

VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER LA SALUTE UMANA: UNO STRUMENTO GEOREFERENZIATO DI CALCOLO E LE SUE POTENZIALITÀ ILLUSTRATE IN UN CASO DI STUDIO DI UN SITO

P. Morra¹, S. Bagli², G. Spadoni¹

¹ Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria e delle Tecnologie Ambientali,
Università degli Studi di Bologna, viale Risorgimento 2, 40136 Bologna

² Gecosistema srl, piazza Malatesta 21, 47900 Rimini (RN)

pamela.morra@mail.ing.unibo.it

stefano.bagli@gecosistema.it

gigliola.spadoni@mail.ing.unibo.it

SOMMARIO

L'articolo presenta i miglioramenti metodologici e le varianti strutturali apportate ad un'applicazione GIS in grado di quantificare e mappare la distribuzione del rischio per la salute umana in un'area geografica caratterizzata dalla presenza di sorgenti inquinanti. Lo strumento di calcolo migliorato, denominato EHHRA-GIS (*Environmental and Human Health Risk Assessment*), costituisce un valido *Decision Support System* per aiutare legislatori e amministratori pubblici nelle decisioni complesse per la gestione di un territorio in cui esiste un pericolo per la salute umana e per l'ambiente. Per presentare la procedura implementata e per mettere in evidenza le potenzialità dello strumento, la seconda parte dell'articolo descrive un'applicazione ad un sito reale di EHHRA-GIS. Conclusa la fase di stima quantitativa, poiché diverse sono le incertezze e le variabilità insite nei calcoli eseguiti, si procede infine ad un'analisi di sensitività per valutare come la variabilità dei parametri di input incida sulle misure di esposizione e di rischio.

1. INTRODUZIONE

La valutazione e gestione dei rischi ambientali connessi con le attività industriali e civili sono problematiche di sempre crescente complessità e comprendono problemi la cui soluzione investe un ampio ventaglio di discipline. Tipicamente nel valutare il rischio ambientale un grande sforzo è dedicato al calcolo del rischio per la salute umana conseguente all'esposizione a sostanze tossiche o cancerogene che possono essere presenti in aria, suolo, acqua e alimenti. Le procedure per realizzare questo tipo di valutazioni sono spesso definite da agenzie governative, come l'EPA (*Environmental Protection Agency*) o l'EEA (*European Environment Agency*) e da direttive europee e leggi nazionali.

La valutazione del rischio per la salute umana e per l'ambiente (EHHRA – *Environmental and Human Health Risk Assessment*) venne introdotta nel 1983 dalla National Academy of Sciences [1].

L'applicazione della procedura richiede la conoscenza delle proprietà cancerogene e tossicologiche delle sostanze inquinanti, lo studio dei loro meccanismi di destino e trasporto nell'ambiente e dell'esposizione per i diversi recettori territoriali al fine di quantificare completamente il rischio. I passi della procedura sono articolati nel seguente ordine:

1. Identificazione dei Chemicals of Concern (COCs) la cui concentrazione è potenzialmente pericolosa.
2. Valutazione del destino e del trasporto dei COC.
3. Definizione dello scenario di esposizione e valutazione della dose assorbita dai recettori umani.
4. Studio della relazione esistente tra la dose assorbita e gli effetti sulla salute.
5. Caratterizzazione del rischio.

La complessità della procedura e la grande quantità di dati da gestire richiama lo sviluppo di sistemi integrati per facilitare la caratterizzazione del rischio. I sistemi informativi geografici risultano una risposta ottimale a tale esigenza, grazie alla loro capacità di gestire dati georeferenziati e database relazionali in un'unica struttura.

Questo articolo presenta i miglioramenti metodologici e le varianti delle caratteristiche strutturali apportate ad un'applicazione Gis in grado di quantificare e mappare la distribuzione del rischio per la salute umana in un'area geografica caratterizzata dalla presenza di una o più sorgenti inquinanti, continue o accidentali. Lo strumento di calcolo migliorato, denominato EHHRA-GIS, costituisce un valido DSS (*Decision Support System*) per aiutare legislatori e amministratori pubblici nelle decisioni complesse per la gestione di un territorio in cui esiste un pericolo per la salute umana e per l'ambiente. Per presentare la procedura implementata e per mettere in evidenza i vantaggi e le potenzialità dello strumento, la seconda

parte dell'articolo descrive un'applicazione ad un sito reale, non esplicitamente indicato, di EHHRA-GIS. Conclusa la fase di stima quantitativa, poiché diverse sono le incertezze e le variabilità insite nei calcoli eseguiti, si procede infine ad un'analisi di sensitività per valutare come la variabilità dei parametri di input incida sulle misure di esposizione e di rischio.

2. IL SISTEMA EHHRA-GIS

Per valutare il potenziale rischio per la salute umana, EHHRA-GIS impiega una procedura integrata, che prende in considerazione molteplici media ambientali, multipli percorsi di esposizione e molteplici tipologie di recettori. All'interno del codice di calcolo le diverse fasi di EHHRA sono integrate in un unico sistema dotato di una interfaccia grafica che permette all'utente di interagire con ognuna di esse.

La struttura di EHHRA-GIS comprende cinque componenti fondamentali:

1. Interfaccia Grafica Utente (*GUI ArcView Gis*) costituita da menu, tools, buttons e maschere.
2. Database spaziale georeferenziato (*Gis Spatial DB*) che raccoglie tutti i dati geografici e i relativi attributi.
3. Database relazionale (*Ms Access Relational DB*) collegato ad ArcView sfruttando l'Open Database Connectivity (ODBC). I dati sono organizzati in tabelle connesse una all'altra attraverso campi in comune.
4. Modelli matematici di valutazione del destino e trasporto ambientale (*Fate and transport models*).
5. Modelli di valutazione dell'esposizione e del rischio (*Exposure and risk assessment models*). Questi sono integrati nel database relazionale in Access e gestiscono i dati di input inseriti attraverso maschere interattive direttamente dall'utente. I modelli di esposizione calcolano, per uno specifico recettore umano, la dose assorbita di un COC determinata da multipli media di esposizione (sono considerati 23 percorsi di esposizione) e multipli media ambientali. Il modello di valutazione del rischio calcola l'eccesso di rischio cancerogeno individuale oltre il valore di background (*risk*) e il quoziente di pericolo causato da sostanze tossiche (*hazard*) per ognuno dei percorsi e dei recettori individuati nel contesto geografico. Risks e Hazards sono poi sommati per ogni specifico recettore, attraverso tutti i possibili percorsi di esposizione, per ottenere una stima di rischio individuale e quoziente di pericolo totali.

