

RASSEGNE E ARTICOLI

La valutazione dell'esposizione a contaminanti ambientali: modelli di dispersione e biomonitoraggio umano

Exposure assessment to air pollutants: dispersion models versus human biomonitoring

Lisa Bauleo,¹ Flavia Ruggieri,² Simone Bucci,¹ Anna Pino,² Chiara Antonucci,¹ Beatrice Bocca,² Stefano Caimi,² Alessandro Alimonti,² Marina Davoli,¹ Francesco Forastiere,¹ Carla Ancona¹

¹ Dipartimento di epidemiologia del Sistema sanitario regionale del Lazio, ASL RM1, Roma

² Istituto superiore di sanità, Roma

Corrispondenza: Lisa Bauleo; l.bauleo@deplazio.it

RIASSUNTO

INTRODUZIONE: la valutazione dell'esposizione individuale alle sostanze tossiche nelle aree industrialmente contaminate è difficile soprattutto quando sono presenti più fonti di pressione ambientale. Nell'area di Civitavecchia (a Nord di Roma) sono in funzione dagli anni Sessanta due centrali termoelettriche (una recentemente convertita in carbone) e un grande porto, ma fino ad ora non erano disponibili valutazioni dettagliate dell'esposizione di inquinanti da fonti industriali, riscaldamento (combustione di biomassa) e traffico urbano.

OBIETTIVI: valutare la relazione tra concentrazioni di inquinanti stimate dai modelli di dispersione degli inquinanti e biomonitoraggio per affrontare il principale problema degli studi di epidemiologia ambientale: la valutazione dell'esposizione.

DISEGNO: studio trasversale.

SETTING E PARTECIPANTI: coorte dei residenti dal 2001 nell'area di Civitavecchia di età 35-69 anni con indirizzi di residenza geocodificati e concentrazioni dei traccianti delle fonti di inquinamento presenti (centrale elettrica: PM₁₀, traffico: NO_x, attività portuali: PM₁₀, riscaldamento a biomassa: PM₁₀) stimate all'indirizzo di residenza (modelli di dispersione lagrangiani). Concentrazioni di metalli (Cd, Pt, W, Pd, Hg, Tl, Cr, Pd, Ni, As) misurate in un campione della coorte nell'ambito dello studio di biomonitoraggio umano "Ambiente e Biomarcatori a Civitavecchia" (ABC).

PRINCIPALI MISURE DI OUTCOME: confronto tra i valori (log-trasformati) della concentrazione urinaria dei metalli e i termini lineari delle concentrazioni di inquinanti stimati da modello di dispersione (corrette per genere, età, stagione e altri potenziali confondenti, quali dieta e storia lavorativa). Sono stati calcolati rapporti tra medie geometriche (GMR) e relativi intervalli di confidenza (IC95%).

RISULTATI: il campione in studio è costituito da 1.141 residenti (42% uomini, età media 53,5 anni, DS 9,7). È stata evidenziata un'associazione tra PM₁₀ da centrale termoelettrica e concentrazione urinaria di cadmio (GMR: 1,12; IC95% 1,00-1,25), NO_x da traffico e concentrazioni di platino (GMR: 1,17; IC95% 1,00-1,38), PM₁₀ da riscaldamento a biomasse e cadmio (GMR: 1,14; IC95% 1,05-1,24), tungsteno (GMR: 1,19; IC95% 1,03-1,37) e palladio (GMR: 1,11; IC95% 1,00-1,23).

CONCLUSIONI: i modelli di dispersione, pur non potendo so-

COSA SI SAPEVA GIÀ

■ In epidemiologia, i modelli di dispersione sono usati per stimare l'esposizione a inquinanti ambientali all'indirizzo di residenza tenendo conto di aspetti legati al territorio.

■ Il biomonitoraggio umano è un valido strumento per la misura della contaminazione individuale dovuta a tutte le vie di esposizione.

COSA SI AGGIUNGE DI NUOVO

■ I modelli di dispersione sono un ottimo strumento per la valutazione dell'esposizione della popolazione a inquinanti ambientali in aree industriali e possono essere considerati una buona approssimazione del biomonitoraggio umano.

stituire gli studi di biomonitoraggio, rappresentano un valido strumento per la valutazione dell'esposizione a livello individuale delle popolazioni che vivono in aree industrialmente contaminate.

