffusione si possono spiegare solo con flussi netti di aria priva di radon dall'ambiente esterno verso il fusto, di cui non conosciamo la causa.



Nel Novembre 2023 il dispositivo per la misura del flusso è stato dotato del sensore per la misura della CO₂. In tutti i test successivi si è constatata una fortissima correlazione tra i flussi di CO₂ e quelli di radon tanto che le due curve sono quasi sovrapponibili come risulta evidente nei grafici riportati sopra. In alcuni test si evidenzia anche una discreta correlazione tra pressione atmosferica e flussi di radon: come ci si attende quando la pressione atmosferica è in discesa aria carica di radon viene richiamata dal sottosuolo ed i flussi di Radon aumentano, tuttavia in alcuni casi tale correlazione si perde.

CONCLUSIONI:

Il dispositivo realizzato permette di valutare i flussi di radon solo nelle fasi di crescita del radon nel fusto di accumulo, se la crescita è regolare le incertezze possono variare tra il 5% ed il 10% in relazione alla lunghezza dei periodi di regolarità della crescita mentre i repentini crolli di attività sono difficili da interpretare. Diverse circostanze fanno presumere che i flussi di radon non siano solo di origine diffusiva, ma siano correlati anche a flussi netti di aria da e verso il sottosuolo. I flussi misurati in casaccia sono notevolmente maggiori di quello riscontrato nell'exhalation bed nell'università di Cantabria anche se il terreno della Casaccia ha concentrazioni di radio di circa 1 kBq/kg contro i 19 kBq/kg del terreno dell'exhalation bed. I repentini crolli dell'attività di radon sono difficili da interpretare, ma si spiegano solo con tassi di perdita e retrodiffusione dell'ordine del 30% per ora o maggiori. I flussi di radon sono sempre accompagnati da ingenti flussi di CO₂. C'è in fine da considerare che l'apparato di misura può interferire con i flussi di radon, soprattutto se la misura si protrae per lungo tempo, infatti il terreno coperto dal fusto non viene asciugato dal vento e dal sole di giorno ne viene bagnato da eventuali piogge o dalla rugiada notturna. Questi effetti sono rilevanti soprattutto per il radon che diffonde dai primi 15 cm di terreno che sono quelli più soggetti ai cicli diurni di umidità e temperatura mentre influiscono meno sui flussi convettivi di origine più profonda.



Convegno Nazionale Airp Lucca, 25 - 27 settembre 2024

Erica Tool e industrie NORM: verso un approccio radioprotezionistico integrato per uomo ed ambiente

Giuseppe La Verde^{1,2}, Chiara Imperato¹, Mariagabriella Pugliese^{1,2}

¹Dipartimento di Fisica "E. Pancini", Università degli Studi di Napoli Federico II, via Cinthia, 80126, Complesso Universitario di Monte Sant'Angelo, Napoli

²Istituto Nazionale di Fisica Nucleare, Sezione di Napoli, via Cinthia, 80126, Complesso Universitario di Monte Sant'Angelo, Napoli
giuseppe.laverde@unina.it

n. 253

INTRODUZIONE

La valutazione del rischio radiologico per le industrie NORM è cruciale per la salvaguardia della salute umana, in particolare nell'ottica dell'adeguamento di queste realtà ai principi dell'Economia Circolare e della sostenibilità, che ha l'obiettivo di rendere infinito il ciclo di vita di un prodotto (fig.1). Ad oggi non sono presenti in Italia normative per la radioprotezione del biota, nonostante esistano delle linee guida europee (ICRP 136/17) [1]. Pertanto lo scopo di questo lavoro è stabilire un modello integrato radioprotezionistico che possa salvaguardare l'uomo e l'ambiente.



Fig.1 Ciclo di vita della materia prima secondo i principi dell'economia circolare

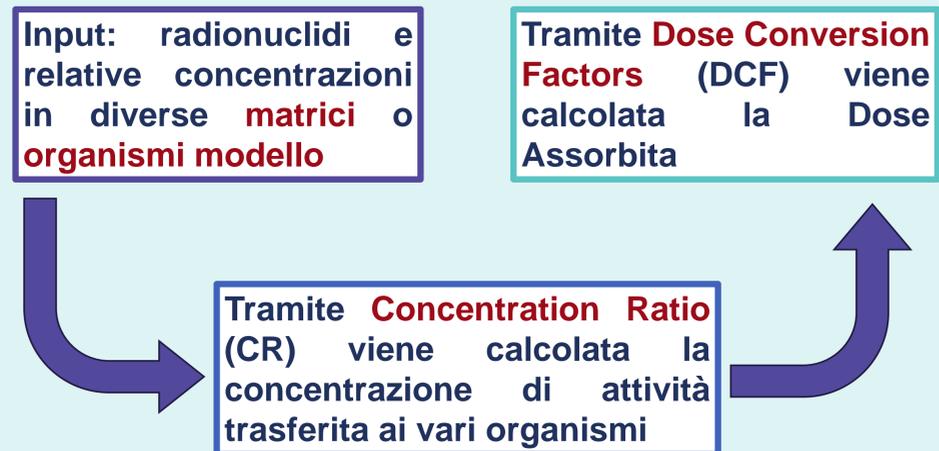


Fig.2 Schema di funzionamento del software ERICA Tool

Modellizzando uno scenario espositivo di riutilizzo di fanghi di impianti di depurazione delle industrie di gas e petrolio, è stata simulata una matrice contenente i radionuclidi in tab.1 in concentrazioni di attività pari a 0.00128 kBq/kg, ottenute a partire da concentrazioni unitarie secondo formule di diluizione standard [4].

CONCLUSIONI

E' stato dunque proposto un modello integrato che unisca i criteri radioprotezionistici attualmente in vigore con le linee guida per la tutela del biota (tab.3). Diminuendo il valore massimo di concentrazione di attività per soli tre radionuclidi, è possibile garantire la radioprotezione dell'intero ecosistema, andando incontro alle nuove esigenze dettate dall'Economia Circolare.

Tab.3 Modello integrato di radioprotezione per l'intero ecosistema adottando gli OL calcolati per il biota (in verde) e per l'uomo (in bianco)

Radionuclidi	OL proposti (kBq/kg)
U _{nat}	163
Th-230	144
Ra-226 ⁺	4.3
Pb-210 ⁺	22
Po-210	115
Th-232	1.8
Ra-228 ⁺	5.7
Th-228 ⁺	96
K-40	774

MATERIALI E METODI

ERICA Tool è un software per la valutazione del rischio radiologico al biota, in tre step consecutivi (fig.2). L'output è dato dalle dosi assorbite da ogni organismo selezionato e da un coefficiente di rischio (RQ), calcolato come il rapporto tra la dose assorbita e un valore scelto come livello di screening (SL) [2].

A partire dagli organismi limitanti (tab.1), sono stati calcolati gli Operational Level (OL), ottenuti dal rapporto tra il valore di screening e la dose limitante (DR_c). Essi sono stati confrontati con quelli ottenuti per il lavoratore e l'individuo rappresentativo (tab.2), i cui SL sono pari a 1 mSv/y e 0.3 mSv/y rispettivamente (D.Lgs. 101/20) [3].

$$OL \text{ (kBq/kg)} = SL/DR_c \quad (1)$$

Tab.1 Organismo limitante e relativo Dose-rate calcolato per ciascun radionuclide. Il simbolo + indica la condizione di equilibrio secolare

Radionuclidi	Organismo limitante	Dose-rate critico (μGy/h) per kBq/kg
U _{nat}	Licheni e briofite	6.15E-02
²³⁰ Th	Licheni e briofite	1.32E-02
²²⁶ Ra +	Licheni e briofite	1.27E-01
²¹⁰ Pb +	Licheni e briofite	5.52E-02
²¹⁰ Po	Licheni e briofite	8.70E-02
²³² Th	Licheni e briofite	1.19E-02
²²⁸ Ra +	Licheni e briofite	2.87E-02
²²⁸ Th +	Licheni e briofite	1.04E-01
⁴⁰ K	Mammiferi di grandi dimensioni	1.59E-03

Tab.2 Confronto tra OL del biota e gli OL per l'uomo considerando i livelli di riferimento per il lavoratore e l'individuo rappresentativo. In verde e in rosso il confronto tra i valori minimi e massimi biota-uomo.

