

Rischi connessi alla dispersione di polveri radioattive a seguito della fusione di una sorgente “orfana” studio di un caso

F.Dattilo¹, V.Puccia¹, Sara Pozza², F.Antonello², A.Borghese¹, A.Del Gallo¹

Abstract:

Nella fusione dell'acciaio è consuetudine utilizzare rottami ferrosi nei quali possono accidentalmente trovarsi sorgenti radioattive “orfane”. Infatti non è infrequente che sorgenti contenenti isotopi radioattivi di Cesio o Cobalto, provenienti da macchine o componenti utilizzati nelle più disparate attività, possano venire a trovarsi nel forno di fusione. Basti pensare, ad esempio, a parti di macchinari industriali o medicali, o anche elementi di apparecchiature di misura, che vengono smaltiti come residui metallici al termine del loro utilizzo, e sono spesso recuperati assieme ad altri materiali nelle fonderie.

Il procedimento di recupero prevede la fusione in forni ad arco dei materiali, quindi la lavorazione del prodotto fuso. Nel corso di tali operazioni si formano polveri variamente costituite che vengono abbattute in appositi impianti di tipo meccanico, quali filtri a manica, il cui rendimento non è tale da scongiurare che una piccola percentuale finisca in atmosfera.

In qualche caso, a seguito di questi eventi, ci si può quindi trovare in presenza di polveri contaminate da radionuclidi che fuoriescono a valle da camini, o di scorie di lavorazione contaminate.

Mentre si conoscono i rischi derivanti dalla presenza di isotopi radioattivi, meno conosciute sono le trasformazioni chimiche che può subire durante il trattamento termico nell'altoforno l'eventuale radionuclide contenuto nella sorgente e di conseguenza non sono di facile stima le modalità di aggregazione chimica all'uscita, la concentrazione in atmosfera e la ricaduta al suolo.

L'articolo vuole approfondire la caratterizzazione chimico fisica del particolato emesso dal camino contenente il radionuclide per una puntuale applicazione dei modelli di calcolo in uso, al fine di garantire priorità nelle modalità di intervento di soccorso.

Vengono a tal fine esemplificate alcune situazioni riferite sia a condizioni stazionarie di esercizio a basso rendimento di filtraggio, sia a condizioni di guasto, con l'applicazione di modelli di simulazione delle ricadute i cui risultati possono fornire stime delle aree che possono essere interessate da concentrazioni pericolose o anche solo nocive del particolato.

¹ *Comando Provinciale VVF Padova*

² *ARTES srl Mirano (VE)*

Introduzione:

L'utilizzo del processo di produzione di acciaio in forno ad arco elettrico riguarda circa il 31% dell'acciaio prodotto annualmente nell'intero pianeta, ed è un trend in espansione considerato anche il fatto che è possibile in questo modo riciclare dei rottami ferrosi della più varia origine (da carcasse di automobili ad apparecchiature industriali in disuso).

L'origine spesso incerta di tali rottami espone tuttavia a scenari di contaminazione radioattiva, sia per rottami contaminati in varia misura provenienti da impianti nucleari sia, ed è l'oggetto di questo articolo, a causa di sorgenti radioattive divenute "orfane".

Una sorgente "Orfana" è una sorgente radioattiva sigillata di cui si sia persa traccia ed attribuzione, senza più alcun riscontro presso le competenti autorità, e che mescolata tra rottami ferrosi ne segue la sorte, potendo quindi finire in un forno ad arco per la produzione di acciaio. In questo modo, il radionuclide in essa contenuto viene liberato dall'involucro e si trova mescolato al bagno di fusione, comportandosi secondo le caratteristiche chimico fisiche dell'elemento radioattivo in esso incluso.

Secondo vari studi dell'Unione Europea [17, 18] sono state realizzate e fornite ad operatori dell'EU attuale, per i più vari usi, 500000 sorgenti radioattive sigillate, di cui 110000 attualmente in uso. Molte tra le rimanenti sono state dimesse. Quelle a maggior rischio di venir "perse" dal sistema di registrazione e controllo degli organi nazionali di competenza sono sorgenti in disuso, stoccate nei depositi presso l'ultimo utilizzatore, a seguito di cessione o dismissione dell'attività. Si stima che esistano [19] circa 30.000 sorgenti orfane nell'Unione Europea. Questo articolo focalizza maggiormente gli aspetti chimici dello scenario di dispersione della sorgente, normalmente studiato dal punto di vista radiologico e dosimetrico, partendo dalla fusione del contenitore in piombo del radio nuclide nel bagno di fusione, ed analizzando gli scenari relativi ai più comuni elementi chimici usati per creare isotopi radioattivi destinati a sorgenti artificiali sigillate di utilizzo industriale.

Generazione delle Polveri

Il processo di fusione ad arco elettrico comporta una ragguardevole produzione di polveri (2500 Kg per singola fusione nella fornace oggetto del case study [15] dato in letteratura: 10-20kg/ t acciaio prodotto [2]) per tonnellata di acciaio prodotto, e tali polveri sono peraltro considerato un rifiuto pericoloso in molti paesi industriali. Essenzialmente una fornace ad arco elettrico fonde, tramite l'arco generato da elettrodi in carbonio, i rottami immessi nel forno fusorio. Vengono inoltre additivati materiali come calce, coke ed insufflato ossigeno per purificare l'acciaio dalla scoria, che viene eliminata con una iniziale colatura. In seguito vengono colati i lingotti di acciaio, destinati a successiva lavorazione, mentre i fumi prodotti (1200°C) attraversano prima un sistema di raffreddamento ed abbattimento, generalmente un venturi scrubber, e poi un separatore di polveri (elettrostatico o ciclone) per eliminare la granulometria più grossolana, mentre i granuli più fini vengono intercettati da batterie di filtri a manica, che sia pur con un'efficienza minore sia all'inizio che alla fine del ciclo di vita del filtro, trattengono gran parte del articolato, di cui si stima che lo 0.4% finisca in atmosfera.

Il meccanismo di generazione delle polveri è piuttosto complesso [16] ed interessa più fasi del processo di lavorazione, dal caricamento alla fusione ed alla successiva raffinazione fino alla colata. Le particelle provenienti da forno ad arco elettrico presentano un ampio range granulometrico, sia con particelle di ordine di grandezza millimetrico a particelle inferiori ai 20 μm . In generale si riscontrano sia particelle di carbone e calce, tra 20 μm e 500 μm con forma irregolare provenienti dalla fase di caricamento della fornace. Vi sono poi particelle sferoidali con dimensioni tra i 20 μm ed i 200 μm con una composizione chimica corrispondente a quella delle scorie (Ca, Al, Fe, Si) derivanti probabilmente [16] da dei droplets generati dall'arco elettrico. Vi sono poi degli agglomerati di particelle più fini tra i 20 μm ed i 1000 μm , probabilmente formati a basse temperature nei filtri. Le particelle fini, inferiori ai 20 μm costituiscono la maggioranza delle polveri generate dal forno ad arco elettrico, e in dipendenza dalla provenienza dei rottami metallici, corrispondono a monocristalli di ossido di zinco, e presentano una forma sfaccettata. Le altre particelle sono sferiche, variando da 0.2 a 20 μm , e constano in aggregati mineralogici. Possono generarsi sia per condensazione di vapori di zinco, o per proiezione di droplets di liquido dal bagno di fusione, anche per lo sviluppo di bolle CO in conseguenza alla decarburizzazione del bagno metallico, a seguito dell'immissione di ossigeno. Un eventuale contaminante radioattivo volatile, come in cesio, in seguito a condensazione produrrà ossido di cesio destinato ad agglomerarsi nel particolato fine. La frazione granulometrica più pesante viene invece eliminata nello scrubber, durante lo stadio di raffreddamento, nei separatori elettrostatici o nei sistemi a ciclone che precedono le batterie di filtri a manica. La densità delle particelle, influenzata dal tipo di processo impiegato e dalla sua ottimizzazione, è [2] compresa tra 3.6 e 4.5 g/cm^3 per le particelle singole e tra 1.8 e 2.4 g/cm^3 per gli aggregati, questi ultimi con un grado di porosità molto variabile (38-79%) [2].

Contaminazione Radioattiva: Scenari ed Aspetti Generali

Differenti studi sono stati condotti sia relativi alla possibilità di fondere grandi quantità di materiale metallico contaminato a seguito della dismissione di impianti nucleari sia civili che militari [4], sia concernenti lo scenario di contaminazione a seguito dell'immissione di una sorgente orfana [6, 7] in un forno ad arco elettrico.