3. LA PROCEDURA DI CALCOLO DEL RISCHIO IN EHHRA-GIS

Il Rischio Cancerogeno Individuale in seguito ad esposizione ad agenti chimici pericolosi è definito come l'incremento di probabilità che un singolo recettore possa sviluppare il cancro nell'arco dell'intera durata della sua vita, attenendosi ad un unico set di ipotesi di esposizione, modelli e tossicità. Il Quoziente di Pericolo è invece quantificato come la potenzialità di sviluppare effetti non cancerogeni sulla salute, conseguenti all'esposizione a sostanze tossiche e mediati su un periodo di esposizione. Il Quoziente di Pericolo non è una misura probabilistica, ma piuttosto una misura della magnitudo dell'esposizione di un potenziale recettore relativa a un livello di esposizione standard (*Reference Dose RfD* o *Reference Concentration RfC*).

Lo strumento EHHRA-GIS calcola il potenziale rischio individuale con l'ipotesi che una persona possa vivere e/o lavorare in un punto della griglia in cui il rischio è calcolato, senza avere la possibilità di lasciare il punto, così che il rischio è considerato più come una caratteristica del luogo piuttosto che della persona stessa.

Ipotizzando l'esposizione a più sostanze cancerogene ad azione indipendente, il Rischio Cancerogeno Individuale per il recettore j , causato da differenti COC i e per multipli percorsi di esposizione k , è stimato dal sistema EHHRA-GIS attraverso la seguente equazione [2]:

$$Individual_CancerRisk_j(x, y, z) = \sum_i LADD_{i,j} \cdot CSF_i \quad (1)$$

in cui:

$LADD_{i,j}$ = Dose media giornaliera nell'arco della durata della vita (*Lifetime Average Daily Dose*), per un singolo recettore j e composto i , stimata sommando il contributo di tutti i k percorsi di esposizione. Il periodo di esposizione è assunto pari a 70 anni (mg/kg-day).

CSF_i = *Cancer Slope Factor* o Unità di Rischio del COC i -esimo (mg/kg-day)⁻¹.

Il Quoziente di Pericolo è generalmente valutato confrontando una stima della dose totale assorbita da un individuo, ad una Reference Dose oppure una Reference Concentration nel caso di inalazione. Una RfD è un rateo di ingestione giornaliero che è stimato non provocare alcun rischio apprezzabile alla salute umana, anche per le popolazioni più sensibili, su uno specifico periodo di esposizione. Similmente, una RfC è definita come la concentrazione giornaliera di un composto in aria che si ritiene non causare alcun rischio apprezzabile alla salute umana, in uno specifico periodo di esposizione [2].

Tipicamente, più il valore dell'*Hazard Quotient* (HQ) eccede l'unità, più è alto il livello di pericolo. Tuttavia, poiché RfDs e RfCs non hanno accuratezza e precisione equivalenti e non sono basate sulla stessa severità degli effetti, si è riscontrato che il livello di pericolosità non aumenta linearmente nel modo in cui HQ si accosta ed eccede l'unità. Con l'ipotesi che le sostanze chimiche presentino caratteristiche tossicologiche simili ed effetti sulla salute additivi, il Quoziente di Pericolo o Indice di Rischio Cronico per il recettore j esposto a multipli COC i e per multipli percorsi di esposizione k , è calcolato come:

$$HQ_j(x, y, z, t) = \sum_i \frac{ADD_{ij}}{RfD_i} \quad (2)$$

dove:

ADD_{ij} = Dose media giornaliera (*Average Daily Dose*) mediata sulla durata di esposizione, relativa ad un tossico i ed al recettore j , ottenuta sommando il contributo dei k percorsi di esposizione (mg/kg-d)

RfD_i = *Reference Dose* per il COC i (mg/kg-d).

Per scenario di esposizione si intende la combinazione di percorsi di esposizione diretti o indiretti a cui un singolo recettore può essere soggetto [3] e comprende la descrizione dei meccanismi di trasferimento dalla sorgente inquinante al recettore umano. Nel costruire i modelli di esposizione è necessario definire le caratteristiche degli individui presenti nell'area contaminata; tra le tipologie di dati necessari per caratterizzare i recettori umani si includono le proprietà anatomiche (peso corporeo, superficie esposta), le abitudini alimentari (parametri associati al consumo di cibo di origine vegetale e animale), la tipologia di attività svolta, i tempi di esposizione, e anche altri fattori umani come ad esempio l'ingestione di suolo e di latte materno. La maggior parte di queste informazioni possono essere estrapolate da *Exposure Factor Handbook* [4], ma la versatilità dello strumento risiede anche nella possibilità di attribuire ai parametri i valori relativi ad una specifica realtà territoriale. Particolare attenzione deve essere posta all'identificazione di sottopopolazioni che sembrano essere più sensibili alla contaminazione; per tale ragione è necessario localizzare scuole, ospedali e aree residenziali con bambini.

La stima dell'esposizione consiste nella quantificazione della dose potenziale, cioè della quantità di agente che entra in contatto con l'organismo umano attraverso i punti di scambio con l'ambiente (polmoni, pelle, ecc.) in uno specifico intervallo di tempo. Considerando le concentrazioni e i percorsi di esposizione invariati all'interno del periodo di esposizione esaminato, si può esprimere la dose in termini di massa di Chemical of Concern in contatto col recettore mediata nell'unità di tempo e per unità di peso corporeo. Il calcolo della dose potenziale relativa ad un composto chimico richiede la stima della concentrazione della sostanza inquinante nei media di esposizione, il rateo di consumo, il peso corporeo del recettore, la frequenza e la durata di esposizione. Il calcolo è ripetuto per ogni COC e per ogni percorso di esposizione incluso nello scenario di esposizione. L'espressione implementata in EHHRA-GIS per calcolare la dose assorbita (*intake*) è [2]:

$$I_{i,j}(x, y, z) = \sum_k \frac{C_{i,em} \cdot CR_{j,k} \cdot EF_{j,k} \cdot ED_{j,k}}{BW_j \cdot AT_{j,k}} \quad (3)$$

in cui:

$I_{i,j}(x, y, z)$ = *Intake* totale, la quantità di COC alla superficie di scambio per il COC i -esimo e la classe j di recettori, determinata dai k percorsi di esposizione (mg/kg-day)

$C_{i,em}$ = concentrazione del COC i nel media di esposizione (per esempio, mg/kg per il suolo)

$CR_{j,k}$ = Rateo di consumo, la quantità di medium contaminato consumato dal recettore j attraverso il k percorso di esposizione per unità di tempo o evento (per esempio, kg/day per il suolo)

$EF_{j,k}$ = Frequenza di esposizione del recettore j per il k percorso di esposizione (giorni/anno)

$ED_{j,k}$ = Durata dell'esposizione del recettore j al k -esimo percorso di esposizione (anni): periodo di tempo totale in cui avviene il contatto tra recettore e COC

BW_j = Peso corporeo medio per il recettore j (kg)

$AT_{j,k}$ = Durata su cui mediare l'esposizione (giorni).