Radionuclide	OL _B (kBq/kg)	OL _U (kBq/kg) per 1 mSv/y	OL _U (kBq/kg) per 0.3 mSv/y
U _{nat}	163	340	102
Th-230	755	144	43
Ra-226 ⁺	79	4.3	1.3
Pb-210 ⁺	181	22	7
Po-210	115	2395	719
Th-232	840	1.8	0.5
Ra-228 ⁺	349	5.7	1.7
Th-228 ⁺	96	130	39
K-40	6300	774	232

IV interconfronto internazionale radon in campo per sistemi di misura attivi e passivi in differenti ambienti indoor

Enrico Chiaberto¹, Mauro Magnoni¹, Anna Prandstatter¹, Elena Serena¹, Filippo Berlier², Massimo Faure Ragani², Luisella Garlati³, Federica Leonardi⁴, Rosabianca Trevisi⁴, Gianfranco Minchillo⁵, Serena Mancini⁶, Andrea Mainardi⁶

¹ARPA Piemonte, via Jevris 30, 10015 Ivrea (TO) - ²ARPA Valle d'Aosta, Loc. La Maladière 48, 11020 Saint-Christophe (AO) - ³Politecnico di Milano, Dipartimento di Energia, via La Masa 34, 20156 Milano
⁴INAIL – Istituto nazionale per l'assicurazione contro gli infortuni sul lavoro – Via Fontana Candida 1, 00078 Monte Porzio Catone (RM) - ⁵European Commission, Joint Research Centre (JRC), Ispra (VA), Italia
⁶ONET TECHNOLOGIES ND, Stab. Italia

L'Associazione Italiana di Radioprotezione, interessata a promuovere iniziative a favore dell'armonizzazione delle misure in ambito radioprotezionistico, ha all'attivo l'organizzazione di tre interconfronti (ILC) in campo. La partecipazione a questi esercizi è stata molto positiva, confermando l'esigenza da parte di molti laboratori di misura di effettuare ILC, soprattutto in situazioni simili a quelle in cui ci si trova ad operare nella pratica quotidiana. Forte di queste esperienze, nel 2024 AIRP ha promosso un quarto ILC in campo, ampliando l'offerta, così da permettere di testare anche gli elettreti in varie configurazioni e i monitori in continuo.

Prove proposte e iscritti

PROVA A

Destinatari: rivelatori a tracce + elettreti in configurazione LLT

- Due livelli di esposizione
- 3 dispositivi per livello di esposizione
- Durata massima di campionamento di 6 mesi
- Start giugno 2024

PROVA B

Destinatari: elettreti in configurazione SLT e LST.

- Due livelli di esposizione
- 3 dispositivi per livello di esposizione
- Durata massima di campionamento di 3 mesi
- Start ottobre 2024

PROVA C

Destinatari: elettreti in configurazione SST

- Due livelli di esposizione
- 3 dispositivi per livello di esposizione
- Durata massima di campionamento di 1 mese
- Start dicembre 2024

PROVA D

Destinatari: monitori in continuo

- Durata massima del monitoraggio: 30 giorni
- Massimo due monitori a partecipante
- Svolgimento prova tra novembre e dicembre 2024

36 laboratori partecipanti

Durante il TEST A è data la possibilità di testare un dispositivo mantenuto chiuso nella propria busta, per verificare la tenuta della busta stessa

Qualche analisi

Con l'entrata in vigore del D.Lgs. 101/2020 si è avuta una maggiore attenzione alla qualità dei dati dosimetrici e di misura. Nel decreto sono indicati una serie di requisiti, che gli organismi di misura devono possedere per essere riconosciuti idonei. Tra questi si richiede «l'effettuazione di test di interlaboratorio per verificare la correttezza della misura dosimetrica e radiometrica».

L'esercizio promosso è stato organizzato nell'ottica di poter testare il numero maggiore di sistemi di misura della concentrazione di radon in aria, sia attivi (monitori in continuo), sia passivi (rivelatori a tracce ed elettreti nelle varie configurazioni).

La presenza di progetti europei, attivi in ambito radon e NORM, ha reso disponibili più circuiti di prove interlaboratorio anche in campo, mentre il numero crescente di laboratori, che richiede l'accreditamento secondo la norma UNI CEI EN ISO/IEC 17025 per le misure della concentrazione di radon in aria con sistemi passivi, ha portato a una maggiore offerta di ILC accreditati. Queste potrebbero essere le cause di una flessione degli iscritti (fig. 1) rispetto all'edizione del 2019, in particolare dei laboratori stranieri.

Se si analizzano le iscrizioni in termini di tipologia di dispositivi (fig. 2), l'interesse resta alto per gli elettreti e per i monitori in continuo (novità dell'edizione), mentre si è avuto un calo significativo di dispositivi a CR-39. L'analisi per tipologia di partecipanti (fig. 3) mostra sempre una partecipazione numerosa delle APPA/ARPA, mentre mette in evidenza l'interesse degli esperti di radioprotezione per le nuove prove promosse.

Confronto con precedenti edizioni

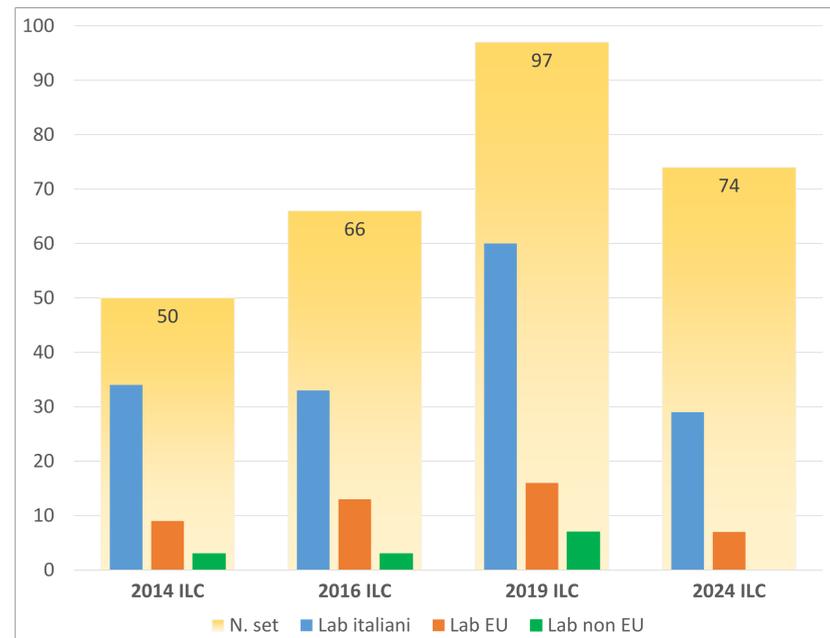


Figura 1: Confronto tra le varie edizioni degli ILC in campo, in termini di set iscritti e di tipologia di laboratori (italiani, EU, non EU)