Nel primo caso i rottami metallici provenienti da impianti nucleari dismessi possono infatti essere forniti ad un'industria metallurgica "a valle" del processo, tra di essi possono esservi acciaio al carbonio, acciaio inox, ferro galvanico, rame etc.

Spesso alcuni componenti possono contenere consistenti quantità di contaminanti, in relazione anche all'intervallo temporale nel quale essi vengono smaltiti, o dopo il quale viene autorizzato il recupero senza restrizioni. Questo intervallo temporale è ancora incerto, e peraltro non è imposto chiaramente in tutti i paesi.

Si tratta in ogni caso di una contaminazione più o meno diffusa dell'intera massa metallica, o di sue parti rilevanti, dovuta ai più vari motivi. Inoltre la contemporanea aggiunta di materiale non contaminato consentirà di diluire il livello di contaminazione anche nei prodotti finali, e negli scarti di lavorazione. Va inoltre considerato che, generalmente, si ha consapevolezza della provenienza dei rottami ferrosi, per cui l'operazione viene svolta con coscienza della situazione, ed in ogni caso il sistema di rilevazione in ingresso registra un livello di maggiore attività presente sulla massa metallica. Circostanza assai differente è invece quella derivante

dall'immissione di contaminante radioattivo tramite l'introduzione accidentale di una sorgente sigillata, precedentemente parte di vari apparecchiature, poi divenuta orfana. Benché l'evenienza sia tutt'altro che improbabile, tanto che gli operatori sono provvisti di idonei strumenti di monitoraggio in ingresso ed uscita dai cancelli, gli incidenti sono stati diversi (anche per l'oggettiva difficoltà di scoprire una sorgente tra tonnellate di rottami ferrosi. Sta di fatto che le identificazioni in ingresso agli impianti non sono infrequenti, tanto che nel case study esaminato erano state scoperte diverse sorgenti in ingresso prima che quella responsabile dell'incidente passasse i controlli e finisse nel bagno di fusione.

Tab 1: Recenti Incidenti di magnitudo elevata coinvolgenti Sorgenti Radioattive [19]

Brasile, 1987 Cina, 1992 Turchia, 1997	Cesio 137 Cobalto 60 Cobalto 60	Sorgente per usi medicali, perdita contenimento e contaminazione Dispersione sorgente ed esposizione di vari individui Inclusione tra rottami metallici e Fusione con contaminazione
Spagna 1998 ¹	Cesio 137	Fusione con rottami e considerevole dispersione atmosferica di polveri con larga contaminazione
Perù, 1999	Iridio 192	Esposizione accidentale da uso improprio

(fonte: Commissione UE)

Una volta che l'incidente si è verificato, è soltanto tramite il monitoraggio dell'attività del materiale in uscita che si può scoprire un anomalo livello di attività radioattiva, segnale che dei radio nuclidi sono stati fusi. La contaminazione può essere di tipo differente, a seconda dell'elemento chimico che è stato utilizzato per creare un isotopo radioattivo artificiale, e può riguardare una parte del prodotto finale, i lingotti e le lamine di acciaio, le scorie di fusione e le polveri in uscita, che spesso vengono ulteriormente trattate per estrarre vari metalli di cui sono ricche, come lo zinco. Inoltre anche l'impianto in sé sarà contaminato in varia misura, con un'esposizione non trascurabile per i lavoratori per il rischio legato all'inalazione di polveri a vari livelli di radioattività. Un tale evento, dunque ingenera una vera e propria situazione di emergenza, come quella registratasi nel case study di seguito presentato, che necessita la pronta attivazione di un sistema centralizzato per la sua gestione e per il coordinamento di tutti i soggetti istituzionali preposti. Superata la fase iniziale, cioè la stima di quale sia l'origine dell'anomala attività radioattiva, quale sia il tipo di isotopo e, soprattutto, quanto sia grande il contenuto energetico riversato nel forno, occorre predisporre una serie di attività volte alla stima dell'esposizione sui lavoratori, una valutazione della quantità di polveri radioattive emesse, ed una messa in sicurezza di quanto, potenzialmente contaminato in misura da valutare, sia ancora dentro gli impianti, nonché degli impianti stessi, essi pure oggetto di contaminazione.

¹ Incidente più grave noto finora verificatosi, con considerevole dispersione di polveri e successiva deposizione

Fusione Accidentale di sorgenti Orfane

Nel caso in esame, con la contaminazione proveniente da una sorgente orfana, la quantità di radio nuclide introdotto è, in massa, trascurabile rispetto all'intera fusione, ed il suo effetto è principalmente quello di un tracciante radioattivo immesso in metallo liquido, a seguito della fusione del contenitore sigillato che lo contiene. Tale quantità non è del resto sufficiente a produrre variazioni macroscopiche significative dei principali parametri fisici delle polveri quali la granulometria, il grado di porosità, la densità. L'identificazione di tale "traccia" e dell'isotopo radioattivo contenuto avviene per analisi spettrometrica, e la grandezza determinante è la sua attività espressa in Becquerel (numero di disintegrazioni al secondo). Per caratterizzare il comportamento dell'isotopo a seguito della fusione sono fondamentali dunque la sua tensione di vapore, il suo punto di fusione, e la sua affinità nel formare fasi solide sia con le scorie di fusione che con il metallo .

Tab.2 Comuni radio nuclidi artificiali impiegati sono:

<i>Radio Nuclide</i>	<i>Periodo di dimezzamento(anni)</i>
Co-60	5.27e+00
Cs-137	3.00e+01
Am-241	4.33e+02
Cm-244	1.81e+01
Ir 192	2.4E+2

Tab 3: Punti di fusione e di ebollizione normale dei più comuni contaminanti

	Melting Point °C	Boiling Point °C [760 mmHg]
Cadmio Cd	320,9	767
Cerio Ce	645	1400
Cesio Cs	28,5	670
Americio Am	1176	2011
Cobalto Co	1480	2900
Curio Cm	1345	3100

(Dati: Perry's Chemical Engineers Handbook 7th ed.)

Il livello di contaminazione residua nei prodotti finali sarà inoltre dipendente dalla ripartizione che si verifica durante l'operazione di fusione, ed in risultanza dagli equilibri chimici di fase, le specie chimiche radioattive si distribuiranno tra il bagnoli fusione metallico, le scorie e le fari vapore associate all'operazione di fusione.

I flussanti aggiunti alla fusione per controllare le caratteristiche chimiche e metallurgiche della massa fusa, quali calce, coke, ossigeno in fase gassosa influiscono sulla composizione finale e sulle caratteristiche metallurgiche della lega fusa, e quindi anche sulla ripartizione del contaminante radioattivo tra le varie fasi: il metallo fuso, le scorie ed i gas in uscita. Mentre la fase metallica viene colata in lingotti e poi ulteriormente lavorata per deformazione plastica tramite rulli, le scorie comprendono una parte dei flussanti ed una certa quantità di metallo. Tuttavia considerato che essa rimane dentro l'impianto e che è spesso destinata ad essere in parte reintrodotta nel forno, rappresenta uno stadio controllabile per quanto concerne il rischio di dispersione. I gas in uscita, invece, sono composti di fumi ed aerosol [16] sviluppati durante i vari processi di caricamento, fusione, trattamento con ossigeno, che vengono inviati all'impianto di trattamento a valle, per l'abbattimento del particolato.

Dopo il raffreddamento una parte consistente viene fermata nei filtri a manica in forma di polveri, mentre una parte, anche se ridotta, è inevitabilmente dispersa in atmosfera.

La concentrazione del radio nuclide i nel mezzo m viene calcolata come segue [4]:

$$C_{im} = \frac{C_{if} * M_s * P_{im}}{M_m}$$

C_{im} = attività specifica del radio nuclide i nel mezzo m

C_{if} = specific activity of radionuclide i in the furnace charge

M_s = mass of scrap in furnace charge

P_{im} = partition ratio (or distribution factor⁴) of radionuclide i in medium m

M_m = mass of medium m produced from that charge

Per il calcolo dei coefficienti di ripartizione e delle frazioni di distribuzione la letteratura fornisce sia dei valori sperimentali che determinati per via termodinamica relative alla fusione in forno ad arco elettrico.

La ripartizione del contaminante è comunque influenzata da numerosi fattori chimico fisici, compresa la composizione del bagno di fusione, la natura chimica delle scorie la tensione di vapore del contaminante e la sua solubilità nel metallo fuso o nella fase solida delle scorie, oltre alla temperatura del processo ed al tipo di additivi aggiunti. Il calcolo dei coefficienti di ripartizione può essere effettuato teoricamente, considerando la dissoluzione nella fase metallica liquida dei vari elementi, sia considerando la possibilità di reazione chimica con le scorie del soluto nella fase liquida.

