

5

ANALISI DEL RISCHIO PER LA SALUTE ASSOCIATO ALLE EMISSIONI ATMOSFERICHE DI INQUINANTI TOSSICI DALL'IMPIANTO DI TERMODISTRUZIONE DI TREZZO SULL'ADDA

5.1	INTRODUZIONE	228
5.2	METODOLOGIA DELLA VALUTAZIONE	230
5.2.1	<i>Identificazione e stima delle emissioni</i>	230
5.2.2	<i>Trasporto e diffusione nei comparti ambientali</i>	230
	Trasporto e diffusione in atmosfera	231
	Deposito al suolo degli inquinanti	233
	Modifica della qualità del suolo e dei corpi idrici.....	235
	Catene alimentari	236
5.2.3	<i>L'esposizione e la dose</i>	237
	Inalazione	239
	Assorbimento cutaneo.....	239
	Ingestione di suolo	240
	Catena alimentare	240
5.2.4	<i>La relazione dose-risposta</i>	241
	Inquinanti non cancerogeni	242
	Inquinanti cancerogeni.....	243
5.2.5	<i>La stima del rischio</i>	245
5.3	APPLICAZIONE DELL'ANALISI DI RISCHIO ALLE EMISSIONI DI IATP DELL'IMPIANTO DI TERMODISTRUZIONE DI TREZZO SULL'ADDA	246
5.3.1	<i>Inquadramento generale</i>	246
5.3.2	<i>Analisi territoriale</i>	248
5.3.3	<i>Trasporto e diffusione nei comparti ambientali</i>	253
	Concentrazioni in atmosfera	253
	Deposito al suolo	256
	Concentrazioni nel suolo e confronto con quelle rilevate nell'ambito del programma di monitoraggio del JRC di Ispra	257
	Accumulo nella catena alimentare	260
5.3.4	<i>Valutazione dell'esposizione e del rischio</i>	261
5.3.5	<i>Risultati</i>	264
	Rischio individuale	264
	Rischio globale	283
5.3.6	<i>Accettabilità del rischio</i>	291
	BIBLIOGRAFIA	295

In questo paragrafo è effettuata un'analisi per la stima del rischio per la salute associato alle emissioni atmosferiche d'inquinanti tossici dall'impianto di termodistruzione di trezzo sull'adda.

Il primo paragrafo introduce al problema ed alla metodologia usata nello studio

Il secondo paragrafo spiega nel dettaglio la metodologica utilizzata, mentre il terzo è l'applicazione per il rischio associato alle emissioni dell'impianto di Trezzo.

5.1 Introduzione

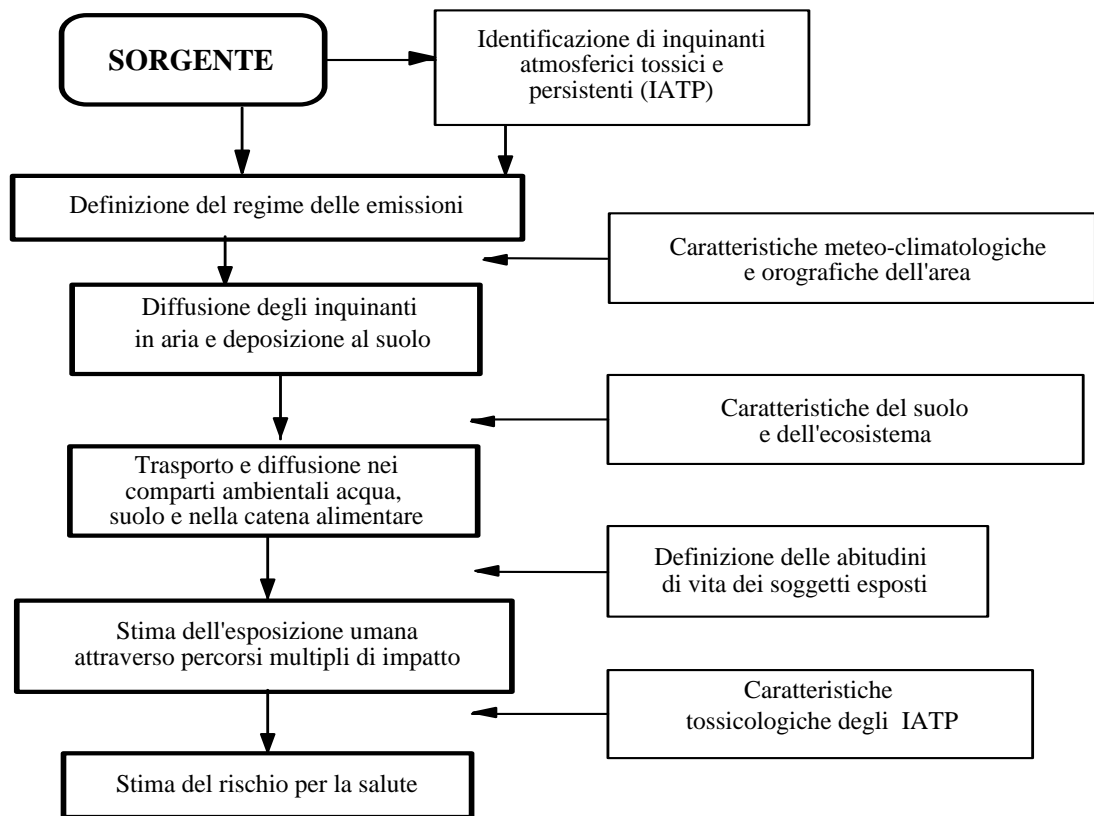
Gli effetti delle emissioni di inquinanti atmosferici sulla salute della popolazione esposta costituiscono un elemento di evidente interesse nel dibattito sulla compatibilità ambientale di molte attività umane. Negli ultimi anni valutazioni di questo tipo hanno assunto particolare significato negli studi sull'accettabilità e la localizzazione di sorgenti, quali la termodistruzione di rifiuti, caratterizzati da emissioni potenzialmente significative di inquinanti atmosferici tossici e persistenti (IATP) (Levin et al., 1991). In tale contesto numerosi sono stati i tentativi di quantificare in modo il più possibile rigoroso sul piano scientifico il rischio per la salute dei soggetti esposti, con approcci metodologici anche molto differenti, in continua discussione ed evoluzione (Paustenbach et al., 1990; US-EPA, 1993). Grande attenzione, ad esempio, ha richiamato recentemente una prima conclusione della lunga ricerca avviata nel 1992 dall'agenzia americana per la protezione dell'ambiente (United States Environmental Protection Agency – US-EPA) per valutare e riconsiderare, dopo le prime stime degli anni '80, il rischio per la salute causato dalle diossine, sia negli aspetti tossicologici sia nelle metodologie di stima dell'esposizione (US-EPA-SAB, 1995). Le acquisizioni del vivace dibattito scientifico hanno già avuto ripercussioni a livello legislativo, con l'introduzione delle analisi di rischio in procedimenti normativi per la regolamentazione delle emissioni di inquinanti tossici e l'accettabilità degli impianti.

Dal punto di vista metodologico lo studio dell'impatto sulla salute di IATP (composti inorganici in traccia quali metalli pesanti, organici, aromatici e poliaromatici, alogenati e non, quali diossine, PCB, clorobenzeni e clorofenoli) non può prescindere dalla valutazione dei percorsi multipli d'impatto con i quali queste sostanze sviluppano effetti sui soggetti esposti. In particolare, le caratteristiche di persistenza e cumulabilità e le capacità di trasferimento nell'ambiente che li caratterizzano rendono assai significativi quei percorsi di esposizione indiretta (ingestione di terreno contaminato e contatto dermico con esso, assunzione con la dieta) che presentano, viceversa, scarsa rilevanza per i macroinquinanti convenzionali (SO_2 , NO_x , CO, COV reattivi) di norma trasformati e rimossi dall'atmosfera senza che si attivino nuovi percorsi di impatto diversi dall'inalazione.

Sulla base di tali premesse, l'approccio metodologico per l'analisi quantitativa dei rischi per la salute è articolato su un insieme di valutazioni in serie, riconducibili allo schema di Fig. 5.1 che comprende essenzialmente:

- identificazione degli IATP emessi dalla sorgente;
- definizione del regime di emissione e delle principali caratteristiche in grado di influenzare il trasporto e la diffusione atmosferica (ripartizione gas/polveri, distribuzioni granulometriche per inquinanti veicolati dal particolato emesso);
- valutazione della diffusione atmosferica e del deposito al suolo degli inquinanti;
- valutazione, a partire dalla presenza nel suolo, del trasporto e della diffusione nei comparti ambientali di potenziale interesse per l'interazione con il soggetto esposto (acqua, catena alimentare, terreno);
- identificazione dei percorsi di esposizione dei soggetti esposti e quantificazione dell'esposizione stessa e della dose di inquinante assunta;
- stima del rischio per la salute tramite modelli tossicologici dose-risposta che, sulla base delle caratteristiche del singolo IATP, correlano la dose complessivamente assunta con gli effetti sanitari attesi.

Fig. 5.1: Schema generale della metodologia di stima del rischio



5.2 Metodologia della valutazione

5.2.1 Identificazione e stima delle emissioni

Il caso dell'inceneritore di rifiuti non si distingue di norma dagli altri casi di sorgenti puntuali di inquinamento atmosferico. La definizione delle emissioni si basa sulla tipologia dell'impianto, la potenzialità, il livello di utilizzo, il regime di attività e le efficienze dei sistemi di depurazione. In assenza di rilevamenti diretti, la stima delle emissioni può basarsi sui fattori di emissione (quantità di inquinante emessa per unità di peso di rifiuto alimentato), disponibili in letteratura per tipologia di impianto e tecnologia di depurazione dei fumi; in alternativa ci si può basare sull'elaborazione dei dati di impianti simili oppure riferirsi ai limiti imposti dalla normativa per gli inquinanti considerati.

Per le problematiche poste dall'analisi di rischio, occorre altresì porre particolare attenzione agli aspetti relativi alla ripartizione gas/particolato, alla distribuzione granulometrica del particolato emesso ed ai fenomeni di arricchimento sulle granulometrie fini: tali fenomeni, determinati da processi di volatilizzazione in fase di combustione e ricondensazione durante il raffreddamento dei fumi, si dimostrano particolarmente attivi per alcuni microinquinanti volatili di natura tossica, modificandone in maniera significativa le possibilità di deposizione al suolo e quindi la distribuzione nell'ambiente, rispetto a quella del particolato nel suo complesso.

5.2.2 Trasporto e diffusione nei comparti ambientali

L'approccio più utilizzato nel campo delle analisi di rischio per valutare la distribuzione nell'ambiente delle sostanze emesse in atmosfera si avvale generalmente dell'utilizzo di modelli matematici, di struttura più o meno semplice, per la descrizione dei principali fenomeni di trasporto e diffusione nell'ambiente.

Il tentativo, peraltro caratterizzato da notevoli difficoltà, è quello di seguire il percorso dell'inquinante nei diversi comparti ambientali di interesse, dall'emissione fino al contatto con l'organismo umano; la stima dell'esposizione, e quindi del rischio, viene condotta tenendo conto di tutte le vie (percorsi multipli d'impatto) attraverso le quali i contaminanti possono raggiungere i soggetti esposti.

La sequenza metodologica adottata a tale scopo, schematizzata in Fig. 5.2, viene descritta in dettaglio nei paragrafi successivi.

$$C(x,y) = \frac{Q}{2\pi \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \exp \left[-0.5 \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \cdot V \quad (1)$$

dove:

$$V = 2 \exp \left[-0.5 \left(\frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \exp \left[-0.5 \left(\frac{H_1}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \exp \left[-0.5 \left(\frac{H_2}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \exp \left[-0.5 \left(\frac{H_3}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \exp \left[-0.5 \left(\frac{H_4}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\}$$

con:

Q = portata della sorgente (g s^{-1});

u = velocità del vento all'altezza della sorgente (m s^{-1});

σ_y, σ_z = coefficienti di dispersione orizzontale e verticale, rispettivamente (m);

x = distanza dalla sorgente misurata in direzione parallela a quella di provenienza del vento (m);

y = distanza dalla sorgente misurata in direzione trasversale a quella di provenienza del vento (m);

$H = H_c + \Delta H$ = altezza effettiva della sorgente di emissione (m);

$$H_1 = z - (2iz_i - H)$$

$$H_2 = z + (2iz_i - H)$$

$$H_3 = z - (2iz_i + H)$$

$$H_4 = z + (2iz_i + H)$$

z_i = altezza dello strato di mescolamento (m).

La valutazione dei coefficienti di dispersione σ_x e σ_y viene condotta dal modello utilizzando la formulazione di Pasquill-Gifford, nella quale la dipendenza dei coefficienti con la distanza risulta funzione della turbolenza atmosferica, descritta in termini delle 6 categorie di stabilità di Pasquill.

L'altezza effettiva dell'emissione è data dalla somma dell'altezza geometrica della sorgente e dell'innalzamento che il pennacchio subisce per effetto sia della spinta di galleggiamento, dovuta alla differenza di temperatura tra emissione ed atmosfera esterna, sia a quella imputabile all'energia cinetica posseduta dall'emissione. L'innalzamento dipende dalla stabilità dell'atmosfera e viene valutato dal programma utilizzando le formulazioni di Briggs, che ne forniscono il valore in funzione della velocità di uscita dell'emissione, della sua temperatura e della stabilità atmosferica, definita in termini di categorie di Pasquill.

Nell'equazione (1) si tiene conto della diffusione in atmosfera non omogenea lungo la coordinata verticale ("trapping") nella quale l'emissione diffonde in strato instabile o neutro (strato di mescolamento) sormontato da uno strato più stabile che, fungendo da "tappo", limita la dispersione verticale dell'inquinante. Il modello simula tale situazione tramite il metodo delle riflessioni multiple, del quale la sommatoria a secondo membro della (1) costituisce l'espressione matematica, considerando il suolo e la base dello strato stabile superiore perfettamente riflettenti. Il modello è in grado di considerare anche l'effetto di trascinamento al suolo del pennacchio indotto dalla presenza di edifici sottovento alla sorgente di emissione. Il fenomeno, definito come

“downwash” nella terminologia anglosassone, è conseguenza della turbolenza meccanica generata dalla presenza dell'edificio nella zona sottovento adiacente all'edificio stesso, e determina un incremento della concentrazione massima al suolo ed un avvicinamento della sua localizzazione al punto di emissione. La possibilità che il fenomeno si verifichi e la sua entità dipendono dalla distanza tra l'emissione e gli edifici circostanti e dalle dimensioni relative degli edifici stessi rispetto all'altezza effettiva della sorgente.

