

### 5.3.5 Risultati

#### *Rischio individuale*

Per gli inquinanti cancerogeni la Tab. 5.17 riassume il valore del rischio individuale medio stimato nell'area di studio e per ogni percorso di esposizione. Si ricorda che il rischio individuale rappresenta l'incremento di probabilità, rispetto a quella di base già esistente, che nel soggetto, esposto per tutto il corso della vita media alle emissioni degli impianti, si sviluppi il fenomeno tumorale.

Per le diossine il rischio individuale medio risulta dell'ordine di  $10^{-9}$  e quello massimo dell'ordine di  $10^{-8}$ , con un contributo largamente dominante dell'esposizione attraverso la catena alimentare (Fig. 5.17), a conferma del ruolo rilevante dei percorsi indiretti nel determinare i valori di rischio attesi per tali sostanze. Nell'ambito dei tre percorsi espositivi legati alla catena alimentare che sono stati esaminati (assunzione di prodotti ortivi, di cereali e di prodotti di origine animale), quello animale risulta dominante, rappresentando da solo oltre il 50 % del rischio individuale. Si ricorda che nella valutazione è stato considerato sia il consumo di carne bovina che quello di latte, caratterizzati peraltro da valori di rischio pressoché analoghi.

Nel caso del cadmio i corrispondenti valori risultano dello stesso ordine di grandezza di quelli rilevati per le diossine, pur se leggermente più elevati, con un rischio massimo pari ad un incremento di probabilità di  $8,5 \cdot 10^{-8}$  ed un rischio medio di  $6,2 \cdot 10^{-9}$ . Contrariamente a quanto stimato per le diossine, i livelli risultanti sono essenzialmente da attribuirsi all'esposizione per inalazione diretta di aria inquinata (72,4 %), con un contributo dei percorsi di esposizione indiretta meno rilevante (Fig. 5.18). Tale differenza è riconducibile alla minor possibilità di sviluppo dell'effetto tossico attraverso i percorsi indiretti che caratterizza il cadmio: i valori di "cancer potency" assunti per l'inalazione risultano infatti superiori di due ordini di grandezza rispetto a quelli relativi alle esposizioni indirette.

Il rischio individuale complessivo associato alle emissioni di inquinanti cancerogeni, stimato considerando la semplice additività degli effetti (senza alcuna sinergia o antagonismo), presenta un valore medio pari ad  $1 \cdot 10^{-8}$ , imputabile a diossine e cadmio secondo rapporti pressoché analoghi; questo significa che i ruoli dell'esposizione attraverso l'inalazione e attraverso la catena alimentare risultano tra di loro molto simili, e responsabili di circa il 93 % del rischio, mentre il restante 7 % è associato all'ingestione accidentale di suolo e all'assorbimento cutaneo (Fig. 5.19).

E' interessante osservare come il risultato ottenuto sia una conseguenza dell'imposizione dei nuovi limiti all'emissione fissati con il Decreto 503/97. Infatti tale Decreto ha ridotto drasticamente i valori massimi relativi alle diossine (di circa 800 volte), mentre la riduzione per gli altri microinquinanti (tra cui il cadmio) è risultata molto più modesta. La conseguenza è che, mentre in precedenti valutazioni (Cernuschi et al., 2000) il rischio appariva associato pressoché totalmente all'emissione di diossine e, conseguentemente, alla catena alimentare, nel caso del presente studio il ruolo dei due elementi risulta paritetico, così come, nel complesso, il ruolo dei due percorsi principali (inalazione e catena alimentare).

La distribuzione dei valori stimati nell'area di studio, riportata nelle Figg. 5.20-36, mostra una distribuzione del rischio individuale fortemente correlata alla diffusione atmosferica degli inquinanti per quanto riguarda i percorsi di inalazione, assorbimento cutaneo e ingestione di suolo. Risultano dunque caratterizzate da livelli di rischio leggermente più elevati le aree situate a nord dell'impianto. Il percorso legato alla catena alimentare (Figg. 5.30 e 5.31) mostra invece una distribuzione molto più omogenea all'interno dell'area di studio. La distribuzione del rischio individuale totale risente quindi, per gli inquinanti cancerogeni, della somma dei due effetti,

presentando, nell'ambito di una certa uniformità territoriale, valori leggermente più elevati nella metà settentrionale dell'area (Fig. 5.36).

Sia in termini di valor medio che del massimo stimato per l'area ( $1,0 \cdot 10^{-7}$ ) il rischio individuale appare estremamente contenuto, considerando anche le ipotesi cautelative adottate nella procedura di stima, collocandosi su livelli inferiori all'intervallo di riferimento considerato accettabile in ambito normativo a livello internazionale ( $10^{-5}$ - $10^{-6}$ ) (Clean Air Act Amendments, 1990).

Anche per quanto riguarda gli inquinanti non cancerogeni (piombo e mercurio) i valori di rischio stimati per l'area, valutati in base al confronto con i dati di dosi di riferimento (RfD) e riportati in Tab. 5.18, appaiono estremamente contenuti. Nel caso del piombo, l'impatto diretto per inalazione rappresenta il contributo dominante (53 %), seguito dall'ingestione di suolo (44 %); per il mercurio, come già accennato, il percorso dell'inalazione è stato l'unico considerato nella valutazione, data la natura essenzialmente gassosa dell'emissione che lo caratterizza.

Tabella 5.17: Rischio individuale per inquinanti cancerogeni stimato per l'area di studio

Inquinante	Rischio individuale					
	Valore medio per l'area					Valore massimo
	Inalazione	Assorbimento cutaneo	Ingestione di suolo	Catena alimentare	Totale	
PCDD/F (TEQ)	2.2°-10 (5.2 %)	5.4°-11 (1.3 %)	4.7°-10 (11.1 %)	3.5°-09 (82.3 %)	4.2°-09 (100 %)	3.7°-08
Cadmio	4.5°-09 (72.4 %)	5.0E-12 (0.1 %)	1.2°-10 (2.0 %)	1.6°-09 (25.5 %)	6.2°-09 (100 %)	8.5°-08
PCDD/F (TEQ) + Cd	4.7°-09 (45.2 %)	5.9°-11 (0.6 %)	5.9°-10 (5.7 %)	5.1°-09 (48.6 %)	1.0E-08 (100 %)	1.0E-07

Tabella 5.18: Rischi stimati per inquinanti non cancerogeni

Inquinante	Valore medio per l'area				Valore massimo
	Inalazione	Assorbimento cutaneo	Ingestione di suolo	Totale	
Piombo	1,7°-05 (53%)	5,9°-07 (3%)	1,4°-05 (44%)	3,2°-05	8,7°-04
Mercurio	1,5°-06	-	-	1,5°-06	4,6°-06

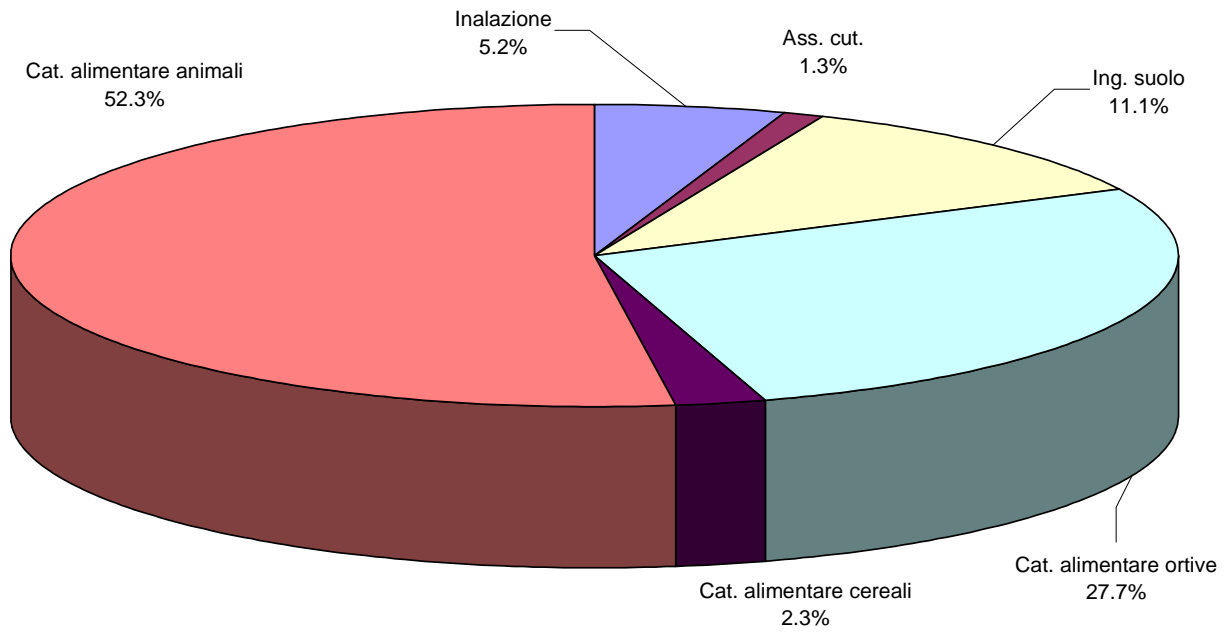
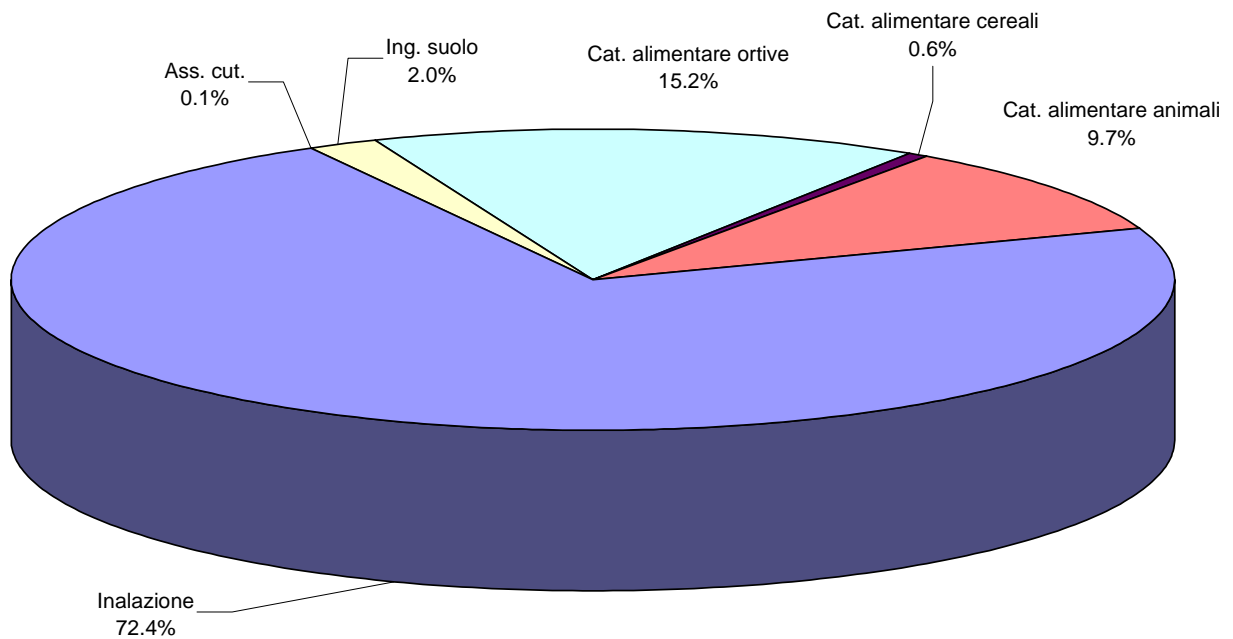
*Figura 5.17: Rischio individuale associato alle diossine. Ruolo dei diversi percorsi di impatto**Figura 5.18: Rischio individuale associato al cadmio. Ruolo dei diversi percorsi di impatto*

Figura 5.19: Rischio individuale totale (diossine + cadmio). Ruolo dei diversi percorsi di impatto