In letteratura si ritrovano [4] anche determinazioni sperimentali di laboratorio.

La presenza di range, oltre ai valori calcolati per via teorica, è dovuta infatti alla diversità delle pratiche di fusione.

Quando il range di partizione è ampio l'elemento soluto è fortemente concentrato nelle scorie, sotto condizioni di equilibrio.

Questo è vero per Al, Ce, Nb, Ti, U e Zr. Di contro, quando il range è ristretto l'elemento soluto è concentrato nel metallo fuso, ad esempio Co, Cr, Ni, Mo.

Gli elementi soluti Bi, Cd, Cs, Ir, K, Na, Re, Ru, Sb, Se, Tc e Zn non reagiscono con FeO sia perché formano ossidi instabili sia perché la reazione² è termodinamicamente sfavorita. Tra

² $X + (a/b) \text{FeO} \leftrightarrow (a/b) \text{Fe} + (1/b) \text{X}_b\text{O}_a$ con X generica specie chimica nel bulk della fase metallica

questi elementi ci si attende che Ir, Re, Ru e Tc rimangano soluzione con la fase metallica, mentre Bi, Cd, Cs, Po, Se e Zn (cfr.Tab. 3) presentano bassi punti di ebollizione e ci si attende che vaporizzino dalla soluzione, che si troverà alla temperatura tipica di fusione dell'acciaio, circa 1900 K. In particolare il Cs sarà allontanato dalla soluzione liquida ad una portata dipendente dalla velocità di diffusione del vapore attraverso lo stato di scorie, a meno che si formino dei composti stabili come Cs_2SiO_3 . Si formerà, inoltre, anche l'ossido Cs_2O durante il processo di fusione, ed anch'esso passerà nella fase vapore in quanto la sua temperatura di ebollizione alle condizioni assegnate è di 915 K. In ogni caso un punto di ebollizione relativamente basso non è da solo sufficiente a stabilire che l'elemento vaporizzerà completamente. Alcuni soluti come Ca, Mg, K, e Na, infatti, possono trovarsi come ossidi e silicati nelle scorie.

Inoltre il calcolo dei coefficienti ripartizione è complicato dal fatto che le polveri nei filtri a manica includono sia materiale proveniente direttamente dalla fusione [16- 4] come specie atomiche e molecolari vaporizzate e materiale dovuto al trascinamento, anche proveniente dalle scorie. In particolare, circa un terzo delle polveri è formato da scorie, considerando che inizialmente vi si ripartiscono dei radio nuclidi in base ai coefficienti di ripartizione tra le fasi solide (su 100 t di carica nominale si hanno circa 12 t di scorie) ed in seguito a trascinamento da parte della fase gassosa un'ulteriore frazione dell'attività prevista nelle scorie si ritrova anch'essa nelle polveri in uscita. E' questa la ragione per la quale gli attinidi od altri elementi per i quali ci si attenderebbe che si ripartiscano interamente nelle scorie si ritrovano con un coefficiente di ripartizione del 95%, con il 5% rimanente nelle polveri.

Tab 4: Comportamento dei più comuni radionuclide racchiusi in sorgenti sigillate in forma salina o di ossidi, talune volte inclusi anche in matrice ceramica.

Bi e Bi_2O_3 non reagiscono con FeO, una parte evaporerà dalla fusione

Cd vaporizzerà dalla fusione, CdO è instabile a 1873 K,

Cs evaporerà dalla fusione, Cs_2O è instabile a 1873 K, una parte del Cs, in particolari condizioni potrebbe reagire con le scorie

Ir rimarrà nella fase metallica IrO_2 instabile a circa 1100 K

Na e K formano composti stabili nelle scorie, K_2O e Na_2O meno stabili di FeO,

Pa si suddividerà nelle scorie con l'ossido PaO_2

Po vaporizzerà dalla fusione PoO_2 instabile sopra 1300 K

Pu^* si suddividerà nelle scorie come Pu_2O_3

Ra rimarrà nella fase metallica, RaO non reagisce con FeO,

Ru rimarrà nella fase metallica, RuO_4 instabile a 1700 K

Sb vaporizzerà solo in parte dalla fusione Sb_2O_3 non reagisce con FeO

Se vaporizzerà solo in parte dalla fusione SeO_2 non reagisce con FeO,

Sm si ripartirà nelle scorie

Sr vaporizzerà solo in parte dalla fusione, SrO si suddividerà nelle scorie

Tc rimarrà nella fase metallica TcO₂ non reagisce con FeO,
Th si suddividerà nelle scorie come ThO₂

Y suddividerà nelle scorie come Y₂O₃
Zn vaporizzerà dalla fusione, ZnO non reagisce con FeO

*La reazione tra Pu e FeO per formare PuO₂ è più leggermente favorita termodinamicamente che la reazione per formare Pu₂O₃.

Circa il comportamento chimico dei più comuni radio nuclidi artificiali, impiegati in sorgenti sigillate, ovvero l'Americio 241, il Cesio 137 ed il Cobalto 60 il Cerio 144 sono noti diversi dati di provenienza sperimentale, e sono deducibili teoricamente i dati termodinamici di equilibrio per le reazioni che conducono alla formazione di composti stabili inglobati nelle scorie, o i dati di solubilità in leghe metalliche di acciaio, oltre a considerazioni sulle rispettive tensioni di vapore alle normali temperature di esercizio dei forni. In particolare per l'Americio, da considerazioni di equilibrio termodinamico, ci si attende una forte tendenza a distribuirsi nelle scorie. Studi su scala di laboratorio (Schuster and Haas 1990, Schuster et al. 1988)

hanno mostrato una distribuzione largamente prevalente nelle scorie, con una ridottissima frazione nella fase metallica e nell'aerosol del gas in uscita. L'americio è chimicamente simile all'uranio che si distribuisce fortemente nelle scorie, come predetto da considerazioni termodinamiche. Va però considerato che su l'elevata densità dell'ossido AmO₂ (11.68 g/cm³) favorisce la sedimentazione gravitativa, ostacolando il trasporto diffusivo dal bulk della fase metallica alla fase solida delle scorie, sul pelo libero del metallo fuso, particolarmente per la scala di recipienti di dimensione industriale.

In scala di laboratorio la ripartizione è stata rilevata in rapporto 1000:1 tra metallo e scorie

Riguardo il Cerio in base a valutazioni termodinamiche è attesa un'elevata ripartizione tra le scorie come CeO₂ o Ce₂O₃. Da prove di laboratorio su fornaci ad induzione tutta la contaminazione da Ce 144 è stata riscontrata nelle scorie (Sappok et Al., 1990). La densità dell'ossido CeO₂ è di 6.9 g/cm³ simile a quella dell'acciaio fuso. In questo caso alcune tracce di Ce-144 potrebbero trovarsi nella lega metallica, in quanto il trasporto di materia dal metallo alla scoria non è agevolato da differenza di densità.

In ogni caso Ce₂O₃ è un ossido più stabile CeO₂ is, ed il rapporto tra la quantità di Cerio nelle scorie e quello nella lega metallica dell'ordine di grandezza di 10⁸

Comportamento diverso è invece atteso per il Cesio, considerazioni di natura termodinamica sulla reazione di cesio con FeO nelle scorie e sulla sua tensione di vapore indicano che questo radio nuclide, una volta che l'involucro della sorgente venga fuso, passerà in fase vapore.

Inoltre il Cs non è praticamente immiscibile nel ferro in fase liquida, in analogia ad altri metalli alcalini

Numerosi studi sono stati condotti sulla distribuzione di cesio in seguito a fusione in vari tipi di fornace, e tutti sono concordi nel rilevare che non rimane traccia nella lega metallica di questo elemento. Più complessa è invece la ripartizione tra le polveri recuperate nei sistemi di abbattimento e nelle scorie. Considerate le caratteristiche chimico fisiche di questo radio nuclide si suppone che la sua presenza in particolato sia principalmente dovuta all'aggregazione

successiva al raffreddamento o nei filtri a manica, piuttosto che alla proiezione di particolato e di aerosol dovuti alla meccanica di formazione di bolle ed ai vari regimi del flusso gassoso seguente all'immissione di ossigeno per la raffinazione. In particolare le caratteristiche chimiche delle scorie, soprattutto il pH, unita alla presenza di Silicio, possono favorire reazioni di aggregazione nella forma di silicati, destinati a trattenere nelle scorie il contaminante.