Nella sua versione climatologica il codice di calcolo stima la concentrazione su base media annuale $C(x)$ utilizzando la seguente espressione:

$$C(x) = \sum_{S, \Theta, u} f(S, \Theta, u) \cdot C(x, S, \Theta, u) \quad (2)$$

dove $C(x, S, \Theta, u)$ è la concentrazione media, alla distanza x dalla sorgente, nel settore Θ di provenienza del vento per la classe di stabilità S e la velocità del vento u , mentre $f(S, \Theta, u)$ è la frequenza assoluta rappresentativa della frazione di tempo nell'anno in cui si verifica la combinazione (S, Θ, u) . Il programma valuta la concentrazione media in ogni settore Θ con un'equazione sempre ricavata dal modello gaussiano, ipotizzando una distribuzione orizzontale uniforme dell'inquinante in ognuno degli n settori in cui è suddivisa la rosa dei venti (usualmente $n=16$):

$$C(x, S, \Theta, u) = \frac{Q}{\sqrt{2\pi}u\sigma_z(2\pi x/n)} 2\exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) + \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \exp\left[-0.5\left(\frac{H_1}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-0.5\left(\frac{H_2}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-0.5\left(\frac{H_3}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-0.5\left(\frac{H_4}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad (3)$$

I dati meteorologici risultano pertanto richiesti in termini di frequenze congiunte con cui si verificano le diverse combinazioni velocità del vento, direzione di provenienza del vento e categoria di stabilità. Per avere significato climatologico i dati devono essere ricavati sulla base di osservazioni pluriennali (almeno 5 anni di dati).

Deposito al suolo degli inquinanti

La stima dei flussi di deposizione al suolo riveste notevole importanza nell'analisi di rischio. Dai depositi al suolo si dipartono infatti quei percorsi indiretti di interazione che, attraverso l'accumulo degli inquinanti nel terreno, nella vegetazione e nelle catene alimentari, possono risultare più efficienti dell'inalazione diretta di aria contaminata nel convogliare l'inquinante verso il soggetto esposto.

Il deposito si sviluppa attraverso processi di rimozione degli inquinanti dal comparto atmosferico che avvengono per via secca o umida. Il primo, attivo in assenza di precipitazioni, trasporta l'inquinante sulla superficie di deposizione tramite l'azione combinata di complessi meccanismi di diffusione turbolenta, sedimentazione gravitazionale ed impatto inerziale. Il secondo coinvolge le precipitazioni (pioggia, neve, grandine) tramite processi di inglobamento dell'inquinante nelle nubi (“rainout”) e di dilavamento atmosferico (“washout”): quest'ultimo può considerarsi largamente prevalente su scale spaziali ridotte, quali quelle locali dell'area di incidenza della sorgente, mentre il primo è attivo soprattutto nel trasporto e la deposizione a grandi distanze.

Nelle schematizzazioni di più comune utilizzo il deposito secco viene calcolato, in termini di flusso di massa per unità di superficie, sulla base della seguente formulazione:

$$D_s = C(z_d) \cdot v_d \quad (4)$$

in cui D_s ($\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) è il deposito per unità di superficie (flusso di deposizione), $C(z_d)$ (mg m^{-3}) è la concentrazione dell'inquinante calcolata ad un'opportuna altezza di riferimento z_d , di norma coincidente con quella del suolo ($z_d=0$), e v_d (m s^{-1}) un parametro noto come velocità di deposizione. La velocità di deposizione dipende dal tipo di inquinante, dalle condizioni meteorologiche della microscala locale e da alcune caratteristiche della superficie di deposizione tramite complesse correlazioni che ne rendono assai ardua la descrizione teorica (Seinfeld, 1998). Le valutazioni più comuni si basano sui risultati ottenuti con studi di laboratorio ed osservazioni in campo che correlano empiricamente i principali parametri in gioco (Sehmel, 1980; Nicholson, 1988; Scire, 1994). Le correlazioni, sviluppate soprattutto per il materiale particolato, evidenziano in particolare la forte dipendenza del fenomeno dalle dimensioni delle particelle: per diametri superiori ai 10-20 μm , in cui prevalgono gli effetti della sedimentazione gravitazionale, la velocità è sostanzialmente coincidente con quella terminale ottenibile tramite la legge di Stokes, mentre per il particolato più fine ($<0,2\text{-}0,5 \mu\text{m}$) divengono significativi i moti alla scala molecolare (moti Browniani), con velocità che, soprattutto per i diametri più ridotti, risultano assai più elevate di quelle di sedimentazione gravitazionale. Per dimensioni intermedie (0,5-5 μm) l'intervento combinato dei due meccanismi è tale da determinare i valori minimi di velocità. All'effetto delle dimensioni si sovrappongono quelli della meteorologia e della turbolenza atmosferica e della rugosità superficiale, che traccia la tipologia della superficie di deposito, parametrizzati in termini di grandezze di non sempre facile acquisizione. Gli andamenti qualitativi ottenuti prevedono, al di sotto dei diametri interessati quasi esclusivamente dalla sedimentazione gravitazionale, incrementi della velocità di deposizione con la rugosità del suolo, la velocità del vento ed il grado di instabilità atmosferica (Sehmel, 1980).

Anche per la stima del deposito umido, l'oggettiva difficoltà modellistica e la carenza di dati sperimentali relativi ai parametri che ne regolano l'entità rendono necessario l'utilizzo di approcci semplificati. Questi ultimi si basano, di norma, sulle concentrazioni in atmosfera, sulle caratteristiche del regime meteorico e su un parametro caratteristico dell'inquinante (coefficiente di washout) secondo la formula:

$$D_w = C \cdot W \cdot P \quad (5)$$

dove:

D_w = deposito umido medio su base annua ($\text{mg}_{\text{inq}} \text{m}^{-2} \text{anno}^{-1}$)

C = concentrazione media annuale al suolo ($\text{mg}_{\text{inq}} \text{m}^{-3}$)

W = coefficiente di washout (adimensionale)

P = intensità delle precipitazioni annue (mm anno^{-1})

Il coefficiente di washout rappresenta il rapporto fra la concentrazione dell'inquinante nella fase liquida prodotta dall'evento meteorico e quella in atmosfera a livello del suolo. Esso presenta complesse dipendenze teoriche con la distribuzione dimensionale delle gocce, l'intensità della precipitazione e le caratteristiche chimico-fisiche dell'inquinante: i valori utilizzati fanno pertanto riferimento, nella maggior parte dei casi pratici, a dati rilevati in campo.

Modifica della qualità del suolo e dei corpi idrici

Per quanto riguarda la modifica della qualità del suolo in seguito al deposito di inquinanti, l'ipotesi che viene generalmente assunta nelle stime di rischio è che il grado di esposizione dovuto al contaminante presente nel suolo dipenda dalla presenza dello stesso nei primi centimetri di suolo, piuttosto che dalle concentrazioni più in profondità (Paustenbach e Murray, 1986). Le concentrazioni dovute all'accumulo di inquinanti nel suolo sono derivate generalmente mediante un'equazione del tipo:

$$C_s = \frac{D_{\text{tot}} \cdot [1 - e^{-K_s \cdot T}]}{z \cdot k_s \cdot d_s} \quad (6)$$

con:

C_s = concentrazione nel suolo ($M_{\text{inq}} M_{\text{suolo}}^{-1}$)

D_t = deposito totale della sostanza ($M_{\text{inq}} L^{-2} T^{-1}$)

k_s = costante di scomparsa dell'inquinante (T^{-1})

T = tempo di accumulo, di deposizione (T)

z = profondità di accumulo dell'inquinante (L)

d_s = densità del suolo ($M_{\text{suolo}} L^{-3}$)

La profondità di accumulo dell'inquinante viene espressa in funzione del tipo di uso del suolo: le più recenti raccomandazioni EPA suggeriscono ad esempio un valore di 10-20 cm per suoli coltivati, mentre per suoli non coltivati (erba da pascolo, prati) viene considerata una profondità di 1-5 cm. Questo approccio può essere utilizzato anche nel caso di un suolo urbano, formato prevalentemente da superfici compatte, caratterizzate da una minore possibilità di penetrazione degli inquinanti (si utilizza generalmente un valore di profondità di 1 cm).

La scomparsa degli inquinanti nel suolo (rappresentata nell'espressione dalla costante k_s) può derivare tanto da fenomeni fisici, quali la fotodegradazione, che meccanici, quali il dilavamento di origine sia naturale (ruscellamento) sia antropica (es. lo spazzamento delle strade nei suoli urbani). Le diverse capacità di persistenza degli inquinanti possono essere espresse in termini di costante di scomparsa o periodo di semivita (tempo necessario per la diminuzione del 50 % della concentrazione iniziale in assenza di ulteriori apporti).

La stima delle concentrazioni nei corpi idrici dei contaminanti emessi dalle attività di termodistruzione non è generalmente presa in considerazione per la scarsa rilevanza che di norma caratterizza le esposizioni dovute all'ingestione e al contatto dermico con l'acqua. Si aggiunge inoltre la difficoltà di modellizzare fenomeni quale il trasferimento di inquinanti durante il ruscellamento superficiale e l'erosione dei suoli, che possono anche essere più importanti della diretta deposizione delle sostanze sulle acque. Analogamente non viene in genere considerata nella stima di rischio la modifica delle acque sotterranee in seguito al percolamento dei contaminanti nel sottosuolo.

Mentre non sembrano facilmente superabili alcune delle incertezze presenti nella descrizione del trasporto nell'ambiente e della deposizione al suolo, quali ad esempio il non considerare i meccanismi di coagulazione e di condensazione che possono portare all'aggregazione delle particelle trasportate in atmosfera, con variazione sia dei rapporti gas/particolato sia della granulometria di quest'ultimo, è invece necessario in una procedura di stima del rischio valutare

l'influenza delle caratteristiche del sito e dell'inquinante. Per quanto riguarda le diossine, ad esempio, anche se viene accettata la misura aggregata tramite fattori di tossicità equivalente (TEQ), le metodologie più recenti tendono a raccomandare l'uso di dati relativi ai singoli congeneri laddove le differenze nelle proprietà fisiche e chimiche degli stessi possono rendere non appropriata la stima del trasporto, delle trasformazioni e delle deposizioni nell'ambiente condotte tramite i TEQ.

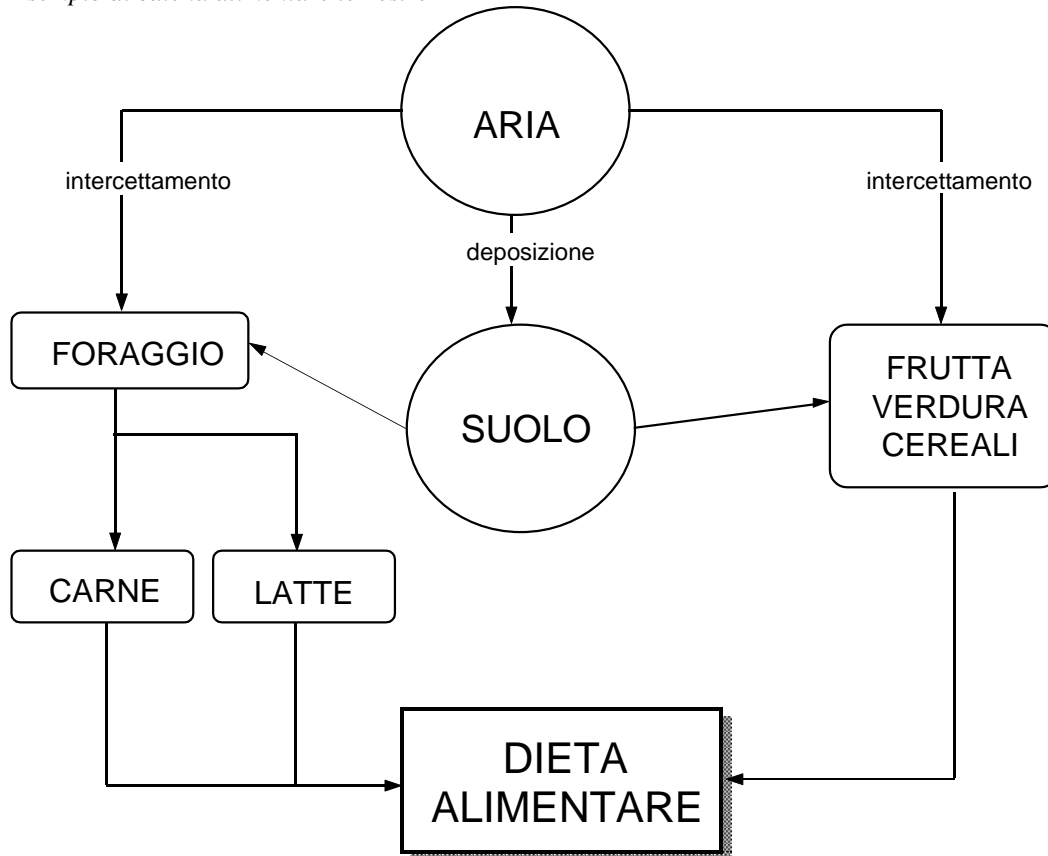
Catene alimentari

E' ormai riconosciuto come la catena alimentare possa rappresentare, per gli inquinanti tossici e persistenti, un importante veicolo di trasporto ed esposizione se non, in alcuni casi, il più importante (Hattemer-Frey e Travis, 1991; Stevens e Gerbec, 1988, US-EPA, 1994°). Le stime del movimento degli inquinanti nelle catene alimentari presentano notevoli difficoltà e incertezze, essendo basate su relazione matematiche semplificate, che utilizzano per i diversi anelli della catena coefficienti empirici chiamati "fattori di bio-trasferimento" o "fattori di bioaccumulo"; i riferimenti di letteratura per questi coefficienti, che esprimono il rapporto fra la quantità di inquinante presente in uno stadio della catena e nel precedente, sono ancora limitati, poco omogenei e non comprendenti tutti gli IATP.

Nella valutazione dell'impatto di una certa sorgente di IATP tramite la catena alimentare "terrestre" (Fig. 5.3), che considera i passaggi dell'inquinante suolo-vegetali-animale-uomo, è necessario stimare i livelli di concentrazione degli inquinanti nei diversi alimenti consumati, oltre all'effettiva possibilità di provenienza dall'area contaminata oggetto dell'indagine dei prodotti alimentari. Ai fini della valutazione globale dei rischi, vista la notevole persistenza degli inquinanti e la natura incrementale del rischio cancerogeno, è comunque da considerare a livello metodologico anche l'entità dell'assunzione degli alimenti contaminati al di fuori dell'area in esame.

Tali considerazioni si applicano, in linea di principio, anche alle catene alimentari acquatiche (microrganismi acquatici - specie ittiche - uomo) che tuttavia non vengono di norma considerate per le difficoltà modellistiche di alcuni processi di trasferimento dell'inquinante, già citate in precedenza.