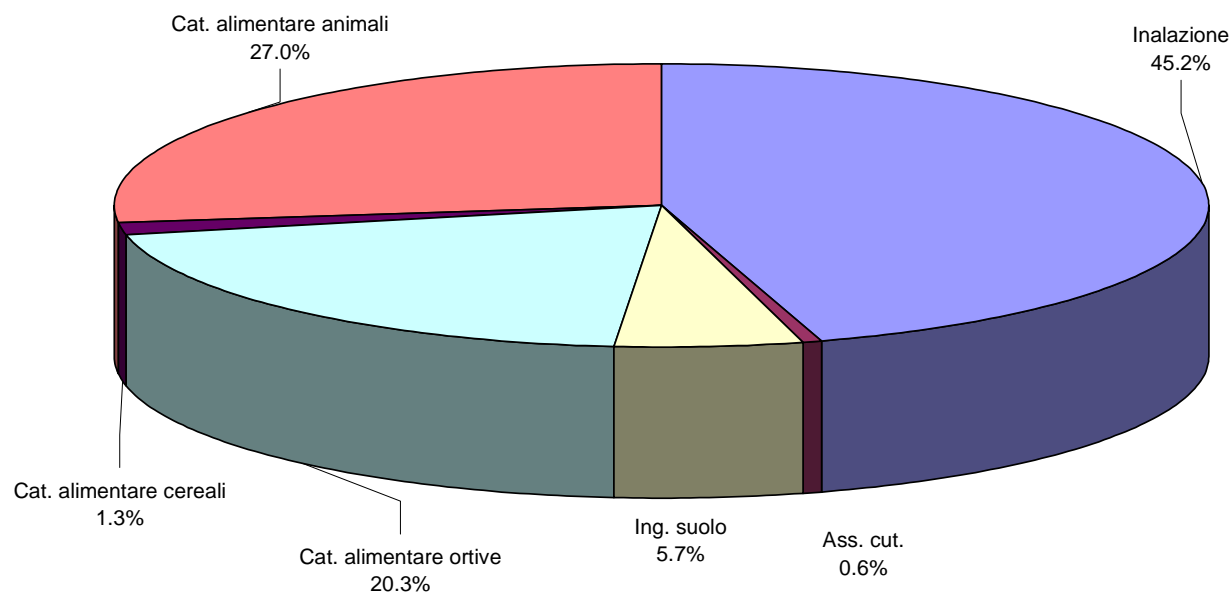
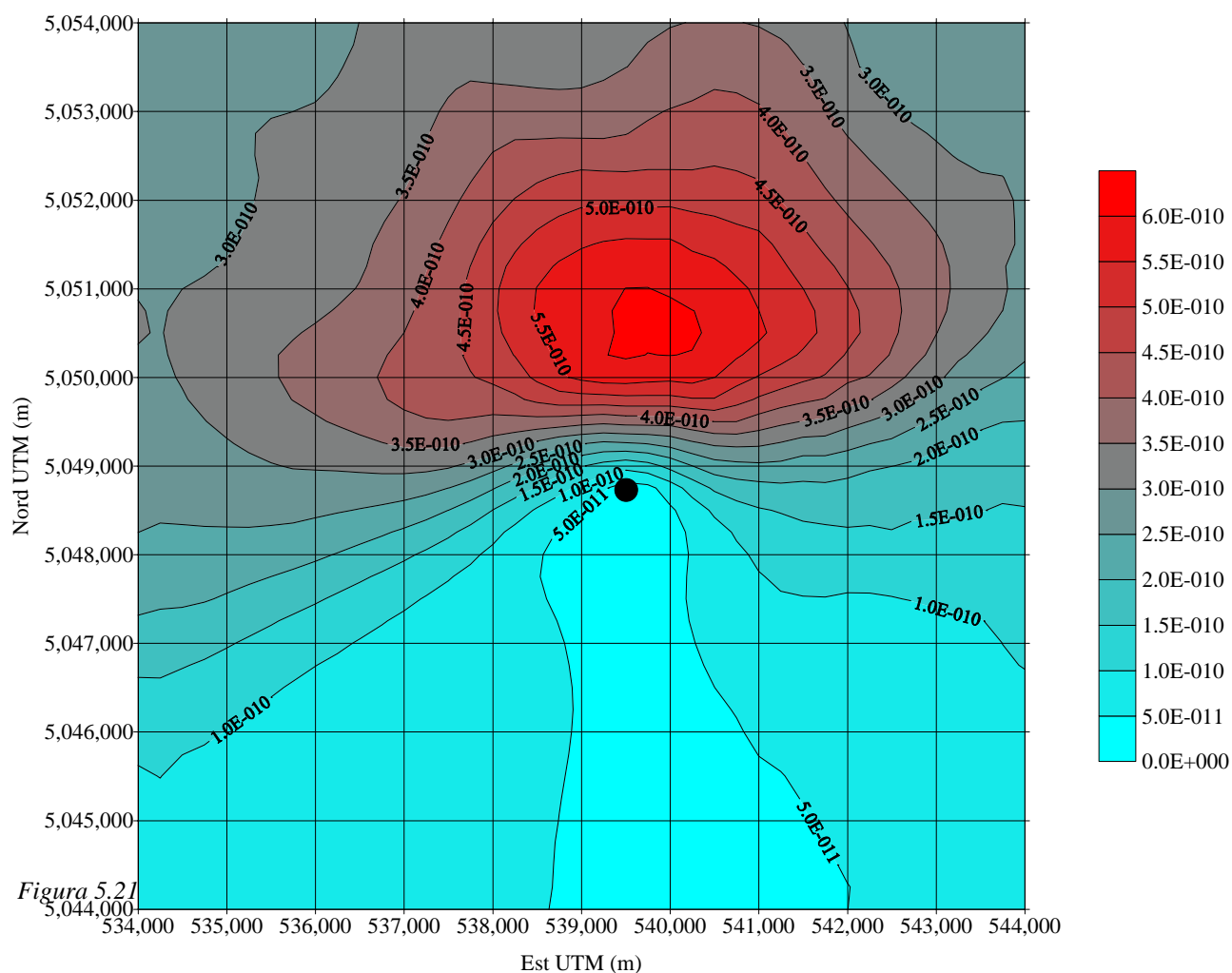
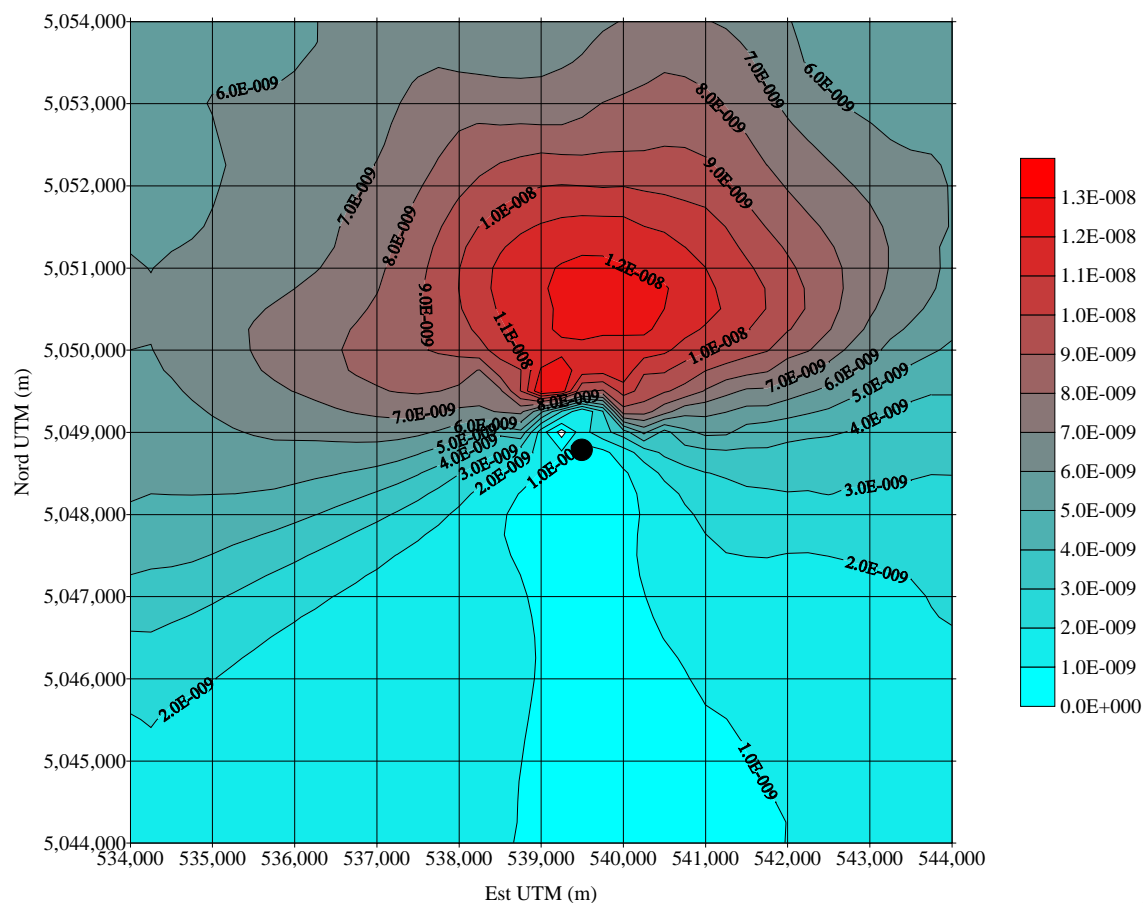


Figura 5.20. PCDD/F (I-TEQ): Distribuzione del rischio individuale per inalazione





Figura

### 5.22. Piombo: Distribuzione del rischio individuale per inalazione

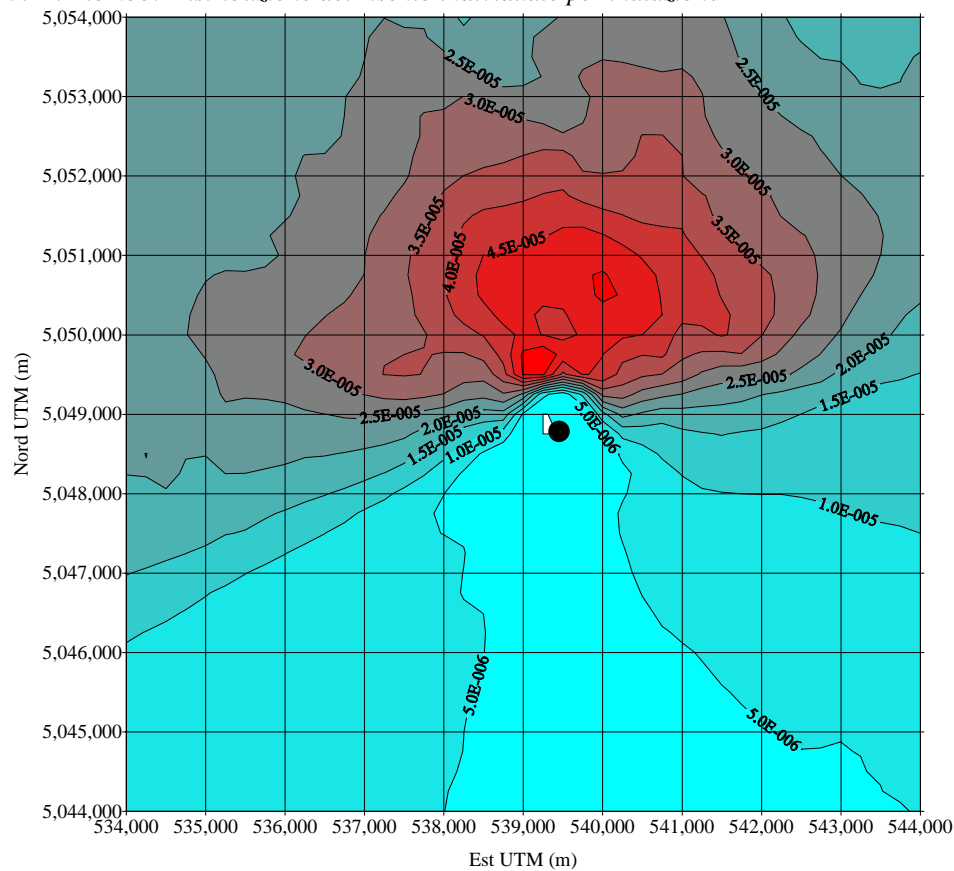


Figura 5.23. Mercurio: Distribuzione del rischio individuale per inalazione

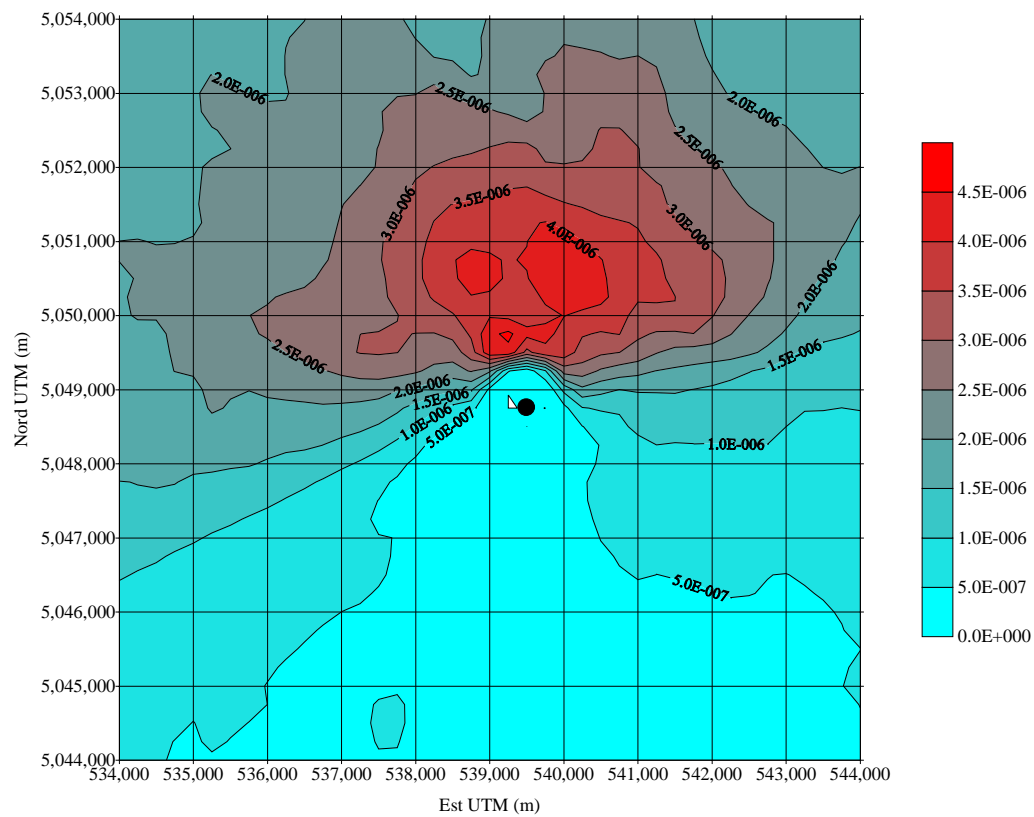


Figura 5.24. PCDD/F (I-TEQ): Distribuzione del rischio individuale per assorbimento cutaneo

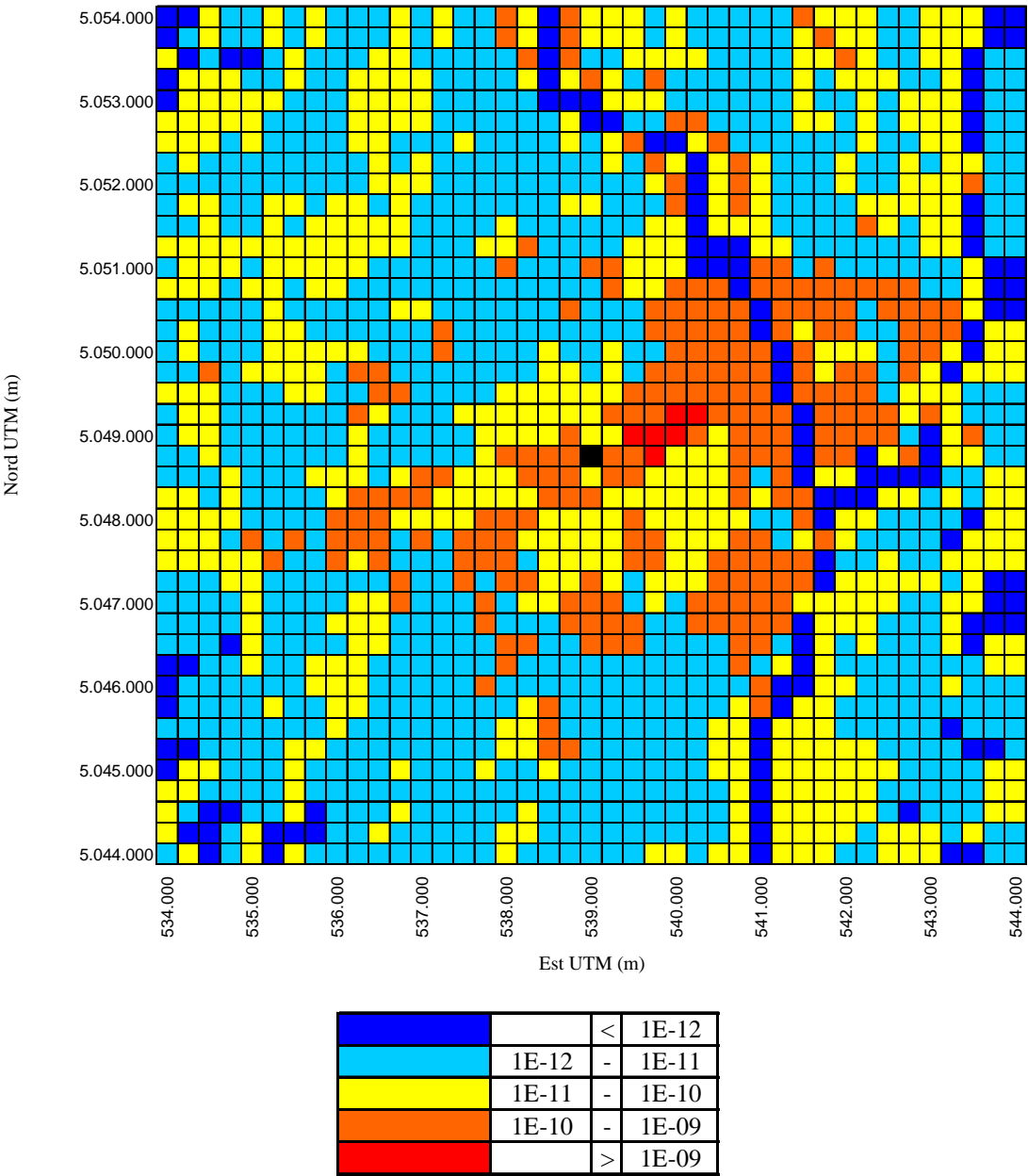


Figura 5.25. Cadmio: Distribuzione del rischio individuale per assorbimento cutaneo