Generalmente l'immissione avviene come CsCl, contenuto dentro la sorgente sigillata e rivestita di piombo (nell'indagine seguente il case study un picco nella concentrazione di piombo venne attribuito alla fusione della schermatura della sorgente [15]). Il cloruro di cesio è volatile nelle condizioni di temperatura del bagno di acciaio fuso, mentre la cinetica di formazione delle scorie è decisamente più lenta del passaggio di questo composto in fase vapore. Sono state condotte prove anche immettendo il contaminante come idrossido CsOH, in presenza di scorie acide preformate, tuttavia la formazione di silicati non è stata significativa per l'insufficiente acidità delle scorie.

Viceversa l'immissione del contaminante come Cs₂SO₄ è riferita comportare una consistente incorporazione nelle scorie.

In ogni caso le scorie di un tipico forno elettrico hanno natura basica, e non creano condizioni per l'inclusione di composti di cesio.

Tabella 5: Distribuzione di Cs a seguito della fusione delle sorgente

Tipo di Forno Composto immesso		Distribuzione Cs (%)		
		Acciaio	Scorie	Gas in Uscita
EAF	CsCl	0	0	100
Induction	CsOH	0	100	0
EAF	CsOH	0	7	93
EAF	Cs ₂ SO ₄	0	66	34

Per quanto concerne il Cobalto, da quanto presente in letteratura, sia tramite considerazioni termodinamiche sulla tendenza ad entrare in soluzione in fase metallica sia da dati sperimentali [3], il comportamento atteso per il Co è di venire inglobato quasi completamente nella fase metallica. Piccole percentuali possono essere trascinate nei fumi durante l'immissione di gas per la raffinazione, considerato quanto noto per la generazione delle polveri [16]. Da quanto riportato da Harvey [...] a seguito di esperimenti su un forno elettrico pilota da 5t sia ambiente riducente, con elevata frazione di carbonio e silicio, sia in condizioni ossidanti, non si è rilevato cobalto tra le scorie. Da queste considerazioni si deduce che data la bassa frazione eventualmente presente nelle polveri generate dall'aerosol, soggette a successivi trattamenti in scrubber, separatori elettrostatici e/o filtri a manica, il recupero del radio nuclide è presumibilmente totale, con la contaminazione limitata ai soli lingotti metallici

Composizione delle polveri dei filtri a manica

Vari studi comprendono analisi della composizione delle polveri provenienti da fornaci ad arco elettrico trattenute nei filtri a manica.

In Tab.5 si riportano i dati della Babcock and Wilcox Company (Kaercher and Sensenbough 1974)..

Tab.6 Alcuni composizioni delle polveri di EAF riportate in letteratura

Composizione delle polveri trattenute nei filtri a manica (% in massa)	
Fe ₂ O ₃	52.7
CaO	13.6
Al ₂ O ₃	0.9
SiO ₂	0.9
MgO	12.6
Mn ₂ O ₃	0.6
ZnO	6.3
NiO	0.1
Cr ₂ O ₃	0.6
CuO	0.1
Loss on ignition at 1100°C	6.8
Balance	4.6

La produzione di polveri è fortemente dipendente dal tipo di acciai e può variare dai circa 5 Kg di media per tonnellata di acciaio fuso, valore della letteratura più datata, ai 12 kg di media dei primi anni '80 fino a oltre 15 kg per tonnellata di acciaio nei primi anni '90, in dipendenza della provenienza dei rottami. Negli anni si è assistito ad un trend di crescita dovuto all'incremento della percentuale di rottami in acciaio galvanizzato provenienti da scocche automobilistiche, con una tendenza ad ulteriore accrescimento di questa componente. Tale situazione ha inoltre spinto, dato l'elevato tenore di Zinco presente nelle polveri, ad ulteriori trattamenti delle stesse per il recupero della frazione metallica pregiata.

Altri autori (A.D. Little,1993) hanno presentato dati leggermente diversi (oltre 500000 t di polveri sono state prodotte nel 1992 nei soli Stati Uniti nella fusione di acciaio al carbonio in forni ad arco elettrico)

Fe	28.5
Zn	19.
Cd	< 0.01
Pb	2.1
Cr ₀	0.39
CaO + MgO	10.7

(bilancio su base atomica)

Con l'elevato livello di zinco dovuto, come detto sopra, alla crescente quantità di rottami di ferro galvanizzato

I dati di Brough and Carter (1972) indicano infine la seguente composizione in peso delle polveri

Fe ₂ O ₃	52.5
ZnO	16.3
CaO	14.4
MnO	4.4
SiO ₂	2.6
MgO	1.9
Na ₂ O	1.5
Cl ₂	1.2
Altro	5.2

(Il dato altro è la perdita in ignizione)

Case Study:

**Fusione Sorgente accidentale Orfana presso stabilimento AFV Beltrame,
Vicenza, Gennaio 2004**

Descrizione dell'impianto e del processo

L'impianto oggetto del case study comprende un forno fusorio elettrico in colata continua e successiva laminazione³. Il forno ha una capacità di 125 t/h con una produzione di polveri media di 19 kg per tonnellata di acciaio prodotto. Successivamente all'insufflazione di ossigeno per la scarificazione, tramite un carro siviera l'acciaio viene spostato al forno di affinazione (Leale Fornace) per ulteriore riscaldamento con elettrodi ad immersione, stirring gassoso tramite l'insufflaggio di Argon ed aggiunte di ferroleghe, mentre le scorie vengono colate in apposita fossa scorie. Da qui verranno poi trasportate all'esterno per la maturazione, e successiva macinazione. L'acciaio raffinato viene in seguito colato in continuo in scanalature, ottenendo dei lingotti a sezione quadrata (billette) destinati a successiva lavorazione per deformazione plastica a caldo (1050°C) in un treno di laminatoi. Il sistema di convogliamento dei fumi è sostituito da due circuiti, il primo a più bassa portata (ca. 180000 mc/h) che intercetta i fumi ad alte temperature (1200°C) prodotti durante il processo di fusione attraverso un foro nella volta del forno, mentre il secondo circuito attua aspirazione a tetto del capannone forni.

Il circuito di processo dei fumi derivanti dalla fusione, a più alta temperatura, prevede un post-combustore con l'immissione di aria fresca per la combustione quanto più completa dei composti organici residui, ad una temperatura di 1200-1300 °C. Dopo la post combustione i fumi attraversano una torre di quenching, ove effettuano un passaggio in controcorrente rispetto a corrente di acqua liquida emessa da 13 eiettori, raffreddandosi fino ad una temperatura di 300°C. L'acqua trascinerà via una frazione di polvere, rimossa periodicamente.

Il secondo circuito di convogliamento dei fumi è dedicato all'intera struttura del capannone forni, per quanto può essere emesso nei vari stadi del processo ad esempio durante la carica dei rottami (cfr. generazione delle polveri e [16]) ed ha una portata di 770000 mc/h. I due circuiti convergono subito a valle del quench dei fumi caldi, temperatura di 130°C, per attraversare un separatore ciclone per la separazione del particolato più grossolano. Per il successivo trattamento della corrente gassosa, al fine di trattenere quanto più possibile il particolato trascinato, sono presenti due batterie di filtri a manica, la cui efficienza è legata al ciclo di vita del tessuto filtrante. L'eventuale rottura di una manica viene segnalata solo attraverso l'esame visivo delle emissioni. Le polveri trattenute sono rimosse tramite scuotimento automatico ed accumulate in silos, da cui vengono prelevate per essere aggregate in pellets tramite contatto con acqua, per essere poi conferite per successivo trattamento per il recupero di zinco.

La stima di efficacia del sistema di abbattimento prevede che per ogni colata, su circa 2500 kg di polveri prodotte, 5-10 kg sfuggano in atmosfera.

Evento Incidentale

L'evento incidentale qui trattato si è verificato il 13 gennaio 2004, quando sui mezzi in uscita dall'impianto, e contenenti polveri generate nel processo, veniva rilevata "un'anomalia radiometrica". A seguito dell'anomalo livello di radioattività nei pellets di polveri in uscita si

³ La struttura è peraltro dotata di sistemi di rilevazione ai portali di ingresso di eventuali sorgenti radioattive, tuttavia queste misure non garantiscono l'assoluta certezza di rilevare un'eventuale sorgente sigillata schermata dal proprio contenitore di piombo. Viene altresì effettuata una rilevazione in uscita, che individua la presenza di materiale radioattivo a valle del processo di recupero e fusione.

comprendeva presto che dentro la fornace era stata fusa una sorgente radioattiva “orfana”, sfuggita ai controlli in ingresso. Lo scenario poteva riguardare l'emissione di una sostanza radioattiva nei fumi, la contaminazione dell'impianto di abbattimento dei fumi stessi, nonché la dispersione di radionuclidi nell'ambiente, oltre alla possibile contaminazione delle fusioni e delle scorie. Tra i primi risultati dell'attivazione delle autorità competenti, tra le quali il comando Vigili del Fuoco per i compiti istituzionali di soccorso tecnico urgente, qui connesso con emergenza radiologica, vi è stata l'identificazione del radionuclide responsabile della contaminazione come Cs 137, avvenuta per via spettrometrica, per un valore di 25000 Bq/Kg, oltre mille volte superiore al fondo naturale effetto dell'incidente di Chernobyl.