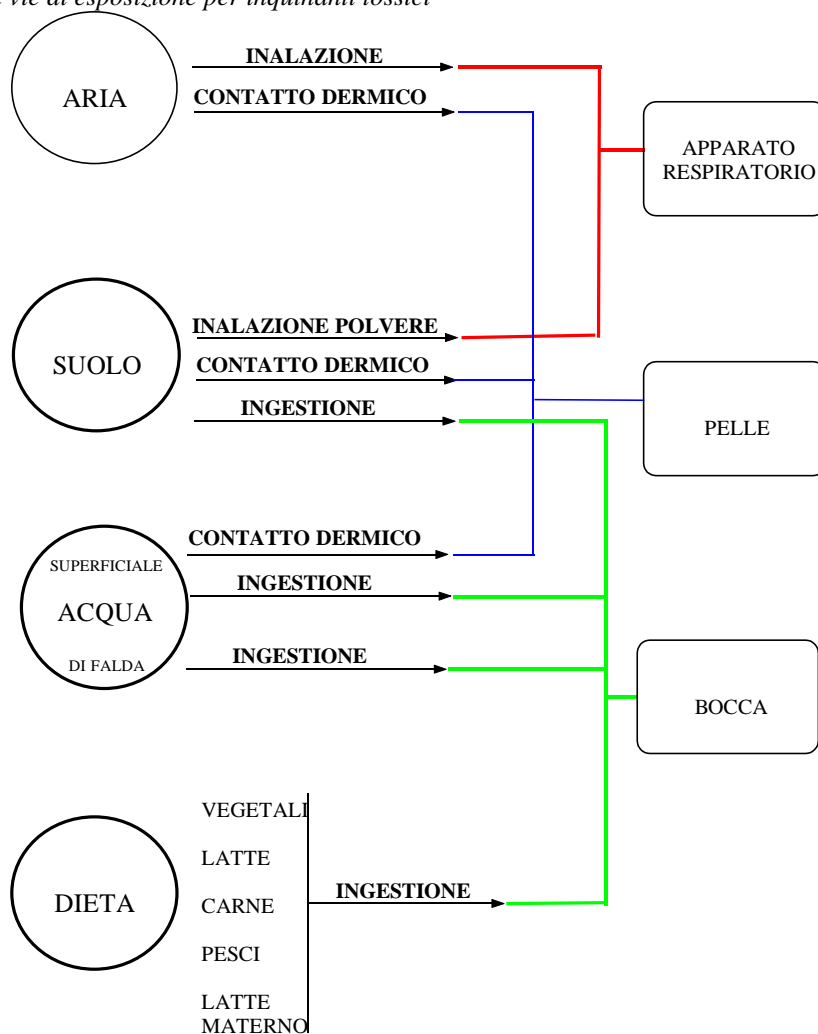
Fig. 5.3: Esempio di catena alimentare terrestre



5.2.3 L'esposizione e la dose

L'esposizione rappresenta la quantità di inquinante che viene assunta dall'organismo umano attraverso il complesso dei percorsi che convogliano il contaminante verso il soggetto esposto. Tali percorsi, che per il caso degli IATP emessi da attività di termodistruzione sono riassunti nello schema di Fig. 5.4, si possono distinguere in percorsi diretti ed indiretti: i primi derivano dal contatto diretto con gli inquinanti presenti nelle emissioni, mentre i secondi si sviluppano a partire dal deposito al suolo e dal successivo trasferimento delle sostanze nelle catene alimentari. L'efficienza con cui ogni singolo percorso contribuisce all'esposizione globale è strettamente correlata, oltre che alla tipologia dell'inquinante, alle caratteristiche territoriali dell'area di localizzazione dell'impianto: così se in un contesto altamente urbanizzato l'analisi può limitarsi all'inalazione diretta ed all'assorbimento per contatto dermico e ingestione di suolo o polvere contaminata, in uno scenario prevalentemente agricolo può viceversa risultare predominante l'esposizione attraverso la catena alimentare. L'identificazione dello scenario di esposizione costituisce, pertanto, un punto particolarmente importante nell'analisi di rischio, per le notevoli variazioni indotte sui valori finali stimati da ipotesi troppo cautelative o eccessivamente semplificate. Una trattazione particolarmente approfondita dell'argomento è sviluppata nei più recenti approcci metodologici formulati dall'US-EPA (US-EPA, 1998) che contengono, sotto forma di linee guida, una serie di scenari standardizzati suddivisi per tipologie territoriali.

Fig. 5.4: Potenziali vie di esposizione per inquinanti tossici



Dal punto di vista quantitativo, la stima dell'esposizione viene effettuata combinando le concentrazioni dell'inquinante nel comparto di interesse (aria, suolo, acqua, catene alimentari) con le informazioni sul tempo di permanenza dei soggetti nei diversi luoghi di esposizione e sul grado di efficienza con cui l'inquinante raggiunge l'individuo.

Il calcolo è riconducibile alla seguente formulazione generale:

$$I = \frac{C \cdot CR}{BW} \cdot \frac{EF \cdot ED}{AT} \quad (7)$$

dove:

I = esposizione [M/m/T];

C = concentrazione dell'inquinante nel comparto ambientale [M/M o M/V];

CR = fattore di contatto, inteso come quantitativo del comparto ambientale di interesse (aria, suolo, acqua, cibo) assunto o in contatto con il soggetto esposto per unità di tempo [M/T o V/T];

BW = peso corporeo [m];

EF = frequenza dell'esposizione [-];

ED = durata dell'esposizione [T];

AT = tempo di mediazione dell'esposizione [T].

L'esposizione stimata dall'equazione (7) è riferita all'unità di peso corporeo e all'unità di tempo (solitamente giorni). La scelta di questa unità di misura deriva dal fatto che i dati tossicologici utilizzati per la stima dei rischi sono di norma riferiti, come illustrato al capitolo successivo, ad una esposizione media giornaliera, estesa a tutta la vita media del soggetto esposto. I termini EF, ED e AT dell'equazione (7) sono quindi necessari per definire la durata effettiva dell'esposizione media dei soggetti esposti, in termini di frazione del giorno che nel corso della vita media viene effettivamente trascorsa a contatto con la contaminazione. In particolare EF rappresenta la frazione dell'anno medio (compresa fra 0 e 1) effettivamente trascorsa dall'individuo nella zona contaminata, ed ED (espresso in anni) la durata della permanenza in tale zona, dipendente sia dal periodo di residenza sia dalla durata dell'attività emissiva. Il termine AT è la durata della vita media (di norma assunta pari a 70 anni), utilizzata per mediare l'esposizione complessiva lungo la vita stessa, come richiesto dai dati tossicologici.

Di tutto l'inquinante che entra nell'organismo (esposizione) solo una parte, variabile con la natura del contaminante, è in grado di procurare effetti dannosi; una quota, anche notevole, può infatti essere soggetta a fenomeni di eliminazione, metabolizzazione o neutralizzazione. La dose assunta è la quantità di inquinante correlabile agli effetti sviluppati, riferita normalmente all'unità di peso corporeo ed all'unità di tempo, e viene stimata in base al tipo di dati tossicologici disponibili. Se tali dati sono riferiti a dosi esterne la dose viene assunta pari all'esposizione, mentre se i dati sono riferiti alle dosi effettivamente disponibili nell'organo bersaglio, la dose è calcolata moltiplicando l'esposizione per un fattore di biodisponibilità relativo al percorso di impatto (biodisponibilità polmonare, gastrointestinale, dermica).

Le formulazioni specifiche per la stima dell'esposizione attraverso i diversi percorsi di interazione, derivate dall'equazione generale (7), sono sintetizzate nei successivi paragrafi.

Inalazione

La stima dell'esposizione attraverso il percorso diretto dell'inalazione di aria contaminata, è basata sulla seguente combinazione di parametri (US-EPA, 1996):

$$I = \frac{C_{\text{cont}} \cdot IR}{BW} \cdot \frac{EF \cdot ED}{AT} \quad (8)$$

dove, rispetto ai simboli già introdotti, C_{cont} è la concentrazione del contaminante in aria (mg m^{-3}) ed IR il corrispondente rateo di inalazione ($\text{m}^3 \text{giorno}^{-1}$).

Assorbimento cutaneo

L'esposizione derivante dal contatto dermico con suolo contaminato è caratterizzata da notevoli difficoltà di valutazione, riconducibili alle incertezze e variabilità di alcuni dei principali fattori che la influenzano, quali la quantità di inquinante che può essere assorbito dalla pelle, il tempo di contatto e la ripartizione dell'inquinante fra suolo e pelle.

La dose assunta attraverso il percorso dell'assorbimento cutaneo è stimabile tramite la seguente equazione (US-EPA, 1996):

$$I = \frac{C_{\text{cont}} \cdot S \cdot AD \cdot AF}{BW} \cdot \frac{EF \cdot ED}{AT} \quad (9)$$

ove C_{cont} è la concentrazione del contaminante nel suolo ($\text{mg kg}^{-1}_{\text{suolo}}$), S è la superficie corporea esposta (m^2), AD rappresenta il fattore di aderenza suolo-pelle ($\text{mg}_{\text{suolo}} \text{m}^{-2} \text{giorno}^{-1}$) ed AF il fattore di assorbimento (adimensionale). AD rappresenta la quantità di suolo che la pelle è

in grado di trattenere; AF indica la frazione di contaminante depositato sulla pelle che viene effettivamente assorbito nell'unità di tempo, dipendente dalle caratteristiche della matrice e della pelle.

Ingestione di suolo

La dose assunta attraverso l'ingestione di suolo contaminato è quantificabile con la seguente equazione (US-EPA, 1996):

$$I = \frac{C_{\text{cont}} \cdot \text{IngR}_{\text{suolo}} \cdot \text{AF}}{\text{BW}} \cdot \frac{\text{EF} \cdot \text{ED}}{\text{AT}} \quad (10)$$

dove C_{cont} è la concentrazione del contaminante nel suolo ($\text{mg kg}^{-1}_{\text{suolo}}$), $\text{IngR}_{\text{suolo}}$ rappresenta il rateo di ingestione di suolo ($\text{mg}_{\text{suolo}} \text{giorno}^{-1}$) ed AF il corrispondente fattore di assorbimento (adimensionale). La definizione del valore numerico della quantità di suolo ingerita giornalmente risulta particolarmente critica, in quanto fortemente variabile con l'età del soggetto esposto (i bambini in genere sono più esposti degli adulti), le abitudini di vita e la stagione considerata.

Catena alimentare

Per molti composti tossici persistenti, quali ad es. diossine, pesticidi, metalli e metalloidi, la catena alimentare rappresenta per l'uomo un'importante fonte di rischio se non, in alcuni casi, la principale (Hattemer-Frey e Travis, 1991).

Come già accennato, la quantificazione del trasporto e della ripartizione degli IATP nelle catene alimentari si basa, di norma, su un approccio semplificato che utilizza i coefficienti di bioconcentrazione (BCF) e biotrasferimento (BTF) (McKone et al., 1989; Hattemer-Frey e Travis, 1991): il primo è definito come il rapporto fra la concentrazione di equilibrio su base secca di un inquinante in un tessuto (vegetale o animale) e la concentrazione nel mezzo da cui esso può venire assimilato (aria, suolo, cibo); il secondo, invece, indica il rapporto fra la concentrazione in un tessuto su base secca e l'assunzione giornaliera di inquinante.

Per ciò che si riferisce ai vegetali, i processi che governano l'accumulo sono l'assunzione dal suolo attraverso le radici e dall'atmosfera attraverso le foglie.

Il quantitativo di inquinanti assunti a seguito del consumo di vegetali contaminati da utilizzarsi nella stima dell'esposizione è pertanto ricavabile tramite la seguente espressione:

$$I_{v,i} = F_{v,i} \cdot C_{v,i} \cdot Q_{v,i} = F_{v,i} \cdot (BCF_{\text{suolo-pianta},i} \cdot C_{\text{suolo}} + BCF_{\text{aria-pianta},i} \cdot C_{\text{aria}}) \cdot Q_{v,i} \quad (11)$$

dove:

$I_{v,i}$ = quantità di inquinante assunta giornalmente tramite il consumo di vegetali (mg d^{-1})

$F_{v,i}$ = frazione di vegetali provenienti dall'area contaminata rispetto al totale di quelli consumati

$C_{v,i}$ = concentrazione dell'inquinante nei vegetali ($\text{mg kg}^{-1}\text{DW}$)

$BCF_{\text{suolo-pianta},i}$ = fattore di bioconcentrazione suolo-pianta ($[\text{mg kg}^{-1}\text{DW}]/[\text{mg kg}^{-1}]$)

$BCF_{\text{aria-pianta},i}$ = fattore di bioconcentrazione aria-pianta ($[\text{mg kg}^{-1}\text{DW}]/[\text{mg kg}^{-1}]$)

C_{suolo} = concentrazione dell'inquinante nel suolo ($\text{mg kg}^{-1}_{\text{suolo}}$)

C_{aria} = concentrazione dell'inquinante nell'aria (mg m^{-3})

$Q_{v,i}$ = consumo giornaliero di vegetali (mg giorno^{-1})

L'indice "i" rappresenta le singole tipologie di prodotti consumati (ortaggi, frutta, cereali, etc.).

Generalmente, per valutare l'accumulo nei tessuti animali si ritiene più efficace l'uso del fattore di biotrasferimento (Hattemer-Frey e Travis, 1991). L'assunzione di inquinante derivante

dal consumo delle diverse tipologie di prodotti di origine animale (carni di diverso tipo, latte, uova) è pertanto calcolabile come:

$$I_{a,i} = F_{a,i} \cdot C_{,ia} \cdot Q_{a,i} = F_{a,i} \cdot (BTF \cdot Q_{totale}) \cdot Q_a \quad (12)$$

dove:

$I_{a,i}$ = quantità di inquinante assunta giornalmente (mg d^{-1})

$F_{a,i}$ = frazione del prodotto proveniente dall'area contaminata rispetto al totale di quelli consumati

$C_{a,i}$ = concentrazione dell'inquinante nel prodotto consumato ($\text{mg kg}^{-1}\text{DW}$)

BTF_i = fattore di biotrasferimento per il prodotto consumato ($\text{mg kg}^{-1}\text{DW} / \text{mg giorno}^{-1}$)

Q_{totale} = quantità totale di inquinante assunta dall'animale attraverso aria, suolo e cibo (mg giorno^{-1})

$Q_{a,i}$ = consumo giornaliero del prodotto contaminato (mg giorno^{-1}),
con l'indice "i" che rappresenta ciascuno dei diversi prodotti consumati.

5.2.4 La relazione dose-risposta

In una procedura di valutazione del rischio risulta fondamentale l'identificazione delle conseguenze avverse che l'esposizione ad una certa sostanza può provocare alla salute umana.

In generale, per tossicità di una sostanza si intende la proprietà intrinseca di esercitare effetti negativi sull'organismo attraverso l'interazione con il metabolismo, in relazione alla dose, alla durata e alle modalità con cui la sostanza viene a contatto con l'organismo stesso. Questi effetti possono essere di vario tipo: un elenco completo è presente nel "Toxic Substances Control Act", approvato nel 1976 dal Congresso degli Stati Uniti.

In termini generali, gli effetti tossici possono essere riassunti in:

- effetti acuti, se si manifestano entro un breve lasso di tempo in seguito ad un'esposizione elevata;
- effetti cronici e subcronici, se si manifestano dopo un periodo lungo, in seguito a esposizioni di limitata entità ma protratte nel tempo

Dal punto di vista tossicologico le sostanze vengono distinte a seconda della natura degli effetti provocati nel seguente modo (Scalvini, 1993):

- sostanze tossiche: inducono lesioni alle cellule dell'organismo modificando così le funzioni di organi e apparati;
- sostanze cancerogene: provocano la formazione di tumori;
- sostanze mutagene: modificano il patrimonio genetico delle cellule, inducendo alterazioni cellulari stabili e ereditabili;
- sostanze teratogene: provocano l'alterazione di un evento evolutivo tipico dell'embrione o del feto, che si manifesta in malformazioni di varia entità.