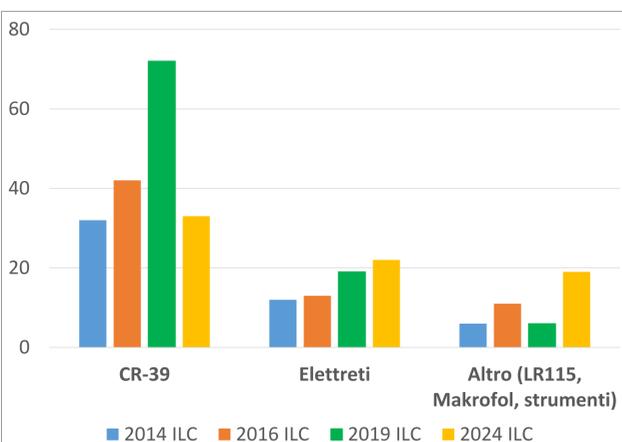


Figura 2: Confronto tra le tipologie di dispositivi (CR-39, elettreti e altra tipologia) partecipanti alle varie edizioni degli ILC in campo

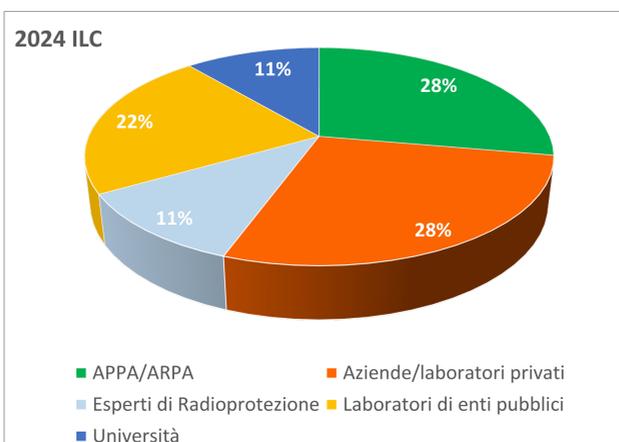


Figura 3: Analisi per tipologia dei partecipanti all'ILC in campo, edizione 2024

Conclusioni

L'interesse per gli interconfronti in campo per le misure di radon in aria resta sempre elevato, in virtù delle condizioni di esposizioni simili a quelle di operatività dei laboratori. Questa nuova edizione dell'interconfronto in campo risente dei cambiamenti legislativi e di un'offerta maggiore di interconfronti, seppur spesso condotti in laboratorio. La possibilità di testare più configurazioni di elettreti non ha comunque favorito le iscrizioni, sebbene sia aumentato il numero i set di elettreti inviati. La prova per i monitori in continuo ha riscontrato un discreto successo d'iscrizioni. Le prove sono in corso e avranno termine a gennaio 2025, con successiva emissione del report dell'interconfronto.

Gabriele Pratesi¹, Flavio Trotti², Silvia Bucci³, Matteo Archimi⁴, Elena Caldognetto⁵, Davide di Summa⁶, Francesca Duchini⁷, Liberato Ferrara⁸, Giuseppe La Verde⁹, Federica Leonardini¹⁰, Daniela Lunese¹¹, Cristina Nuccetelli¹², Ilaria Peroni¹³, Mariagiuglietta Pugliese¹⁴, Rosella Rusconi¹⁵, Rosabianca Trevisi¹⁶, Raffaella Ugolini¹⁷, Gennaro Venoso¹⁸, Domenico Vicchio¹⁹

¹ARPAT, via Ponte alle Mosse 211, 50144 Firenze; g.pratesi@arpat.toscana.it

²ARPAV, via Dominutti 8, 37135 Verona

³Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Politecnico di Milano
 Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano

⁴INAIL – Istituto nazionale per l'assicurazione contro gli infortuni sul lavoro – Via Fontana Candida 1, 00078 Monte Porzio Catone (RM)

⁵Dipartimento di Fisica "E. Pancini" Università degli Studi di Napoli Federico II

⁶ARPA Lombardia, via Renato Donatelli 5, 20162 Milano

⁷ISS - Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena 299, 00161 Roma

1. Il quadro di riferimento

Spesso i residui NORM destinati in discarica presentano concentrazioni di attività superiori ai livelli di allontanamento fissati dal D. Lgs 101/20. La pratica che li ha generati può tuttavia essere ancora esente, ove si dimostri il rispetto del livello di dose efficace per l'individuo della popolazione di 0.3 mSv/anno. In questo lavoro si propone un metodo semplice, standardizzato per effettuare tale valutazione a partire dai CL (Clearance Levels) di RP (Radiation Protection) 122 parte II relativi alla destinazione in discarica, con rivisitazione degli scenari e parametrizzazioni in un'ottica più realistica e meno conservativa. Si tratta dello sviluppo di quanto già presentato al Convegno AIRP di Cagliari 2023, al quale si rimanda per i dettagli metodologici.

Radionuclide/ segmento	CL 4.2.5	CL 4.3.2 (roccia)*
U-238sec	0.68	0.75
U-nat	9.6	28
Th-230	17	27
Ra-226+	0.87	1.3
Pb-210+	22	4
Po-210	13	3
Th-232sec	0.49	0.56
Th-232	11	3.1
Ra-228+	1.5	1
Th-228+	0.78	1.4
K-40	9.9	18

*Tipo di materiale più conservativo tra roccia, cenere, sabbia e scorie

Tab. 1 CL (kBq/kg) per allontanamento di residui in discarica - RP 122 parte II: scenario lavoratori (4.2.5) e membri del pubblico (4.3.2)

Le ipotesi che sono alla base dei valori dei CL riportati in RP 122 parte II e mostrati in tab. 1 sono le seguenti. Per il 4.2.5 si considera che il lavoratore della discarica tratti tutto il tempo (1800 ore/anno) residui NORM, con esposizione per irradiazione, inalazione e ingestione diretta. Per il 4.3.2, si considera una casa prossima a una discarica molto ampia con esposizione per permanenza sulla discarica, in casa e in giardino, e vie di esposizione: inalazione e irradiazione (tutte le situazioni), ingestione diretta sulla discarica, ingestione secondaria in giardino (frutta e verdura contaminate da deposizione diretta e da irrigazione ove nell'acqua di falda si è verificato rilascio di radionuclidi dalla discarica).

2. L'elaborazione dei nuovi CL a partire da RP 122 parte II

Inizialmente sono stati utilizzati gli algoritmi e la parametrizzazione di RP 122 parte II per riprodurre i CL tabulati, riscontrando un ottimo accordo con qualche eccezione. Successivamente sono state apportate le seguenti modifiche, nella prospettiva di una maggiore aderenza alla realtà. Per il 4.2.5 si è assunto che il lavoratore operi per il 10% del tempo su residui NORM. Per il 4.3.2 si è posta l'abitazione a oltre 100 m dalla discarica (annullamento dell'irradiazione), che non vi sia stazionamento sopra di essa, e che il quantitativo di residuo NORM sia pari al 10% del totale; in questo lavoro non si indagano le variazioni che si ottengono modificando la quota di frutta e verdura ingerite di origine non locale (pari al 50% in RP 122 parte II), che per alcuni radionuclidi (Pb-210, Po-210, Ra-228+) possono essere significative. Sono stati inoltre aggiornati i coefficienti di dose per introduzione per i lavoratori (ICRP 137).

Radionuclide/ segmento	CL 4.2.5	CL 4.2.5 (180 ore/anno)	CL 4.3.2	CL 4.3.2 (senza irraggiamento esterno, senza permanenza in discarica, 10% residuo NORM)
U-238sec	0.62	6.2	0.75	14
U-nat	6	60	27	355
Th-230	5	50	27	274
Ra-226+	0.91	9.1	1,3	34
Pb-210+	14	144	4	40
Po-210	52	523	2.9	33
Th-232sec	0.48	4.8	0.67	14
Th-232	3.2	32	21	222
Ra-228+	1.5	15	0.81	10
Th-228+	0.91	9.1	1.4	150
K-40	11	109	18	

N.B. evidenziato in verde il valore più restrittivo tra i due scenari

Tab. 2 CL (kBq/kg) per residui NORM in discarica (4.2.5 e 4.3.2) rimodulati rispetto a RP 122 parte II.