Per i cancerogeni il tempo AT (*Averaging Time*) è 25550 giorni, basato su un'esposizione pari alla durata media della vita (70 anni); per i tossici, invece, AT corrisponde alla durata di esposizione espressa in giorni.

Le procedure adottate nel sistema EHHRA-GIS per stimare la concentrazione di COC in vari media di esposizione sono state estratte da [5] e [6]. Questi modelli permettono di calcolare la concentrazione dei composti chimici in un medium di esposizione a partire dalla concentrazione nel comparto ambientale, con

un fattore di trasferimento inter-media, definito come il rapporto di concentrazione del COC nel medium di esposizione sulla concentrazione del COC nel comparto ambientale:

$$C(x, y, z, t)_{\text{exposure}} = TF \cdot C(x, y, z, t)_{\text{enviromedia}} \quad (4)$$

dove

$C(x, y, z, t)_{\text{exposure}}$ = concentrazione nel media di esposizione

$C(x, y, z, t)_{\text{enviromedia}}$ = concentrazione nel media ambientale

TF = Fattore di Trasferimento inter-media da un comparto ambientale ad un mezzo di esposizione.

Per questa valutazione i seguenti modelli sono implementati nel sistema: bioaccumulo nei vegetali (sotterranei e superficiali) per deposizione diretta di particolato, adsorbimento della fase gas sulla superficie delle piante ed adsorbimento attraverso le radici; bioaccumulo nei cibi di origine animale (carne, uova, latte,...) in seguito ad ingestione di suolo e vegetali, ingestione di acqua e inalazione di contaminanti; bioaccumulo negli organismi acquatici.

La simulazione della distribuzione spaziale e temporale delle concentrazioni in differenti media ambientali, è possibile usando modelli predittivi integrati in EHHRA-GIS oppure attraverso un'interpolazione spaziale di dati campionati nel sito, quando essi sono disponibili. In entrambi i casi i risultati dell'analisi sono una serie di mappe che descrivono la distribuzione spaziale e temporale della concentrazione dei composti cancerogeni e tossici nei media ambientali contaminati.

L'interfaccia grafica utente permette l'interazione con i diversi passi della simulazione, che sono i dati di input (*pre-processing*), l'esecuzione del modello e la visualizzazione dei risultati (*post-processing*).

La struttura predisposta già nella prima versione era aperta all'inserimento di nuovi modelli, ovvero alla loro sostituzione con modelli più aggiornati o che meglio si adattano alla particolare situazione oggetto dello studio. A questa fase si è dedicata particolare attenzione introducendo nuovi modelli simulativi; attualmente i modelli integrati nel sistema sono:

- ISC3-GIS (nella versione Short-Term e Long-Term) e AERMOD-GIS per la dispersione e deposizione atmosferica degli inquinanti emessi da sorgenti industriali;
- CALINE-GIS per la dispersione degli inquinanti atmosferici emessi da sorgenti veicolari;
- HSSM-GIS per il trasporto di inquinanti nel suolo e nelle acque di falda;
- FOOD-CHAIN MODEL per il bioaccumulo nella catena alimentare.

4. IL CASO DI STUDIO

La procedura implementata e i vantaggi e le potenzialità dello strumento EHHRA-GIS sono messe in evidenza nella descrizione di un caso applicativo ad un sito reale, non esplicitamente indicato.

Il caso di studio riguarda un'area geografica di circa 300 km², caratterizzata dalla presenza di zone industriali, urbane ed agricole. L'uso del territorio è prevalentemente agricolo. L'area residenziale è localizzata circa 5 km a sud del distretto industriale.

Il rischio per la salute umana è causato da una sorgente puntuale atmosferica, costituita da un inceneritore, e da una contaminazione del suolo superficiale in un'area limitata nella zona industriale. La produzione agricola di vegetali e foraggio, destinata al consumo locale di uomini e animali, si assume contaminata dal trasferimento di inquinanti in fase vapore, così come il suolo superficiale delle aree limitrofe all'inceneritore è contaminato dalla deposizione di particolato e vapori emessi dalla sorgente inquinante. Tra i Chemicals of Concern emessi dal camino dell'inceneritore si considerano in particolare le diossine (2,3,7,8-PCDD) e i furani (2,3,7,8-PCDF) che sono convertiti a 2,3,7,8 TCDD tossicità equivalenti (TEQ). Quindi diossine e furani sono modellati utilizzando le proprietà chimiche e fisiche del COC 2,3,7,8-TCDD.

Il suolo superficiale nell'area industriale è stato contaminato da rilasci di benzene provocati da impianti chimici e manifatturieri. Per la caratterizzazione del suolo superficiale all'interno dell'area industriale, è stata effettuata una interpolazione di dati puntuali campionati direttamente in sito, ricostruendo la distribuzione spaziale della contaminazione (Figura 1).

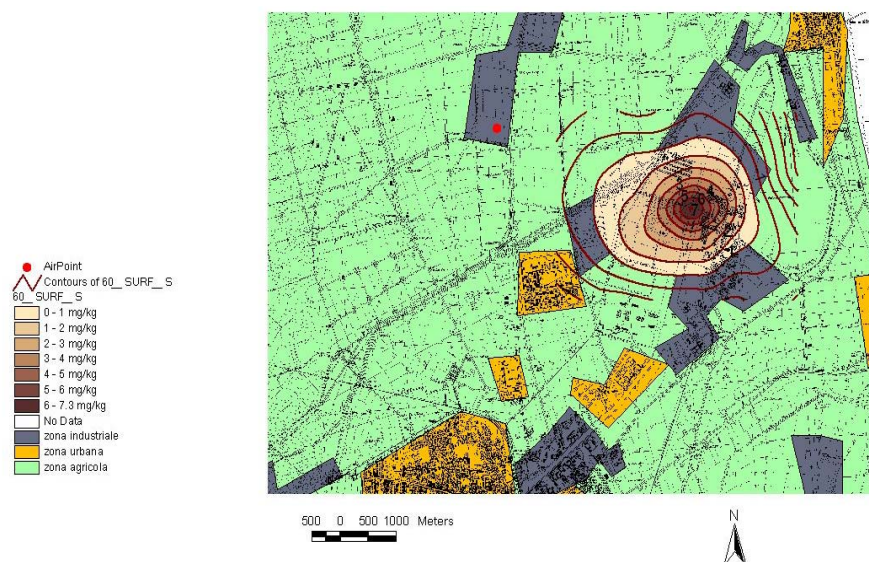


Figura 1. Distribuzione della contaminazione di benzene nel suolo (mg/kg-suolo)

Per lo studio della dispersione in atmosfera degli inquinanti e la deposizione al suolo, dovute alle emissioni dell'inceneritore, si utilizza il modello matematico dell'EPA ISCLT3 (*Industrial Source Complex Long Term*) [7] integrato nel sistema, e si stimano le concentrazioni nei media ambientali. La concentrazione in aria degli inquinanti è stata modellata utilizzando le opzioni del modello di terreno piano e avvalendosi dei dati meteorologici che considerano le distribuzioni annuali delle frequenze di direzioni del vento, velocità del vento e classi di stabilità. La distribuzione spaziale della concentrazione di diossina in atmosfera simulata da ISCLT3-GIS è mostrata in Figura 2.