I dati utilizzati per determinare l'entità dell'effetto lesivo in relazione alla dose e per ricavare quindi la funzione che descrive la curva dose-risposta derivano da:

- studi epidemiologici: basandosi su un campione molto grande di popolazione, analizzano le forme di esposizione a bassi livelli di inquinante e cercano le correlazioni statistiche tra livelli di inquinamento ed effetti sanitari indesiderati rilevati;
- studi tossicologici: sono costituiti da test di laboratorio condotti su gruppi di animali (studi in vivo), sui quali è possibile imporre dosi crescenti di contaminanti attraverso vie diverse e

rilevare gli effetti che si determinano, oppure su determinate colture cellulari (studi in vitro) con lo scopo di evidenziare non solo la presenza di effetti avversi, ma anche il meccanismo d'azione di un tossico.

Inquinanti non cancerogeni

L'effetto delle sostanze non cancerogene è descritto da una curva dose-risposta in genere di tipo non lineare, caratterizzata dall'esistenza di una soglia minima di non risposta o di non effetto, al di sotto della quale non si verificano effetti avversi per la salute (Fig. 5.5).

Per queste sostanze, attraverso apposite sperimentazioni vengono determinati i valori dei seguenti parametri:

- NOEL (No Observed Effect Level): dose massima di sostanza somministrabile giornalmente senza la comparsa di aumenti statisticamente o biologicamente significativi nella frequenza o gravità di effetti rispetto ad un gruppo di controllo ($\text{mg kg}^{-1}_{\text{peso corporeo}} \text{giorno}^{-1}$)
- NOAEL (No Observed Adverse Effect Level): dose massima di sostanza somministrabile giornalmente senza la comparsa di aumenti statisticamente o biologicamente significativi nella frequenza o gravità di effetti avversi rispetto ad un gruppo di controllo ($\text{mg kg}^{-1}_{\text{peso corporeo}} \text{giorno}^{-1}$)
- LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level): dose minima di sostanza somministrabile giornalmente con la comparsa di aumenti statisticamente o biologicamente significativi nella frequenza o gravità di effetti avversi rispetto ad un gruppo di controllo ($\text{mg kg}^{-1}_{\text{peso corporeo}} \text{giorno}^{-1}$)

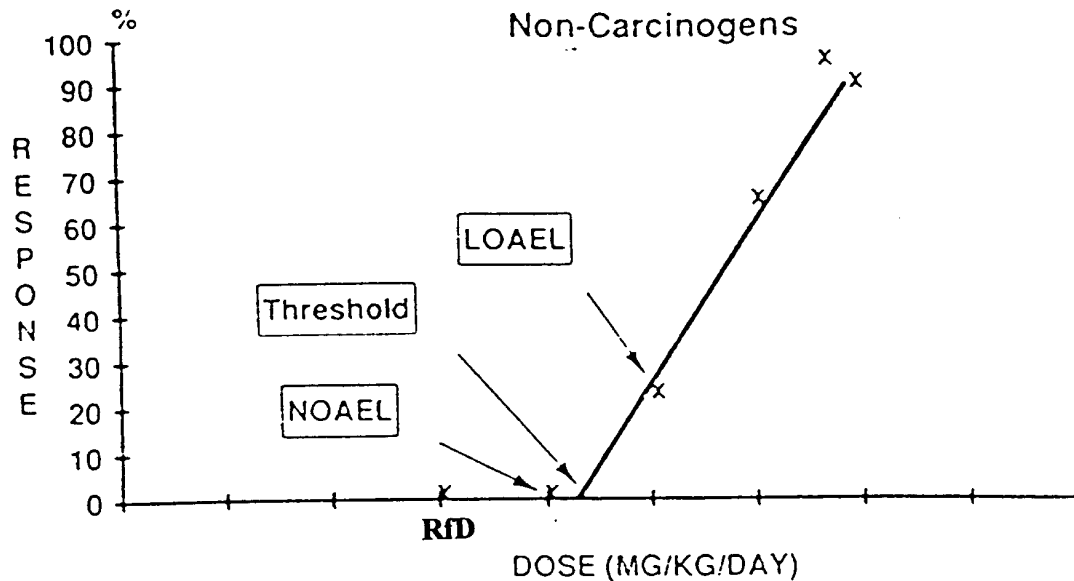
Questi parametri vengono estrapolati all'uomo, utilizzando opportuni coefficienti di sicurezza che tengono conto di tutti i possibili errori connessi all'estrapolazione stessa.

Viene così definita, in base al NOAEL dell'inquinante considerato, la Reference Dose (RfD), che indica la dose a cui un uomo può essere esposto giornalmente senza che intervengano effetti dannosi per la sua salute:

$$RfD = \frac{NOAEL}{UM \cdot UF} \quad (13)$$

dove UF e MF sono fattori correttivi legati ad incertezze dello studio da cui il NOAEL proviene (US-EPA, 1989).

Figura 5.5: Definizione delle dosi di riferimento (RfD) per inquinanti non cancerogeni mediante i dati di tossicità su animali



Inquinanti cancerogeni

In generale, sebbene non sia stato ancora provato con certezza, per i composti cancerogeni si ipotizza, per cautela, l'assenza di una soglia minima di non effetto, nel senso che qualsiasi esposizione, per quanto piccola, contribuisce all'incremento della frequenza di comparsa di malattie tumorali che già esistono e che colpiscono la popolazione con una loro frequenza naturale.

In generale, due sono i problemi principali che si incontrano nella valutazione della relazione dose-risposta:

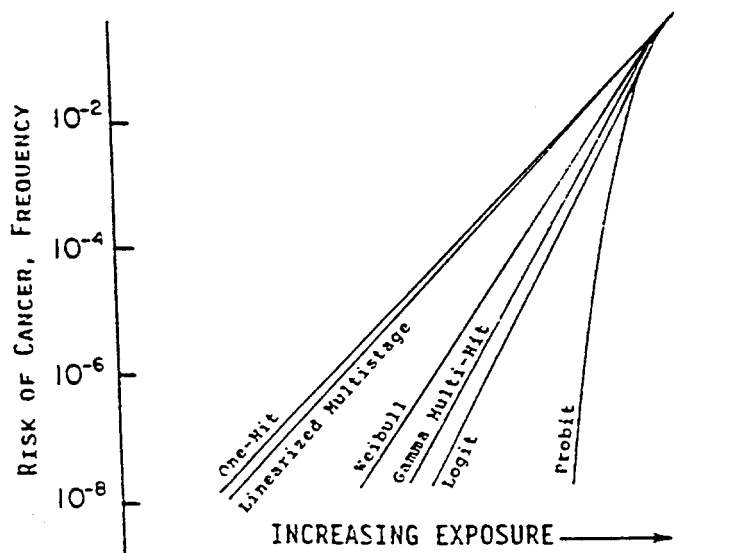
- l'estrapolazione dei risultati degli studi condotti sugli animali agli esseri umani;
- l'estrapolazione alle basse dosi dei risultati sperimentali ottenuti con alte dosi.

Infatti sia gli studi epidemiologici che quelli tossicologici richiedono dosi più alte rispetto a quelle che normalmente si riscontrano nell'ambiente e, di conseguenza, risulta necessario elaborare modelli che estrapolino i risultati fino ai valori di dose più bassi. Non si tratta di modelli biologici, ma di proiezioni matematiche dei dati disponibili di dose-risposta alle alte dosi nella zona di bassissime dosi, in cui l'andamento delle curve può essere ipotizzato solo teoricamente.

L'utilizzo dei modelli comporta un notevole margine di incertezza, a causa dell'impossibilità di tener conto di tutti i fattori biologici che modificano la risposta di una sostanza ai bassi livelli e delle variazioni con l'organo bersaglio considerato nel fenomeno degenerativo.

Molti di questi modelli forniscono risultati simili per il campo delle alte dosi (Fig. 5.6); alle basse dosi le funzioni, pur mantenendo un andamento simile al lineare, forniscono previsioni del rischio di cancro anche notevolmente diverse, da cinque a otto ordini di grandezza (Paustenbach, 1989).

Figura 5.6: Confronto fra le previsioni di rischio di cancerogenesi alle basse dosi per diversi modelli dose-risposta (Paustenbach, 1989)



Nel sistema considerato nel presente lavoro, come suggerito dall'US-EPA per le stime di rischio, si assume una relazione dose-risposta di tipo lineare (US-EPA, 1989): l'unico parametro considerato è il cancer potency (CP), corrispondente alla pendenza della retta nel piano dose-risposta, definito come il rischio di cancro ai bassi dosaggi derivante dall'assunzione giornaliera per tutta la vita di una dose unitaria di sostanza.

I cancer potency sono normalmente calcolati come limite superiore dell'intervallo di confidenza al 95% dei risultati di una interpolazione dei dati sperimentali con la funzione multistadio linearizzato; si utilizza questo modello perché generalmente fornisce i risultati più conservativi (US-EPA, 1989).

L'US-EPA, utilizzando i risultati di studi sia epidemiologici sia tossicologici, propone la classificazione in gruppi per sostanze presunte cancerogene riportata in Tab. 5.1.

Tabella 5.1 Classificazione in gruppi di sostanze presunte cancerogene (US-EPA 1986, 1996)

CLASSIFICAZIONE 1986	CLASSIFICAZIONE 1996
conosciuto/probabile	A: cancerogeno per l'uomo (sufficiente evidenza negli esseri umani) B ₁ : probabile cancerogeno per l'uomo (limitata evidenza per gli esseri umani e sufficiente evidenza per gli animali) B ₂ : probabile cancerogeno per l'uomo (inadeguata evidenza per gli esseri umani e sufficiente evidenza per alcuni animali)
non determinabile	C: possibile cancerogeno per l'uomo (limitata o equivoca evidenza in animali in assenza di dati sugli esseri umani) D: non classificabile come cancerogeno per l'uomo (dati inadeguati o nessun dato disponibile)
non probabile	E: nessuna evidenza di cancerogenicità per l'uomo ed evidenza negativa in almeno due specie animali

5.2.5 La stima del rischio

Per i composti non cancerogeni, la valutazione del rischio può essere condotta confrontando la dose assunta con la dose di riferimento considerata accettabile.

Viene definito l'indice di pericolo come:

$$HQ = \frac{Dose}{RfD} \quad (14)$$

dove

HQ= indice di pericolo (hazard quotient)

Dose = dose media giornaliera ($\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$)

RfD= reference dose ($\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$)

Esiste un rischio quando l'indice di pericolo risulta maggiore di 1.

Per i composti cancerogeni, invece, il rischio è calcolato con la relazione:

$$R = Dose \cdot CP \quad (15)$$

dove:

R = rischio individuale, corrispondente all'incremento di probabilità che nel soggetto stesso si manifesti un fenomeno canceroso (1 caso di cancro ogni 10^n esposti)

Dose = dose media giornaliera ($\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$)

CP = cancer potency ($1/\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$)

Nel caso in cui un individuo sia esposto ad una miscela di sostanze tossiche, è necessario valutare le possibilità di interazione fra più composti tossici; si possono individuare diverse tipologie di effetti (Vismara, 1992):

- sinergici: accentuazione dell'effetto tossico di una sostanza in presenza di altre;
- antagonisti: diminuzione dell'effetto tossico di una sostanza in presenza di altre;
- indifferenti: azione indipendente e non interagente delle singole sostanze in termini di azioni registrate;
- additivi: azione quantitativamente additiva e equivalente delle diverse sostanze.

Nel campo delle basse o bassissime dosi, come suggerito da diversi modelli teorici del processo di cancerogenesi, l'EPA consiglia di utilizzare l'ipotesi di additività degli effetti: per i composti non cancerogeni, si sommano gli effetti dei composti che agiscono sullo stesso organo bersaglio o attraverso uno stesso meccanismo di azione; per i composti cancerogeni, il rischio complessivo è dato dalla somma dei rischi derivanti dalla presenza di ogni singola sostanza (US-EPA, 1993). Tale approccio è utilizzato anche nel caso del presente lavoro.

5.3 Applicazione dell'analisi di rischio alle emissioni di IATP dell'impianto di termodistruzione di Trezzo sull'Adda

5.3.1 Inquadramento generale

Il presente studio è volto a valutare il rischio per la salute umana derivante dall'esposizione alle emissioni di inquinanti atmosferici tossici e persistenti (IATP) dall'impianto di termodistruzione di rifiuti di Trezzo sull'Adda.

La valutazione è stata condotta con riferimento agli IATP che costituiscono tipicamente l'oggetto delle stime di rischio per le attività di termodistruzione, in virtù della tossicità e dei livelli di emissione caratteristici: cadmio e diossine per i composti cancerogeni, piombo e mercurio per quelli non cancerogeni.

Le caratteristiche dell'impianto e i valori di emissione degli inquinanti oggetto del studio sono riportati in Tabella 5.2. E' da sottolineare che per il calcolo delle emissioni degli inquinanti in esame si è fatto riferimento ai valori delle concentrazioni limite di legge (DM 503/97).