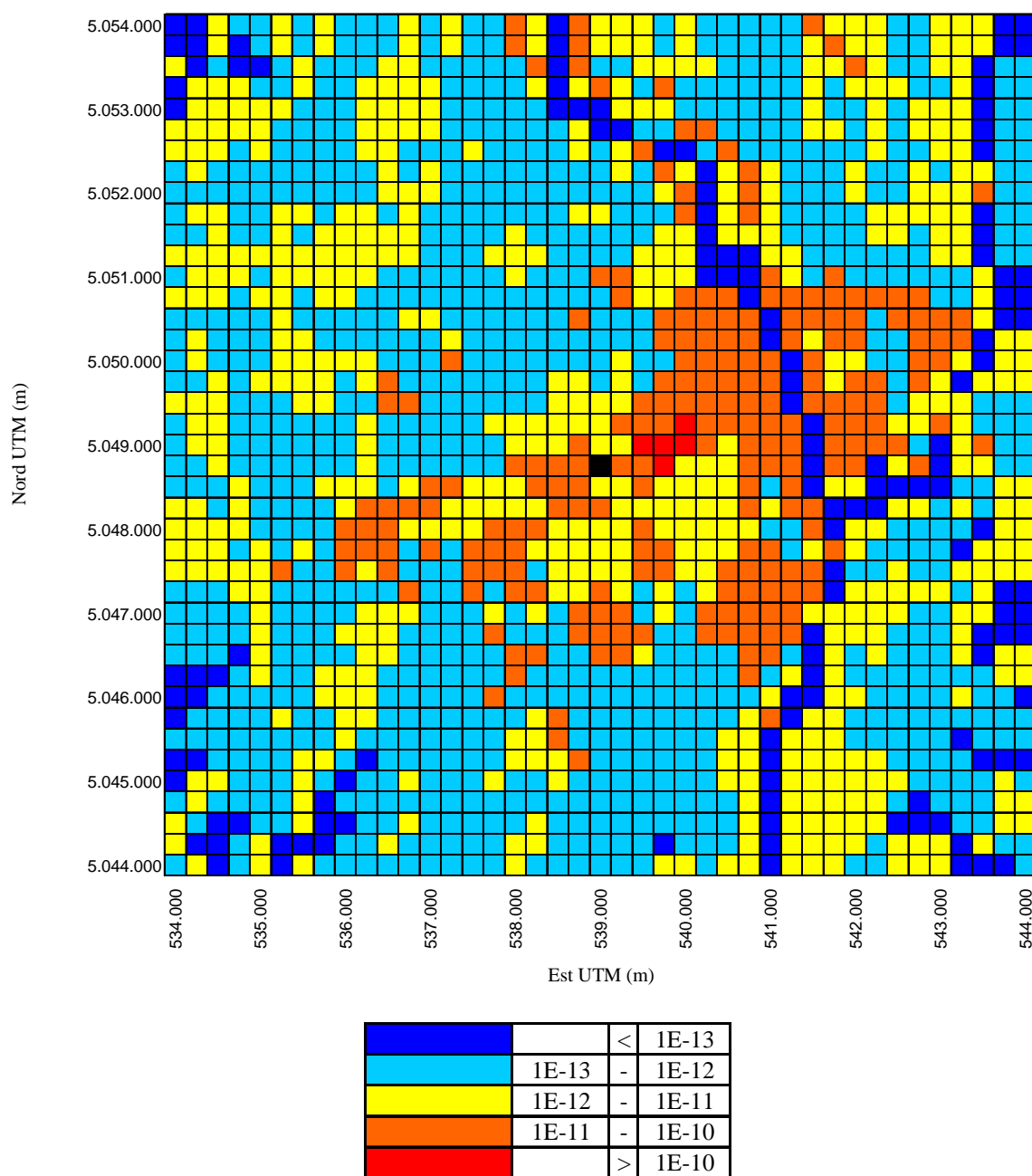


Figura 5.26. Piombo: Distribuzione del rischio individuale per assorbimento cutaneo



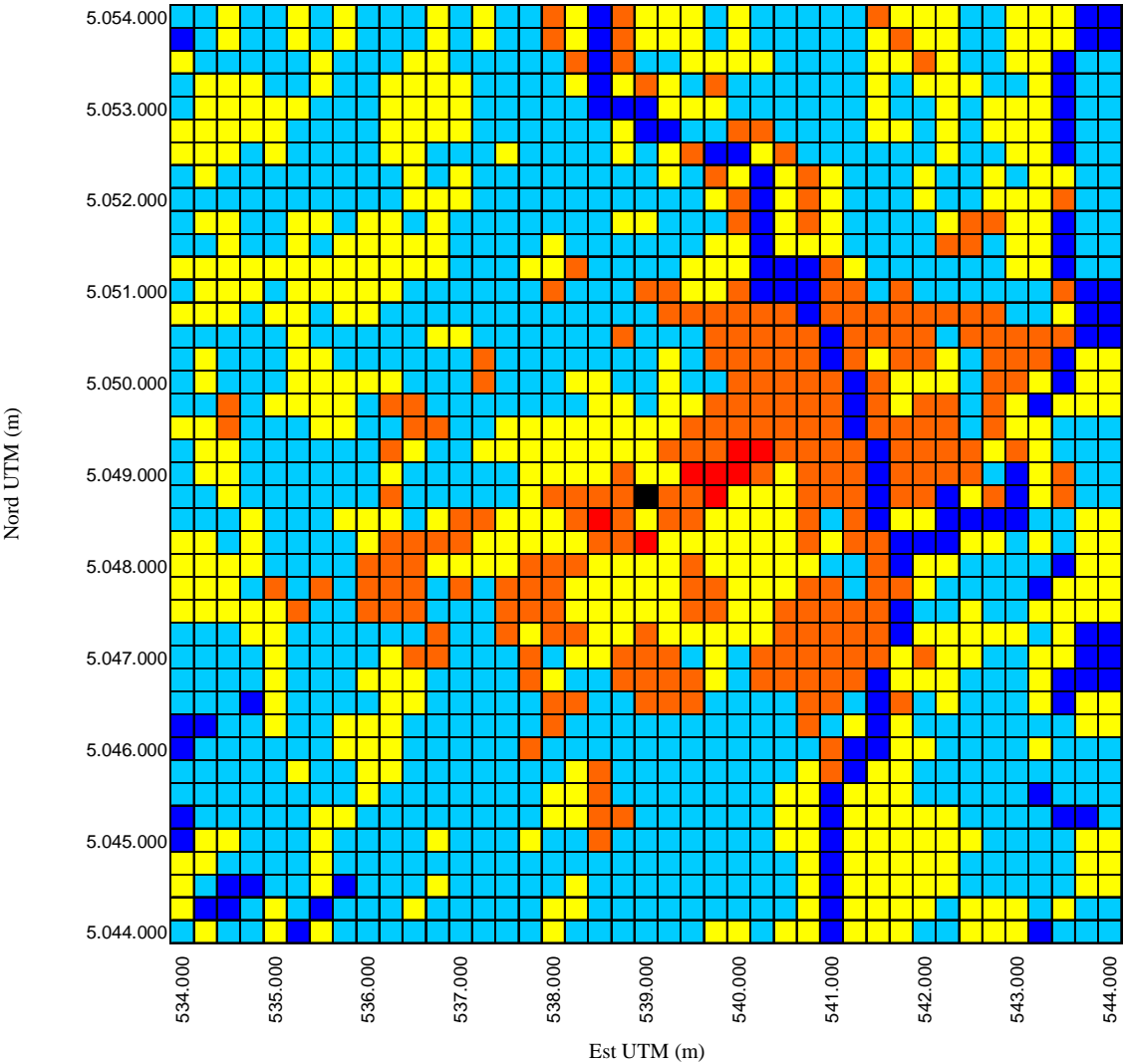
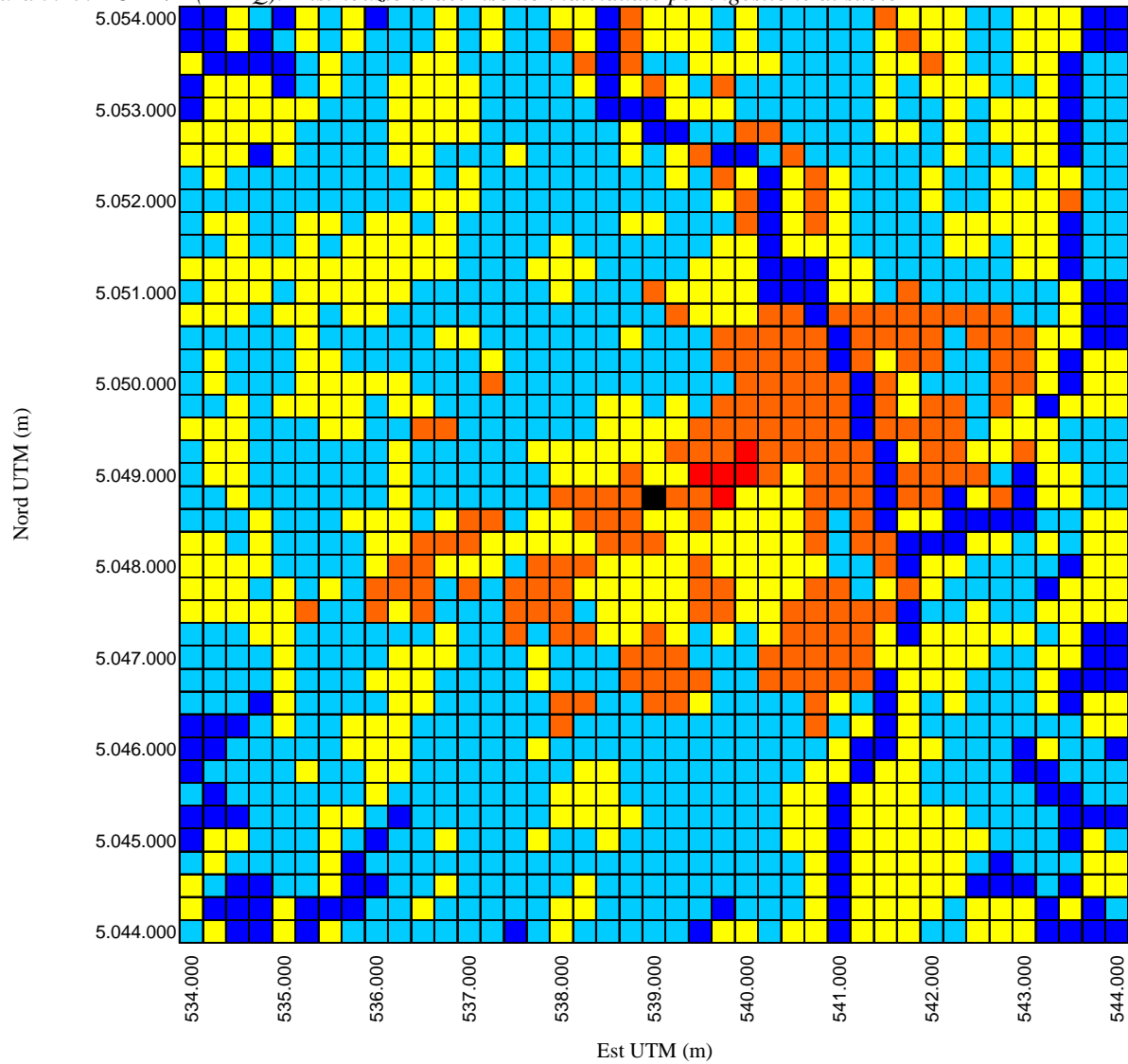


Figura 5.27. PCDD/F (I-TEQ): Distribuzione del rischio individuale per ingestione di suolo



	<	1E-11
1E-11	-	1E-10
1E-10	-	1E-09
1E-09	-	1E-08
>		1E-08

Figura 5.28. Cadmio: Distribuzione del rischio individuale per ingestione di suolo