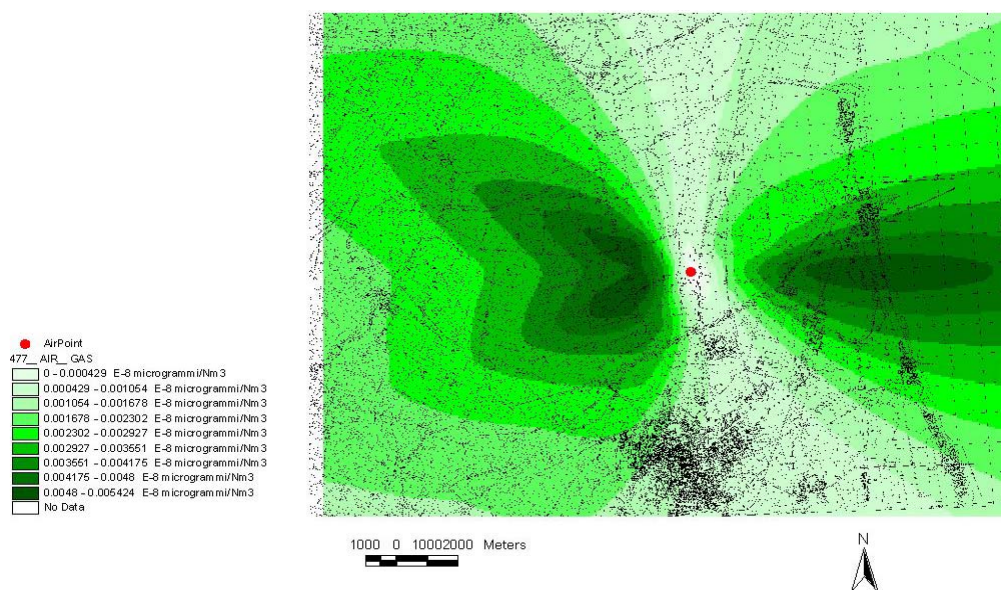


Figura 2. Distribuzione della concentrazione media annuale di diossina in atmosfera ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)

Nella fase successiva dello studio si definisce lo scenario di esposizione e la griglia di calcolo. Analizzando l'uso del suolo, si identificano le tipologie di recettori esposti alla contaminazione, i relativi parametri anatomici ed abitudini alimentari [4], ed i percorsi di esposizione. Si è ipotizzata la presenza di recettori lavoratori nell'area industriale esposti a benzene e diossina, e recettori del tipo residenti nell'area urbana esposti alla sola diossina; per entrambi è stata presunta una durata di esposizione pari a 40 anni. In particolare le due tipologie di recettori si potrebbero combinare in un unico ipotetico individuo che lavora per 8 ore al giorno nel distretto industriale e risiede per le restanti 16 ore nell'area urbana. Le vie di esposizione considerate per la diossina sono ingestione e inalazione, mentre per il benzene sono ingestione e contatto cutaneo.

Come esempio della visualizzazione dei risultati, si riportano in Figura 3 i contours dell'intake totale di

diossina per il recettore unico, ottenuti pesando i contributi delle due tipologie di recettori.

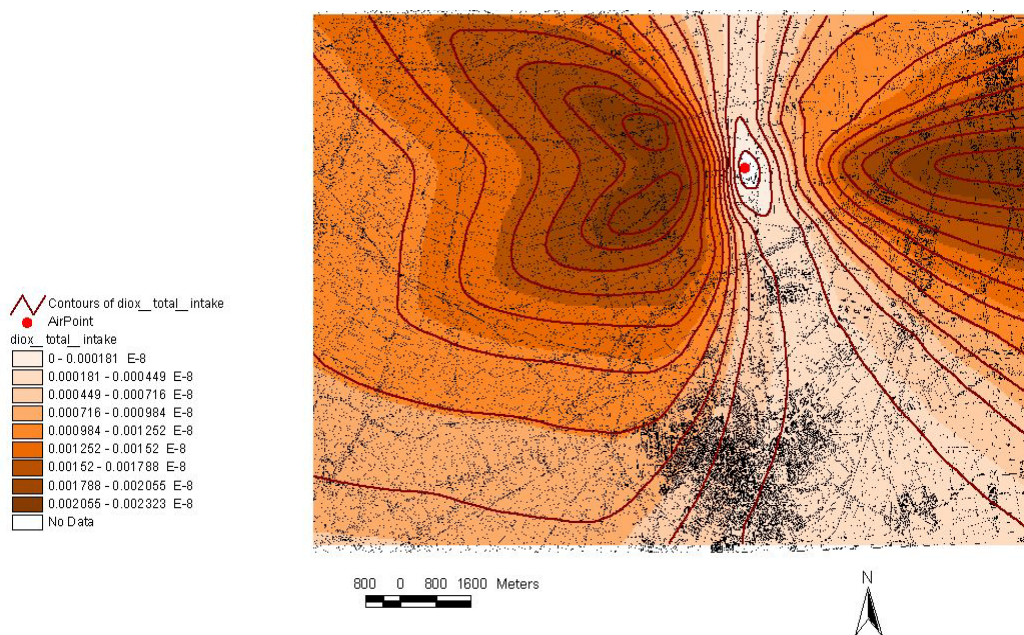


Figura 3. Distribuzione dell'intake totale di diossina in mg/kg-d per il recettore unico

Si effettua infine la quantificazione del rischio cancerogeno (*Cancer Risk*) e del pericolo tossico (*Hazard Quotient*) per la popolazione localizzata nell'area geografica di studio. Gli output ottenuti per ogni punto della griglia, sono interpolati in EHHRA-GIS facendo uso degli strumenti dell'estensione *Spatial Analyst* di ArcView (ESRI); è dunque possibile analizzare i risultati acquisiti consultando le mappe iso-concentrazione, iso-dose e iso-rischio generate dal codice di calcolo ai fini di procedere alla gestione del rischio per la salute umana e alla fase decisionale. La Figura 4 rappresenta la distribuzione del rischio cancerogeno causato dalla diossina per i recettori residenti.