Tabella 5.2: Dati di funzionamento dell'impianto nei due regimi di esercizio

	Unità di misura	Pieno carico	Carico ridotto
Longitudine UTM fuso 32	m	539450 E	
Latitudine UTM fuso 32	m	5048837 N	
Linee	-	2	
Potenzialità per linea	t/d	250	200
Altezza camino	m	100	
Diametro camino	m	1.6	
Velocità fumi in uscita	m/s	17.18	13.24
Temperatura fumi in uscita	°C	110	110
PCDD/F (I-TEQ)	g/s	2.23E-09	1.89°-09
Cd	g/s	1.11°-03	9.44E-04
Hg	g/s	1.11°-02	9.44°-03
Pb	g/s	1.11E-03	9.44°-04

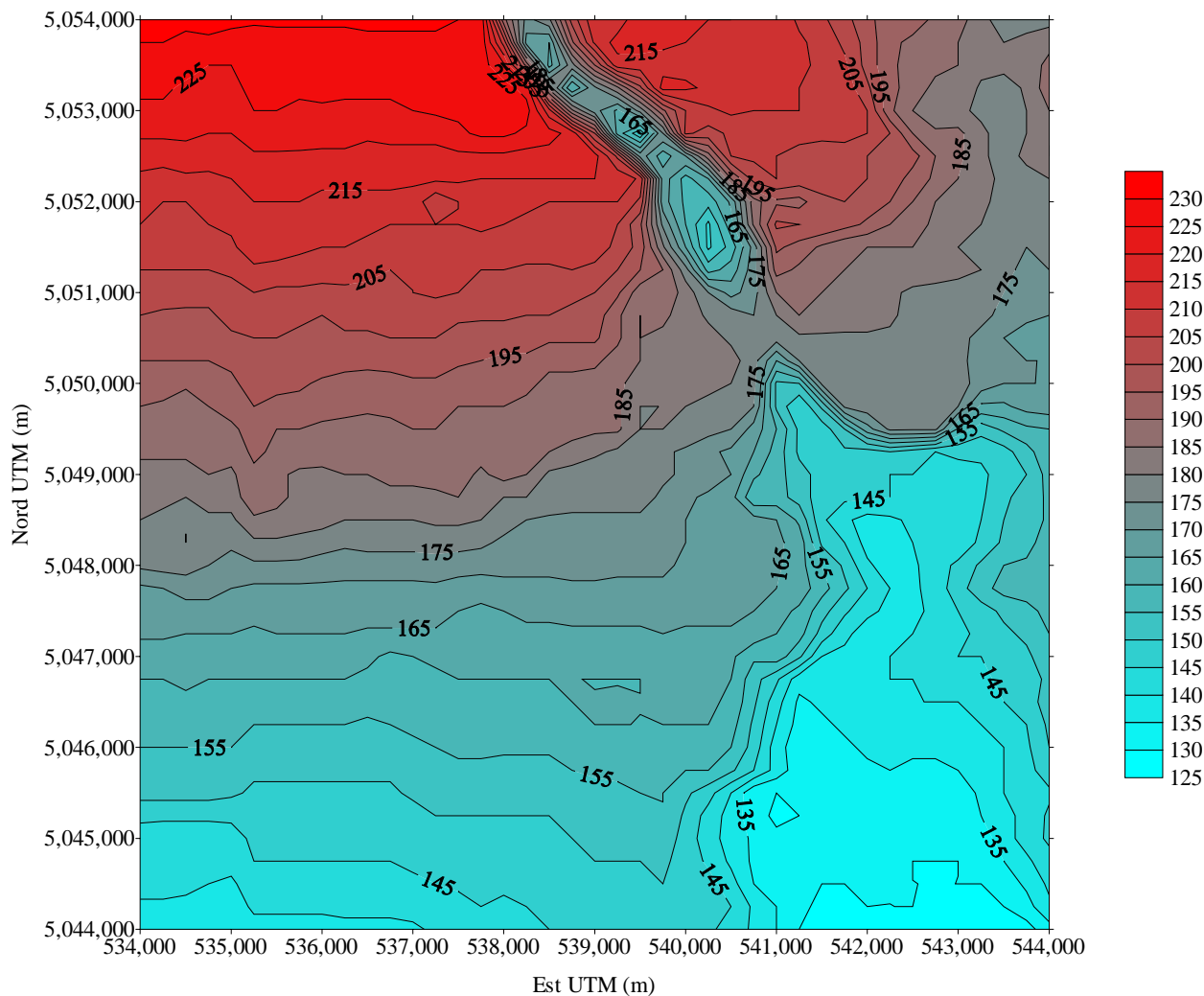
L'area considerata nello studio è un quadrato di 10*10 km, approssimativamente centrato sull'impianto (Figura 5.7), disaggregato in un grigliato cartesiano ortogonale costituito da 1681 maglie quadrate di 250 m di lato.

Figura 5.7: Area di indagine



L'orografia della zona in esame è riportata in Figura 5.8: l'area è caratterizzata dalla presenza della Valle dell'Adda, che la attraversa da N a SE; sono assenti sistemi orografici importanti e l'altimetria degrada dolcemente da NW a SE, passando da circa 230 a 125 m.

Figura 5.8: Orografia dell'area di studio



5.3.2 Analisi territoriale

Alla luce di quanto precedentemente illustrato, appare evidente l'importanza di un'analisi territoriale quanto più possibile dettagliata nell'area di indagine. Tale analisi ha previsto lo svolgimento delle seguenti attività:

1. Pianificazione operazioni e individuazione strumenti per l'elaborazione delle informazioni cartografiche.

Dall'esame dei risultati richiesti l'approccio migliore è apparso l'utilizzo di un GIS (Geographical Information Sistem) per operare su una base cartografica digitalizzata. In particolare si è scelto di impiegare il pacchetto software ArcView in ragione della sua elevata flessibilità e della sua ampia diffusione.

Per l'elaborazione dei dati relativi a popolazione e allevamento si è preferito operare direttamente con un foglio elettronico Excel, che consente l'utilizzo di strumenti matematici direttamente sulle informazioni in tabella. I dati così rappresentati, inoltre, possono essere resi subito disponibili per l'impiego nel modello di stima del rischio.

Per la definizione dei riquadri omogenei (250 m X 250 m) cui assegnare i valori è stato stabilito di creare una griglia da sovrapporre alla cartografia in uso.

2. Individuazione e raccolta della cartografia necessaria, al più alto livello di definizione utile.

Le informazioni cartografiche funzionali allo svolgimento del lavoro comprendevano in primo luogo la Cartografia Tecnica Regionale (CTR) 1:10.000, al fine di localizzare l'area di studio, e in secondo luogo una base informativa atta a definirne l'uso del suolo. Per quanto concerne la CTR, il reperimento è stato effettuato tramite richiesta al Centro Elaborazione Dati Architettura (CEDAR) del Politecnico di Milano. In relazione all'uso del suolo si è provveduto a valutare la cartografia informatizzata disponibile presso il Sistema Informativo Territoriale della Regione Lombardia. In particolare la scelta è ricaduta sulla Base Informativa Ambientale della Pianura in scala 1:25.000 sviluppata dalla Ente Regionale di Sviluppo Agricolo della Lombardia (ERSAL). L'elaborato in questione è stato realizzato attraverso fotointerpretazione di foto aeree in bianco e nero relative al volo regionale del 1994.

3. Creazione di una griglia georeferenziata a maglie indipendenti in riferimento all'area di applicazione.

Per la creazione della griglia sono stati caricati nel GIS i raster georeferenziati relativi alle aree di interesse. Quindi, tramite le coordinate UTM, si è individuata l'origine della griglia e gli assi principali della stessa. In seguito questi ultimi (georeferenziati tramite ArcView) sono stati esportati su CAD, dove si è provveduto a sviluppare materialmente una griglia con maglie a intervalli regolari di 250 m. Una volta riportata sul GIS, è stato possibile associare ad ogni singolo elemento della griglia una tabella contenente i dati relativi alla sua localizzazione in coordinate UTM, il nome del comune di appartenenza, l'uso del suolo prevalente e un'indicazione relativa allo stato di aggiornamento.

4. Elaborazione cartografia digitale tesa ad evidenziare i confini amministrativi dei singoli comuni presenti nell'area.

Per individuare le aree relative ai singoli comuni è stato necessario elaborare le informazioni della cartografia CTR attraverso l'uso di ArcView. In particolare è stato creato un nuovo shape-file lineare tramite la digitalizzazione dei confini amministrativi dei comuni appartenenti all'area di interesse.

5. Individuazione degli ambiti comunali dell'area e raccolta dati ad essi relativi.

Gli ambiti comunali emersi dall'analisi dell'area interessata comprendono i comuni già elencati nel rapporto del CESI, vale a dire: Basiano, Bottanuco, Brembate, Busnago, Capriate S. Gervasio, Fara Gera d'Adda, Grezzago, Pozzo d'Adda, Trezzano Rosa, Trezzo d'Adda, Vaprio d'Adda.

Inoltre si sono evidenziati i seguenti comuni con parte del territorio incluso nell'area di interesse: Bellusco, Cambiago, Canonica d'Adda, Cassano d'Adda, Cavenago di Brianza, Cornate d'Adda, Filago, Gessate, Inzago, Masate, Mezzago, Pontirolo Nuovo, Roncello.

Per ognuno di essi i dati necessari alla creazione del database relativo alle maglie della griglia consistono in popolazione e superficie totale. In aggiunta, ove possibile, sono state raccolte le informazioni concernenti l'allevamento, onde formare un quadro generale sullo stato e sulla diffusione di bestiame ad uso alimentare nella zona.

Per quanto concerne i dati su popolazione e superficie si è ricorsi ai dati ISTAT aggiornati al 31 dicembre 1999. Questo al fine di avere dati omogenei ancorché ad un livello di aggiornamento sufficiente per la significatività del modello.

In relazione all'allevamento sono stati richiesti i dati relativi ai comuni dell'area presenti nel rapporto CESI. Le informazioni maggiormente significative sono apparse quelle riferite al 5° censimento generale dell'agricoltura 2000. Infatti, benché non ancora

pubblicate, grazie alla disponibilità della maggior parte delle amministrazioni locali è stato possibile raccogliere direttamente presso i singoli uffici comunali.

6. Ridefinizione della legenda della cartografia a disposizione in funzione delle caratteristiche operative del modello di stima del rischio.

Al fine di avere i dati relativi all'uso del suolo in forma tale da essere immediatamente utilizzabile dal modello di stima del rischio, è stato necessario operare una ridefinizione della legenda utilizzata dalla cartografia ERSAL. Il processo di ridefinizione è stato condotto a partire dalle caratteristiche comuni alle diverse tipologie all'interno delle legende, e ha comportato nella pratica l'accorpamento di sottoclassi presenti nella cartografia ERSAL in classi definite da un valore numerico ed una breve descrizione indicativa.

7. Operazioni di assegnamento dei dati riferiti all'uso del suolo prevalente a ciascun elemento della griglia.

I dati relativi all'uso del suolo sono stati localizzati tramite sovrapposizione digitale della cartografia della Base Informativa Ambientale della Pianura con la Carta Tecnica Regionale. Quindi, per visualizzare le maglie da informatizzare, è stato sovrapposto all'unione delle due lo shape-file della griglia georeferenziata. Onde riportare le informazioni relative al comune di appartenenza è stato aggiunto altresì lo shape-file dei confini amministrativi.

Attraverso l'esame dei singoli elementi della griglia si è provveduto ad inserire nelle tabelle corrispondenti i valori di uso del suolo prevalente e comune di appartenenza.

8. Estrazione dati in formato .dbf e trasposizione in formato .xls.

9. Completamento delle informazioni attraverso l'elaborazione e l'immissione dei dati riferiti ai singoli comuni.

Le informazioni relative alle singole maglie dell'area comprendevano, a questo punto:

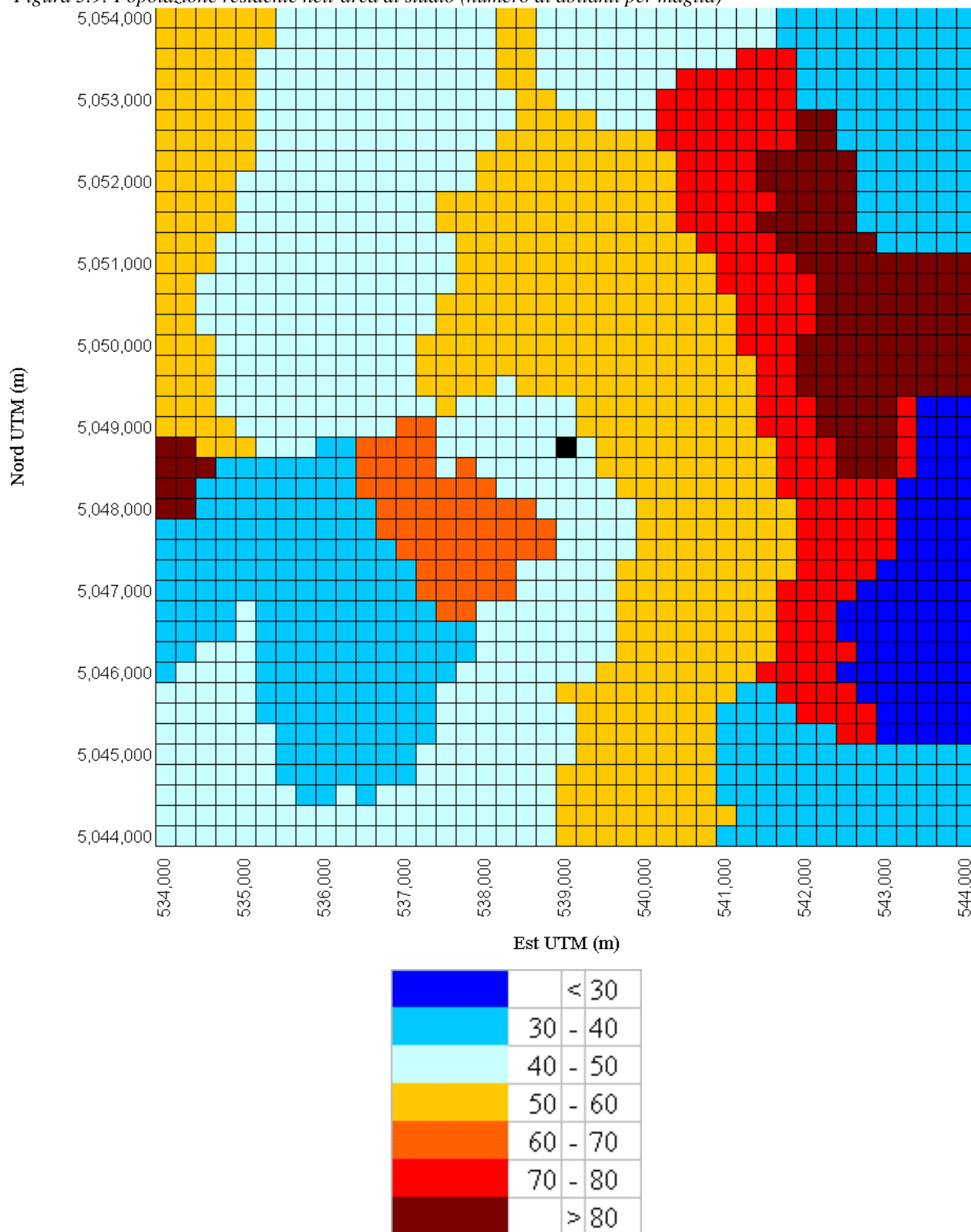
- georeferenziazione in coordinate UTM attraverso l'indicazione di ascisse e ordinate di un punto all'interno della maglia;
- uso del suolo prevalente nella maglia definito attraverso un numero compreso tra 1 e 14;
- nome del comune di appartenenza della maglia;
- indicazione dello stato di aggiornamento della maglia.

Il completamento delle informazioni implicava l'aggiunta in ogni maglia della popolazione e dei capi di bestiame presenti. Questa fase ha comportato un processo di elaborazione sui valori in possesso. Per quanto concerne la popolazione si è deciso di calcolarne la distribuzione media su ogni singolo territorio comunale, basandosi sui dati riferiti agli abitanti del comune stesso. Quindi è stata calcolata e assegnata ad ogni maglia una quota-parte a seconda della sua localizzazione.

La distribuzione dei capi di bestiame sul territorio è stata derivata mediante estrapolazione a partire dal campione a disposizione.