3. Applicazione dei CL modificati a casistica reale

I livelli della tab. 2 sono stati confrontati con le concentrazioni di attività di radionuclidi naturali rinvenute in residui derivanti da varie lavorazioni con presenza di NORM in ambito prevalentemente nazionale. Le tabelle che seguono riportano le informazioni relative ad alcune lavorazioni, oltre ad esse l'applicazione è stata svolta anche per: la geotermia a media entalpia, le ceneri leggere delle centrali a carbone, le acciaierie a ciclo integrale (dati presentati ai Convegni AIRP di Cagliari nel 2023 ed ENA di Roma nel 2024). I dati provengono da attività svolta nell'ambito del progetto BRIC 2019 dell'INAIL, letteratura di settore e comunicazioni personali. Nelle tabelle sono evidenziati i valori dei CL che vengono superati dall'estremo superiore degli intervalli di concentrazione di attività misurata.

Produzione di biossido di titanio (impianto italiano). Residui: materiale filtrante

Radionuclide/ Segmento di catena	C _{misurata} (kBq/kg) Materiale filtrante	CL (kBq/kg) Scenario più conservativo tra 4.2.5 e 4.3.2	
		100% residui NORM	10% residui NORM
Ra-226+	0.05 – 100	0.91	9.1
Pb-210+	0.01 – 20	4.0	40
Po-210	0.01 – 20	3.3	33
Ra-228+	0.08 – 230	1.0	10
Th-228+	0.07 – 80	0.91	9.1



I valori delle concentrazioni di attività più alti di Ra-226+, Ra-228+ e Th-228+ superano i CL ricalcolati in modo più realistico.

Lavorazione di sabbie zirconifere (impianti di produzione di piastrelle e refrattari italiani). Residui del processo termico.

Radionuclide/ Segmento di catena	C _{misurata} (kBq/kg)	CL (kBq/kg) Scenario più conservativo tra 4.2.5 e 4.3.2	
		100% residui NORM	10% residui NORM
U-238	0.36 – 0.85	6	60
Ra-226+	0.01 – 0.31	0.91	9.1
Pb-210+	0.03 – 31	4.0	40
Po-210	4.7 – 126	3.3	33
Ra-228+	0.001 – 0.06	1.0	10
Th-228+	0.001 – 0.06	0.91	9.1
K-40	0.02 – 0.37	11	109



I livelli massimi misurati di Pb-210+ e Po-210 sono alquanto elevati, non sempre conformi ai CL ricalcolati in modo più realistico.

Industria del petrolio e del gas naturale (impianti di estrazione del petrolio italiani) Residui: incrostazioni (valori tipici)

Radionuclide/ Segmento di catena	C _{misurata} (kBq/kg)	CL (kBq/kg) Scenario più conservativo tra 4.2.5 e 4.3.2	
		100% residui NORM	10% residui NORM
Ra-226+	0.1 – 2.9	0.91	9.1
Pb-210+	0.76 – 1.6	4.0	40
Ra-228+	< 0.01	1.0	10



I valori delle concentrazioni di attività più alti di Ra-226+ e Pb-210+ sono inferiori ai CL ricalcolati in modo più realistico.

Produzione di energia geotermica (impianti di alta entalpia italiani) Residui solidi

Radionuclide/ Segmento di catena	C _{misurata} (kBq/kg) Residui solidi	CL (kBq/kg) Scenario più conservativo tra 4.2.5 e 4.3.2	
		100% residui NORM	10% residui NORM
Pb-210+	0.005 – 1.9	4.0	40
Po-210	0.009 – 2.1	3.3	33
K-40	0.005 – 0.6	11	109



I valori delle concentrazioni di attività più alti di Pb-210+ e Po-210 sono inferiori ai CL più restrittivi.

4. Conclusioni

È stata sviluppata una metodologia per derivare dei Clearance Levels per il conferimento di residui NORM in discarica che consentano, nel caso di superamento dei livelli di allontanamento della normativa, di verificare comunque il rispetto del livello di esenzione in dose efficace per gli individui della popolazione, pari a 0.3 mSv/anno. I CL così ottenuti sono stati applicati a una casistica di residui che riguarda la maggior parte delle lavorazioni NORM presenti in Italia.

Il tool sviluppato per il calcolo dei CL in accordo con gli scenari 4.2.5 e 4.3.2 di RP 122 parte II consente di eseguire rapidamente simulazioni al variare dei parametri d'interesse e sarà disponibile sul PAF (Portale Agenti Fisici), sito realizzato nell'ambito dei progetti nazionali sui NORM BRIC 2019 e BRIC 2022 promossi dall'INAIL.

Va sottolineato, comunque, che il possibile ricorso a CL superiori a quelli tabulati in RP 122 parte II, in contesti specifici e concreti, va condiviso con le autorità ambientali e con i gestori dei siti di conferimento, eventualmente accompagnando la simulazione modellistica con misure tecniche.

Convegno Nazionale AIRP di Radioprotezione,
 Lucca, 25-27 settembre 2024

Ilaria Peroni¹, Silvia Bucci¹, Matteo Archimi¹, Massimo Guazzini¹, Andrea Iacoponi¹, Gabriele Nassini², Gabriele Pratesi¹, Domenico Vicchio¹

¹ARPAT, U.O. Radioattività e Amianto, via Ponte alle Mosse 211, 50144 Firenze

²ARPAT, via del Patriota 2, 54100 Massa

Introduzione - Nell'ambito del monitoraggio prescritto a seguito della chiusura della discarica di Pagliadiccio, Podenzana (MS), nel febbraio 2020 sono state effettuate analisi su campioni di acque superficiali e sotterranee, che avevano evidenziato un aumento della concentrazione di metalli. Pertanto, a causa della presenza di ceneri di carbone fossile nella discarica, a seguito della pubblicazione del D.Lgs. 101/2020, che estende la regolamentazione delle esposizioni derivanti da attività con materiali contenenti radionuclidi di origine naturale (Titolo IV) alle centrali elettriche a carbone (Allegato II, Tabella II-1), le valutazioni analitiche hanno interessato anche il contenuto di radionuclidi, i quali possono determinare un'esposizione a radiazioni ionizzanti per la popolazione.

Le ceneri presenti nella ex-discarica di Pagliadiccio configurano quindi una situazione che viene inquadrata dall'art.198, lettera a), punto 1), del D. Lgs.101/2020 (esposizione esistente), in quanto l'eventuale esposizione è causata da una contaminazione radioattiva derivante da attività in precedenza non disciplinata dalla normativa di radioprotezione.

Per questa tipologia di esposizione, ai sensi dell'art. 200 D.Lgs. 101/2020, ARPAT deve valutare la dose agli individui della popolazione derivante dalla situazione individuata e comunicare alla Regione gli esiti delle valutazioni.

L'attività è stata svolta anche nell'ambito del progetto di ricerca BRIC INAIL ID 37: "Messa a punto di procedure per la caratterizzazione radiologica di materie NORM e per la stima della dose per una efficace protezione dei lavoratori e della popolazione dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti emesse dai radionuclidi naturali contenuti nei materiali utilizzati in alcuni settori industriali NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials)"

2. Attività svolte - A partire da dicembre 2020 fino a marzo 2024 sono stati effettuati prelievi di acque superficiali e sotterranee da 6 punti di campionamento:



S1 e S2, piezometri all'interno della discarica (9 prelievi)
 AS1 e AS2, postazioni di verifica delle acque superficiali poste immediatamente prima e dopo il by-pass (10 prelievi)
 P3 e P4, pozzi d'acqua privati (8 prelievi)

3. Risultati

Sono state effettuate analisi di spettrometria gamma ad alta risoluzione (UNI 11665:2023), di scintillazione liquida per la determinazione dell'attività alfa e beta totale (UNI 11704:2019), del Ra-226 (ISO 13165-1:2013), e ICP-MS (UNI EN ISO 17294-2: 2016) per la determinazione degli isotopi dell'uranio. I campioni acquisiti sono stati analizzati sia dal laboratorio ARPAT che dal laboratorio del consulente del Comune di Podenzana.