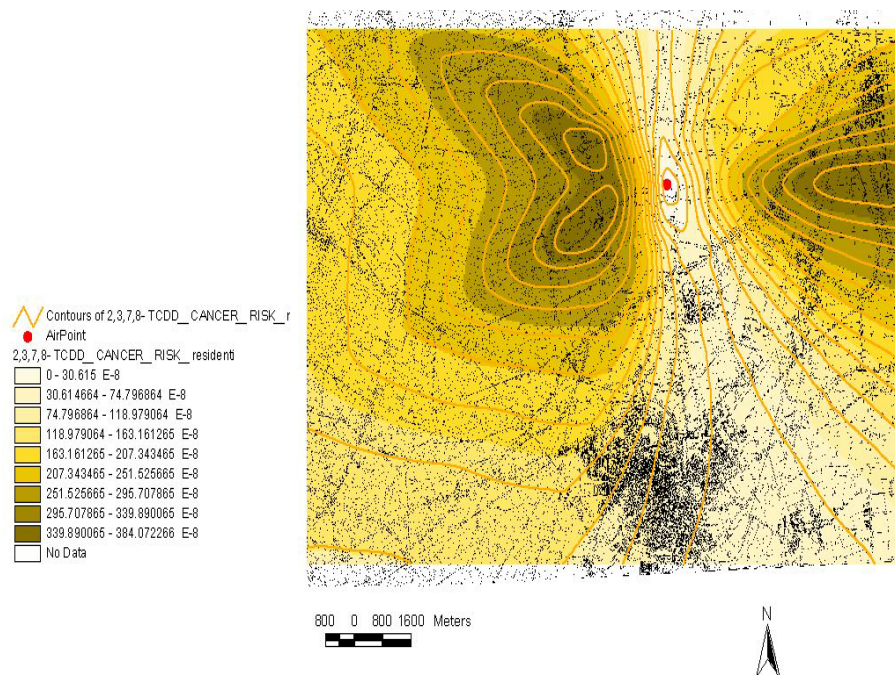


Figura 4. Distribuzione del rischio cancerogeno totale causato da diossina per i recettori residenti

Considerando 10^{-6} come valore soglia di rischio accettabile, i risultati dello studio mostrano un

superamento di tale soglia nelle zone in cui il rischio cancerogeno causato da diossina è massimo. Risulta interessante un confronto dei risultati ottenuti con i valori di fondo e con i valori attualmente considerati di TDI (*Tolerable Daily Intake*) stimati alla luce di dati epidemiologici concernenti gli effetti delle diossine a bassi livelli di esposizione. Da recenti studi effettuati dalla World Health Organization (WHO) in numerosi paesi industrializzati emerge che la dose giornaliera di diossina ingerita, ovvero il valore medio di fondo, è dell'ordine di 1-3 pg/kg-d, intervallo che coincide con quello preso in considerazione per la dose giornaliera tollerabile. Anche l'EPA ha dato conferma di tali stime, calcolando il rischio di contrarre tumore per l'esposizione di fondo della popolazione generale alle diossine, dell'ordine di 10^{-4} , coerente alle dosi di fondo misurate dalla WHO. Tenendo presente tali valori di fondo, l'impatto dell'inceneritore analizzato nel caso di studio sulla popolazione locale risulta decisamente accettabile.

5. VARIABILITÀ ED INCERTEZZA

5.1 Approccio probabilistico alla valutazione del rischio

L'importanza di caratterizzare adeguatamente la variabilità e l'incertezza nella valutazione del rischio è stata enfatizzata in numerosi documenti scientifici e politici [10]. Tra questi RAGS [11] costituisce una guida per l'approccio probabilistico alla valutazione del rischio sia per la salute umana che per l'ambiente.

Una stima del rischio di tipo puntuale utilizza singoli valori per rappresentare le variabili nell'equazione del rischio, di conseguenza i risultati ottenuti con tale approccio, sono stime puntuali del rischio. Tipicamente si fa riferimento a due stime del rischio: CTE (*Central Tendency Exposure Risk*) che corrisponde al rischio medio e RME (*Reasonable Maximum Exposure Risk*), massimo rischio atteso.

La valutazione probabilistica del rischio (*Probabilistic Risk Assessment*) fa uso, invece, di distribuzioni di probabilità per una o più variabili nell'equazione del rischio al fine di caratterizzarne quantitativamente la variabilità e/o l'incertezza. I risultati di una PRA sono a loro volta distribuzioni di probabilità del rischio che riflettono le combinazioni delle distribuzioni di probabilità dei parametri di input. Fra le metodologie probabilistiche per comporre distribuzioni di probabilità multiple, la più ampiamente usata nella PRA è l'analisi Monte Carlo (MCA).

Concetto essenziale nella PRA è la distinzione tra “variabilità” ed “incertezza”. La variabilità si riferisce alla reale eterogeneità o diversità, ad esempio in una popolazione, mentre l'incertezza interviene a causa della mancanza di conoscenza. Spesso l'incertezza può essere ridotta raccogliendo un maggior numero di dati, mentre la variabilità è una proprietà intrinseca del parametro che si considera.

La distribuzione di probabilità di variabili random continue, come il peso corporeo, viene usualmente rappresentata da una *Probability Density Function* (PDF) e dalla corrispondente *Cumulative Density Function* (CDF); per variabili random discrete, come ad esempio il numero di pasti di pesce in un mese, la distribuzione è invece descritta da una *Probability Mass Function* (PMF). Sia le PDF che le PMF descrivono il range di valori che una variabile può assumere per la popolazione esposta, indicandone la relativa probabilità. Dopo aver determinato, per ogni variabile che interviene nella stima dell'esposizione, l'appropriata funzione di distribuzione di probabilità, il set di PDFs è combinato con il valore di tossicità e/o cancerogenicità del Chemical of Concern per stimare la distribuzione dei rischi. Si sottolinea che nella valutazione del rischio per la salute umana, le distribuzioni di probabilità del rischio riflettono la variabilità o l'incertezza nella sola esposizione, mentre nella valutazione del rischio ecologico, le distribuzioni del rischio possono riflettere la variabilità o l'incertezza sia nell'esposizione che nella tossicità [11].

La procedura di analisi del rischio descritta in [11] raccomanda l'utilizzo di un approccio a gradi per procedere da una stima puntuale del rischio a PRAs a vari livelli di complessità. In ognuno di questi passi è necessario stabilire se la valutazione del rischio, secondo l'approccio probabilistico, è sufficiente oppure no a supportare le decisioni del risk management e qualora la valutazione sia stata considerata insufficiente, se il procedere ad un grado più alto di complessità può fornire un beneficio tale da giustificare lo sforzo aggiuntivo.