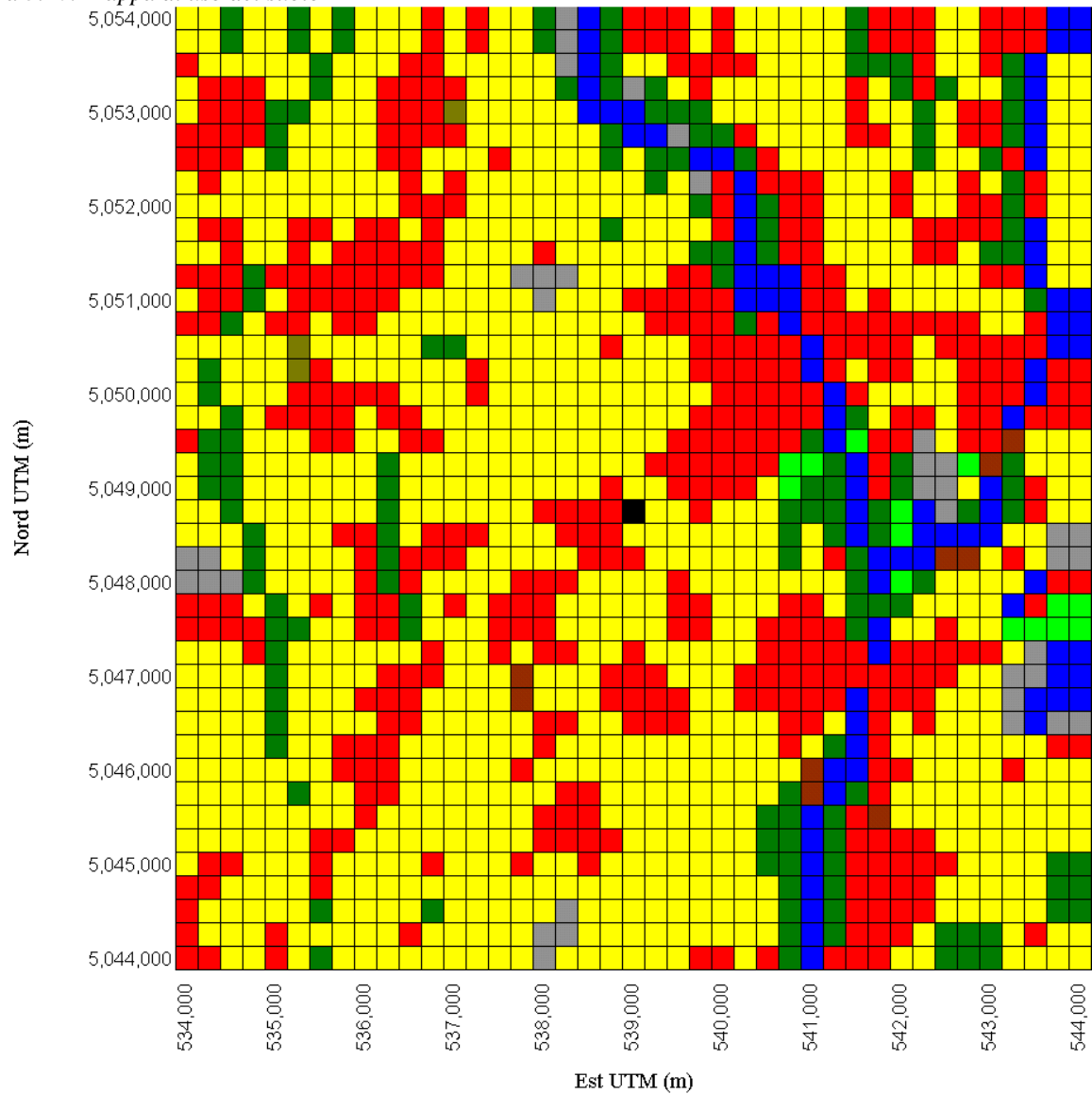
La popolazione complessiva residente nell'area di studio, ricavata dai dati comunali disponibili è pari a 82100 abitanti, corrispondenti a poco meno dell'1 % del totale regionale. Il dato complessivo disponibile a livello comunale è stato disaggregato sulla base della frazione percentuale di territorio di ogni comune compreso all'interno delle singole maglie in cui è stata suddivisa l'area di studio: la distribuzione così ottenuta è riportata in Figura 5.9.




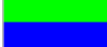


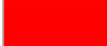

Figura 5.9: Popolazione residente nell'area di studio (numero di abitanti per maglia)



Per la tipologia di uso del suolo prevalente in ogni singola maglia si è fatto riferimento alla mappa di uso del suolo della Regione, ottenuta elaborando i dati ISTAT relativi al Censimento dell'Agricoltura più recente (1990) che ne classifica l'utilizzo in 14 distinte tipologie, di cui 12 presenti nell'area di studio

Figura 5.10: Mappa di uso del suolo



	Seminativo
	Legnose agrarie
	Pioppeti - Boschi di latifoglie e resinose
	Prato pascolo
	Acqua
	Incolto - Area sterile
	Cave
	Urbanizzato - Aree in trasformazione

5.3.3 Trasporto e diffusione nei comparti ambientali

Concentrazioni in atmosfera

Per quanto riguarda la valutazione delle concentrazioni in atmosfera, sono stati acquisiti i risultati delle elaborazioni condotte dal CESI e riportate nello "Studio sulle deposizioni annue al suolo degli inquinanti emessi dall'impianto di Termovalorizzazione RSU di Trezzo sull'Adda" (CESI, 2000): la simulazione delle concentrazioni attese come contributo dell'impianto è stata effettuata con il modello ISC3 in versione short-term (US-EPA, 1995).

Nelle tabelle 5.3, 5.4 e 5.5 sono riportati i valori medi e massimi delle concentrazioni in atmosfera a livello del suolo per gli inquinanti oggetto dello studio: in particolare le tabelle 5.3 e 5.4 fanno riferimento alle due condizioni di funzionamento previste, cioè pieno carico (500 t/d) per i primi 8 anni e carico ridotto (400 t/d) per i 12 successivi, mentre in tabella 5.5 sono riportati di valori di concentrazione mediati sull'intero periodo di esercizio atteso per l'impianto. I valori più elevati di concentrazione in atmosfera a livello del suolo sono attesi nella zona a Nord dell'impianto (il massimo ricade nella maglia di coordinate 539250 E e 5049750 N).

Tabella 5.3: Concentrazioni massime e medie in atmosfera a livello del suolo attribuibili alle emissioni dell'impianto considerato (pieno carico)

Inquinante	Concentrazione massima ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Concentrazione media nell'area di studio ($\mu\text{g m}^{-3}$)
PCDD/F (I-TEQ)	1.10 ⁻¹⁰	3.79 ⁻¹¹
Cadmio	5.50 ⁻⁰⁵	1.89 ⁻⁰⁵
Piombo	5.50 ⁻⁰⁴	1.89 ⁻⁰⁴
Mercurio	5.50 ⁻⁰⁵	1.89 ⁻⁰⁵

Tabella 5.4: Concentrazioni massime e medie in atmosfera a livello del suolo attribuibili alle emissioni dell'impianto considerato (carico ridotto)

Inquinante	Concentrazione massima ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Concentrazione media nell'area di studio ($\mu\text{g m}^{-3}$)
PCDD/F (I-TEQ)	1.12 ⁻¹⁰	3.74 ⁻¹¹
Cadmio	5.61 ⁻⁰⁵	1.87 ⁻⁰⁵
Piombo	5.61 ⁻⁰⁴	1.87 ⁻⁰⁴
Mercurio	5.61 ⁻⁰⁵	1.87 ⁻⁰⁵

Tabella 5.5: Concentrazioni massime e medie in atmosfera a livello del suolo attribuibili alle emissioni dell'impianto considerato (valore media su 20 anni di funzionamento dell'impianto)

Inquinante	Concentrazione massima ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Concentrazione media nell'area di studio ($\mu\text{g m}^{-3}$)
PCDD/F (I-TEQ)	1.11 ⁻¹⁰	3.76 ⁻¹¹
Cadmio	5.56 ⁻⁰⁵	1.88 ⁻⁰⁵
Piombo	5.56 ⁻⁰⁴	1.88 ⁻⁰⁴
Mercurio	5.56 ⁻⁰⁵	1.88 ⁻⁰⁵

Nelle seguenti figure vengono riportate le distribuzioni delle concentrazioni in atmosfera stimate per PCDD/F (I-TEQ), Cd, Pb e Hg su 20 anni di esercizio dell'impianto.

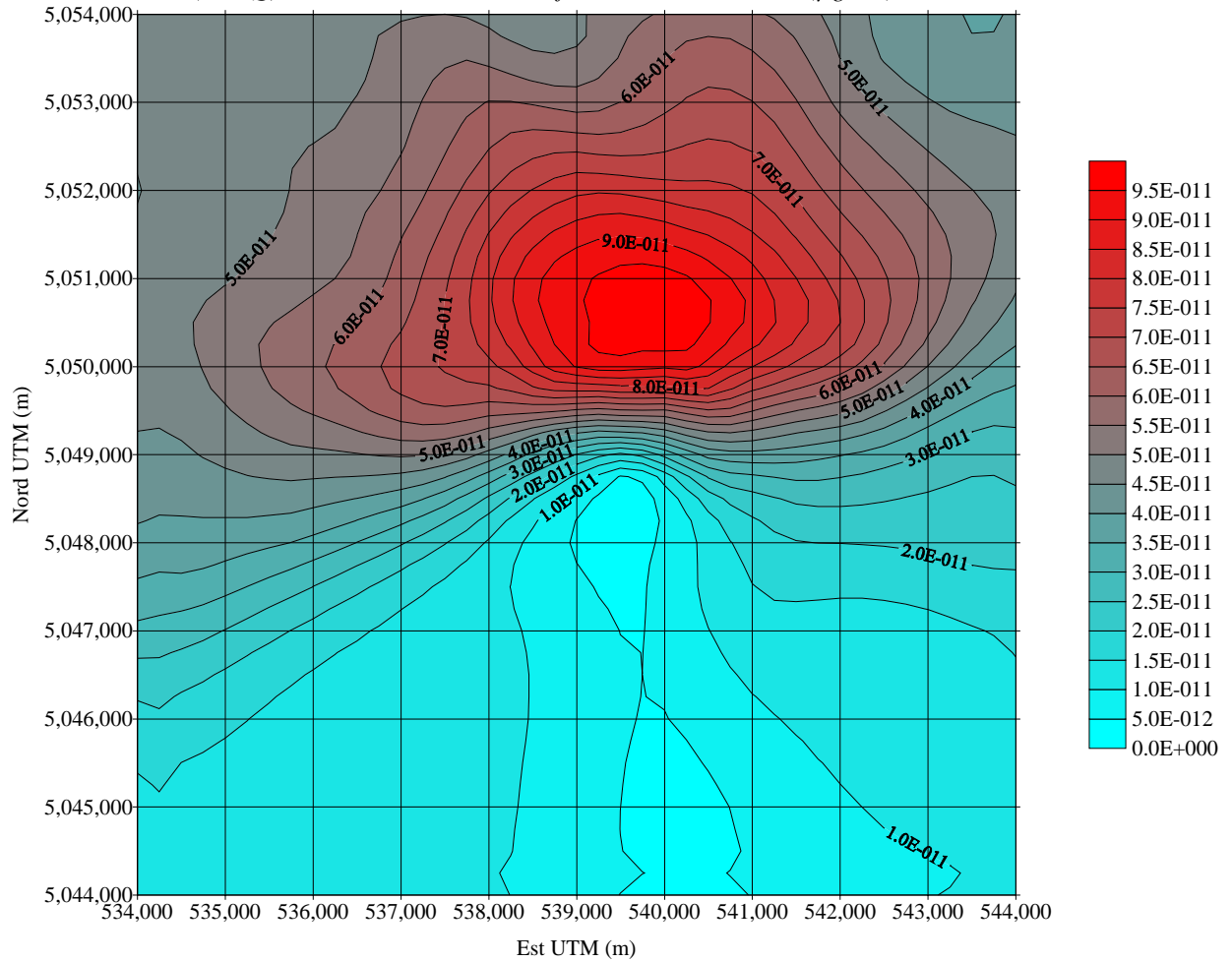
Figura 5.11: PCDD/F (I-TEQ) - Concentrazioni in atmosfera al livello del suolo ($\mu\text{g m}^{-3}$)

Figura 5.12: Cadmio - Concentrazioni in atmosfera al livello del suolo ($\mu\text{g m}^{-3}$)

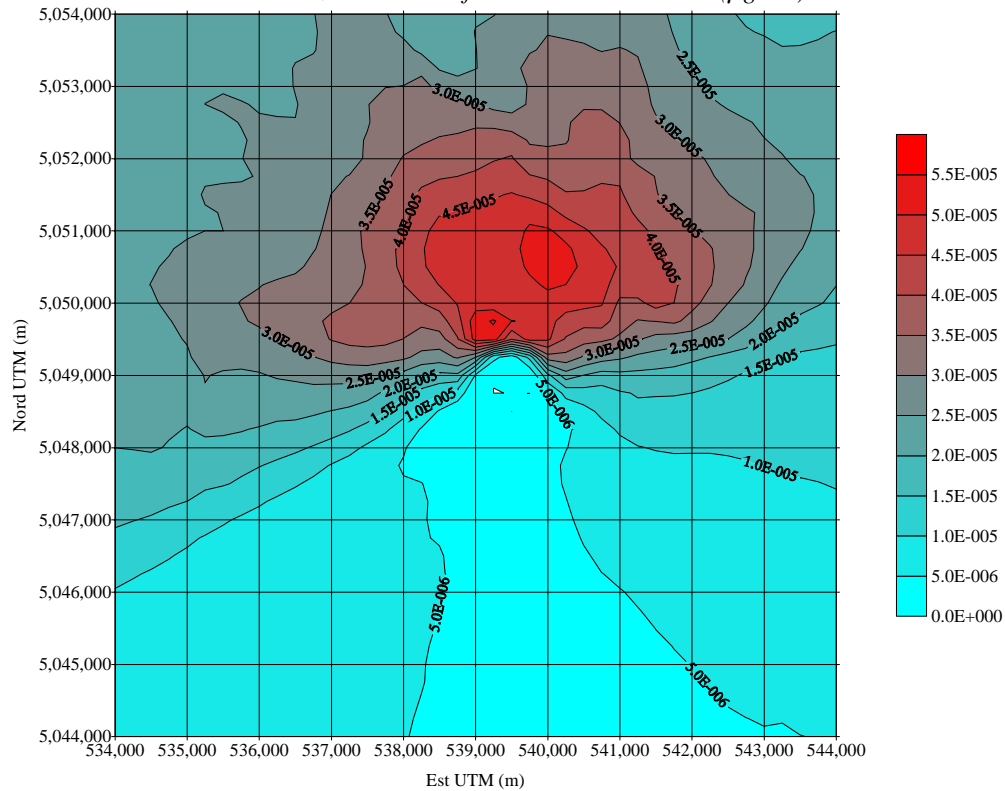


Figura 5.13: Piombo - Concentrazioni in atmosfera al livello del suolo ($\mu\text{g m}^{-3}$)