Parole chiave: valutazione dell'esposizione, modelli di dispersione, biomonitoraggio umano

ABSTRACT

BACKGROUND: the assessment of individual exposure to toxicants in industrially contaminated areas is difficult when multiple productions are actively close to residential areas. Two thermoelectric power plants (one recently converted to coal) and a large harbour have been operating since the Sixties in the area of Civitavecchia (North of Rome, Lazio Region, Central Italy). Detailed exposure assessment of pollutants from industrial sources, heating (biomass combustion), and urban traffic were not available.

OBJECTIVES: to assess the individual exposure of residents by using both dispersion models and human biomonitoring.

DESIGN: cross-sectional study.

SETTING AND PARTICIPANTS: residents in the area of Civitavecchia since 2001 aged 35-69 years were enrolled and their addresses were geocoded. Exposure assessment to power plants emissions (PM₁₀), traffic (NO_x), harbour (PM₁₀), and biomass burning (PM₁₀) was performed at individual residential address using Lagrangian dispersion models. The "Ambiente e Biomarcatori a Civitavecchia" study (Environ-

RASSEGNE E ARTICOLI

ment and biomarkers in Civitavecchia – ABC study) made available urinary concentrations of metals (i.e., Cd, Pt, W, Pd, Hg, Tl, Cr, Pd, Ni, As) in a sample of residents, while information on personal characteristics, lifestyles, work history, clinical history, and use of drugs was collected by interview.

MAIN OUTCOME MEASURES: for each metal, a linear regression analysis was implemented to study the association between its log-transformed values (adjusted for urinary creatinine) and the linear terms of the estimated pollutants concentrations, adjusted for age, gender, period, and other risk factors (i.e., educational level, smoking habit, alcohol, BMI). Geometric Mean Ratios (GMR) and the corresponding confidence intervals (95%CI) were computed.

RESULTS: in the ABC sample of 1,141 residents (42% male, mean age 53.5 years, SD 9.7), there was a positive associa-

tion between PM₁₀ from power plants and urinary cadmium (Cd) (GMR: 1.12; 95%CI 1.00-1.25), traffic pollution (NO_x) and platinum (Pt) (GMR: 1.17; 95%CI 1.00-1.38), PM₁₀ from biomass burning and Cd (GMR: 1.14; 95%CI 1.05-1.24), and tungsten (W) (GMR: 1.19; 95%CI 1.03-1.37) and palladium (Pd) (GMR: 1.11; 95%CI 1.00-1.23). Other associations observed did not reach statistical significance.

CONCLUSIONS: although it may not be said that dispersion models can replace biomonitoring studies, they certainly represent an excellent tool for exposure assessment and, therefore, they may be used for the estimation of the individual exposure of populations living in industrially contaminated areas.

Keywords: exposure assessment, dispersion model, human biomonitoring

INTRODUZIONE

L'obiettivo dell'epidemiologia ambientale è di valutare se esiste un'associazione tra l'esposizione a determinati agenti chimici o fisici e la variazione dello stato di salute dei soggetti esposti a tali agenti e, possibilmente, di stabilire la forma della relazione esposizione-risposta. Ne discende che la corretta valutazione dell'esposizione a sostanze potenzialmente dannose è un compito complesso, soprattutto nel caso di esposizioni multiple, quando gli inquinanti sono emessi a basse concentrazioni, sono a elevata diffusione e hanno ampia variabilità spazio-temporale. Storicamente, gli studi analitici di epidemiologia ambientale utilizzavano come misura *proxy* di esposizione la distanza tra la fonte (un punto nel caso di un camino industriale, un perimetro nel caso di un porto o di una discarica, una linea nel caso di una strada) e la residenza del soggetto (il comune, la sezione di censimento, l'indirizzo), nell'ipotesi che al ridursi di questa distanza aumentasse la probabilità di esposizione e di danno conseguente. Questa metodologia,^{1,2} usata anche in numerosi studi italiani,³⁻⁶ se pure di relativa facile implementazione, non considerava la complessità dei meccanismi che intervengono nella dispersione degli inquinanti che, nel caso di sostanze aeriformi, è dovuta alla meteorologia, all'orografia del territorio e alle trasformazioni chimico-fisiche che gli inquinanti subiscono in atmosfera. I modelli di dispersione tengono conto di questi aspetti e restituiscono mappe di concentrazione al suolo che rappresentano l'impronta al suolo della fonte emissiva. Queste mappe possono essere, dunque, utilizzate per assegnare un livello di esposizione a un indirizzo di residenza in una determinata area. Pur riconoscendo che le approssimazioni nei dati di input al modello (per esempio, i fattori emissivi, le caratteristiche delle fonti inquinanti, i dati meteorologici) fanno sì che i valori di concentrazioni stimati possano essere affetti da incertezza nel loro valore as-