Il primo passo della procedura (*Tier 1*) suggerisce una valutazione del rischio puntuale per la salute umana, utilizzando le stime CTE e RME. L'analisi di sensitività in questa fase richiede metodi relativamente semplici e non necessita di simulazioni Monte Carlo: calcolo dei contributi percentuali dei percorsi di esposizione, stima dei *sensitivity ratios* e/o *sensitivity scores*. Essa è un fattore importante per determinare se il procedere al passo successivo può apportare benefici all'analisi. Il *Tier 2* generalmente consiste in un semplice approccio probabilistico, come l'analisi Monte Carlo monodimensionale, per caratterizzare la variabilità e l'incertezza all'interno di una popolazione. Il terzo ed ultimo livello dell'analisi probabilistica (*Tier 3*) consiste in metodi PRA avanzati, come l'analisi Monte Carlo 2-D, *Microexposure Event Analysis*, analisi geostatistiche dei dati di concentrazione e metodi di analisi Bayesiani.

5.2 Analisi di sensitività

Poiché l'analisi di sensitività è il primo passo nel quadro più ampio dell'approccio probabilistico alla valutazione del rischio, si è condotto uno studio sulla base dei risultati ottenuti nell'esempio applicativo realizzato, per valutare come la stima del rischio sia dipendente dalla variabilità dei fattori che contribuiscono alle misure di esposizione e di rischio. I risultati potrebbero essere utili per decidere quali percorsi di esposizione, variabili e assunzioni devono essere ulteriormente analizzati nei successivi passi dell'analisi, mentre le variabili che non influenzano fortemente le stime del rischio possono essere caratterizzate da stime puntuali senza alterare significativamente le stime complessive.

Nel calcolo dell'intake e del rischio si utilizzano due set di parametri per le variabili in gioco: CTE (*Central Tendency Exposure*) e RME (*Reasonable Maximum Exposure*). I parametri del CTE sono relativi ad un individuo medio, mentre quelli del RME sono i massimi parametri attesi per gli individui di quel sito. Seguendo la procedura, si conduce dunque l'analisi di sensitività considerando diversi approcci e facendo riferimento ai valori di rischio massimo. Nella seguente tabella si riportano i valori dei massimi rischi totali, calcolati prima per i recettori residenti e per quelli lavoratori, poi per un ipotetico individuo che lavora per 8 ore al giorno nel distretto industriale e per le restanti ore vive nella zona residenziale dell'area in considerazione.

	CTE			RME		
	residenti	lavoratori	rec. unico	residenti	lavoratori	rec. unico
diossine	1.6237 1E-6	1.7719 1E-6	1.6731 1E-6	3.7690 1E-6	4.4088 1E-6	3.9823 1E-6
benzene		2.2326 1E-7	0.7442 1E-7		7.2668 1E-7	2.4222 1E-7

Tabella 1. Rischio massimo totale CTE e RME

Poiché il rischio cancerogeno CTE e RME dovuto alla contaminazione di benzene non rientra nel range di attenzione 10^{-6} – 10^{-4} usualmente contemplato nell'accettabilità del rischio, si conduce l'analisi di sensitività solo per il rischio dovuto alla diossina, che provoca un rischio cancerogeno che supera il valore minimo di soglia di tale intervallo.

In primo luogo si identificano i parametri affetti da variabilità e incertezza. Se si fa riferimento alle relazioni (1) e (3) per il calcolo del rischio cancerogeno e della dose inalata e ingerita di diossina, ipotizzando il cancer slope factor (fattore di potenza cancerogena) e la concentrazione del COC non affetti da variabilità e incertezza, i parametri dell'equazione del rischio cancerogeno affetti da variabilità sono: rateo di inalazione, rateo di ingestione, frequenza e durata di esposizione, peso corporeo. Per ogni parametro è necessario dunque definire l'intervallo di valori e la distribuzione di probabilità (PDF e CDF) e rappresentare queste distribuzioni con grafici. Nella tabella che segue sono contenute le distribuzioni di probabilità dei vari parametri (per alcuni parametri si è fatto riferimento a [4]). Il rateo di ingestione non è indicato, in quanto costituito da numerose componenti di ratei di ingestione (ognuno relativo ad un particolare alimento), da moltiplicare ciascuno per una diversa concentrazione bioaccumulata nel particolare alimento considerato. Si terrà comunque in considerazione il fatto che esso influisce alla stima del rischio in maniera confrontabile al rateo di inalazione. Per quanto riguarda la concentrazione in aria e il flusso di deposizione del COC, il CSF per inalazione e ingestione, sono state considerate solo le stime puntuali.

Variabile di input nell'equazione	Stima puntuale		Distribuzione di probabilità		Unità di misura
	CTE	RME	Tipologia	Parametri	
Rateo di inalazione - residenti	1.2	1.4	Normale ⁽¹⁾	[1.38, 0.66]	m ³ /h
Rateo di inalazione - lavoratori	1.4	1.86	Normale ⁽¹⁾	[1.68, 0.72]	m ³ /h
Frequenza di Esposizione (EF)	250	350	Triangolare	[180, 250, 350]	giorni/anno
Durata di esposizione (ED)	30	40	Empirico	-	anni
Peso Corporeo (BW)	70	70	Normale ⁽¹⁾	[71.7, 15.9]	Kg

⁽¹⁾ i parametri della distribuzione normale sono media aritmetica e deviazione standard.

Tabella 2. Distribuzioni di probabilità delle variabili di input

Si riportano di seguito le rappresentazioni delle distribuzioni di probabilità e delle cumulate della frequenza di esposizione e del peso corporeo.

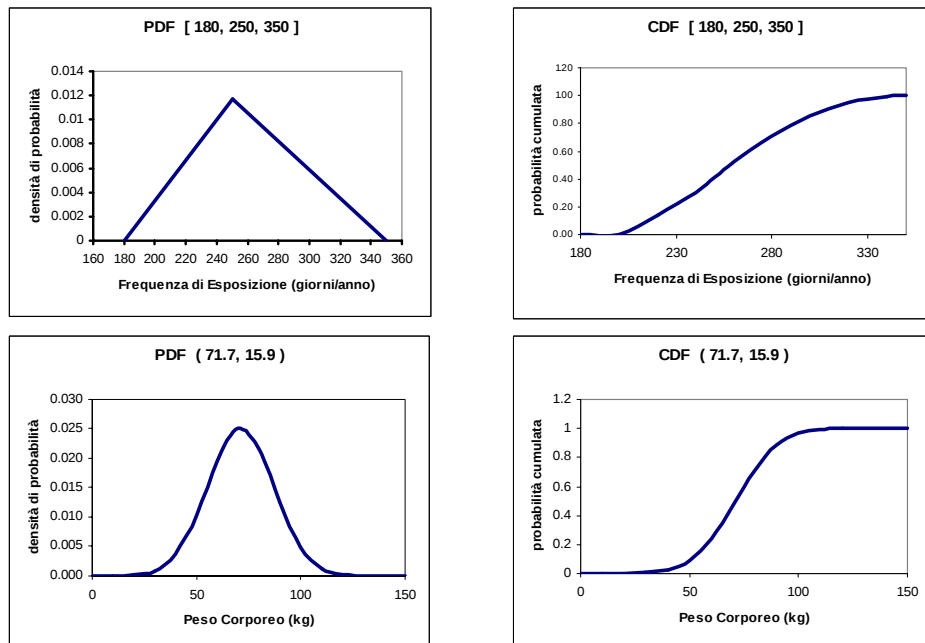


Figura 5. Distribuzioni di probabilità della frequenza di esposizione e del peso corporeo