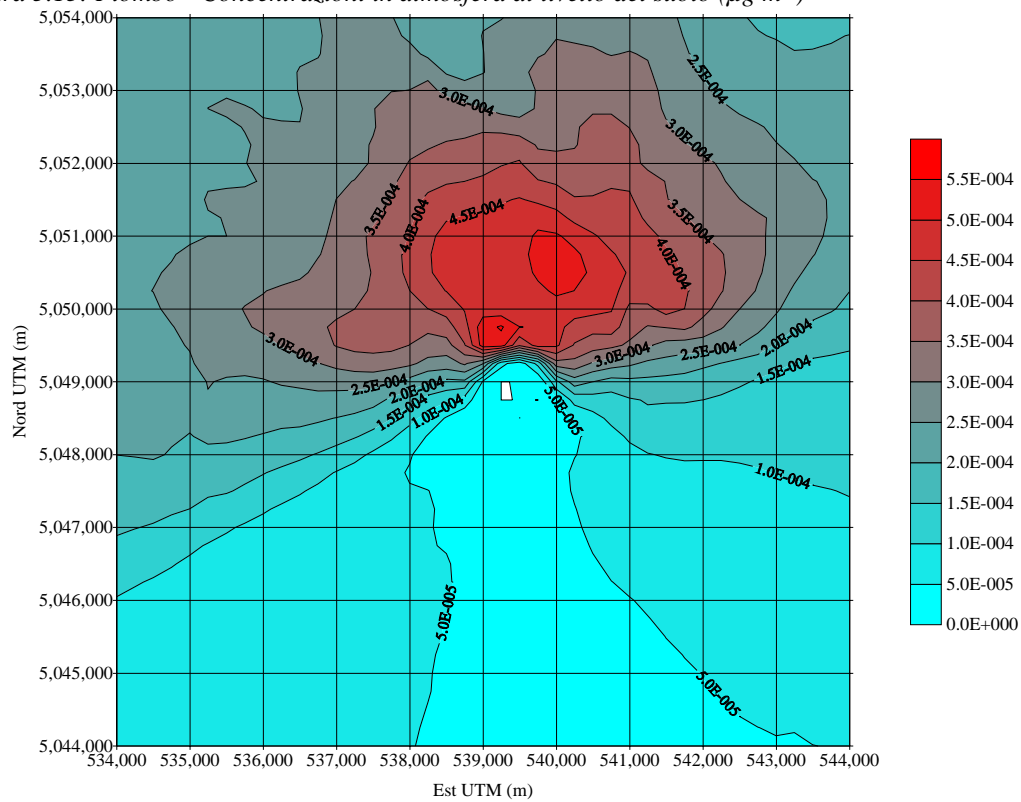
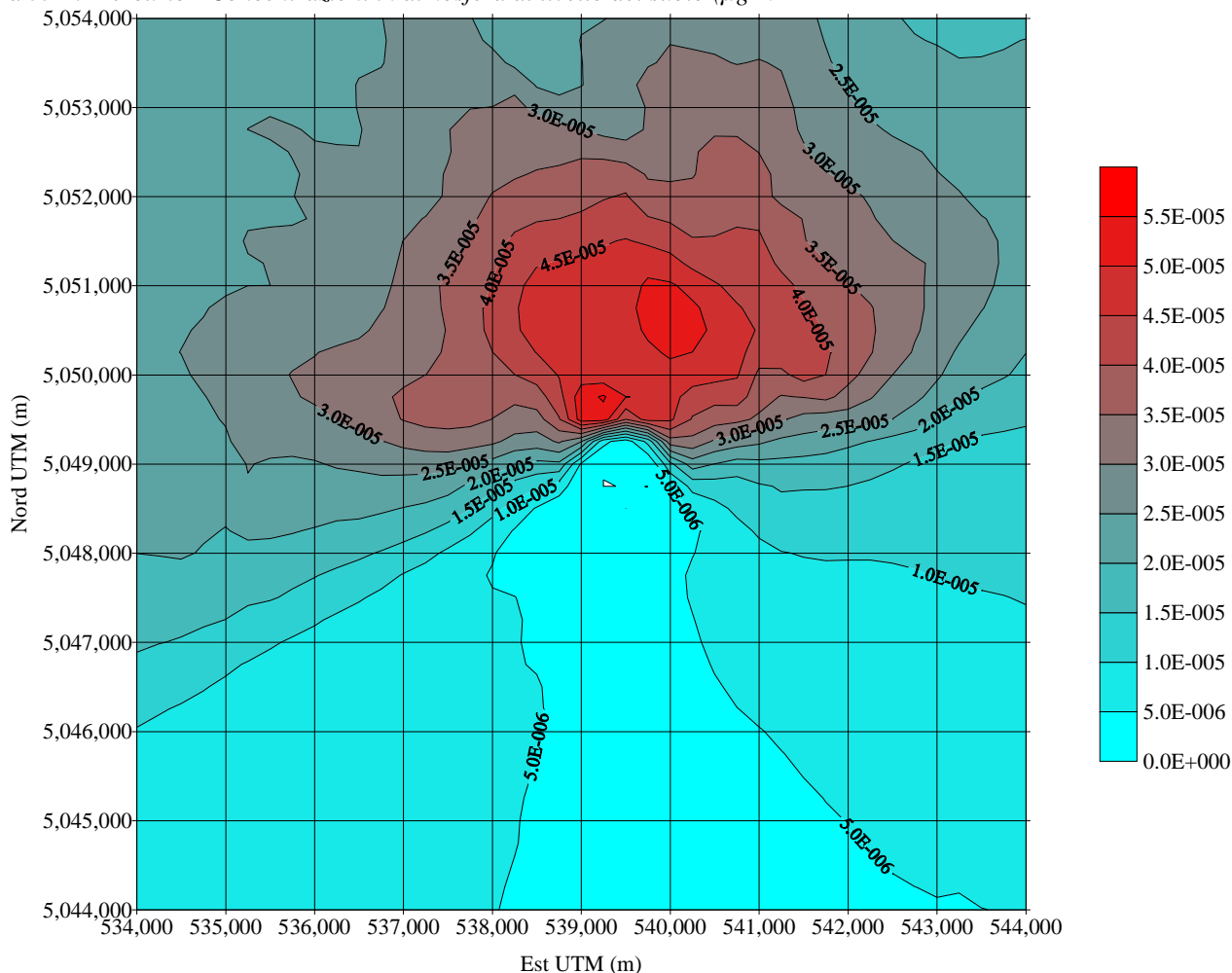


Figura 5.14: Mercurio - Concentrazioni in atmosfera al livello del suolo ($\mu\text{g m}^{-3}$)

Deposito al suolo

La metodologia di valutazione della deposizione secca, note le concentrazioni in atmosfera, si basa sulla velocità di deposizione, funzione della granulometria del materiale particolato (che veicola gran parte della massa degli inquinanti emessi), delle caratteristiche meteorologiche dell'area in esame e del tipo di superficie considerata.

In mancanza di dati specifici, utilizzando un approccio conservativo ai fini dell'analisi di rischio, si è ipotizzato che diossine, cadmio e piombo vengano emessi completamente adsorbiti sul particolato, mentre il mercurio sia totalmente emesso in fase vapore.

Per stimare il deposito totale di diossine, cadmio e piombo si è quindi fatto riferimento al deposito totale di polveri stimato dallo studio del CESI, riscalato sui valori di emissione di ciascun inquinante.

Per il mercurio, che si assume emesso totalmente in fase gassosa a causa dell'elevata volatilità, il deposito secco è stato stimato ipotizzando una velocità di deposizione pari a 1 cm/s, mentre il deposito umido è stato calcolato utilizzando un rapporto di washout pari a 100000 e una piovosità media annuale di 853 mm di relativa alla stazione di Agrate Brianza (CESI, 2000).

Il deposito e la concentrazione nel suolo sono stati stimati anche per il mercurio, anche se in realtà per questo inquinante i percorsi indiretti non forniscono alcun contributo all'esposizione ed al rischio nell'ambito degli scenari di esposizione considerati in questo studio. L'unico percorso

indiretto rilevante per questo metallo risulta infatti essere quello della catena alimentare acquatica, ritenuto trascurabile nell'ambito dell'area territoriale esaminata.
I depositi totali stimati sono riassunti nelle tabelle 5.6-8.

Tabella 5.6: Depositi massimi e medi al suolo (regime di pieno carico)

Inquinante	Deposito massimo (mg/m ² /anno)	Deposito medio nell'area di studio (mg/m ² /anno)
PCDD/F (I-TEQ)	2.43°-06	3.17°-08
Cadmio	1.21°+00	1.59°-02
Piombo	1.21°+01	1.59°-01
Mercurio	2.20°-02	7.58°-03

Tabella 5.7: Depositi massimi e medi al suolo (regime di carico ridotto)

Inquinante	Deposito massimo (mg/m ² /anno)	Deposito medio nell'area di studio (mg/m ² /anno)
PCDD/F (I-TEQ)	2.08°-06	2.70°-08
Cadmio	1.04°+00	1.35°-02
Piombo	1.04°+01	1.35°-01
Mercurio	2.25°-02	7.49°-03

Tabella 5.8: Depositi massimi e medi al suolo (valori medi su 20 di esercizio dell'impianto)

Inquinante	Deposito massimo (mg/m ² /anno)	Deposito medio nell'area di studio (mg/m ² /anno)
PCDD/F (I-TEQ)	2.22°-06	2.89°-08
Cadmio	1.11°+00	1.45°-02
Piombo	1.11°+01	1.45°-01
Mercurio	2.23°-02	7.52°-03

Concentrazioni nel suolo e confronto con quelle rilevate nell'ambito del programma di monitoraggio del JRC di Ispra

Per la modifica della qualità del suolo conseguente alla deposizione degli inquinanti, l'ipotesi generalmente adottata nelle stime di rischio è che il grado di esposizione dovuto al contaminante presente nel suolo stesso dipenda dal suo livello di concentrazione nello strato superficiale piuttosto che da quello più in profondità (Paustenbach e Murray, 1986).

La concentrazione degli inquinanti nel suolo è stata pertanto stimata, a partire dai depositi totali, utilizzando i valori delle costanti di rimozione riportati in Tabella 5.9 La profondità di accumulo nel terreno è stata valutata, per ogni singola maglia, sulla base della tipologia di uso del suolo, utilizzando i valori raccomandati dall'US-EPA (US-EPA, 1998). I risultati ottenuti, in termini di valori massimo e medio nell'area di studio, sono riportati in Tabella 5.10 e rappresentano il contributo atteso dalla emissioni degli impianti considerati per un periodo di attività pari a 20 anni.

Tabella 5.9: Parametri per il calcolo delle concentrazioni nel suolo

Parametro	Valore	Fonte
Tempo di deposizione	20 anni	-
Costante di rimozione per le PCDD/F (TCDD _e)	0.06 anni ⁻¹	Hattemer-Frey e Travis, 1991
Costante di rimozione per il cadmio	0.03 anni ⁻¹	US-EPA, 1993
Costante di rimozione per il piombo	0.03 anni ⁻¹	US-EPA, 1993
Costante di rimozione per il mercurio	0.03 anni ⁻¹	US-EPA, 1993
Densità del suolo	1500 kg m ⁻³	US-EPA, 1998

Tabella 5.10: Concentrazione degli inquinanti nel suolo

Inquinante	Concentrazione massima (mg kg ⁻¹)	Concentrazione media nell'area di studio (mg kg ⁻¹)
PCDD/F (I-TEQ)	8.61°-08	1.08°-09
Cadmio	4.31°-02	5.40°-04
Piombo	4.31°-01	5.40°-03
Mercurio	8.65°-04	2.76°-04

Nell'ambito di un esteso piano di monitoraggio finalizzato alla caratterizzazione dell'area interessata dalle ricadute dell'impianto, e condotto dal Joint Research Centre (JRC) di Ispra, è stato analizzato il contenuto di metalli e di diossine in alcune matrici di interesse. Fra queste, in particolare, è stato incluso il suolo, campionato in 60 siti all'interno di un cerchio di raggio 6 km, centrato sull'inceneritore. Allo stato attuale del lavoro (luglio 2001) risultano disponibili solo i risultati preliminari relativi ad alcuni metalli, tra cui il piombo e il mercurio, in 58 dei 60 siti previsti. In una fase successiva verranno comunicati anche i dati relativi al cadmio e alle diossine (queste ultime, però, analizzate in 20 campioni soltanto). Poiché la procedura adottata per la valutazione del rischio comporta, come passaggio intermedio, il calcolo della concentrazione degli inquinanti nel terreno, questi sono stati messi a confronto con i dati rilevati sul campo, al fine di effettuare una stima dell'apporto delle ricadute dell'impianto alla situazione di fondo. La Tabella 5.11 mostra il confronto in termini di valori medi, mentre le Figure 5.15-16 illustrano i valori rilevati in tutti i 58 siti.

Tabella 5.11. Confronto tra le concentrazioni nel suolo rilevate nel corso della campagna di monitoraggio e il contributo totale atteso dall'impianto nel corso dei 20 anni di funzionamento

	Piombo (mg kg ⁻¹)		Mercurio (mg kg ⁻¹)	
	Valori rilevati (JRC)	Contributo atteso dall'impianto ⁽¹⁾	Valori rilevati (JRC)	Contributo atteso dall'impianto ⁽¹⁾
Media	88	0,016	0,13	0,00035
Deviazione standard	67	0,021	0,09	0,00026

(1)media e deviazione standard sono riferite ai valori stimati per le sole celle per le quali esiste un valore analitico del JRC (totale 58 celle)

Figura 5.15. Confronto tra tutte le concentrazioni di piombo rilevate nel suolo e il contributo totale atteso dall'impianto nel corso dei 20 anni di funzionamento