PIEZOMETRI S1 E S2	Alfa totale	Beta totale	Ra-226	U-238	U-235	U-234	Pb-210
VALORE MEDIO	122 ± 43	243 ± 41	< 12	58,8 ± 7,8	2,6 ± 0,9	64,6 ± 8,3	30 ± 15
VALORE MINIMO	66	220	< 12	53,3	2,4	56,7	16
VALORE MASSIMO	130	266	< 12	68,9	3,1	70,4	46

AS2 - A MONTE DISCARICA	Alfa totale	Beta totale	Ra-226	U-238	U-235	U-234	Pb-210
VALORE MEDIO	< 40	< 103	< 10	3,6 ± 0,8	< 0,2	6,5 ± 1,2	23 ± 7
VALORE MINIMO	< 40	< 103	< 10	3,6	< 0,2	6,5	19
VALORE MASSIMO	< 40	< 103	< 10	3,6	< 0,2	6,5	25

AS1 - A VALLE DISCARICA	Alfa totale	Beta totale	Ra-226	U-238	U-235	U-234	Pb-210
VALORE MEDIO	39 ± 21	370 ± 118	< 20	11,6 ± 3,8	< 1,6	12,1 ± 3,9	17 ± 6
VALORE MINIMO	22	290	< 20	6,4	< 1,6	8	17
VALORE MASSIMO	57	450	< 20	15	< 1,6	15,5	17

POZZI 3 E 4	Alfa totale	Beta totale	Ra-226	U-238	U-235	U-234	Pb-210
VALORE MEDIO	25 ± 7	105 ± 64	< 11	6,4 ± 5,6	0,7 ± 0,3	8,7 ± 5,4	14 ± 6
VALORE MINIMO	20	60	< 11	3,5	0,7	5,6	12
VALORE MASSIMO	29	150	< 11	17,3	0,7	18,8	16

Tabella riassuntiva dei risultati analitici sui campioni prelevati nel periodo del monitoraggio (2020 - 2024). Tutte le concentrazioni di attività sono in mBq/l.

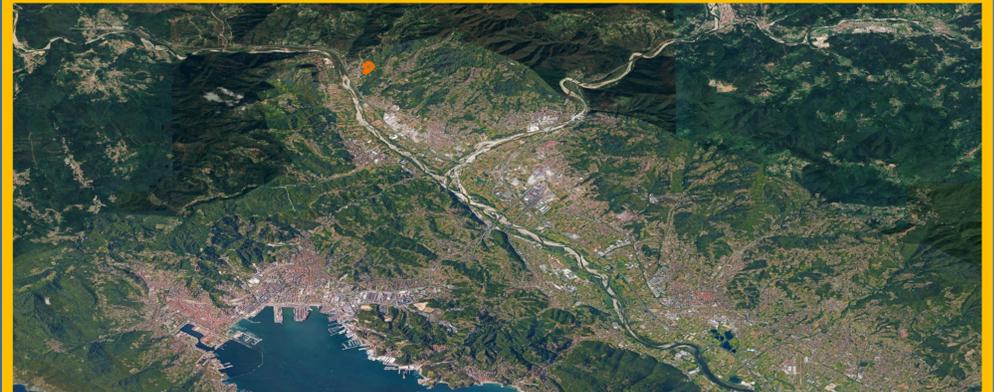
5. Conclusioni

La presenza delle ceneri di carbone conferite in discarica sono all'origine del contenuto di radioattività naturale più alta misurata (vedi piezometri S1 e S2), dove la concentrazione di attività degli isotopi di uranio e di piombo-210 è più alta rispetto agli altri punti di campionamento.

I valori di attività degli isotopi di uranio nell'acqua superficiale a valle della discarica (AS1) sono più alti (da 2 a 3 volte) dei valori misurati nell'acqua superficiale immediatamente a monte della discarica (AS2).

Con i dati disponibili, la valutazione di dose all'individuo rappresentativo della popolazione per lo scenario esaminato e per tutte le fasce d'età risulta sempre inferiore a 10 µSv/a. Pertanto, si può concludere che la presenza della discarica di ceneri di carbone determina un impatto radiologico trascurabile. D'altronde, l'aver evidenziato un impatto radiologico su alcune matrici ambientali, seppure limitato, suggerisce la necessità di tenere sotto controllo la cessione di radioattività al fine di assicurare che tale valutazione sia confermata nel tempo.

1. La discarica



Vista panoramica dell'area che comprende la discarica, evidenziata in rosso.

La discarica Pagliadiccio consta di due aree, entrambe esaurite:

- Discarica A (in giallo), destinata allo smaltimento di ceneri derivanti da combustione di carboni fossili per la produzione di energia elettrica della centrale ENEL di La Spezia, attiva fino al 1985;
- Discarica B (in verde), per lo smaltimento di sovralli provenienti dall'impianto di compostaggio, sito nella Zona Industriale Apuana, attiva fino al 1996.



Ex discarica di Pagliadiccio, Podenzana (MS)

Il corpo discarica ricopre il luogo entro il quale scorreva un affluente del fosso Sant'Andrea. Tale affluente è stato completamente intubato entro un canale che attraversa il corpo discarica e restituisce le acque a valle. Con recenti lavori di bonifica, conclusi nel 2013, il corpo discarica è stato impermeabilizzato dalle piogge, realizzando una copertura multistrato per una rinaturalizzazione dell'area.



Centrale ENEL «Eugenio Montale», La Spezia (SP)



Area circostante il piezometro S1

4. Valutazione di dose

La metodologia di valutazione della dose agli individui della popolazione si basa sul metodo di calcolo dei livelli di allontanamento per il conferimento in discarica presentato nella Radiation Protection 122 parte 2 (RP122). La metodologia sviluppata dall'Agenzia, in collaborazione con ARPAT, procede a partire dal metodo di RP 122, introducendo ipotesi più realistiche, descrittive del contesto, adeguando gli scenari espositivi al contesto in esame.

A partire dallo scenario 4.3.2 di RP 122, è stato escluso il contributo di inalazione dovuto alla dispersione in aria di polveri contaminate e ingestione diretta delle polveri, e il contributo di irraggiamento dovuto allo stazionamento sulla discarica non ancora ricoperta. L'unico contributo adeguato è dato dall'ingestione secondaria di radionuclidi, dovuta al consumo di frutta e verdura coltivate in situ e irrigate con acque contaminate da radioattività proveniente dal residuo NORM confinato nella discarica. In questo scenario le vie di esposizione sono l'assorbimento diretto da parte dell'apparato radicale della pianta e la deposizione sulla superficie di frutta e verdura.