I rischi CTE e RME sono tipicamente calcolati sommando i contributi dei diversi percorsi di esposizione, è quindi importante valutare quale di essi è dominante rispetto agli altri. La procedura prevede che per i percorsi di esposizione che danno un contributo inferiore ad un certo valore soglia, la stima puntuale può essere considerata sufficiente alla caratterizzazione del rischio. Nel caso di studio si procederà con l'analisi per entrambi i percorsi di ingestione e di inalazione, tralasciando ovviamente il contatto cutaneo che porta a valori nulli del rischio. Nella tabella 3 sono indicati i valori massimi del rischio e i contributi percentuali dei percorsi di esposizione rispetto al rischio totale, riferiti al recettore unico. È immediato notare come non esista un percorso di esposizione dominante, ma l'ingestione e l'inalazione hanno pesi confrontabili nella composizione del rischio totale. Nella figura 6 sono rappresentati i contributi percentuali al rischio totale per le diverse tipologie di recettori.

Percorsi di esposizione	Stima Puntuale CTE		Stima Puntuale RME	
	Rischio Cancerogeno	% del totale	Rischio Cancerogeno	% del totale
Ingestione	0.7292864 1E-6	43.59 %	1.8217638 1E-6	45.75 %
Inalazione	0.9438405 1E-6	56.41 %	2.1605672 1E-6	54.25 %
TOTALE	1.6731269 1E-6	100%	3.9823310 1E-6	100%

Tabella 3. Contributi percentuali al rischio totale per il recettore unico

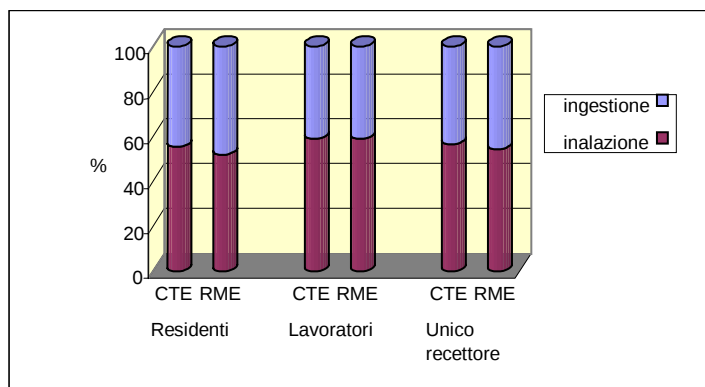


Figura 6. Contributi percentuali al rischio totale per le diverse tipologie di recettori

Il calcolo del Rapporto di Sensività (*Sensitivity Ratio SR*), denominato anche *elasticity*, è un semplice approccio nell'analisi di sensitività applicato in molti differenti modelli della scienza, ingegneria ed economia. L'applicazione di questo metodo al caso di studio permette di valutare il contributo di ogni variabile al rischio totale. SR è definito come il cambiamento percentuale nell'output (rischio) diviso per il cambiamento percentuale in una specifica variabile di input, come espresso dalla seguente relazione:

$$SR = \frac{\left(\frac{Y_2 - Y_1}{Y_1} \right) \cdot 100\%}{\left(\frac{X_2 - X_1}{X_1} \right) \cdot 100\%} \quad (5)$$

in cui:

Y_1 = valore di output conseguente ad un input X_1

Y_2 = valore di output conseguente ad un input X_2

X_1 = stima puntuale della variabile di input

X_2 = valore di input variato.

I rapporti di sensitività possono essere generalmente raggruppati in due categorie: locali (*local SR*) e globali (*range SR*), i cui valori sono di solito confrontabili. Per SR locali la variabile di input è variata di una piccola quantità, ad esempio $\pm 5\%$ della stima puntuale, ed è osservato il corrispondente cambiamento nell'output del modello. Per SR globali una variabile di input subisce una variazione dell'intero range di valori, usualmente $\pm 50\%$. La stima del rischio è considerata più sensibile a quelle variabili di input che hanno il più alto valore assoluto di SR. Nelle tabelle 4 e 5 si riportano i valori ottenuti di SR locali e globali a partire dalle stime di rischio CTE e RME. Nel caso di EF, la distribuzione è stata troncata a 365 giorni.

Variabili di input	Valore nominale RME (X_1)	Local SR ($\Delta = +5.0\%$)			Range SR ($\Delta = +50.0\%$ o max)		
		X_2	Δ nel rischio (%)	SR	X_2	Δ nel rischio (%)	SR
Rateo di inalazione (m^3/h)	1.2	1.26	2.753	0.550	1.8	27.534	0.550
EF (giorni/anno)	250	262.5	5	1	365	46	1
ED (anni)	30	31.5	5	1	45	50	1
BW (kg)	70	73.5	-2.764	-0.553	105	-19.347	-0.387

Tabella 4. Valori di SR locali e globali relativi al rischio CTE (residenti)

Variabili di input	Valore nominale	Local SR ($\Delta = +5.0\%$)	Range SR ($\Delta = +50.0\%$ o max)
--------------------	-----------------	--------------------------------	--------------------------------------

	RME (X ₁)	X ₂	Δ nel rischio (%)	SR	X ₂	Δ nel rischio (%)	SR
Rateo di inalazione (m³/h)	1.4	1.47	2.583	0.516	2.1	25.83	0.516
EF (giorni/anno)	350	365	4.28	1	365	42.8	1
ED (anni)	40	42	5	1	60	50	1
BW (kg)	70	73.5	-4.761	-0.95	105	-33.333	-0.67

Tabella 5. Valori di SR locali e globali relativi al rischio RME (residenti)

Per entrambi i casi è possibile fare le seguenti osservazioni:

1. EF ed ED sono le variabili a cui il rischio è più sensibile, poiché hanno un valore di SR pari ad 1.0, come era ovvio aspettarsi osservando la linearità delle relazioni (1) e (3).

2. BW è l' unica variabile che porta a valori differenti di SR quando si confrontano gli approcci locali e globali, vale a dire che per questo parametro SR dipende dalla percentuale di cambiamento nell'input. Inoltre BW ha un valore di SR negativo, come si poteva prevedere osservando la proporzionalità inversa rispetto al rischio.