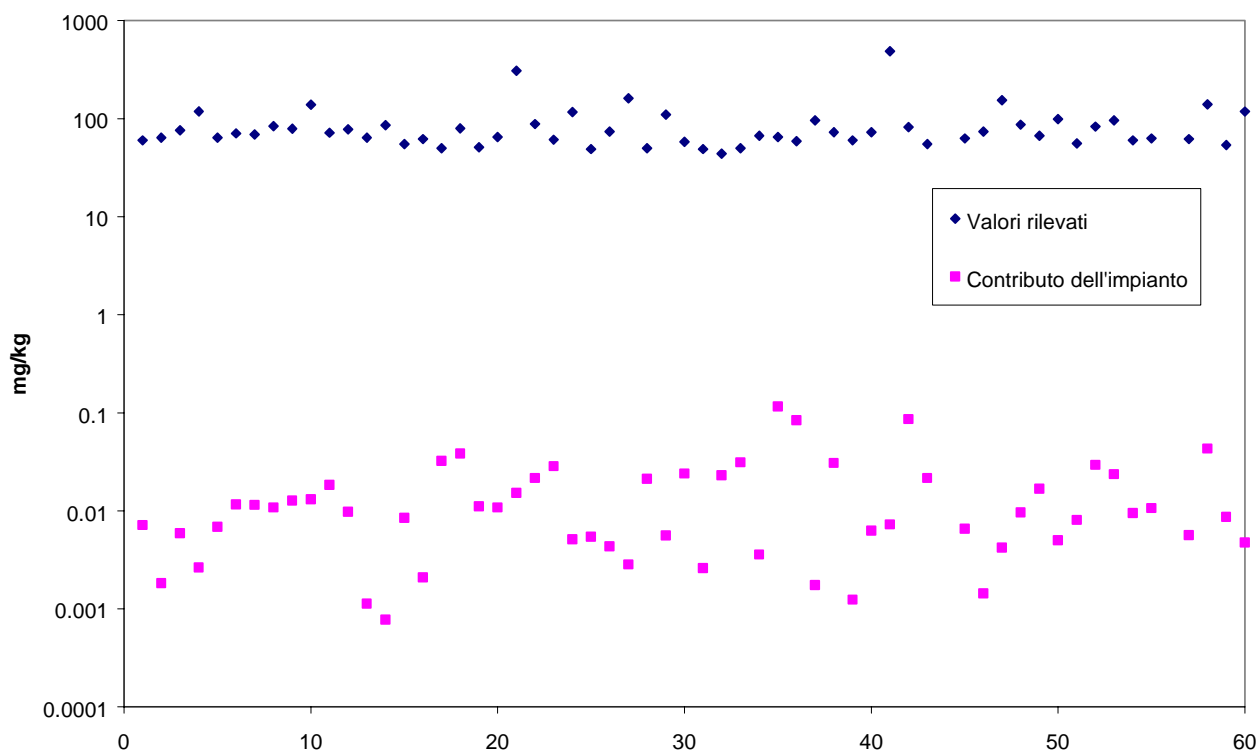
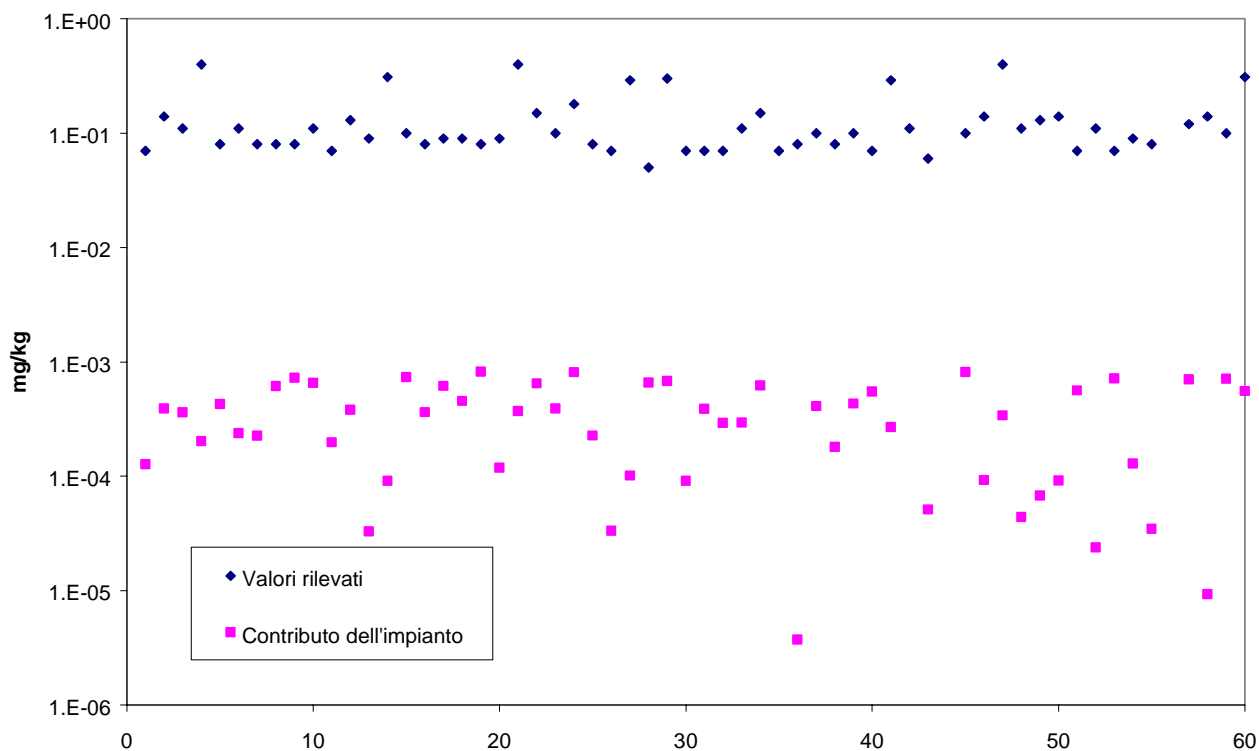


Figura 5.16. Confronto tra tutte le concentrazioni di mercurio rilevate nel suolo e il contributo totale atteso dall'impianto nel corso dei 20 anni di funzionamento



Accumulo nella catena alimentare

Il calcolo dell'esposizione attraverso la catena alimentare è stato sviluppato solo per le diossine ed il cadmio, stimandone l'accumulo nei prodotti vegetali ed animali attraverso i coefficienti di bioconcentrazione e di biotrasferimento riportati nelle tabelle 5.12 e 5.13. Per quanto riguarda il piombo, l'attuale carenza di valori numerici sufficientemente affidabili per tali parametri non rende possibile l'effettuazione di una stima analoga.

Tabella 5.12: Fattori di bioconcentrazione suolo-pianta e aria-pianta (Belcher e Travis, 1991)

Fattore di bioconcentrazione suolo-pianta PCDD/F ($\mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ secco} / \mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ suolo}$)	frutta e ortaggi	0.033
	cereali	0.033
	foraggio	0.033
Fattore di bioconcentrazione aria-pianta PCDD/F ($\mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ secco} / \mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ aria}$)	frutta e ortaggi	10200
	cereali	0
	foraggio	10200
Fattore di bioconcentrazione suolo-pianta cadmio ($\mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ secco} / \mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ suolo}$)	frutta e ortaggi	1.16
	cereali	0.05
	foraggio	0.39
Fattore di bioconcentrazione aria-pianta cadmio ($\mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ secco} / \mu\text{g}_{\text{inq}} \text{g}^{-1} \text{ aria}$)	frutta e ortaggi	0
	cereali	0
	foraggio	0

Tabella 5.13: Fattori di biotrasferimento (Belcher e Travis, 1991)

Fattore di biotrasferimento PCDD/F ($\text{mg}_{\text{inq}} \text{kg}^{-1} \text{ secco} / \text{mg d}^{-1}$)	latte e derivati	2.08
	carne	0.23
Fattore di biotrasferimento cadmio ($\text{mg}_{\text{inq}} \text{kg}^{-1} \text{ secco} / \text{mg d}^{-1}$)	latte e derivati	0.003
	carne	0.006

La metodologia utilizzata per valutare l'esposizione dei soggetti attraverso l'ingestione di prodotti vegetali contaminati considera sia i livelli di concentrazione degli inquinanti nei diversi alimenti sia l'effettiva possibilità di provenienza dei prodotti consumati dalle diverse zone dell'area di studio. Da quest'ultimo punto di vista, la stima è diversificata se le coltivazioni sono di tipo domestico o territoriale. Le prime comprendono le tipologie di vegetali per cui è ipotizzabile un consumo locale nei pressi della zona di coltivazione (ortaggi, frutta); per le seconde, costituite essenzialmente dai cereali, si ipotizza invece un consumo del prodotto proveniente dall'intera area di studio.

Ai fini della stima dell'esposizione, per le coltivazioni domestiche si è cautelativamente ipotizzato, nella difficoltà di reperire il dato locale, che siano sede di tali coltivazioni tutte le maglie in cui la tipologia di utilizzo del suolo prevalente è quella seminativa. In ciascuna di esse si è stimata la concentrazione degli inquinanti nei prodotti vegetali e si è ipotizzato che il generico individuo residente nella maglia sia mediamente esposto, attraverso il consumo di prodotti ortivi, ad una concentrazione di inquinante pari a quella calcolata, mediata sulla percentuale di superficie coltivata nella maglia rispetto al totale della superficie della maglia stessa. La concentrazione nei prodotti domestici è quindi stata valutata per ogni maglia attraverso la seguente formula:

$$C_i = \frac{C_{i,\text{teorica}} * S_{c,i}}{S_i}$$

dove:

C_i = concentrazione dell'inquinante attribuita alle coltivazioni domestiche dell'i-esima maglia

$C_{i,teorica}$ = concentrazione dell'inquinante nelle coltivazioni domestiche stimata per l'i-esima maglia

S_i = superficie coltivata nell'i-esima maglia

S = superficie totale dell'i-esima maglia

Per le coltivazioni territoriali la concentrazione dell'inquinante nel prodotto consumato è stata, pertanto, assunta pari a quella media dell'area di studio, ricavata pesando le concentrazioni risultanti per ogni singola maglia con la frazione di superficie coltivata presente nella maglia stessa rispetto a quella complessiva dell'area:

$$\bar{C} = \frac{\sum_{maglia} C_i * S_i}{S}$$

dove:

\bar{C} = concentrazione media dell'inquinante nelle coltivazioni territoriali;

C_i = concentrazione dell'inquinante nelle coltivazioni territoriali dell'i-esima maglia;

S_i = superficie coltivata nell'i-esima maglia;

S = superficie coltivata totale nell'area di studio.

Per quanto riguarda le concentrazioni degli inquinanti nei prodotti animali, la stima ha ipotizzato cautelativamente, in mancanza di dati puntuali, che la percentuale dei prodotti di provenienza regionale utilizzati per l'allevamento degli animali stessi sia pari al 50%.

5.3.4 Valutazione dell'esposizione e del rischio

Stimate le concentrazioni nei diversi comparti ambientali, è possibile valutare la dose assunta dai soggetti esposti attraverso i diversi percorsi di interazione.

Le vie di esposizione considerate sono quelle identificate come significative dalle più recenti acquisizioni in materia e comprendono:

- inalazione diretta di aria contaminata;
- ingestione di suolo contaminato;
- contatto dermico con suolo contaminato;
- ingestione di prodotti vegetali e animali contaminati.

La stima è stata condotta tramite le formulazioni descritte in precedenza, utilizzando per i diversi parametri i valori riportati in Tabella 5.14.

Sulla base di valutazioni condotte per evidenziare, tramite un'analisi di sensitività, l'incidenza dei diversi percorsi nel determinare i valori del rischio finale stimato, si è ritenuto

opportuno affinare la quantificazione dell'esposizione per inalazione ed ingestione di suolo, disaggregandola per due distinte classi di età dei soggetti esposti (adulti e bambini).

Tabella 5.14: Principali parametri utilizzati per il calcolo dell'esposizione

Parametri		Valori	Unità di misura	Fonti
Rateo di inalazione adulti		0.22	$\text{m}^3 \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$	Wiley et al., 1991
Rateo di inalazione bambini		0.45	$\text{m}^3 \text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$	Wiley et al., 1991
Superficie corporea		0.0489	$\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$	Philips et al., 1993
Fattore di aderenza suolo-pelle		0.52	$\text{mg cm}^{-2} \text{d}^{-1}$	Finley et al., 1994
Rateo di ingestione di suolo bambini		85	$\text{mg}_{\text{suolo}} \text{d}^{-1}$	Thompson e Burmaster, 1991
Rateo di ingestione di suolo adulti		50	$\text{mg}_{\text{suolo}} \text{d}^{-1}$	US-EPA, 1996
Fattore di assorbimento per via orale		100%		US-EPA, 1992
Fattore di assorbimento per ingestione		100%		US-EPA, 1992
Fattore di assorbimento per via dermica	PCDD/F	0.5%		US-EPA, 1992
	Cadmio	1.5%		US-EPA, 1992
Peso corporeo adulti		70	kg	US-EPA, 1997
Peso corporeo bambini		30	kg	US-EPA, 1997
Durata dell'esposizione		30	anni	US-EPA, 1997
Frequenza dell'esposizione		350	giorni anno^{-1}	US-EPA, 1997
Tempo di mediazione		70	anni	US-EPA, 1997
Consumi giornalieri	frutta e ortaggi	65	$\text{g}_{\text{secco}} \text{d}^{-1}$	
	cereali	87	$\text{g}_{\text{secco}} \text{d}^{-1}$	
	latte e derivati	40	$\text{g}_{\text{secco}} \text{d}^{-1}$	
	carne	50	$\text{g}_{\text{secco}} \text{d}^{-1}$	
Percentuale di provenienza dall'area di studio	frutta e ortaggi		%	
	cereali		%	
	latte		%	
	carne		%	

La fase finale della stima del rischio per la salute consiste nel collegare le stime sull'esposizione con le informazioni sulle proprietà tossicologiche delle sostanze, distinte, quando le informazioni stesse lo consentono, per percorso di interazione. Per le sostanze non cancerogene, la valutazione viene generalmente condotta a livello individuale confrontando la dose assunta in un certo periodo dal soggetto con la dose di riferimento considerata "accettabile". La valutazione del rischio consiste quindi nel verificare, per ogni inquinante, che l'indice di rischio (definito dal rapporto fra dose e dose di riferimento) sia minore di 1. Nel caso di esposizione ad una miscela di inquinanti, il rischio totale è determinato sommando i rischi associati alle singole sostanze; è evidente che la sommatoria dei rischi dovuti ai diversi percorsi di esposizione e a più inquinanti ha senso solo se gli effetti (così come la dose di riferimento) riguardano gli stessi organi bersaglio.

Tra gli inquinanti considerati nel caso in esame, piombo e mercurio sono non cancerogeni: i corrispondenti valori della dose di riferimento (RfD) utilizzati nella valutazione sono riportati in Tabella 5.15. Per il mercurio, come già precedentemente illustrato, è stato considerato il solo percorso dell'inalazione. Nel caso del piombo, in assenza di informazioni tossicologiche specifiche, l'effetto dell'esposizione dovuta al contatto dermico con suolo contaminato è stato cautelativamente stimato considerandolo equivalente all'ingestione.

Per le sostanze cancerogene, il rischio associato ad una certa dose di inquinante è calcolato moltiplicando la dose stessa per il "cancer potency" (CP). Il rischio è quindi inteso come la probabilità individuale di sviluppo di una patologia cancerogena nel corso dell'intera vita. E' un rischio "incrementale" (rischio di cancro in eccesso), ossia è il contributo di rischio della sorgente considerata che si aggiunge al rischio di fondo che ciascun soggetto ha per altre cause e per la sua natura probabilistica non può essere confrontato direttamente con i rischi calcolati per le sostanze non cancerogene.

Per il caso in esame i valori di CP utilizzati per diossine e cadmio sono riportati in Tabella 5.16. I dati relativi al cadmio sono riferiti al solo percorso dell'inalazione, mentre per il percorso dell'ingestione si è considerato un CP è pari a 1/100 rispetto a quello relativo all'inalazione (Malcolm e Pirnie, 1988). Per le diossine i valori di CP possono essere considerati identici per entrambi i percorsi (inalazione e ingestione) sebbene i dati tossicologici sperimentali siano riferiti all'ingestione (US-EPA, 1986). Per entrambi gli inquinanti l'effetto dell'esposizione per contatto dermico è stato quantificato, in mancanza di dati specifici, mediante i valori di CP relativi all'ingestione, introducendo un fattore correttivo (fattore di assorbimento per via dermica, riportato in Tabella 5.14) per tener conto della minor efficienza che caratterizza tale percorso nello sviluppo dell'effetto tossico (US-EPA, 1992).

Tabella 5.15: Valori della dose di riferimento (RfD) degli inquinanti non cancerogeni per i diversi percorsi di esposizione considerati.

Dose di riferimento	Piombo ($\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$)	Mercurio ($\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$)
Inalazione	$4.3 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$
Ingestione	$1.4 \cdot 10^{-3}$	-

Tabella 5.16: Valori del "cancer potency" degli inquinanti cancerogeni per i diversi percorsi di esposizione considerati

Cancer potency	Cadmio ($\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$) ⁻¹	TCDD _e ($\text{mg kg}^{-1} \text{giorno}^{-1}$) ⁻¹
Inalazione	6.1	$1.5 \cdot 10^5$
Ingestione	$6 \cdot 10^{-2}$	$1.5 \cdot 10^5$