Popolazione/Fascia d'età (a)	U-nat (mSv/a)	Ra-226+ (mSv/a)	Pb-210+ (mSv/a)	Po-210 (mSv/a)	Ac-228 (da Ra228+) (mSv/a)	Pb-212 (da Th228+) (mSv/a)	Totale (mSv/a)
<1	7.70E-06	4.14E-05	1.52E-04	4.19E-04	2,64E-04	3,19E-05	9,15E-04
1-2	1.70E-05	5.09E-05	3.90E-04	8.50E-04	3,01E-04	3,18E-05	1,64E-03
2-7	2.24E-05	6.57E-05	4.75E-04	8.50E-04	3,60E-04	3,53E-05	1,81E-03
7-12	2.75E-05	1.27E-04	6.16E-04	7.53E-04	6,19E-04	3,78E-05	2,18E-03
12-17	3.04E-05	2.70E-04	6.98E-04	5.25E-04	9,53E-04	3,05E-05	2,51E-03
>17	2.40E-05	1.46E-04	2.99E-04	4.64E-04	1,46E-04	1,67E-05	1,09E-03

La concentrazione di attività per il Po-210 è stata assunta uguale a quella del Pb-210.

Nella valutazione di dose all'individuo rappresentativo della popolazione dovuta a ingestione secondaria, si è considerato un consumo pari al 50% di prodotti locali sul totale dei prodotti consumati e un fattore di riduzione pari al 50% dovuto alla modalità di preparazione dei cibi.

Ringraziamenti - si ringrazia l'ARPA Liguria per i dati delle analisi delle ceneri di carbone fossile provenienti dalla Centrale ENEL "Eugenio Montale" di La Spezia.

Enrico Chiaberto, Mauro Magnoni, Anna Prandstatter, Elena Serena, Rosamaria Tripodi

ARPA Piemonte, Dipartimento Rischi fisici e Tecnologici, Via Jervis, 30 - 10015 - Ivrea (TO)

INTRODUZIONE

La Regione Piemonte ha pubblicato recentemente in adempimento al D.Lgs 101/2020 l'elenco delle Aree prioritarie in Piemonte (fig. 1). La definizione di tali aree porterà ad un sicuro incremento del numero di misure nei luoghi di lavoro, non soltanto interrati e una maggior sensibilizzazione locale della popolazione sul problema del radon, evidenziando criticità che altrimenti resterebbero ignote. Molti Comuni ricadono, però in aree non prioritarie e numerosa è la popolazione che vi risiede. Inoltre, alcune aree saranno tra qualche anno, riclassificate come prioritarie, in aggiunta alle attuali, per quanto previsto dal piano nazionale d'azione per il radon. Tutto ciò si dovrà tradurre in futuro in un "risparmio di dose" cioè in una diminuzione del rischio. In questo studio si effettua una valutazione di tali grandezze.

ELABORAZIONE

Il primo passo è stato stimare la media comunale su piani misti partendo da quelle al piano terra, tenendo conto di come si distribuisce l'altezza dei piani in tre tipologie di aree: montane, di pianura e grandi città (Torino, Novara...).

Dalle medie comunali così calcolate si può valutare la dose efficace media per persona applicando gli opportuni coefficienti di conversione, primo fra tutti quello indicato come convenzionale dalla normativa italiana $6,7 \cdot 10^{-9}$ Sv/(Bqhm³) (D.Lvo 101/2020) (DCF=3mSv/mJh/m³ con un'esposizione tipo di 7000 ore anno con fattore di equilibrio 0,4). Studi epidemiologici e studi dosimetrici, come ben traspare nella pubblicazione ICRP137, non coincidono però esattamente e la comunità scientifica ancora non converge ad un'interpretazione univoca sul rapporto tra dosimetria ed effetti del radon sulla salute.

A partire da questa constatazione è stato fatto un esercizio in cui la valutazione dell'eccesso di rischio (ER) per insorgenza di tumore polmonare non fosse descritta solo dal modello LNT, lo standard ufficiale adottato da tutti gli organismi internazionali di radioprotezione, ma anche da modelli alternativi. Si è quindi voluto indagare qual è l'effetto dell'applicazione di diversi modelli (fig. 3) al Piemonte ricavando comune per Comune e a livello regionale l'eccesso di rischio (ER) per persona ottenendo i risultati mostrati nella tabella 1. In particolare sono stati considerati, oltre al modello standard LNT, un modello lineare con Soglia posta a 300 Bq/m³, un modello con ipersensibilità alle basse dosi e un modello con ornesi. La relazione ER - concentrazione è stata approssimata con delle funzioni a tratti.

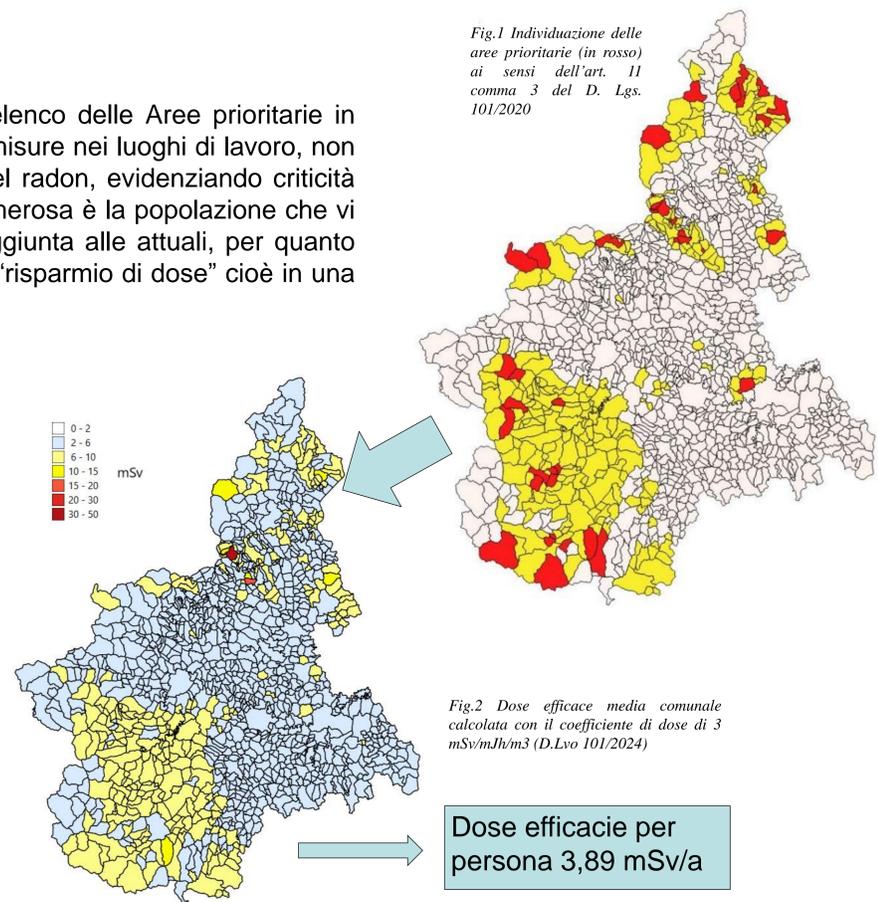


Fig.3 Eccesso di rischio - possibili modelli per basse esposizioni

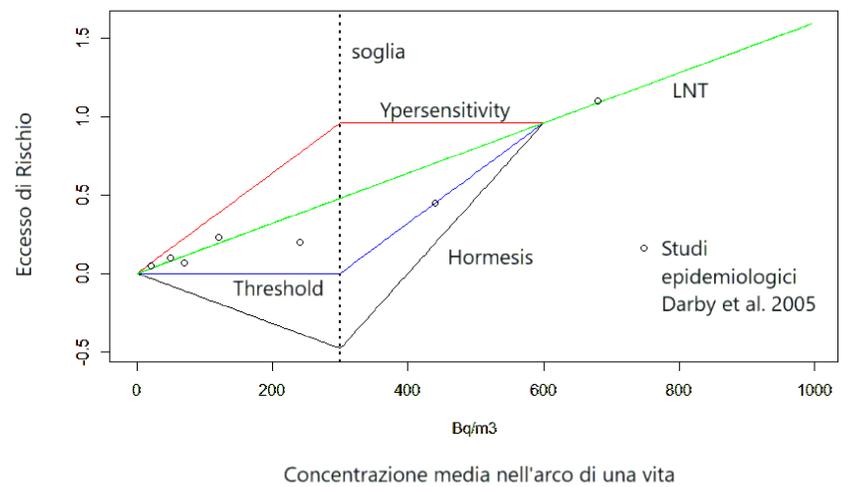


Tabella 1	LNT	Threshold	Ypersensitivity	Hormesis
Eccesso di rischio medio per persona in Piemonte	0,133	0,006	0,259	-0,124
Eccesso di rischio medio per persona in Piemonte dovuto alle abitazioni che superano il Livello di Riferimento (300 Bq/m ³)	0,010	0,006	0,001	0,015

Considerazioni conclusive

Di norma si ipotizza una relazione Lineare senza soglia (LNT) tra esposizione al radon ed eccesso di rischio (ER).