Successivamente all'acquisizione dei primi dati sono iniziate le valutazioni sull'entità del radionuclide disperso e sul rischio al quale erano esposti i lavoratori e gli abitanti del territorio limitrofo. In ogni caso le analisi effettuate nei giorni successivi l'incidente mostravano la presenza del radionuclide nelle polveri ma non nei provini di fusione né nelle scorie sia del giorno precedente l'evento incidentale che risultanti dalla fusione interessata. L'ipotesi ufficialmente accreditata è che si sia trattato di una sorgente contenente Cloruro di Cesio, gemella di una individuata in ingresso pochi giorni prima. Le valutazioni successive anche a campagne di misurazione condotte da VVF ed ARPA hanno consentito di determinare l'attività della sorgente⁴ compresa tra $6.25 \cdot 10^7$ Bq e $6.25 \cdot 10^9$ Bq [15]. In ogni caso le caratteristiche chimico fisiche della sostanza radioattiva, come sopra riportato, sono tali da comportare la sua ripartizione nelle polveri e conseguentemente sull'impianto di abbattimento della fonderia.

Per la valutazione del rischio derivante dalla dispersione del quantitativo di polveri sfuggito al sistema di abbattimento successivamente alla fusione della sorgente si sono usati i dati noti in letteratura e per la granulometria e proprietà fisiche

⁴ I valori sono ricavati come risultato di tre ipotesi:

1°) Contaminazione uniforme della polvere di una sola colata con il resto delle polveri contenute nel sistema di abbattimento non contaminato, att.sorgente= 25000 Bq/Kg [att.polveri]* 2500 Kg [polveri prodotte in una fusione] = $6.25 \cdot 10^7$ Bq

2°) Contaminazione Uniforme di tutta la polvere presente nel sistema di abbattimento, att.sorgente=25000Bq/Kg[att-polveri]*250000 kg[contenuto totale sistema di abbattimento]= $6.25 \cdot 10^9$ Bq

3°) In base al contenuto anomalo di piombo rinvenuto in data 12 gennaio (0.029% contro 0.020% normalmente presente) si deduce una quantità di ca.34Kg, dovuta alla schermatura delle sorgente.da questo valore, nota la geometria della sorgente ed il potere di attenuazione del piombo si deduce un'attività della stessa compresa tra $1.33 \cdot 10^9$ e $2.67 \cdot 10^9$ Bq per la sorgente fusa. *cfr. dati Arpa [15]*

Scenario di Dispersione

Lo scenario considerato per la stima della dispersione di polveri, ovvero per il calcolo della concentrazione in atmosfera, consiste in un'emissione stazionaria di circa un'ora (durata di una singola fusione), conseguente alla formazione delle polveri di fusione.

Si fa riferimento, cioè, ad una situazione normale che si verifica ogniqualvolta viene effettuata la fusione. Le polveri sviluppate dalla fusione vengono aspirate ed inviate in uno scrubber per l'abbattimento il residuo del quale va alla batteria di filtri dov'è trattenuta un'altra frazione di polveri, quindi il flusso d'aria (circa 1000000 di m³/h con una concentrazione di polveri residue di circa 5-10 mg/m³) viene immesso in atmosfera.

Il calcolo è stato eseguito in base alle condizioni meteorologiche derivate dalle osservazioni statistiche della zona, considerando tutta la gamma di direzioni del vento e referendosi alla quota di 1 m sul terreno, sulla base dei seguenti dati di input.

Tab. 7 dati relativi alla dispersione in atmosfera, ricavati con Aeromod (EPA)

Portata polveri	1,39 g/s							
Altezza vent	28 m							
Diametro vent	7 m							
Velocità emissione	7,2 m/s							
Temperatura emiss	70°C				100°C			
Dimensioni polveri	5 µm	10 µm	20 µm	30 µm	5 µm	10 µm	20 µm	30 µm
Max conc. (µg/m ³)	1,34	1,2	1,3	1,64	0,98	0,85	0,93	1,2
alla distanza di (m)	1400	1315	1315	1220	1690	1690	1600	1500
Max Attività in aria (Bq/m ³) (Per atti. Tot. Polveri 0.25 MBq ipotesi Attività sorgente 6.25 10 ⁷ Bq)	3,35E-02	3,00E-02	3,25E-02	4,10E-02	2,45E-02	2,13E-02	2,33E-02	3,00E-02
Max Attività in aria (Bq/m ³) (Per Attità tot. emessa 37MBq, =1mCi assunzione cautelativa ARPA))	4,96E+00	4,44E+00	4,81E+00	6,07E+00	3,63E+00	3,15E+00	3,44E+00	4,44E+00

Max Attività in aria (Bq/m ³) (Per Attività tot. Polveri 25MBq, ipot.att.sorg 6.25 10 ⁹ Bq)	3,35E+00	3,00E+00	3,25E+00	4,10E+00	2,45E+00	2,13E+00	2,33E+00	3,00E+00
---	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

Le condizioni atmosferiche di riferimento sono state scelte tra le più conservative (stabilità F/vento a 2 m/s) e l'indagine è stata fatta per distanze da 100 m a 5000 m, campo entro il quale sono attese le massime concentrazioni a terra.

Tali dati si riferiscono dunque al rischio posto dall'inalazione delle polveri in aria per un'attività totale emessa calcolata di 25000 Bq/Kg [att.misurata delle polveri] * 10 Kg [polveri disperse in aria]=0.25 MBq, ed al valore supposto precauzionalmente nello studio dell'ARPA di 37 MBq emessi in aria in totale