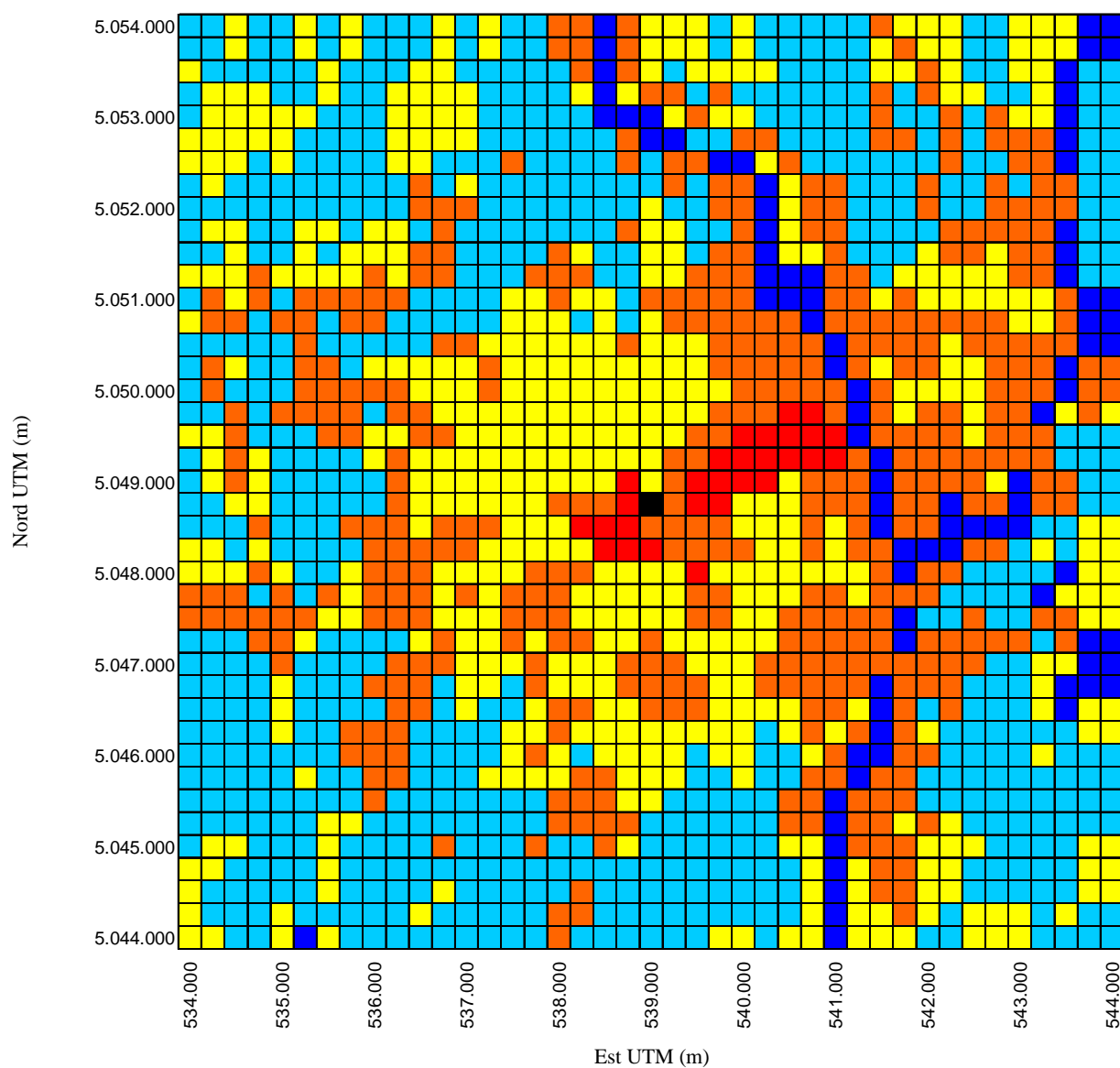
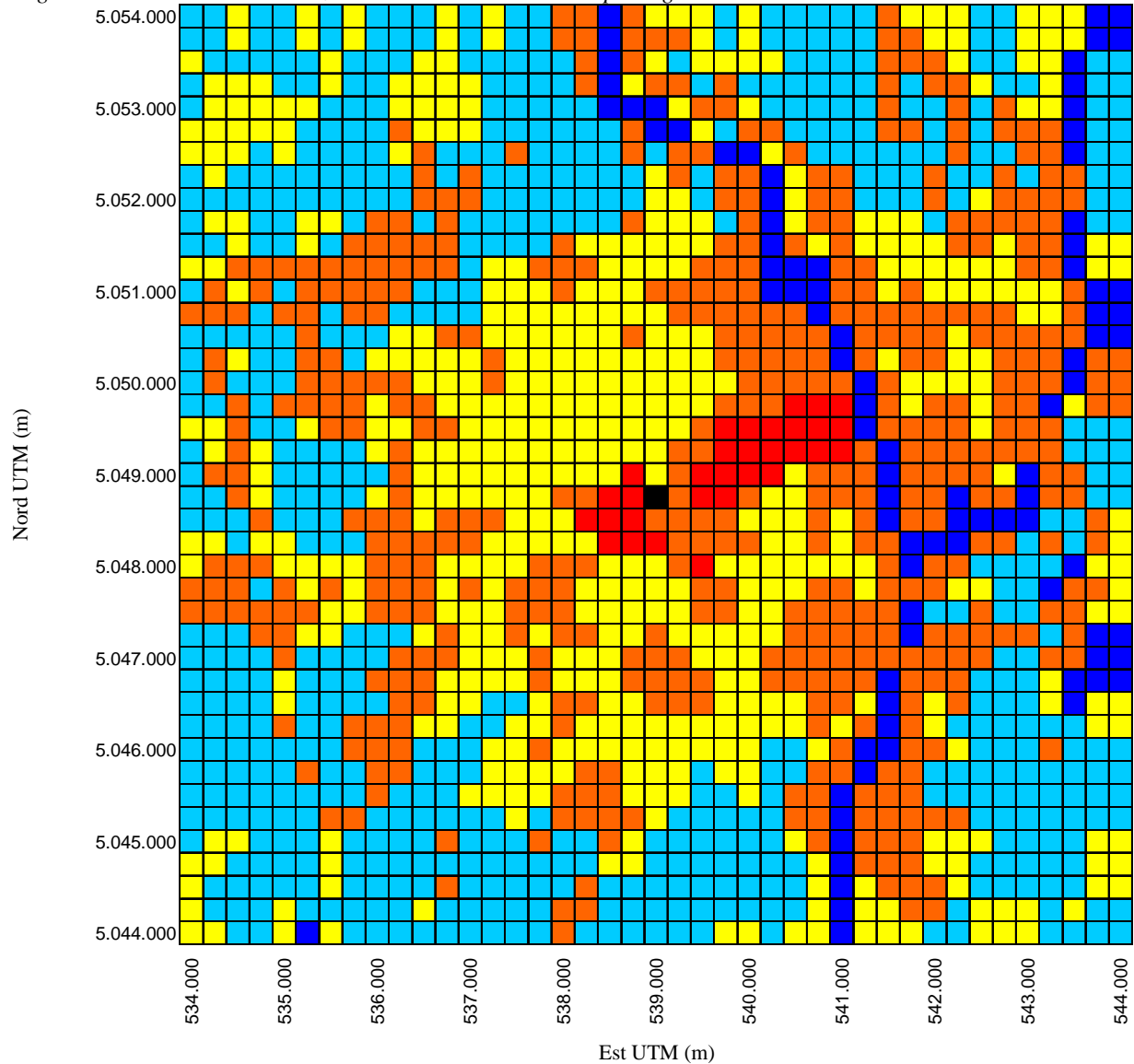
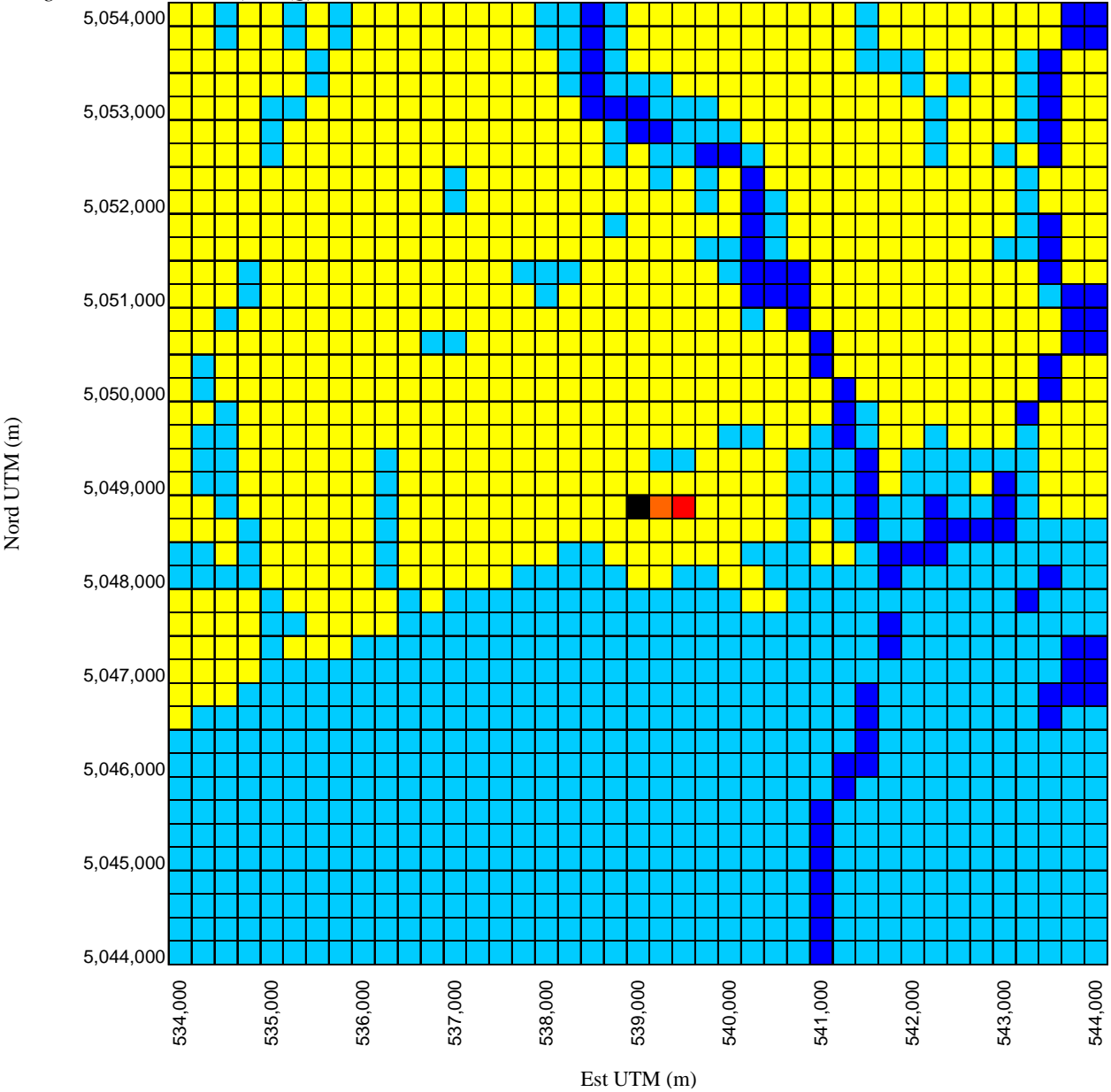


Figura 5.29. Piombo: Distribuzione del rischio individuale per ingestione di suolo



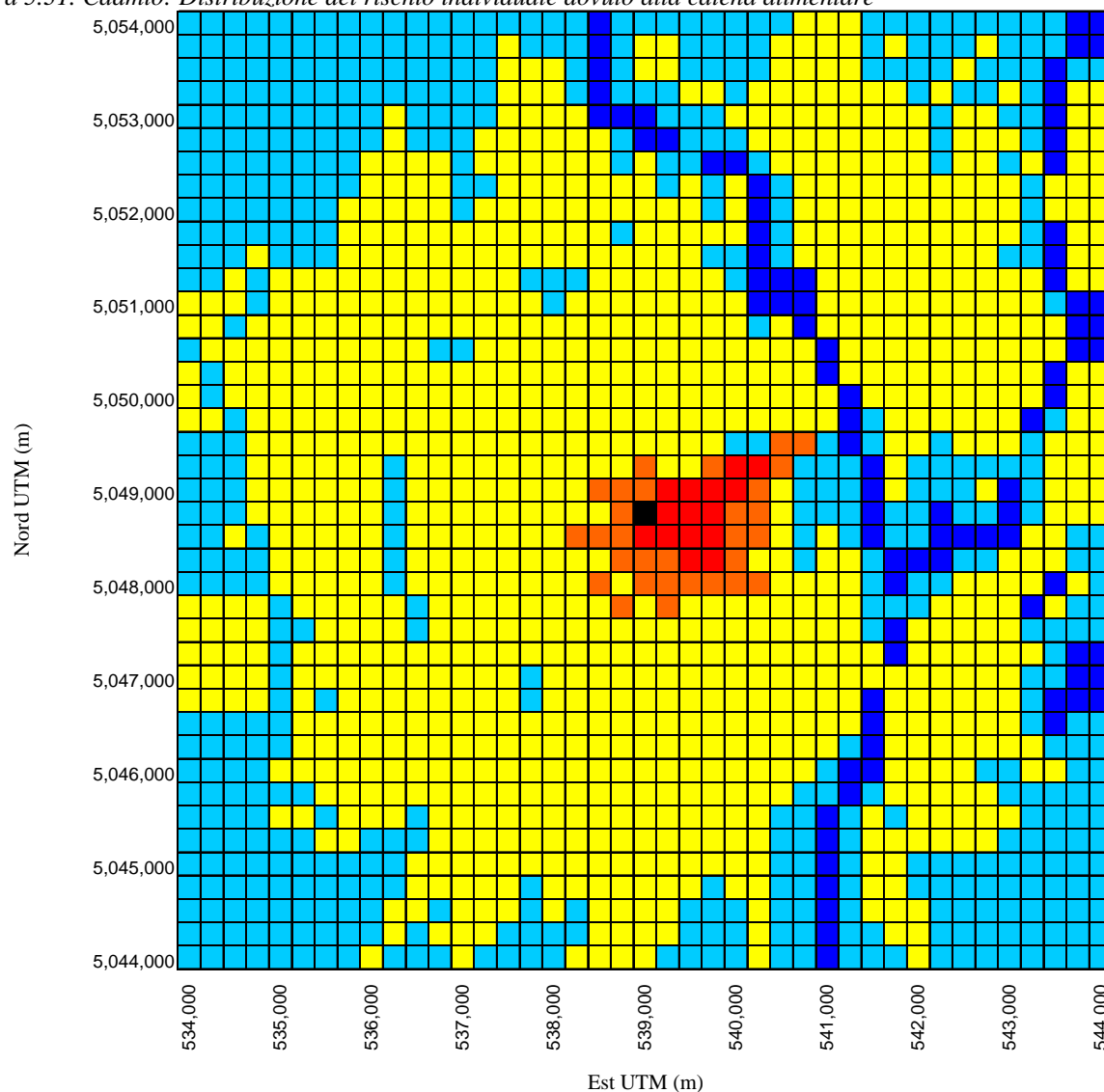
		<	1E-07
	1E-07	-	1E-06
	1E-06	-	1E-05
	1E-05	-	1E-04
		>	1E-04

Figura 5.30. PCDD/F (I-TEQ): Distribuzione del rischio individuale dovuto alla catena alimentare



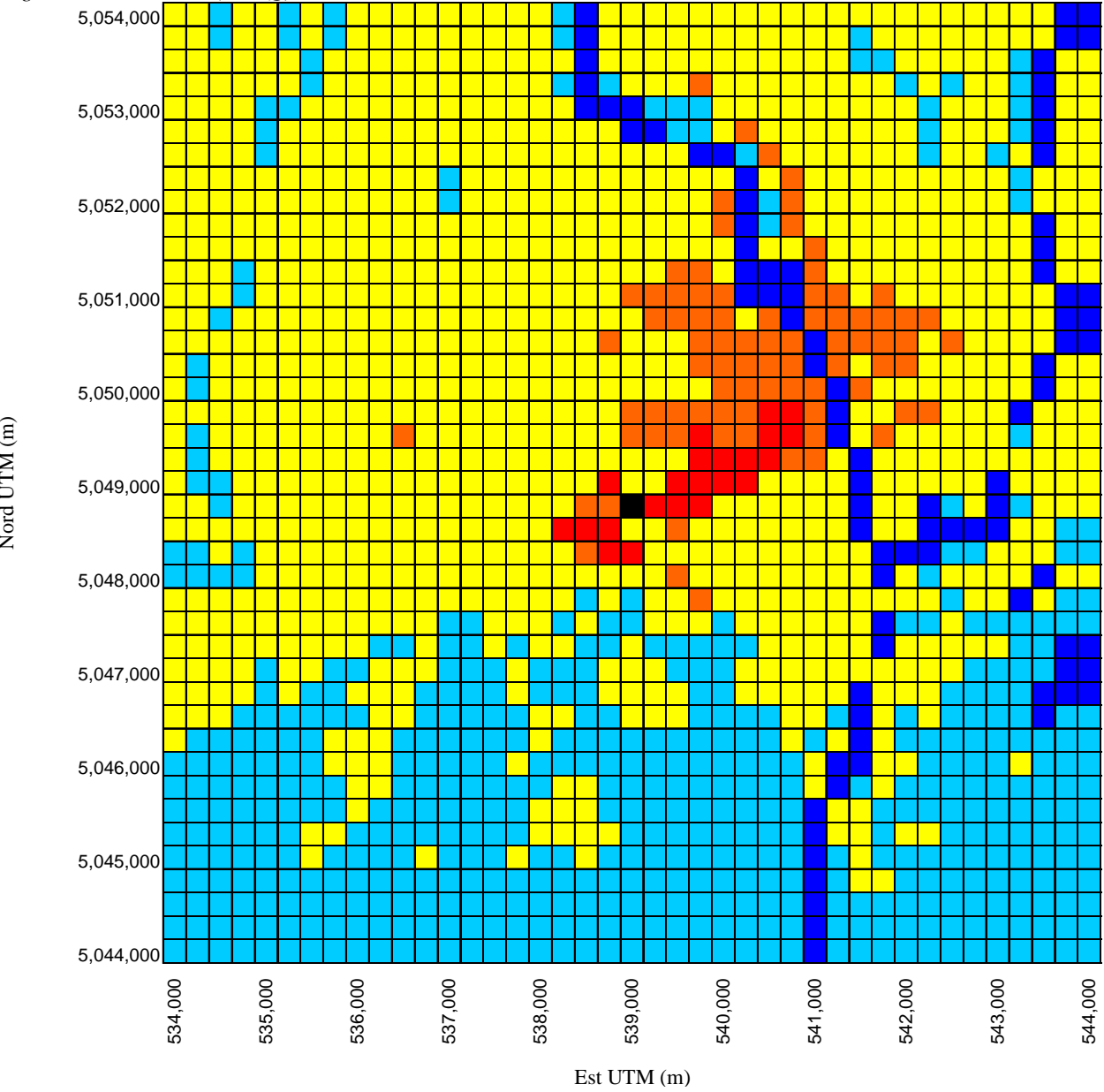
		<	1.00E-09
	1.00E-09	-	3.33E-09
	3.33E-09	-	6.67E-09
	6.67E-09	-	1.00E-08
		>	1.00E-08

Figura 5.31. Cadmio: Distribuzione del rischio individuale dovuto alla catena alimentare