Considerando l'ipotesi alternativa (modello a Soglia), esclusa da gran parte dei ricercatori ma sostenuta da alcuni studi che applicano un approccio bayesiano (figura 3) ai dati epidemiologici (K.W. Fornalski, L.Dobrzynski et al, 2011-2017 - M. Pylak et al, 2021) e ponendo una soglia pari a LR=300 Bq/m³, la proiezione del rischio in Piemonte cambia di molto (fig. 4 e 5).

L'utilizzo del modello LNT, come evidenziato in tabella, con risanamento soltanto degli edifici con concentrazioni > 300 Bq/m³ porta ad una diminuzione del rischio di solo 0,01.

L'applicazione del modello a Soglia, che minimizza l'effetto dell'esposizione a basse concentrazioni radon, mostra invece una maggiore utilità di risanare in particolare gli edifici con concentrazioni maggiori del Livello di Riferimento.

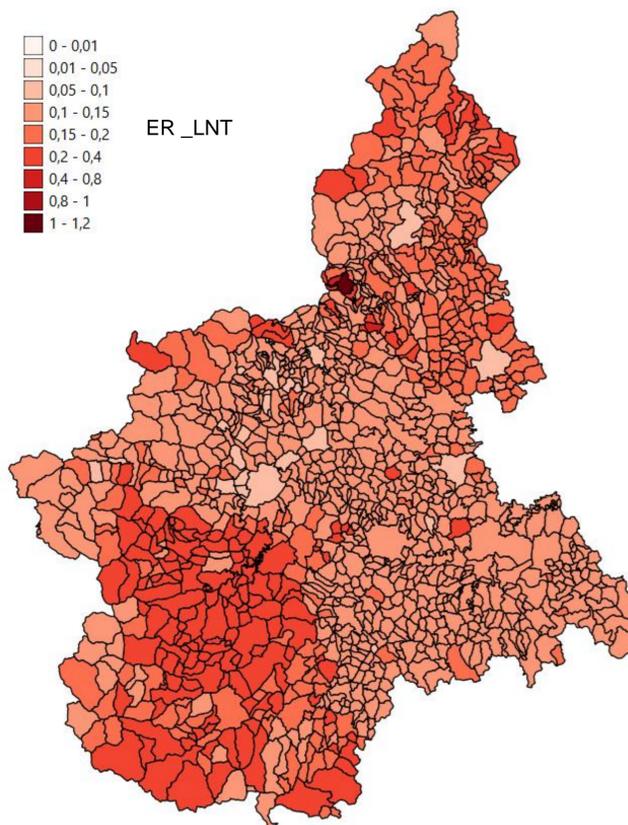
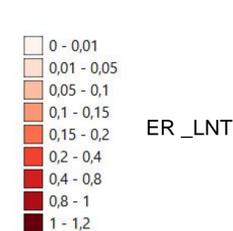


Fig.4 Eccesso di rischio medio comunale per persona con ipotesi di relazione concentrazione - ER Lineare senza soglia (LNT)

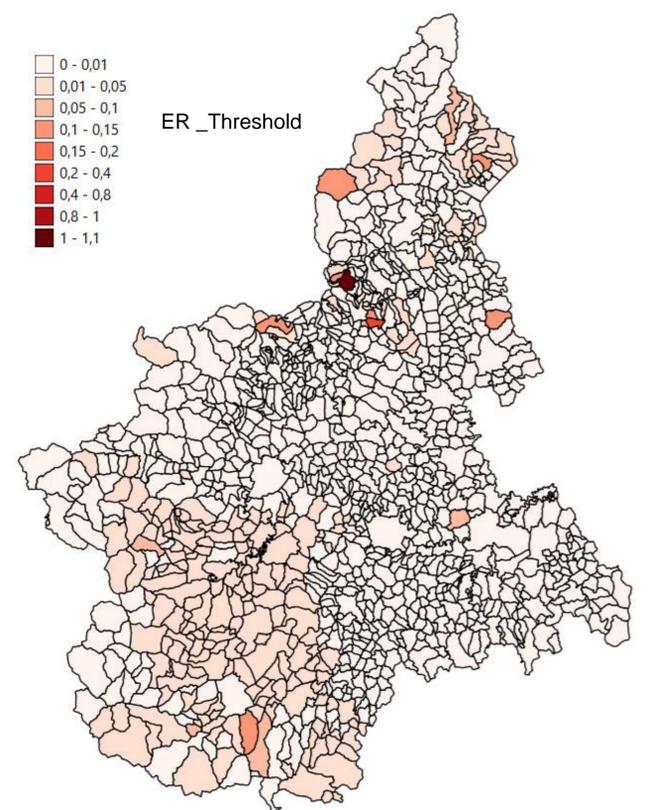
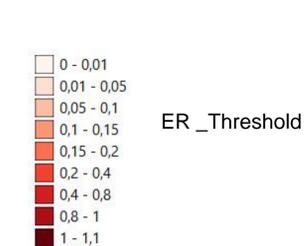


Fig.5 Eccesso di rischio medio comunale per persona con ipotesi di relazione concentrazione - ER e soglia pari a 300 Bq/m³

Antonio De Donato¹, Francesco Cardellini, Luca Carrarelli, Aldo Fazio, Isabella Giardina
ENEA – Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti
C.R. ENEA Casaccia, via Anagninense 301, 00123 Roma

INTRODUZIONE: ENEA INMRI ha realizzato un circuito per la preparazione di sorgenti campione di radon in acqua destinate alla taratura di diversi sistemi per le misure di radon in acqua. Questo dispositivo permette di produrre campioni di radon in acqua da misurare tramite spettrometria gamma, scintillazione liquida e metodo emanometrico. Il sistema è appositamente progettato per garantire che i diversi campioni abbiano tutti la stessa concentrazione di attività di radon.

DESCRIZIONE DEL CIRCUITO: il circuito (figura 1) è costituito da una bottiglia da 2 litri contenente la sorgente di Ra-226 (1), un gorgogliatore in vetro da 318 cc per la misura dell'attività di radon di riferimento con metodo emanometrico (2), un dispensatore a pistone per il riempimento di fiale per la scintillazione liquida (3), un sifone per il prelievo di soluzione (4), una pompa di ricircolo dell'acqua (5), un alimentatore della pompa di ricircolo (6) e dei tubi per il riempimento del circuito (7).

MODALITÀ D'USO: Il circuito viene riempito di acqua distillata e si attendono almeno 4 giorni per raggiungere una buona concentrazione di radon in acqua, il quale inizialmente si trova solo nella bottiglia con la sorgente (figura 2). Successivamente si attiva la pompa di ricircolo per trasferire il radon in tutti gli altri elementi del circuito. Quindi si prelevano i campioni per la taratura dei diversi sistemi di misura. Il gorgogliatore viene distaccato dal circuito e collocato nel sistema primario per la misura della concentrazione di riferimento (figura 3).