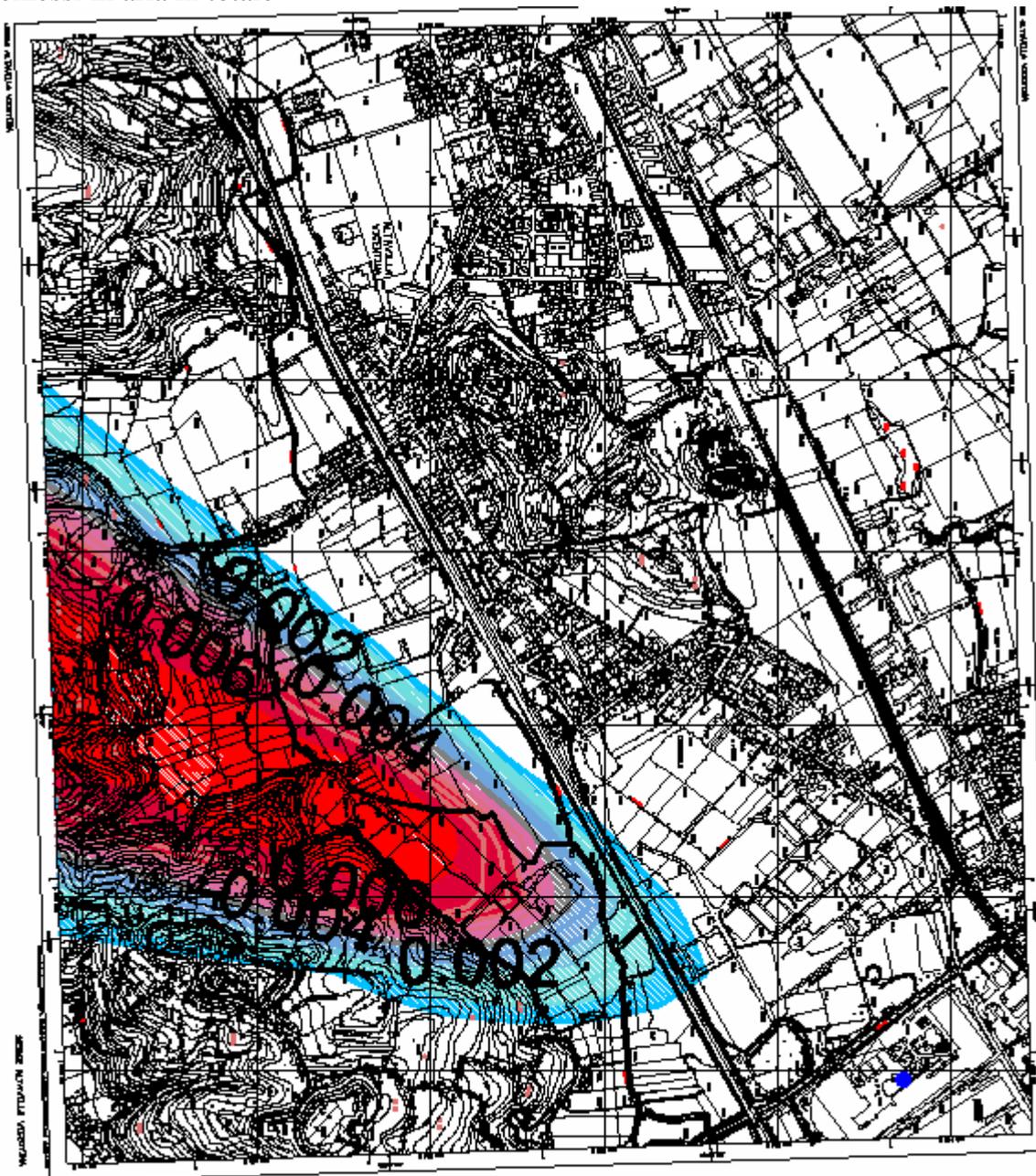


Figura 1 Cartografia Area con Isoplets dispersione

Per la deposizione si è considerata la durata dell'emissione (1 ora), assumendo che, al termine dell'emissione, l'atmosfera interessata dalla presenza di polveri disperse in aria viene ricambiata, cessando così la presenza di polveri e la relativa deposizione. Date le condizioni di ventosità di riferimento (categoria di stabilità F e velocità del vento 2 m/s) è infatti ragionevole ritenere che una volta terminata l'emissione, le condizioni ambientali originali possano ripristinarsi.

La deposizione gravitazionale delle polveri di diametro maggiore di 0,1 micron viene modellata in base ad un parametro definito velocità di deposizione e considerando che la massa depositata sul terreno viene asportata dal pennacchio di diffusione, con il modello ISC3 formulato da EPA (1994).

La tabella è la sintesi dei calcoli di deposizione delle polveri che sono stati eseguiti con ISC3

Tab. 8 dati relativi alla deposizione delle polveri emesse, ricavati con ISC3 (EPA)

Portata polveri	1,39 g/s	
Altezza vent	28 m	
Diametro vent	7 m	
Velocità emissione	7,2 m/s	
Temperatura emissione	70°C	100°C
Max deposiz. (g/m ²) alla distanza di (m)	0,0076 1380	0,006 1780
Max Attività depositata al suolo (Bq/m ²) (Per atti. Tot. Polveri 0.25 MBq ipotesi Attività sorgente 6.25 10 ⁷ Bq)	1,90E-01	1,50E-01
Max Attività depositata al suolo (Bq/m ²) (Per Attività tot. emessa 37MBq, =1mCi assunzione cautelativa ARPA V)	2,81E+01	2,22E+01
Max Attività depositata (Bq/m ²) (Per Attività tot. Polveri 25MBeq, ipot.att.sorg 6.25 10 ⁹ Bq)	1,90E+01	1,50E+01

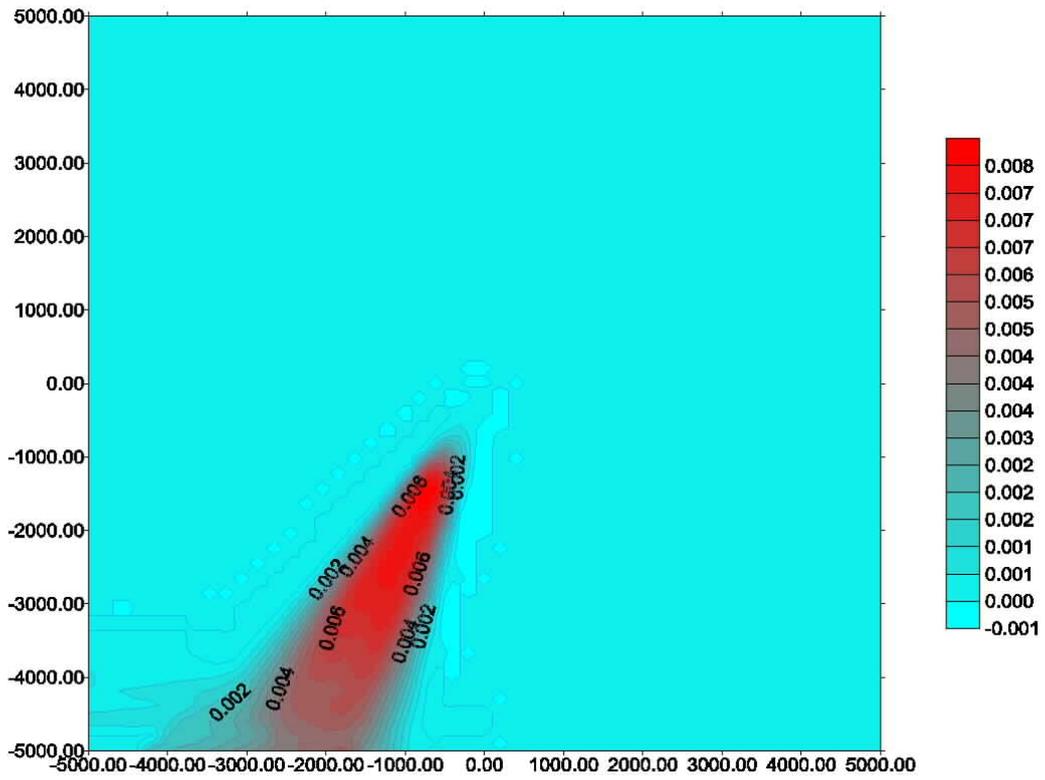


Figura 3 deposizione temp fumi 70°C

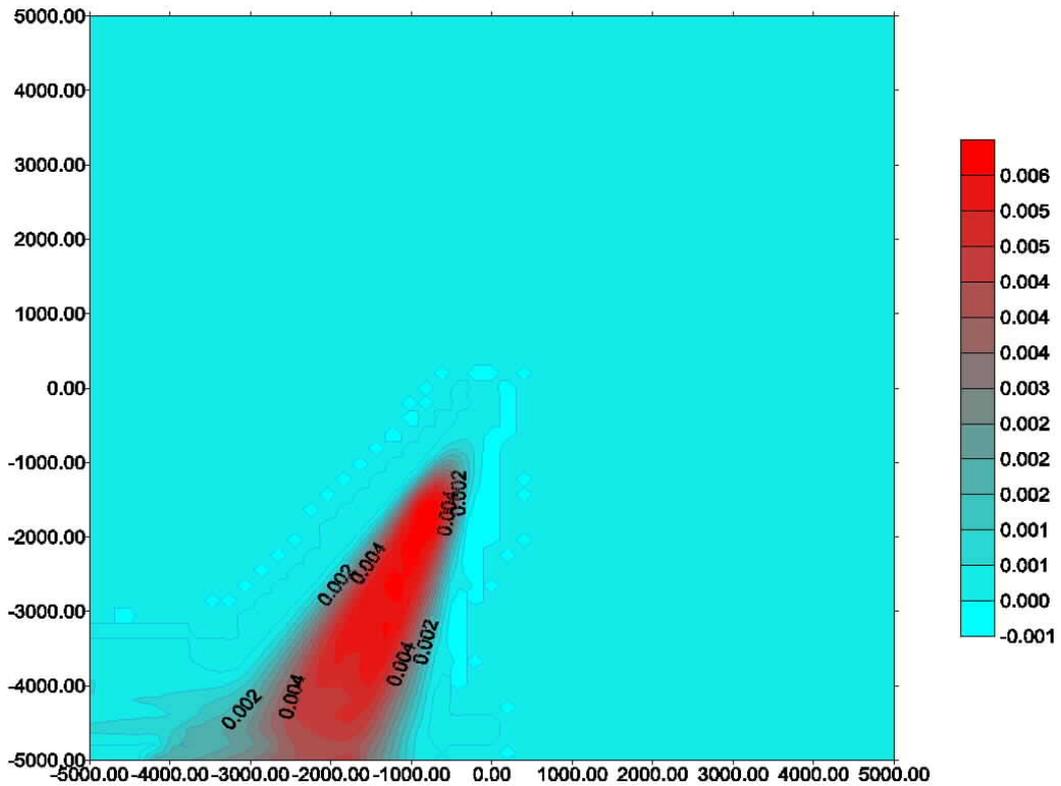


Figura 4 deposizione temp fumi 100°C

Descrizione del modello scelto

Dispersione

Il modello utilizzato è l'AERMOD, modello sviluppato dal US EPA per le valutazioni della dispersione di inquinanti atmosferici gassosi o pulverulenti.