3. Per le stime del rischio CTE, le variabili in ordine decrescente di sensitività sono:

Local SR (Δ= 5%): EF = ED > BW > IR

Range SR (Δ = 50%): EF = ED > IR > BW.

Per le stime del rischio CTE, le variabili in ordine decrescente di sensitività sono:

Local SR (Δ= 5%): EF = ED > BW > IR

Range SR (Δ = 50%): EF = ED > BW > IR.

Una variazione del rapporto di sensitività è l'Indice di Sensitività (*Sensitivity Score* SS) che corrisponde ad SR pesato con una misura normalizzata della variabilità in un parametro di input. Esempi di misure normalizzate della variabilità includono il *Coefficiente di Variazione* (rapporto tra deviazione standard e media) e il range normalizzato, cioè il range diviso per la media.

$$SensitivityScore = SR * \frac{\sigma}{\mu} \quad \text{oppure} \quad SensitivityScore = SR * \frac{(\max - \min)}{\mu} \quad (6)$$

Normalizzando la misura della variabilità (cioè dividendo per la media), questo metodo effettivamente pesa i rapporti (*ratios*) in una maniera che è indipendente dalle unità della variabile di input, e fornisce un metodo più robusto di “*ranking contributions*” alla stima del rischio rispetto al rapporto di sensitività da solo. Generalmente le variabili con Coefficienti di Variazione più alti sono quelle alle quali il rischio totale è più sensibile.

Variabili di Input	Valore nominal e RME	CV (SD/Media)	Local SR (Δ =5 %)		Range SR (Δ =50 %)	
			SR	Score	SR	Score
Rateo di inalazione (m³/h)	1.4	0.507	0.516	0.261	0.516	0.261
EF (giorni/anno)	350	0.13	1	0.13	1	0.13
ED (anni)	40	0.16	1	0.16	1	0.16
BW (kg)	70	0.22	-0.95	-0.209	-0.67	-0.147

Tabella 6. Valori di *Sensitivity Score* relativi al rischio RME (residenti)

Esaminando i valori degli indici di sensitività (Tabella 6), i parametri risultano nel seguente ordine decrescente di sensitività:

Indice basato su SR locale (Δ= 5%): IR > BW > ED > EF

Indice basato su SR globale (Δ = 50%): IR > ED > BW > EF.

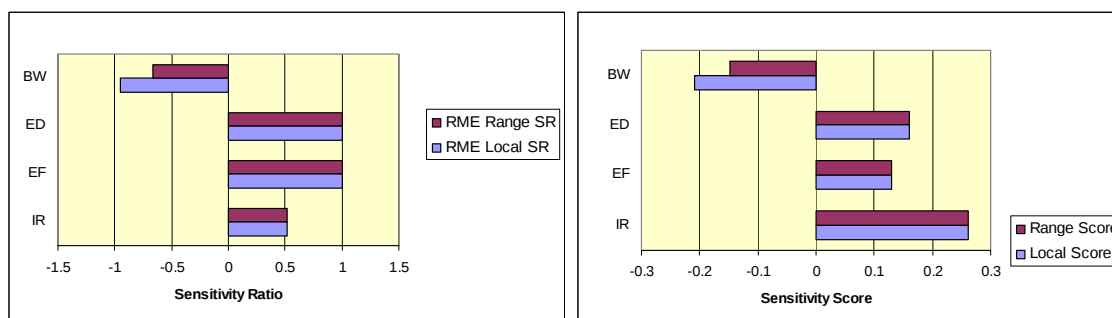


Figura 7 Rappresentazione grafica dei SR e SS per il Reasonable Maximum Exposure Risk

L'analisi di sensitività conduce dunque a risultati di tipo diverso se si confrontano i due approcci: il calcolo dei rapporti di sensitività suggerisce che le variabili più influenti siano EF ed ED, mentre il più robusto approccio con gli indici di sensitività porta a definire come variabili più influenti il rateo di inalazione (e di ingestione). Per tale ragione potrebbe essere interessante approfondire il contributo di queste variabili con un'analisi di secondo livello, al fine di confrontare i "sensitivity scores" ottenuti con i "correlation coefficients" che è possibile ricavare nel Tier 2.

6. CONCLUSIONI

Il sistema EHHRA-GIS, con i miglioramenti apportati, costituisce un valido strumento per gestire tutti i passi della procedura per la stima del rischio per la salute umana; le sue potenzialità permettono di assistere i risk managers nell'analisi dei dati di rischio, valutando l'efficacia delle diverse opzioni per la riduzione del rischio e selezionando e progettando le strategie che determineranno la maggior riduzione del rischio. Si è analizzato un caso applicativo ad un sito reale al fine di mettere in evidenza le potenzialità dello strumento e si è utilizzato il caso esemplificativo per sottolineare infine l'importanza di caratterizzare la variabilità e l'incertezza dei parametri che intervengono nei calcoli, per determinare come essi influiscano sulla stima complessiva del rischio. L'integrazione dell'approccio probabilistico con i metodi deterministici all'interno di EHHRA-GIS, rappresenta uno sviluppo considerevole che permette all'utente di disporre di un sistema a supporto delle decisioni nelle diverse scelte legate alla gestione e bonifica delle aree industriali contaminate.

7. BIBLIOGRAFIA

- [1] National Academy of Sciences (NAS), *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the process*, National Academy Press, Washington, D.C. (1983)
- [2] USEPA, *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A)*, OERR, Washington, D.C. (1989)
- [3] USEPA, *Solid waste and Emergency Response. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities*, Volume I, II, III (1998)
- [4] USEPA, *Exposure Factors Handbook*, Office of Research and Development, NCEA (1997)
- [5] University of California Davis, *CalTOX, A Multimedia Total Exposure Model For Hazardous-Waste Sites, Part I: Executive Summary*, Lawrence Livermore National Laboratory (1994)
- [6] USEPA, *Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities* (1998)
- [7] USEPA, *User's Guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models for use in the multimedia, multipathway and multireceptor risk assessment (3MRA) for HWIR 99*, Office of solid waste (1999)
- [8] S. Bagli, G. Spadoni, *Ehhra-gis: environmental and human health risk assessment using Gis*, Proc. of ESREL 2000, SRA-EUROPE annual conference, Edinburgh (UK), II: 1415-1420, (2000)
- [9] S. Bagli, G. Spadoni, *Ehhra-gis: un sistema informativo geografico per valutare il rischio per la salute umana*, Ingegneria Ambientale, 31, 9 (2002)
- [10] USEPA, *Policy For Use Of Probabilistic Analysis In Risk Assessment at the U.S. Environmental Protection Agency*, (1997)
- [11] USEPA, *RAGS Volume 3 Part A - Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment*, (2001)