		<	5.00E-10
	5.00E-10	-	1.00E-09
	1.00E-09	-	5.00E-09
	5.00E-09	-	1.00E-08
		>	1.00E-08

Figura 5.32. PCDD/F (I-TEQ): Distribuzione del rischio individuale totale



		<	1.0E-09
	1.0E-09	-	3.3E-09
	3.3E-09	-	6.6E-09
	6.6E-09	-	1.0E-08
		>	1.0E-08

Figura 5.33. Cadmio: Distribuzione del rischio individuale totale

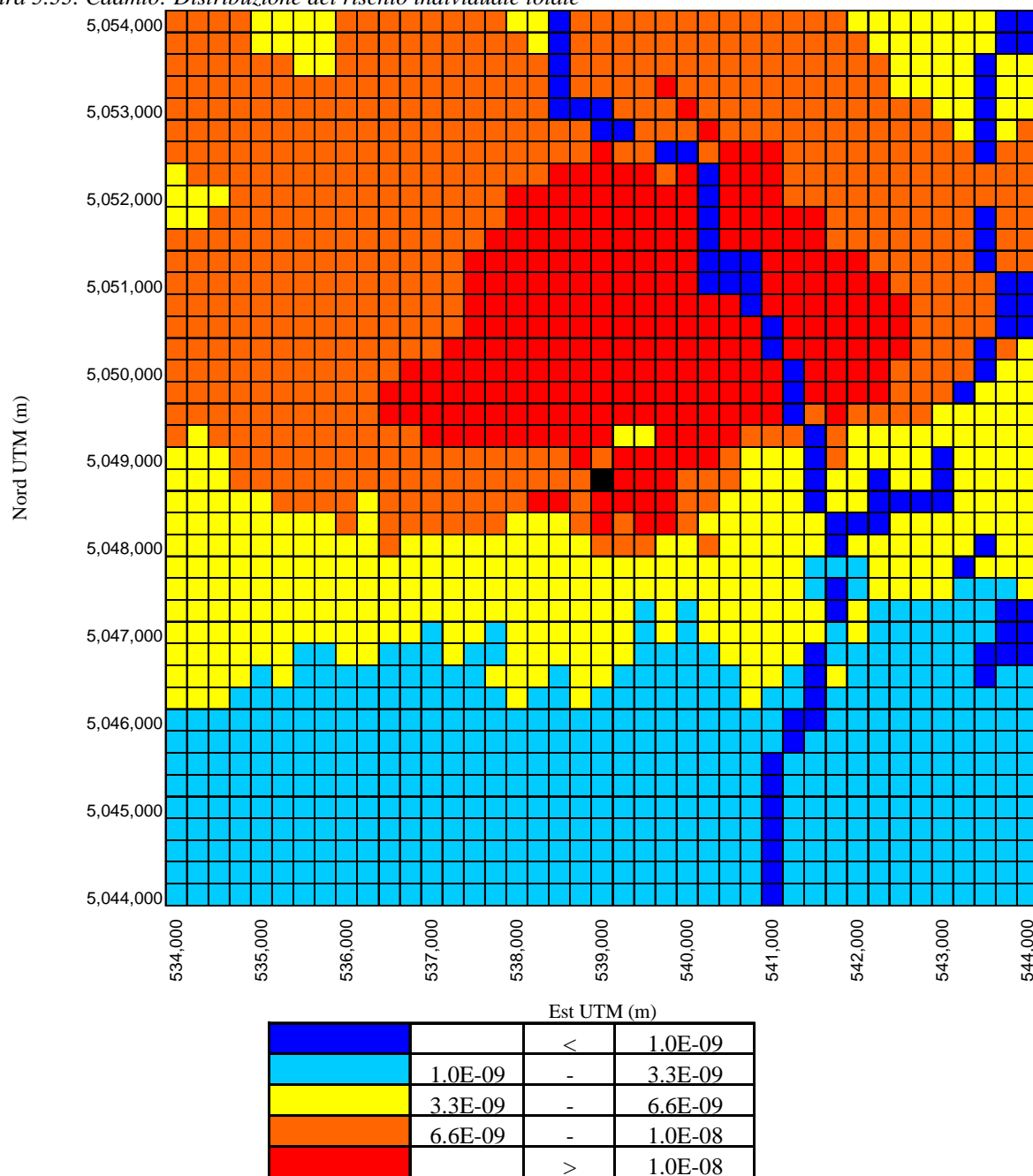
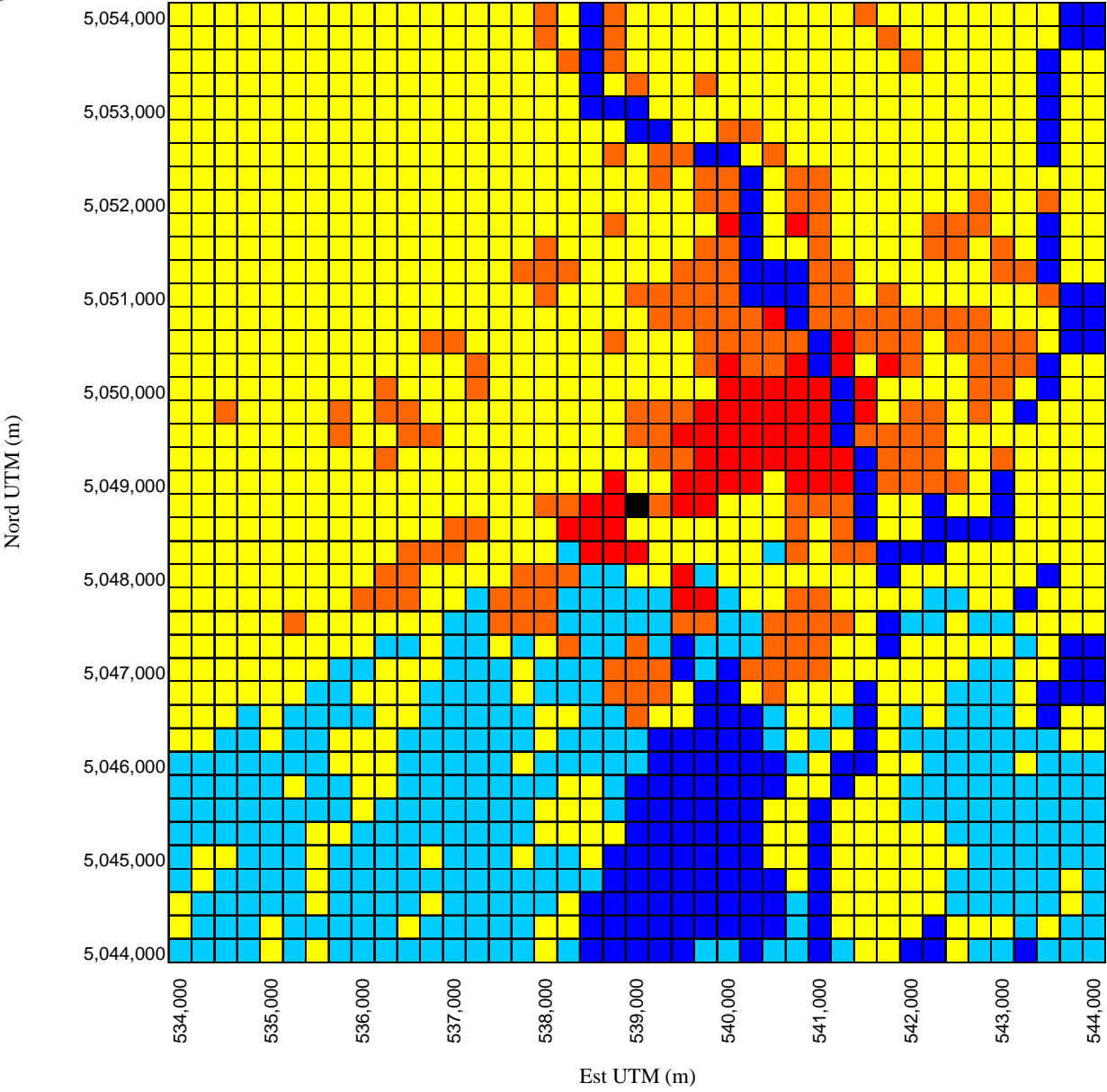


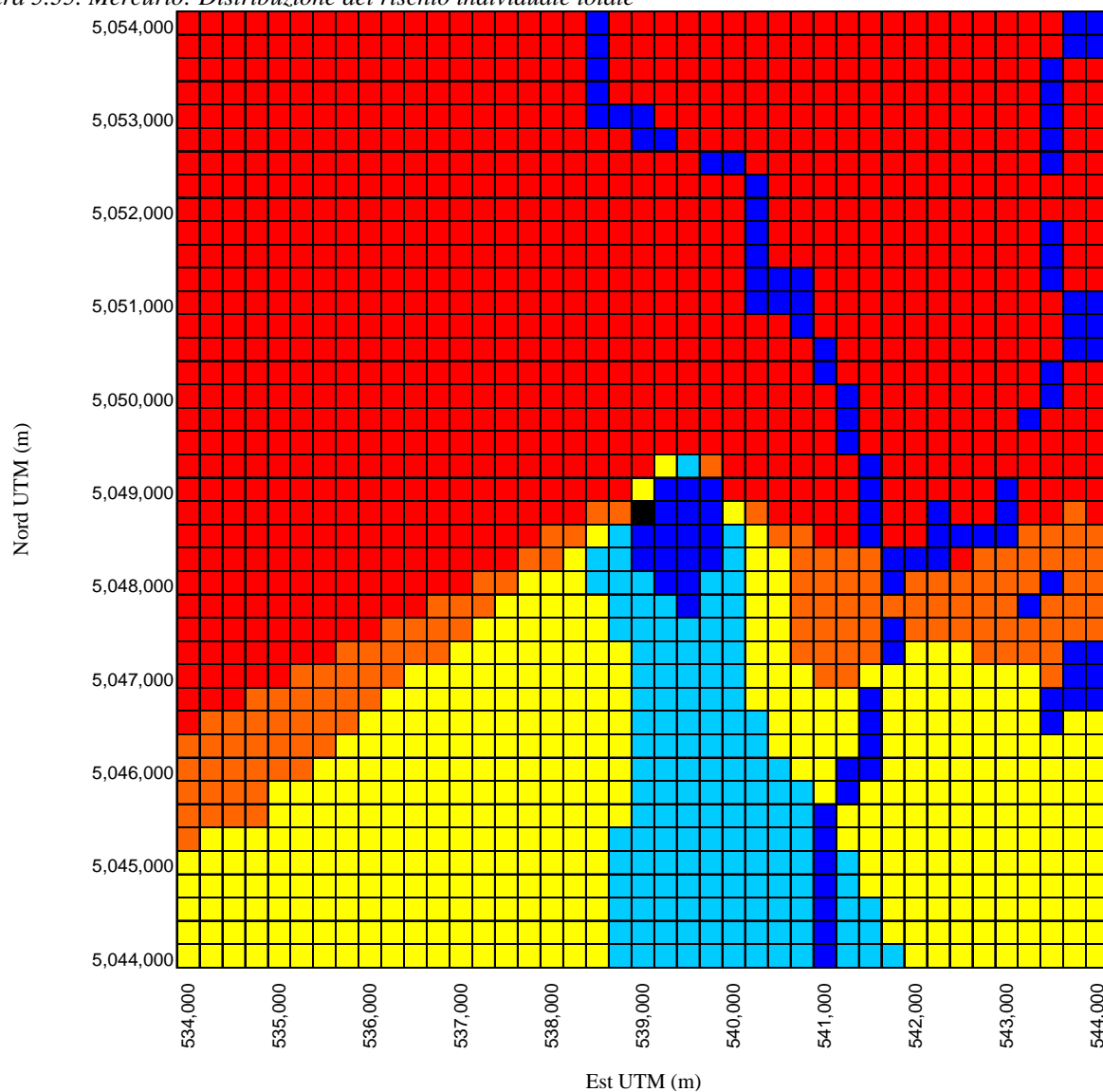


Figura 5.34. Piombo: Distribuzione del rischio individuale totale



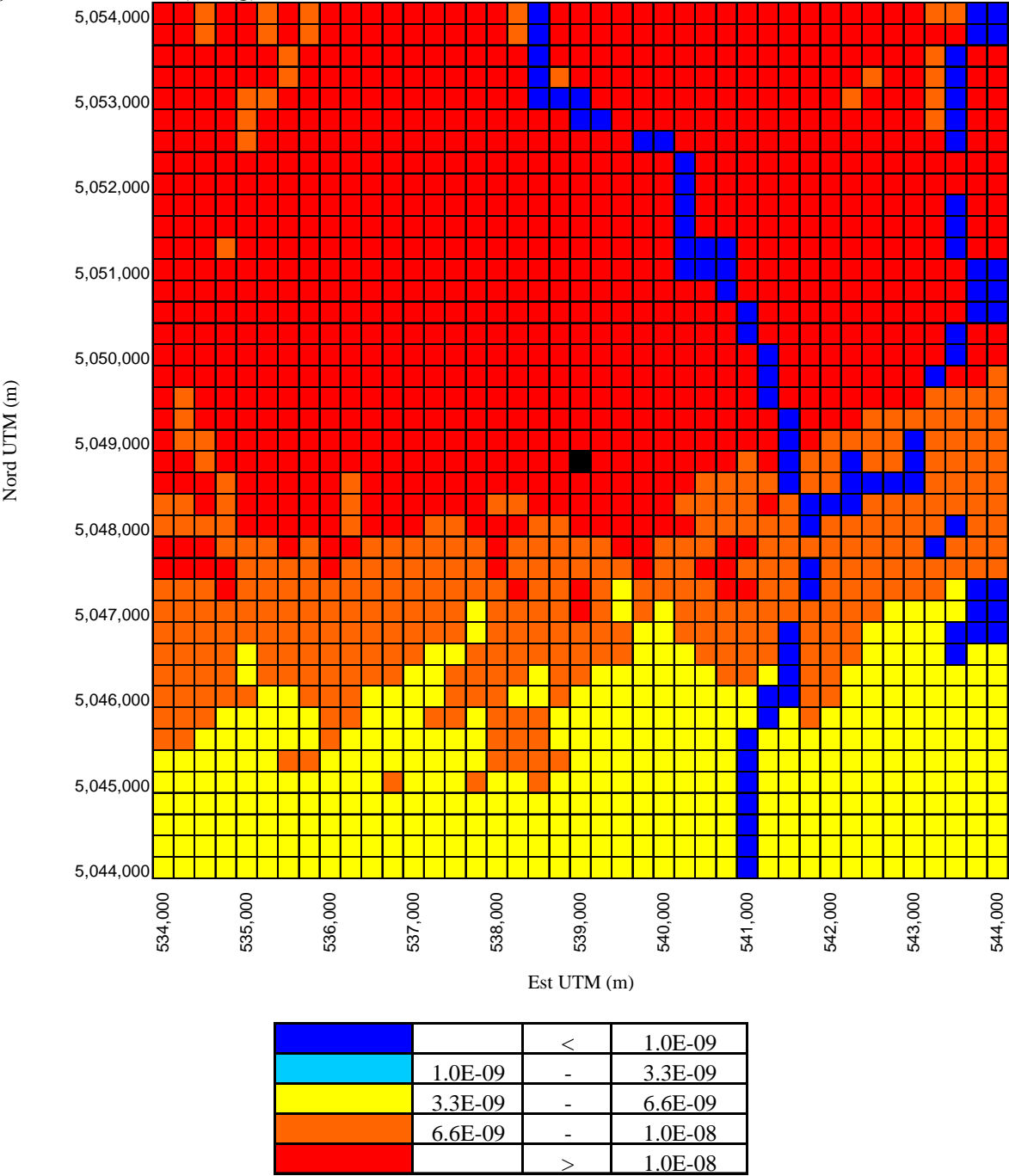
		<	5.00E-06
	5.00E-06	-	1.00E-05
	1.00E-05	-	5.00E-05
	5.00E-05	-	1.00E-04
		>	1.00E-04

Figura 5.35. Mercurio: Distribuzione del rischio individuale totale



		<	1.0E-07
	1.0E-07	-	3.3E-07
	3.3E-07	-	6.6E-07
	6.6E-07	-	1.0E-06
		>	1.0E-06

Figura 5.36. PCDD/F (I-TEQ) + Cadmio: Distribuzione del rischio individuale totale



## Rischio globale

Il rischio globale per inquinanti cancerogeni (ottenuto dalla somma dei prodotti fra rischio individuale stimato in ogni maglia e popolazione ivi residente) è riportato in Tab. 5.19. Come già precedentemente illustrato, il rischio globale costituisce il numero di casi aggiuntivi di malattia attesi dall'esposizione della popolazione residente nell'area di indagine (circa 82.000 abitanti). Valgono considerazioni analoghe a quelle esposte per il rischio individuale, con un contributo sostanzialmente coincidente di cadmio e diossine e, di conseguenza, delle due vie di esposizione attraverso l'inalazione e attraverso la catena alimentare (Figg. 5.37-39). I risultati ottenuti indicano, per una popolazione di circa 82.000 abitanti, un numero di casi attesi di sviluppo della malattia pari ad 0,0009. Tale valore, se confrontato con quelli di fondo rilevati, risulta estremamente modesto; dall'analisi delle statistiche di mortalità per singola causa in Lombardia (Tabb. 5.20-21) e nell'area di studio (Tabb. 5.22-23) relative al periodo 1989-1994, si rileva infatti come le malattie tumorali siano responsabili del 35% della mortalità: ammessa immutata l'incidenza della malattia, il numero di casi di morte per tumore attesi come valore di base per la popolazione dell'area di studio risulta pari a 270 per anno, corrispondenti a 18900 casi per un periodo di 70 anni. La distribuzione dei valori nell'area di studio (Figg. 5.40-42) evidenzia ovviamente livelli superiori nelle zone più densamente urbanizzate, caratterizzate da una maggiore presenza di popolazione residente e, ancora un volta, valori leggermente superiori nella porzione settentrionale dell'area.