Nel modello AERMOD sono stati migliorati, con l'introduzione di nuovi algoritmi, i seguenti aspetti:

- trattamento della dispersione nello strato limite convettivo e stabile
- innalzamento e galleggiamento del pennacchio
- penetrazione dell'inquinante negli strati elevati di inversione termica
- determinazione della distribuzione del profilo verticale del vento, della turbolenza e temperatura nello strato limite
- trattamento della dispersione nell'ambiente urbano o con presenza di ostacoli elevati alla dispersione
- considerazione dei vari tipi di terreno (orografia) anche di elevazione maggiore del pennacchio.

A conclusione di comparazioni e test, EPA raccomanda l'uso di AERMOD al posto del ISC3 in quanto il modello:

- fornisce stime accettabili delle concentrazioni entro una larga varietà di condizioni con buona approssimazione e minima discontinuità,
- appare di uso semplice, richiede un numero non eccessivo di input ed un supporto hardware non particolare,
- considera i processi fisici fondamentali della dispersione atmosferica,
- permette di tener conto dell'evoluzione della modellistica.

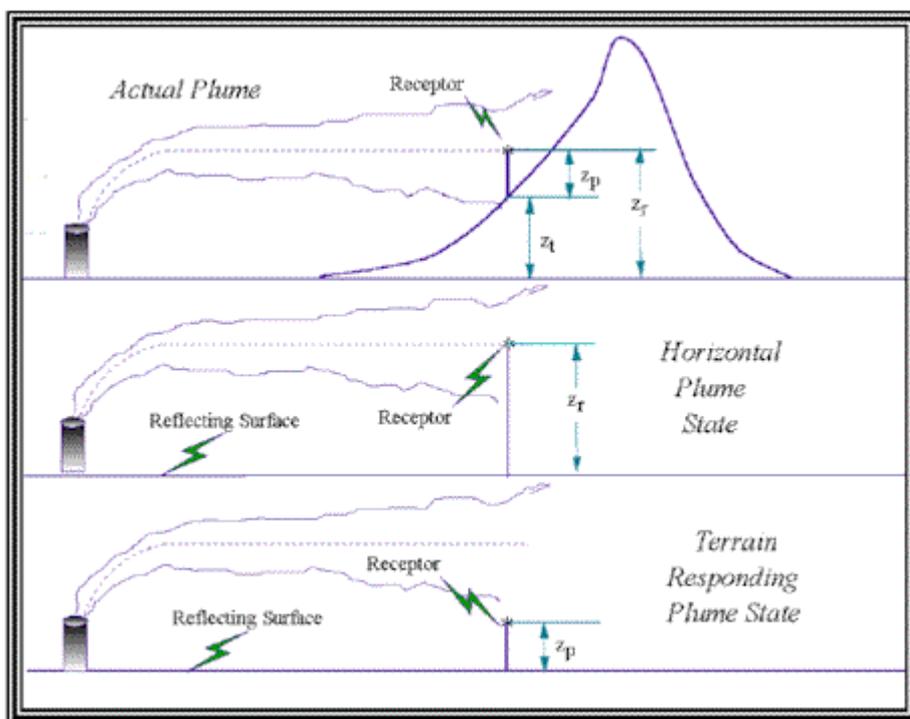


Immagine esemplificativa dell'influenza dell'orografia
(Fig. 12 pag 29 della guida tecnica EPA AEROMOD)

Deposizione

Il flusso di polveri che si depositano sul terreno (F_d) è calcolato come il prodotto della concentrazione (c_d) e della velocità di deposizione (v_d) all'altezza di riferimento del suolo (z_d). Per il calcolo di v_d si usa un approccio formulato da EPA (1994) e basato sulle equazioni di Slinn and Slinn, 1980; Pleim et al., 1984. Il metodo include una parametrizzazione degli effetti dei moti Browniani, tenendo conto dell'inerzia delle particelle e della loro gravità.

Risultati Simulazione

Dall'analisi dei risultati ottenuti sovrapponendo le stime di attività della sorgente calcolate con i valori della dispersione atmosferica si evidenzia che, in ogni caso, il rischio di esposizione interna per inalazione è stato praticamente prossimo allo zero, considerato che, in ogni caso, i valori sono inferiori ad 1 Bq/m^3 . Analogamente lo studio Arpa per la deposizione al suolo indica valori tra 0,2 e 2 Bq/kg compatibili con i normali valori del fondo radioattivo post Chernobyl.

Dai dati ottenuti come dispersione e deposizione di polveri, utilizzando dei modelli EPA idonei per granulometrie di polveri in uscita da un sistema di abbattimento funzionante nella norma è possibile estrapolare uno scenario, fortunatamente ipotetico, più preoccupante dovuto alla fusione di una sorgente sigillata di Cs 137 decisamente più energetica, ad esempio 5 Ci ovvero 185 TBq , per il quale, nell'ipotesi di una contaminazione omogenea delle polveri emesse, i valori di dispersione nell'aria sarebbero (estrapolando i dati delle deposizioni polveri dallo scenario presente):

Portata polveri	1,39 g/s							
Altezza vent	28 m							
Diametro vent	7 m							
Velocità emissione	7,2 m/s							
Temperatura emiss	70°C							
Dimensioni polveri	5 μm	10 μm	20 μm	30 μm	5 μm	10 μm	20 μm	30 μm
Max conc. ($\mu\text{g/m}^3$)	1,34	1,2	1,3	1,64	0,98	0,85	0,93	1,2
alla distanza di (m)	1400	1315	1315	1220	1690	1690	1600	1500

Dispers.in Aria Bq/m3 scenario estraopolato sorg 5Ci (185 TBq)	9,92E+01	8,88E+01	9,62E+01	1,21E+02	7,25E+01	6,29E+01	6,88E+01	8,88E+01
---	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

Portata polveri	1,39 g/s	
Altezza vent	28 m	
Diametro vent	7 m	
Velocità emissione	7,2 m/s	
Temperatura emissione	70°C	100°C
Max deposiz. (g/m ²)	0,0076	0,006
alla distanza di (m)	1380	1780
Max Attività depositata al suolo (Bq/m ²) scenario estraopolato sorg 5Ci (185 TBq)	5,62E+02	4,44E+02

Confronti - Conclusioni

Lo scenario non ha fortunatamente comportato rilevanti rischi per la popolazione coinvolta, producendo soltanto limitata contaminazione per pochi dipendenti. Tuttavia tale situazione è stata accertata solo a valle, inoltre lo sforzo tecnico ed organizzativo messo in atto da diverse agenzie, enti pubblici e società private ha costituito un notevole patrimonio di esperienza fondamentale per testare e migliorare la qualità del servizio di soccorso e di tutela fornito al cittadino e la capacità di risolvere emergenze potenzialmente pericolose. Prova di questo è data dal ripetersi di un'evenienza simile nel luglio 2005 in altro stabilimento italiano. Inoltre estrapolando i valori di deposizione delle polveri per delle sorgenti più energetiche si ottengono dei valori decisamente meno confortanti, valutazione, quest'ultima, basata sulla consapevolezza che se adesso gran parte delle sorgenti per uso medico presentano attività dell'ordine dei 50 mCi (1,85 TBq) fino ai primi anni '70 erano in uso dei dispositivi per radioterapia, anche con isotopo Cs 137, di attività nucleare dell'ordine dei kCi ($3.7 \cdot 10^{13}$ Bq). Tali valori, anche se dopo trenta anni si presentano dimezzati, costituirebbero un rischio molto serio a seguito della dispersione della sorgente tra rottami vari, specialmente in nazioni in cui cambiamenti di regime e crisi istituzionali possono averne fatto perdere traccia.

In ogni caso, limitatamente allo scenario di dispersione atmosferica a seguito di fusione accidentale, sono i radio nuclidi con più elevata tensione di vapore ad esporre principalmente ad un rischio di contaminazione di aree circostanti a seguito di ricaduta, mentre lo scenario derivante da sorgenti ottenute da metalli pesanti o da metalli di transizione⁵ espone a contaminazione la fase solida delle scorie o la fase metallica, limitandosi all'area dello stabilimento, ovviamente con problematiche di natura diversa.