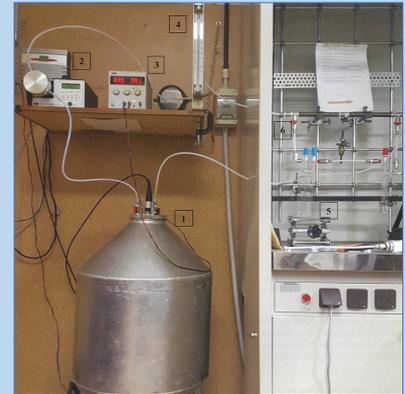
Fig. 1 Vista generale del generatore di radon in acqua con i suoi elementi principali.



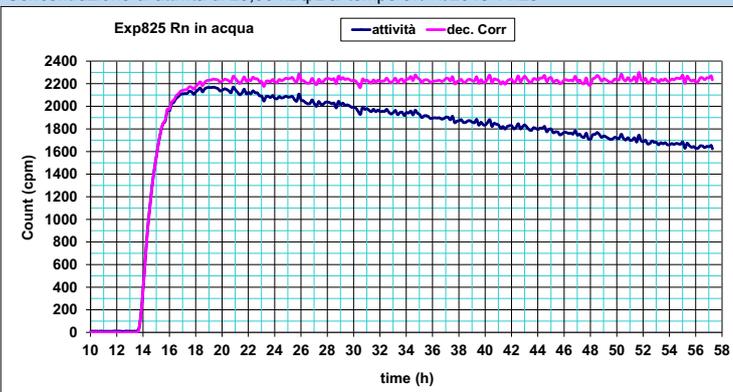
Fig. 2 la sorgente di Ra-226 è costituita da Sali di radio inglobati in una matrice siliconica che permette la diffusione del radon, ma previene la dispersione del radio.



Fig. 3 Sistema di misura primario per la determinazione della attività di radon nella soluzione. Un flusso di aria estrae il radon dal gorgogliatore e lo trasferisce nel volume di espansione (1) e da lì al monitor di radon (2). Il sistema è validato da confronti con il BIPM.



Esempio di una misura dell'attività di radon in acqua nel sistema primario dell'INMRI-ENEA. Concentrazione di attività di 23,06 kBq/L al tempo 07/11/2018 14:25



CAMPAGNA DI MISURE: nell'arco di cinque mesi sono stati effettuati sei esperimenti. In ciascun esperimento si sono preparati due litri di soluzione di radon in acqua con concentrazioni di attività tra 1000 Bq/l e 1400 Bq/l. Per ciascuna di queste soluzioni si sono preparate almeno 4 fiale per la scintillazione liquida (figura 4) e due fialoni da 500 ml per la spettrometria gamma. La concentrazione di attività di radon in acqua è stata determinata nel sistema di misura primario di radon dell' INMRI-ENEA.

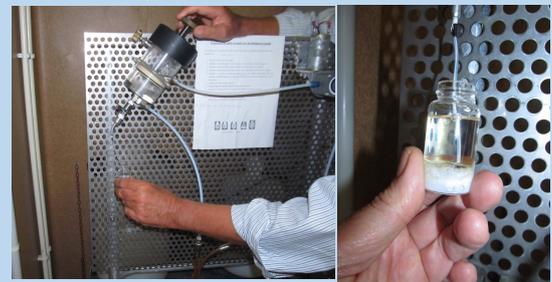


Fig. 4 Prelievo di aliquote di soluzione per le misure di scintillazione liquida la soluzione di radon in acqua viene immessa con un sottile tubicino sotto il liquido scintillante per impedire fughe di radon.

RISULTATI: per ogni test realizzato si sono confrontati i ratei di conteggio della spettrometria gamma e della scintillazione liquida con le concentrazioni di attività di radon in acqua misurate nel sistema primario. In questo modo si sono determinati i fattori di taratura dei due sistemi di misura. Tutte le misure di ogni singolo esperimento sono corrette per decadimento ad un comune tempo di riferimento.

TARATURA DELLA SPETTROMETRIA GAMMA (HPGe): per questo sistema (HPGe) si sono considerati i ratei di conteggio per unità di massa (cps per kg di soluzione) dei diversi picchi del Pb-214 e del Bi-214. I risultati ottenuti sono sintetizzati nella tabella 1, in cui per semplicità di esposizione, si sono riportati solo i risultati del picco a 351,9keV per il Pb-214 e del picco a 609,3keV per il Bi-214 in quanto hanno il maggior numero di conteggi. Per ognuno dei picchi è riportato il fattore di taratura ricavato come rapporto tra la concentrazione di radon nella soluzione (Bq/kg) ed il rateo di conteggio gamma del singolo picco (cps/kg).

TARATURA LSC QUANTULUS: analogamente alla spettrometria gamma, anche in questo caso si sono considerati i ratei di conteggio per unità di massa (cps per g di soluzione) rispettivamente per lo spettro $\alpha + \beta$ e per lo spettro α , dai quali si ricavano i fattori di taratura (tabella 2).

reference time	Attività Rn in Acqua RRMS [Bq/kg]		Pb-214 351,9 keV		Bi-214 609,3 keV	
			Rateo di conteggi [cps/kg]	FT	Rateo di conteggi [cps/kg]	FT
21/11/2018 15:20	11434	Bottiglia 1	23,41	488	18,20	628
	11434	Bottiglia 2	23,22	492	18,14	630
12/12/2018 14:30	13927	Bottiglia 1	28,25	493	21,88	637
	13927	Bottiglia 2	28,05	497	21,75	640
12/12/2018 14:30	14655	Bottiglia 1	28,25	519	21,88	670
	14655	Bottiglia 2	28,05	523	21,75	674
12/02/2019 14:00	10652	Bottiglia 1	21,39	498	16,51	645
	10652	Bottiglia 2	21,14	504	16,46	647
05/03/2019 15:00	11536	Bottiglia 1	23,31	495	18,13	636
27/03/2019 17:00	10774	Bottiglia 1	21,73	496	16,78	642
		Medie	500,4	Medie	645,0	
		Dev.st	11,4	Dev.st	15,4	
		devst %	2,3%	devst %	2,4%	

Tab. 1 Risultati dei test di taratura per lo spettrometro gamma.

reference time	Attività Rn in Acqua RRMS [Bq/kg]	Quantulus $\alpha + \beta$ [cps/g]	Efficienza $\alpha + \beta$	Quantulus solo α [cps/g]	Efficienza solo α
21/11/2018 15:20	11434	47,39	4,145	31,720	2,774
12/12/2018 14:30	13927	57,21	4,108	38,370	2,755
12/12/2018 14:30	14655	59,69	4,073	40,13	2,738
12/02/2019 14:00	10652	43,06	4,042	28,810	2,705
05/03/2019 15:00	11536	47,43	4,111	30,870	2,676
27/03/2019 17:00	10774	44,46	4,127	28,260	2,623
		Medie	4,101	Medie	2,712
		Dev.st	0,037	Dev.st	0,056
		devst %	0,9%	devst %	2,1%

Tab. 2 Risultati dei test di taratura per la scintillazione liquida.

CONCLUSIONI: I risultati riportati nelle tabelle precedenti, sono da considerarsi ampiamente positivi in quanto mostrano la riproducibilità delle prova di taratura. In particolare per quanto riguarda la spettrometria gamma lo scarto tipo percentuale delle due serie dei fattori di taratura sono sostanzialmente analoghi. Nel caso della scintillazione liquida, e misure $\alpha + \beta$ totale sono molto più riproducibile con uno scarto tipo del 0,9%. Per tanto il generatore di radon in acqua costruito in ENEA INMRI è perfettamente adeguato per fornire soluzioni di riferimento per la taratura dei dispositivi del radon in acqua.