Tabella 5.19: Rischio globale per inquinanti cancerogeni stimato nell'area di studio (casi di sviluppo della malattia attesi relativamente ad una popolazione esposta di 82.100 abitanti)

Inquinante	Rischio globale				
	Inalazione	Assorbimento cutaneo	Ingestione di suolo	Catena alimentare	Totale
PCDD/F (TEQ)	1.9°-05 (5.3 %)	5.0E-06 (1.4 %)	4.3°-05 (12 %)	2.9°-04 (81.2 %)	<b>3.6°-04</b>
Cadmio	3.9°-04 (72.2 %)	4.6°-07 (0.1 %)	1.1°-05 (2.1 %)	1.4°-04 (25.6 %)	<b>5.4°-04</b>
PCDD/F (TEQ) + Cd	4.1°-04 (45.5 %)	5.4°-06 (0.6 %)	5.4°-05 (6.1 %)	4.3°-04 (47.8 %)	<b>9.0E-04</b>

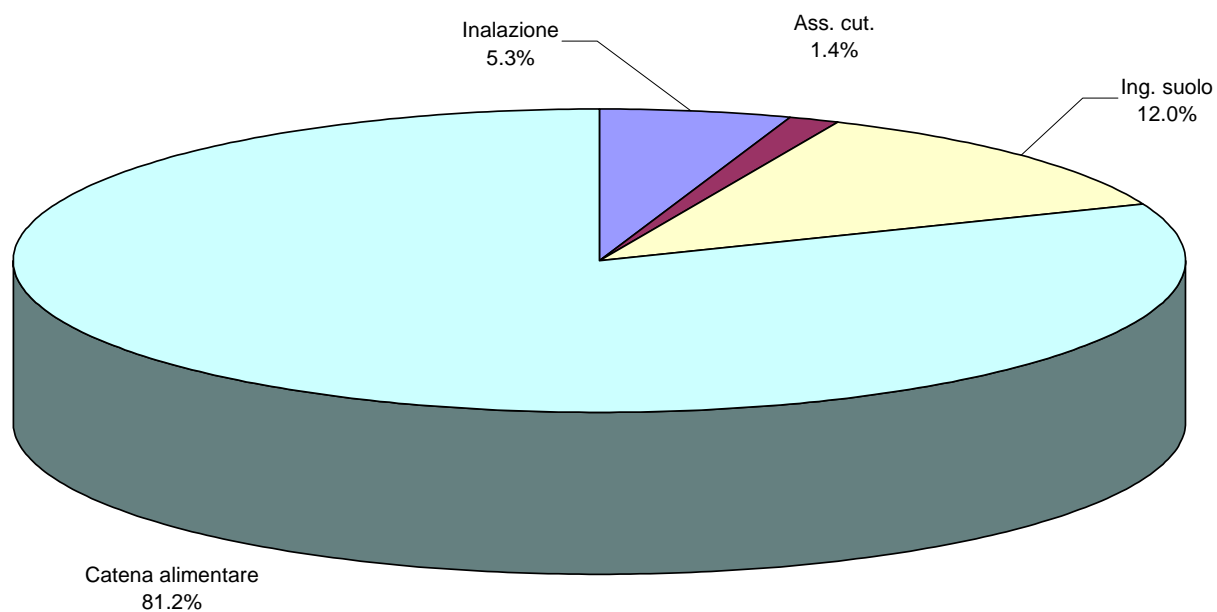
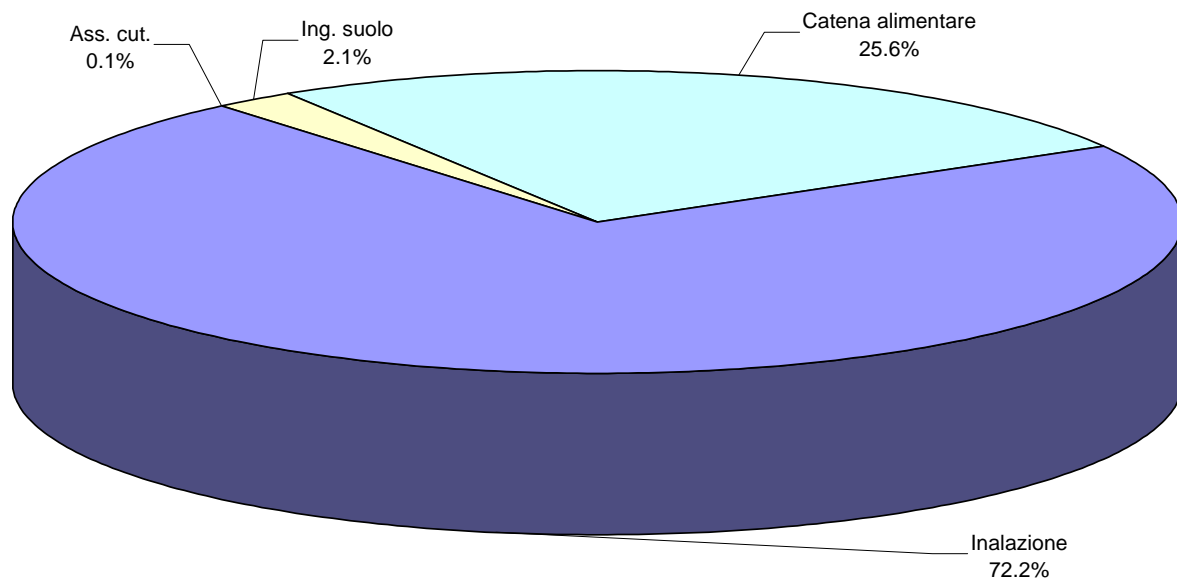
*Figura 5.37: Rischio globale associato alle diossine. Ruolo dei diversi percorsi di impatto**Figura 5.38: Rischio globale associato al cadmio. Ruolo dei diversi percorsi di impatto*

Figura 5.39: Rischio globale totale (diossine + cadmio). Ruolo dei diversi percorsi di impatto

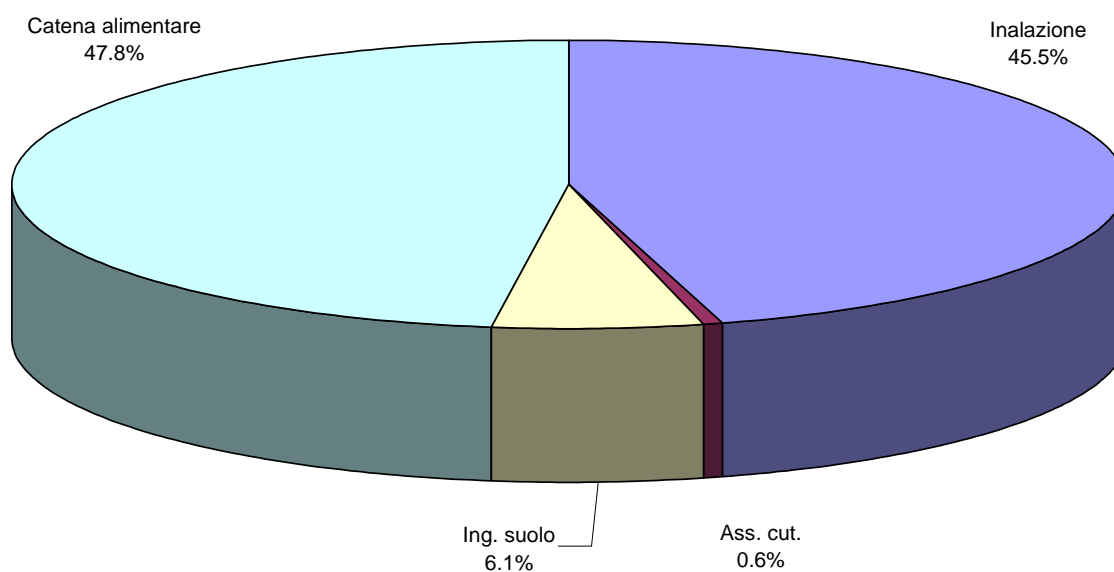


Tabella 5.20: Cause di morte in Lombardia (periodo 1989-1994): numero di casi annui.

Cause di morte	n° casi	n° casi	n° casi
	uomini	donne	totale
malattie infettive e parassitarie	188	147	335
tumori	15744	11399	27143
malattie ghiand., endocr., nutriz., metab., e dist. immun.	1570	1642	3211
malattie del sangue e degli organi ematopoietici	134	161	295
disturbi psichici	457	431	887
malattie del sistema nervoso ed organi dei sensi	678	836	1514
malattie del sistema circolatorio	15264	18729	33993
malattie dell'apparato respiratorio	2755	2106	4860
malattie dell'apparato digerente	2374	1840	4213
malattie dell'apparato genito-urinario	532	545	1077
sintomi, segni e stati morbosi mal definiti	100	129	229
traumatismi e avvelenamenti	2625	1627	4251
Totale	42419	39589	82008
Totale residenti	4267376	4534814	8802190

Tabella 5.21: Cause di morte in Lombardia (periodo 1989-1994): incidenza percentuale annua per abitante.

Cause di morte	incidenza casi	incidenza casi	incidenza casi
	%	%	%
	uomini	donne	totale
malattie infettive e parassitarie	0,00%	0,00%	0,00%
tumori	0,37%	0,25%	0,31%
malattie ghiand., endocr., nutriz., metab., e dist. immun.	0,04%	0,04%	0,04%
malattie del sangue e degli organi ematopoietici	0,00%	0,00%	0,00%
disturbi psichici	0,01%	0,01%	0,01%
malattie del sistema nervoso ed organi dei sensi	0,02%	0,02%	0,02%
malattie del sistema circolatorio	0,36%	0,41%	0,39%
malattie dell'apparato respiratorio	0,06%	0,05%	0,06%
malattie dell'apparato digerente	0,06%	0,04%	0,05%
malattie dell'apparato genito-urinario	0,01%	0,01%	0,01%
sintomi, segni e stati morbosi mal definiti	0,00%	0,00%	0,00%
traumatismi e avvelenamenti	0,06%	0,04%	0,05%
Totale	0,99%	0,87%	0,93%

Tabella 5.22: Cause di morte nell'area di studio (periodo 1989-1994): numero di casi annui.

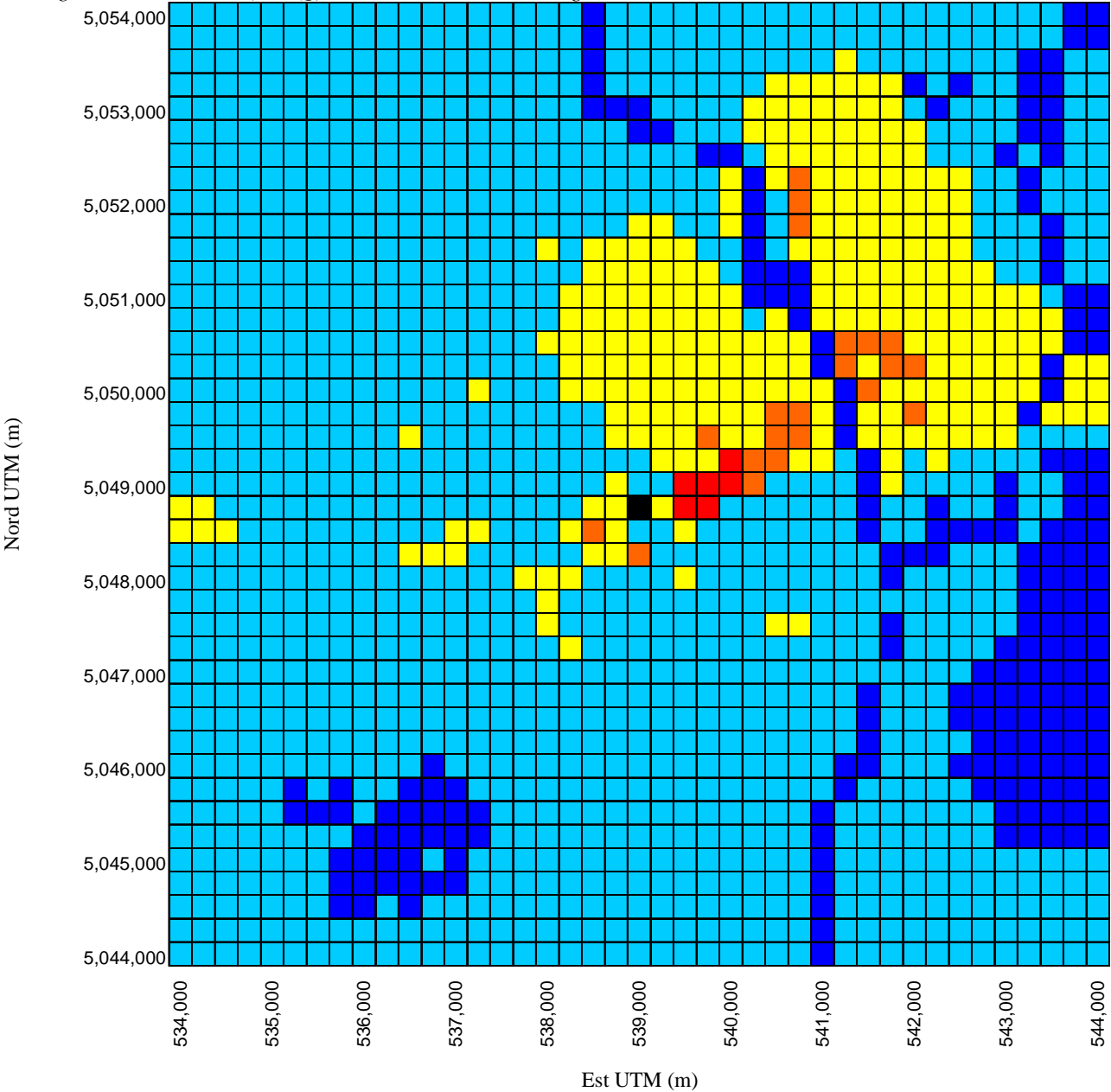
Cause di morte	n° casi	n° casi	n° casi
	uomini	donne	totale
malattie infettive e parassitarie	2	1	3
tumori	156	114	270
malattie ghiand., endocr., nutriz., metab., e dist. immun.	19	24	43
malattie del sangue e degli organi ematopoietici	1	1	2
disturbi psichici	4	3	7
malattie del sistema nervoso ed organi dei sensi	7	7	14
malattie del sistema circolatorio	139	164	303
malattie dell'apparato respiratorio	26	20	46
malattie dell'apparato digerente	21	16	37
malattie dell'apparato genito-urinario	5	5	10
sintomi, segni e stati morbosi mal definiti	1	1	2
traumatismi e avvelenamenti	23	15	38
Totale	403	372	775
Totale residenti	39802	42298	82100

Tabella 5.23: Cause di morte nell'area di studio (periodo 1989-1994): incidenza percentuale annua per abitante.