⁵ tra le sorgenti di maggiore intensità usate attualmente per scopi industriali si annoverano oggi sorgenti sigillate di Iridio 192, con attività anche dell'ordine di $9 \cdot 10^3$ Ci, $3.3 \cdot 10^{14}$ Bq

Appendice Modello Aeromod (EPA)

AERMOD è un modello per emissioni stazionarie che assume una distribuzione verticale ed orizzontale dell'inquinante di tipo gaussiano nello strato limite stabile (SBL), mentre nello strato limite convettivo (CBL) la distribuzione verticale viene considerata bi-gaussiana (quella orizzontale rimane gaussiana).

Il calcolo della concentrazione viene effettuato tramite la seguente espressione analitica nella quale sono inseriti i parametri, che devono essere determinati precedentemente, relativi alla turbolenza, alle condizioni atmosferiche, all'orografia ed all'eventuale presenza di ostacoli, all'innalzamento ed all'eventuale galleggiamento del pennacchio.

dove Ψ_{dj} e σ_{zj} sono l'altezza effettiva della sorgente ed i parametri di dispersione corrispondenti (σ

$$C_d(x_r, y_r, z) = \frac{Qf_p}{2\pi u \sigma_y} \cdot \exp\left(\frac{-y_r^2}{2\sigma_y^2}\right) \quad (69)$$

$$\cdot \sum_{j=1}^2 \sum_{m=0}^{\infty} \frac{\lambda_j}{\sigma_{zj}} \left[\exp\left(-\frac{(z - \Psi_{dj} - 2mz_j)^2}{2\sigma_{zj}^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z + \Psi_{dj} + 2mz_j)^2}{2\sigma_{zj}^2}\right) \right]$$

where:

$$\Psi_{dj} \equiv \text{Height of the Direct Source}$$

$$Q \equiv \text{Source emission rate}$$

$$z = \begin{cases} z_r & \text{for the horizontal plume state} \\ z_p & \text{for the terrain following state} \end{cases}$$

σ_y , σ_{z1} & σ_{z2}). Nell'equazione sono inseriti anche dei coefficienti di ricaduta stimati sulla base delle velocità verticali (ascensionali) dell'aria sopra e sotto l'asse del pennacchio (i pedici 1 e 2 si riferiscono rispettivamente alla zona superiore ed inferiore all'asse).

$$\lambda_1 = \frac{\overline{w_2}}{\overline{w_1}} = \frac{a_2}{a_1}$$

$$a_1 = \frac{\sigma_{wT}}{w_*} \left(\frac{\alpha S}{2} + \frac{1}{2} \left(\alpha^2 S^2 + \frac{4}{\beta} \right)^{1/2} \right)$$

$$a_2 = \frac{\sigma_{wT}}{w_*} \left(\frac{\alpha S}{2} - \frac{1}{2} \left(\alpha^2 S^2 + \frac{4}{\beta} \right)^{1/2} \right). \quad (72)$$

Il termine α calcolato con la seguente:

Il coefficiente σ_{wT} rappresenta il componente della turbolenza verticale e viene calcolato con l'equazione (35) riportata più avanti, mentre gli altri parametri sono dati da:

$$\begin{aligned}
\alpha &= \frac{1 + R^2}{1 + 3R^2} \\
\beta &= 1 + R^2; \\
S &= \frac{\overline{w^3}/w_*^3}{(\sigma_{wT}/w_*)^3} \equiv \text{Skewness factor},
\end{aligned}
\tag{73}$$

where:

$$\begin{aligned}
\frac{\overline{w^3}}{w_*^3} &= 0.125 && \text{for } H_p\{x\} > 0.1z_i \\
\frac{\overline{w^3}}{w_*^3} &= 1.25 \frac{H_p\{x\}}{z_i} && \text{for } H_p\{x\} \leq 0.1z_i
\end{aligned}$$

R viene assunto pari a 0,2.

$$\sigma_{wT}^2 = \sigma_{wc}^2 + \sigma_{wm}^2,
\tag{35}$$

where:

- σ_{wT} \equiv Total vertical turbulence
- σ_{wc} \equiv Convective portion of the vertical turbulence
- σ_{wm} \equiv Mechanical portion of the vertical turbulence.

Bibliografia

1 Audizione di Fabio Dattilo, dirigente del Comando provinciale dei Vigili del Fuoco di Vicenza

Giunte e Commissioni Parlamentar, 577° resoconto, sedute di martedì 3 maggio 2005

*2 Dan Kui Xia, Queen's University, Kingston, Ontario, Canada, September 1997
Recovery of zinc from zinc ferrite and electric arc furnace dust,*

3 AA.VV. European IPPC Bureau European Commission, Directorate-General joint research centre, Institute for Prospective Technological Studies (Seville) Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Technique in the Non Ferrous Metals Industries May 2000,

4 R. Anigstein, W. C. Thurber, J. J. Mauro, S. F. Marschke, and U. H. Behling, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air Technical Support, Document Potential Recycling of Scrap Metal from Nuclear Facilities, Part I: radiological assessment of exposed individuals, September 2001

5 AA.VV. U.S. Environmental Protection Agency Disposition of Cesium-137 Contaminated Emission Control Dust and Other Incident-Related Material; Proposed Staff Technical Position, Federal Register: January 22, 1996 (Volume 61, Number 14)

6 AA.VV. IAEA Division of Radiation, Transport and Waste Safety Reducing Risks in the Scrap Metal Industry - Sealed Radioactive Sources, September 2005

7 AA.VV. U.S. Environmental Protection Agency -Air Orphan Sources Initiative - Clean Materials Program, Office of Radiation and Indoor Air Technical Support, Washington, DC 20640

8 Lubenau, J.O.; Yusko, J.G.; Radioactive Materials in Recycled Metals-An Update. Health Phys. 74: 293-299; March 1998]

9 Joel O. Lubenau and Daniel J. Stro, Safety and Security of Radiation Sources in the Aftermath of 11 september 2001

10 A. T., Troshev A. V., Cheremisin P. I., Chenichenko Nester A. A., Shamov V. P. - Radioactive Metal Waste Recycling and Utilisation

11 AA.VV. IAEA, Vienna Clearance Levels for Radionuclides in Solid Materials. Application of Exemption Principles”, IAEA-TECDOC-855, 1996.

12 Harvey, “Research into the Melting/Refining of Contaminated Steel Scrap Arising in the Dismantling of Nucleat Installations, EUR 12065 EN, Comm.of the E.C, 1990

- 13 Makoto Kikuchi, Ph.D. Takuma Yoshida Masami Matsuda, Ph.D. Hidetoshi Kanai, *Developing Technologies for Nuclear Fuel Cycles — Radioactive Waste Treatment and Spent Fuel Storage — Hitachi Review Vol. 48 (1999), No. 5*
- 14 AA.VV. *Radioisotopes in Industry Nuclear Issues Briefing Paper 27 Melbourne 3001, Australia, March 2003*
- 15 AA.VV. Arpa Veneto, *Rapporto su di un episodio di Radiocontaminazione da Cesio 137 accaduto presso la ditta A.F.V. Beltrame, Stabilimento di Vicenza, Dicembre 2005*
- 16 A. Gwénaelle Guézennec, J.C. Huber, F. Patisson, P. Sessiecq, J.P. Birat, D.Ablitzer, *Dust formation in Electric Arc Furnace : Birth of the particles, Powder Technology 157 8 2005, 2-11*
- 17 *Council Resolution of 15 June 1992 on the renewal of the Community Plan of Action in the field of radioactive waste. OJ C158,25.06.1992*
- 18 Angus et al. *Management and Disposal of disused sealed sources in European Union - EUR 1886 (2000)*
- 19 *Commission of the European Communities, Proposal for a Council Directive on the Control of High Activity sealed radioactive sources, COM (2002) 130, Brussels 18.02.2002*
- 20 H. B. Peacock, M. L. Hyder and M. E. Hodges, *Treatment of Off-Gases from Melting Reactor Fuel, Westinghouse Savannah River Company.*
- 21 H. B. Peacock, T. M. Adams, A. J. Duncan, and N. C. Iyer, *Melt-Dilute Treatment of Spent Nuclear Fuel Assemblies from Research and Test Reactors, , Westinghouse Savannah River Company*
- 22 G.K. Sigworth, J.F.Elliot. “ *The Thermodynamics of Liquid Dilute Iron Alloys*”, *Metal Science* 8:298-310, 1974.