Cause di morte	incidenza casi % uomini	incidenza casi % donne	incidenza casi % totale
malattie infettive e parassitarie	0,004%	0,003%	0,003%
tumori	0,39%	0,27%	0,33%
malattie ghiand., endocr., nutriz., metab., e dist. immun.	0,05%	0,06%	0,05%
malattie del sangue e degli organi ematopoietici	0,003%	0,003%	0,003%
disturbi psichici	0,01%	0,01%	0,01%
malattie del sistema nervoso ed organi dei sensi	0,02%	0,02%	0,02%
malattie del sistema circolatorio	0,35%	0,39%	0,37%
malattie dell'apparato respiratorio	0,07%	0,05%	0,06%
malattie dell'apparato digerente	0,05%	0,04%	0,05%
malattie dell'apparato genito-urinario	0,01%	0,01%	0,01%
sintomi, segni e stati morbosi mal definiti	0,002%	0,002%	0,002%
traumatismi e avvelenamenti	0,06%	0,04%	0,05%
Totale	1,01%	0,88%	0,94%

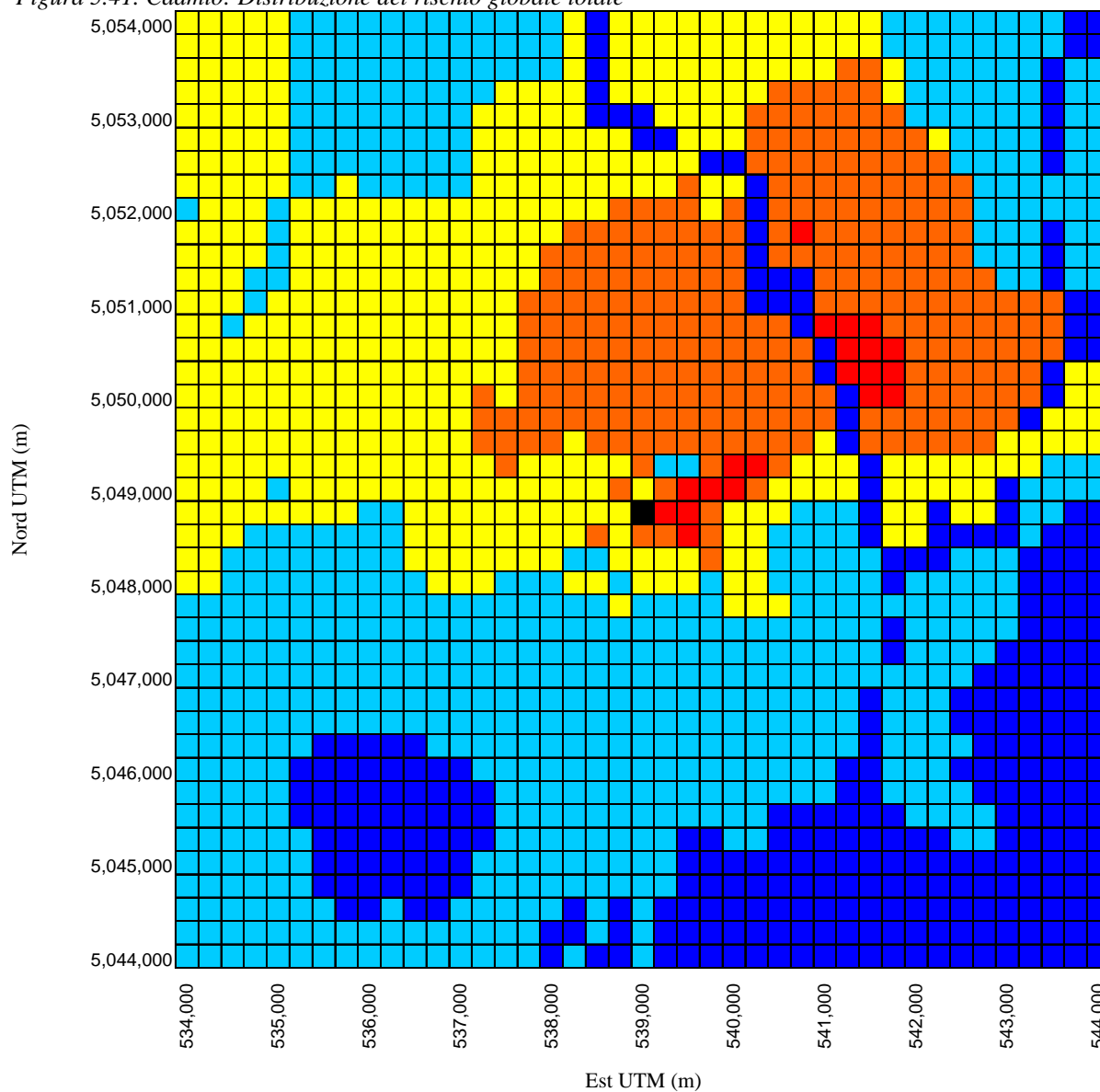


Figura 5.40. PCDD/F (I-TEQ): Distribuzione del rischio globale totale



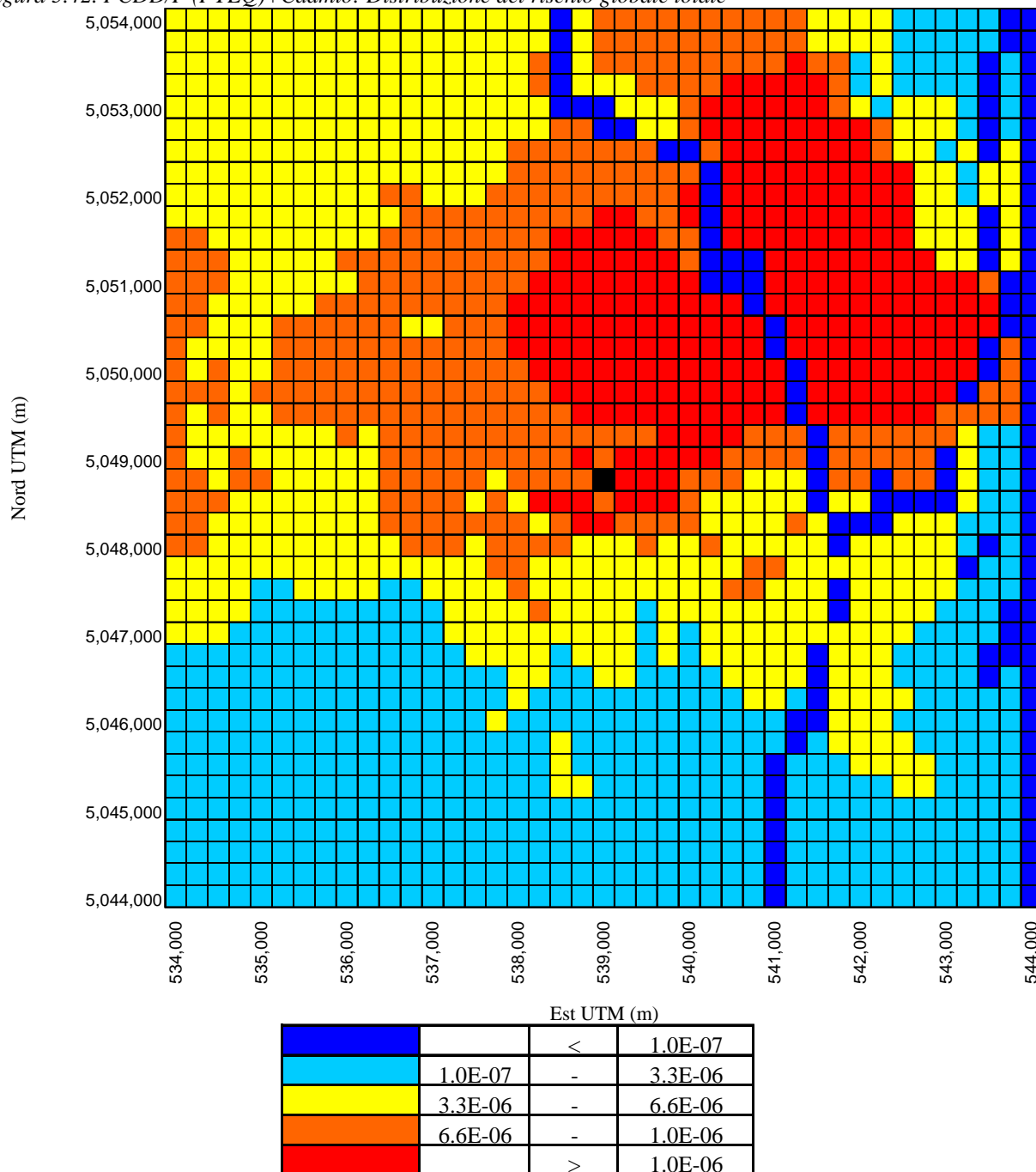
		<	1.0E-07
	1.0E-07	-	3.3E-06
	3.3E-06	-	6.6E-06
	6.6E-06	-	1.0E-06
		>	1.0E-06

Figura 5.41. Cadmio: Distribuzione del rischio globale totale



		<	1.0E-07
	1.0E-07	-	3.3E-06
	3.3E-06	-	6.6E-06
	6.6E-06	-	1.0E-06
		>	1.0E-06

Figura 5.42. PCDD/F (I-TEQ)+Cadmio: Distribuzione del rischio globale totale



Si sottolinea ancora una volta come l'intera procedura di analisi del rischio sia stata necessariamente caratterizzata da un approccio estremamente conservativo. Tale approccio è giustificato dalla forte incertezza nella valutazione di molti dei parametri utilizzati e, soprattutto, dall'impatto emotivo sulla popolazione del risultato finale dell'analisi, che è costituito appunto dalla quantificazione della possibilità dell'insorgere di casi di tumore a seguito dell'esposizione all'emissione dell'impianto. Tra le assunzioni conservative che sono state fatte nel caso specifico del presente lavoro si ricordano in particolare:

- concentrazioni all'emissione al camino: sono stati considerati i valori limite fissati dal DM 503/97; alla luce di acquisizioni su impianti dotati di tecnologia simile, si può tranquillamente affermare che il termodistruttore di Trezzo permetterà di ottenere livelli emissivi notevolmente più bassi. In particolare è lecito attendere una concentrazione di

diossine non superiore al 50 % del valore limite, e concentrazioni di piombo, cadmio e mercurio inferiori di almeno 5 volte (Cernuschi, Grosso e Pizzimenti, 2000);

- valutazione dell'esposizione della popolazione: è stata effettuata ipotizzando la presenza continua degli individui nell'area per tutta la durata dell'esposizione.

### **5.3.6 Accettabilità del rischio**

L'accettabilità di un rischio generalmente non dipende solo dalle stime quantitative (e il più possibile oggettive) delle probabilità, effettuate con le metodologie viste nei capitoli precedenti, ma anche da fattori politici e sociali. Diversi argomenti, quali la protezione dei diritti individuali, l'equità nella distribuzione dei rischi e dei benefici, la prudenza nel considerare l'incertezza, i limiti nelle conoscenze in alcune fasi della metodologie, la percezione pubblica del rischio, sono tutti termini che - peraltro legittimamente - entrano a far parte del processo di gestione del rischio (chiamato in lingua anglosassone con il termine "risk management") e che non sono portati ad essere rappresentati numericamente.

I principali metodi con cui può essere affrontata la fase di valutazione dell'accettabilità sono:

- confronto del rischio con livelli di rischio di riferimento;
- confronto con altri rischi pubblici;
- confronto con le alternative tecnologiche;
- confronto fra i livelli registrati e il "fondo".

Il valore (o la distribuzione di valori) di rischio calcolato viene dunque confrontato con livelli di rischio stabiliti e riscontrati come "accettabili" nelle normative correnti. Numerosi sono i criteri di rischio a cui si fa riferimento nelle legislazioni internazionali, la maggior parte di carattere qualitativo, definiti cioè in modo non univoco e con margini lasciati all'interpretazione (Fig. 5.43). I più utilizzati sono:

- "De Manifestis": è un rischio evidente, ovvio, che è "riconosciuto istantaneamente da una persona di ordinaria intelligenza";
- "De Minimis": è un rischio insignificante, che può essere ignorato con sicurezza, talmente basso da non essere oggetto di attenzione normativa.

Figura 5.43: Criteri di rischio utilizzati nelle legislazioni internazionali (Caserini, 1995)

CRITERIO	DESCRIZIONE	NOTE
Rischio zero	Controllo assoluto, attraverso un divieto, di sostanze rivelatesi cancerogene, sulla base di un singolo test o accertamento.	Sezione 409(c)(3)(a), Delaney Clause relativa al Federal Food, Drug and Cosmetic Act, USA, 1956 (approvazione di additivi alimentari).
<i>De minimis</i>	Livello di rischio che può essere ignorato «con sicurezza».	<i>De minimis non curat lex</i> (nel nostro contesto, i rischi insignificanti non interessano la legge). La questione cruciale è cosa si intende per insignificante: il fatto che ci sia una probabilità di danno su un milione non esclude che qualcuno di fatto sarà esposto al danno.
Nei limiti del possibile (to the extent feasible)	Per tale principio, il bilanciamento tra costi e benefici è inadeguato. Si attribuisce una grande importanza alla vita umana e alla tutela della salute.	L'Occupational Safety and Health Act (USA), sezione 655(b)(5), prevede che siano imposti standard che «assicurino nel modo più adeguato, nei limiti del possibile, sulla base delle più idonee prove a disposizione, che nessun lavoratore dipendente soffra danni alla salute...». Alcune decisioni della Corte Suprema degli Stati Uniti hanno precisato ulteriormente questo concetto.
Rischio significativo	Nessuna considerazione di costi o benefici. La significatività (sulla base delle decisioni della Corte Suprema degli Stati Uniti) va determinata caso per caso.	Occupational Safety and Health Act e decisioni della Corte Suprema degli Stati Uniti.
Rischio non ragionevole	Considera i costi e i benefici dell'azione proposta per ridurre i rischi. Il bilanciamento tra costi e benefici può comprendere: il costo degli oneri imposti dalla normativa, la probabilità del danno e la gravità del danno.	Clean Air Act, Federal Hazardous Substances Act, Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act, Consumer Product Safety Act (legislazione USA).
Adeguate margine di sicurezza	Protegge la salute delle fasce meno resistenti della popolazione. Senza analisi costi-benefici.	Clean Air Act, sezione (109)(b)(1), sugli standard qualitativi nazionali per tipici inquinanti atmosferici quali ossidi di zolfo e di azoto e particelle sospese.
Ampio margine di sicurezza	Controllo delle sostanze che causano malattie gravi o invalidanti, o la morte. Senza analisi costi-benefici per giustificare gli standard ambientali. Le sostanze cancerogene rivestono particolarmente importanza.	Clean Air Act, sezione 112(a), principalmente applicata agli inquinanti sospesi nell'aria non disciplinati dalla sezione 109 (vedi sopra).
Nei minori limiti ragionevolmente possibili (ALARA, As Low As Reasonably Achievable)	Vengono considerati i rischi sia individuali che sociali. I primi su una ridotta probabilità annuale. Per i secondi, si considera un «costo sociale equivalente» degli eventi incidentali misurato in «decessi precoci», calcolati sulla base della magnitudo delle conseguenze e delle frequenze associate, tenendo in qualche modo conto anche del diverso peso che hanno le conseguenze estese.	Il criterio deriva dall'esperienza USA nell'uso pacifico dell'energia nucleare. Per approfondimento, si veda il rapporto della US Nuclear Regulatory Commission, NUREG-0739, Washington, D.C., 1980.
Rischio residuo	È collegato a «ampio margine di sicurezza». Un controllo tecnologico dell'inquinamento eccedente la migliore tecnologia disponibile (BAT, Best Available Technology) può essere necessario per ridurre il rischio derivante dall'applicazione della migliore tecnologia disponibile.	Clean Air Act, sezione 109, basata principalmente su considerazioni in materia di sanità pubblica.

Nonostante la tendenza internazionale a proporre specifici livelli di rischio come “accettabili”, non sono ancora stati stabiliti standard ufficiali. L'US-EPA, che da anni ha specificatamente richiesto di incorporare la valutazione del rischio per le popolazioni nei processi decisionali, ha introdotto nella normativa statunitense (Clean Air Act, 1990) il livello di  $1 \cdot 10^{-6}$  casi di cancro in eccesso come livello accettabile di rischio per esposizione a microinquinanti tossici. In passato era stato suggerito un livello individuale di rischio “de minimis” compreso tra  $10^{-5}$  e  $10^{-4}$  per piccole popolazioni e tra  $10^{-7}$  e  $10^{-6}$  per grandi popolazioni. I livelli considerati accettabili variano negli Stati Uniti a seconda della legislazione del singolo Stato, e sono spesso considerati all'interno di una griglia normativa che guida alla realizzazione di stime di rischio a diverso livello di complessità e al raggiungimento di una adeguata tecnologia di controllo delle emissioni. Un esempio di semplici livelli valutativi prevede (Travis e Arms, 1988) per cui:

- se il rischio è superiore al livello “de manifestis” devono essere intraprese azioni normative per ridurre il rischio;
- se il rischio è inferiore al livello “de minimis” non devono essere in generale intraprese azioni;
- se il rischio è compreso nella regione fra il “de manifestis” e il “de minimis” le azioni normative sono da intraprendere se il costo è minore di due milioni di dollari per vita salvata.

Dall'analisi degli standard imposti da agenzie americane per 132 sospette sostanze cancerogene, Travis e Arms (1987) sostengono che sia possibile evidenziare un livello di rischio “de manifestis” compreso fra  $10^{-3}$  e  $10^{-4}$ , generalmente adottato nella normativa, e quindi da adottare nel caso degli inceneritori per ottenere una uniformità con le decisioni passate.

Secondo altri autori questo approccio ha dei pesanti limiti, dovuti principalmente al non sufficiente livello di affidabilità raggiunto tuttora dalle stime di rischio.

Riconosciuto che un singolo livello di rischio può non essere appropriato in tutti i contesti, si è tentato di considerare diversi livelli numerici "accettabili" per differenti classi di rischio. Ad esempio (Ricci et al., 1989) pur proponendo come accettabile il seguente set di valori:

- $10^{-4}$  come probabilità individuale di casi di cancro in eccesso per esposizioni occupazionali;
- $10^{-6}$  per l'esposizione pubblica involontaria;
- $10^{-3}$  per la vendita di prodotti pericolosi ad un pubblico informato e volontario;

sostengono che neppure un simile intervallo di valori per i diversi contesti è concettualmente adeguato e sufficiente.

Un altro metodo per valutare l'accettabilità di un rischio è il confronto con altri rischi associati alla vita quotidiana. La Fig. 5.44 riportata a titolo di esempio un elenco di azioni che provocano un incremento del rischio di morte di  $10^{-6}$ .

Figura 5.44: Confronto tra diversi tipi di rischi: azioni che provocano un incremento del rischio di morte di  $10^{-6}$ .

Azione	Tipo di rischio
- Fumare 1,4 sigarette	Cancro, disturbi cardiaci
- Bere 0,5 litri di vino	Cirrosi epatica
- Stare 1 ora in una miniera di carbone	Malattie polmonari
- Stare 3 ore in una miniera di carbone	Incidente sul lavoro
- Vivere 2 giorni a New York o Boston	Inquinamento dell'aria, disturbi cardiaci
- Viaggiare 6 minuti in canoa	Incidente
- Viaggiare per 16 km in bicicletta	Incidente
- Viaggiare per 60 km in auto	Incidente
- Volare per 16.000 km in aereo	Incidente
- Volare per 100.000 km in aereo	Cancro da radiazioni cosmiche
- Vivere 2 mesi a Denver provenendo da New York	Cancro da radiazioni cosmiche
- Vivere 2 mesi in una casa costruita con pietre o mattoni	Cancro da radioattività naturale
- Effettuare un test a raggi x in un buon ospedale	Cancro da radiazioni
- Vivere due mesi con un fumatore di sigarette	Cancro, malattie cardiache
- Mangiare 40 cucchiaini di burro mal conservato	Cancro al fegato dovuto ad aflatossina
- Bere acqua molto clorata (Miami) per un anno	Cancro da cloro composti
- Vivere 5 anni all'aperto in prossimità di una centrale nucleare	Cancro da radiazioni
- Bere 30 lattine di soda dietetica	Cancro da saccarina
- Bere 1000 bottiglie di bibite in contenitori in plastica non idonea	Cancro da acriloni trile-monomero
- Vivere 20 anni vicino ad una fabbrica di PVC	Cancro da cloruro di vinile
- Vivere 150 anni entro un raggio di 30 km da una centrale nucleare	Cancro da radiazioni
- Mangiare 100 bistecche alla brace di carbone	Cancro da benzopirene

Nella valutazione dell'accettabilità di uno scenario di rischio causato dalle emissioni di una certa sorgente, può essere conveniente il confronto con il "fondo" di rischio dovuto alla presenza delle stesse sostanze nell'ambiente, per via di altre emissioni antropogeniche o del fondo naturale. E' un approccio considerato più praticabile del precedente (Smith e Goeden, 1990) in quanto permette di confrontare grandezze più omogenee, senza dovere considerare la volontarietà o i benefici dei rischi stessi, e permettendo di superare i grandi problemi derivanti dalle limitate conoscenze in alcuni campi.

Una generalizzazione di questo approccio consiste nel condurre, ai diversi livelli di un'analisi di rischio (emissioni, concentrazioni ambientali, esposizioni, dosi), un confronto con appropriati dati di letteratura, per potere condurre valutazioni sull'accettabilità non solo nello stadio finale della procedura di stima del rischio.

Numerosi autori sostengono la poca rilevanza dei rischi da incenerimento di rifiuti se confrontati con la presenza di fondo delle stesse sostanze nell'ambiente (Travis e Hattemer-Frey,

1989; Smith e Goeden, 1990b; Musso et al., 1991), e lo stesso giudizio è contenuto nelle stime di rischio per impianti di incenerimento, anche di grandi dimensioni, reperibili in letteratura.

Per quanto riguarda la quantificazione della presenza di fondo nell'ambiente degli inquinanti tossici e persistenti, risulta fondamentale l'effettuazione di campagne di monitoraggio prima e dopo la realizzazione dell'impianto. Nel caso specifico del presente lavoro, la dettagliata campagna di monitoraggio effettuata dal JRC di Ispra ha permesso di confrontare il livello di fondo di alcuni metalli nei suoli circostanti l'impianto con il contributo aggiuntivo atteso dall'emissione dell'impianto stesso per tutto il periodo del suo funzionamento (cfr. paragrafo 5.3.3.3). Da tale confronto è emerso un contributo dello 0,02 % per il piombo e dello 0,27 % per il mercurio. Purtroppo al momento attuale non sono ancora disponibili i dati relativi alle diossine nei suoli e a metalli pesanti e diossine nell'aria; non appena anche questi lo saranno, sarà opportuno effettuare un confronto con i valori attesi dall'impianto.

## Bibliografia

- Belcher G.D., Travis C.C. (1991) *An uncertainty analysis of food chain exposure to pollutants emitted from municipal waste combustor*, Health Effects of Municipal Waste Incineration, CRC Press, 211-235.
- CARB (1986) Subroutines for calculating dry deposition velocities using Sehmel's curves, Prepared by Bart Croes, California Air Resources Board.
- Caserini S. (1995) *La stima del rischio dalle emissioni atmosferiche di inquinanti tossici e persistenti*, Tesi di dottorato di Ricerca in Ingegneria Sanitaria, Politecnico di Milano.
- Cernuschi S., Giugliano M., Caserini S., Mattaini P. (2000) Analisi del rischio per la salute associato alle emissioni atmosferiche di inquinanti tossici da attività di termodistruzione di RSU in Lombardia, in "Utilizzazione energetica dei rifiuti solidi urbani (RSU). Analisi impatto ambientale", Ricerca cofinanziata MURST 1997/98, a cura di G. Giambelli.
- Cernuschi S., Grosso M., Pizzimenti E. (2000) *I riferimenti per la miglior tecnologia disponibile nell'incenerimento dei rifiuti solidi urbani*, Piano Regionale per la Qualità dell'Aria (PRQA), Regione Lombardia.
- CESI (2000) Studio delle deposizioni annue al suolo degli inquinanti emessi dall'impianto di Termovalorizzazione RSU di Trezzo sull'Adda. Rapporto interno TTR
- Clean Air Act Amendments (1990) *Clean Air Act Amendments*. Federal Register, Section 301-366, U.S.A.
- D.M. 19 novembre 1997, n. 503 *Regolamento recante norme per l'attuazione delle direttive 89/369/CEE e 89/429/CEE concernenti la prevenzione dell'inquinamento atmosferico provocato dagli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani e la disciplina delle emissioni e delle condizioni di combustione degli impianti di incenerimento di rifiuti urbani, di rifiuti speciali non pericolosi, nonché di taluni rifiuti sanitari*. Pubblicato su Gazzetta ufficiale 29 gennaio 1998 n. 23
- ENEL-SMAM (1980) Caratteristiche diffusive dei bassi strati dell'atmosfera ENEL, Roma.
- Hattemer-Frey H.A., Travis C.C (1991) *An overview of food chain impacts from municipal waste combustion*, in "Municipal Waste Incineration Risk Assessment", ed. C.C. Travis; Plenum Press, New York, 1991, 87-124.
- Koester C.J., Hites R.A. (1992) *Wet and dry deposition of Chlorinated Dioxins and Furans* Environ. Sci. Technol. Vol. 26, 7, 1375-1382.
- Levin A. et al. (1991) Comparative Analysis Of Health Risk Assessments For Municipal Waste Combustor, *Jawma*, 41, 20-31.
- Malcom & Pirnie (1988) Prince George's County energy recovery project multiple pathways health assessment. Rapporto. New York.



- McKone T.E., Ryan P.B.(1989) Human Exposures to chemicals through food chains: an uncertainty analysis, *Environ. Sci. Technol.* 25, 1674-1681.
- Musso J.A. et al. (1991) *Evaluation of air toxics risks from an RDF-fired power plant*, Proceedings of the 84<sup>th</sup> Annual meeting & exhibition, Air & Waste Management Association, 91-170.4.
- Nicholson K. W. (1988) The dry deposition of small particles: a review of experimental measurements, *Atmospheric Environment* 23,583-594.
- Parris G.E. (1993) *Comparison of modeling and expert system approaches to exposure assessment*, Effective and Safe Waste Management, Lewis Pub., 315-325.
- Paustenbach D.J., Murray F.J. (1986) *A critical examination of assessments of the health risks associated with 2,3,7,8-TCDD in soil*, *Chemosphere* 15, 1867-1874.
- Paustenbach D.J. (1989) *A survey of health risk assessment*. in: The risk assessment of environmental and human health hazards: a textbook of case studies. John Wiley & Sons, 27-124.
- Paustenbach D.J. et al. (1990) The current practice of health risks assessment, *Jawma*, 1620.
- Regione Lombardia (1999) *Atlante della mortalità 1989-1994*.
- Ricci F.P. et al. (1989) Acceptable cancer risks: probabilities and beyond. *Jawma*, 39, 1046-1053.
- Scalvini C. (1993) *Relazioni causa-effetto in tossicologia umana*, Rapporto interno DIIAR, Politecnico di Milano.
- Scire J. S. et al. (1994) *Development and testing dry deposition algorithms*, Document EPA 45A/R92-017.
- Sehmel G. A. (1980) *Particle and gas dry deposition: a review*, *Atmospheric Environment*, 14, 983-1011.
- Seinfeld J. H. (1998) *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, Wiley Interscience
- Smith A.H., Goeden H.M. (1990) Health risk assessment of incinerator air emissions incorporating background ambient air data, *Combust. Sci. and Tech.*, 74, 51-61.
- Stevens J. B., Gerbec E.N. (1988) *Dioxin in agricultural food chain*, *Risk Analysis*, 8, 329-335.
- Travis C.C., Hattemer-Frey H.A. (1989) A perspective on dioxin emissions from municipal solid waste incinerators, *Risk Analysis*, 9, 91-97.
- Travis C.C., Hattemer-Frey H.A. (1991) *Human Exposure to Dioxin*, *The Science of the Total Environment*, 104, 97-127.
- Travis C.C., Arms D. (1987) *Cancer risk management; a review of 132 federal regulatory decisions*. *Environmental Science and Technology*, 21, 415-420.

- Travis C.C., Arms D. (1988) *Determining an acceptable level of risk*, Environmental Science and Technology, 22, 873-876.
- US-EPA (1989) Methodology for assessing health risks associated with indirect exposure to combustor emissions, interim final. Rapporto EPA/600/6-89/003.
- US-EPA (1992) Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications, Rapporto EPA/600/8-91/011.
- US-EPA (1993) Addendum to methodology for assessing health risks associated with indirect exposure to combustor emissions. Rapporto EPA/600/AP-93/003.
- US-EPA (1994) Estimating Exposure to Dioxin-Like Compounds Draft, Rapporto EPA/600/6-88/005.
- US-EPA (1994) *Health Assessment Document for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and Related Compounds Volume III of III*, Rapporto EPA DRAFT EPA/600/BP-92/001.
- US-EPA (1995) *User's guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Model*, Rapporto EPA/454/B-95/003.
- US-EPA-SAB (1995) *Science Advisory Board: Review of EPA's reassessment of dioxin and dioxin-like compounds*. EPA-SAB-EC-95-021.
- US-EPA (1996) *Exposure Factors Handbook Draft*.
- US-EPA (1998) *Human Health Risk Assessment for Hazardous Waste Combustion Facilities*, Rapporto EPA530-D-98-001A.
- US-EPA (1998) *The inventory of sources of dioxin in the United States*, April 1998, EPA/600/P-98/002Aa.
- Vismara R. (1992) *Ecologia Applicata*, Editore Ulrico Hoepli, Milano.