soluta, è tuttavia possibile valutare i gradienti relativi di esposizione tra un punto e un altro del campo di ricaduta. Come suggerito nel 2011 dalla European Environmental Agency, i modelli di dispersione sono utilizzati negli studi epidemiologici con approccio di coorte residenziale per la stima dell'esposizione all'indirizzo di residenza dei membri di una coorte residente in prossimità di siti industriali.⁷⁻¹⁰ Con il termine "biomonitoraggio umano" (*human biomonitoring*, HBM) si intende la determinazione quantitativa della dose interna di sostanze chimiche e dei loro metaboliti nei liquidi e/o nei tessuti del corpo umano, come urina, sangue, latte materno e capelli. Con un HBM si possono raccogliere indicazioni dell'effettivo grado di esposizione a sostanze di interesse tossicologico, includendo, cioè, tutte le vie di esposizione (alimenti, aria, acqua e suolo), le vie di assorbimento (inalazione, orale e cutanea) e i fattori di variabilità individuali (sesso, età, alimentazione, metabolismo eccetera). La presenza di un metallo nel corpo umano può, dunque, essere indicativa di esposizione presente e/o passata di quel metallo a prescindere dalla sorgente dell'inquinante (aria, acqua, polveri, suolo, alimenti, beni di consumo). Gli studi di HBM, in definitiva, riducono l'incertezza nella definizione dell'esposizione individuale a tutte le fonti inquinanti in cui quella sostanza è presente, ma hanno lo svantaggio di essere laboriosi, costosi e necessitano della partecipazione e del consenso del singolo individuo.

Vi è un dibattito corrente sull'uso della corretta misura di esposizione sia negli studi epidemiologici sia nelle valutazioni di impatto sanitario,¹¹⁻¹⁴ e numerosi interrogativi rimangono aperti, per esempio su quale sia la relazione tra l'esposizione misurata con i modelli di dispersione e quanto misurato con il biomonitoraggio individuale. Lo studio "Ambiente e Biomonitoraggio a Civitavecchia" (ABC) è un'indagine campionaria di popolazione che ha coinvolto, nel periodo 2013-2016, un campione rappre-

RASSEGNE E ARTICOLI

sentativo della popolazione dell'area industriale di Civitavecchia (1.790 residenti), selezionato dalle anagrafi dei cinque comuni dell'area, bilanciato per genere e di età compresa tra i 35 e i 69 anni. Nel corso del progetto ABC sono stati misurati i livelli di alcuni metalli pesanti all'interno delle matrici sangue e urina dei soggetti campionati che hanno aderito al progetto (1.141 persone).¹⁵

Obiettivo di questo studio è di valutare la relazione tra i valori di esposizione stimati dai modelli di dispersione degli inquinanti in atmosfera (concentrazioni stimate all'indirizzo di residenza dei partecipanti allo studio dei traccianti rappresentativi delle sorgenti puntiformi presenti nel territorio) con quelli stimati da uno studio di HBM (concentrazioni ematiche ed urinarie di alcuni metalli) utilizzando i dati dello studio ABC.

METODI**AREA E FONTI DI PRESSIONE AMBIENTALE IN STUDIO**

L'area del comprensorio di Civitavecchia, a Nord di Roma, comprende i comuni di Civitavecchia, Santa Marinella, Allumiere, Tolfa (provincia di Roma) e Tarquinia (provincia di Viterbo), per un totale di circa 97.400 residenti al 2014. Quest'area risulta complessa dal punto di vista ambientale per la presenza di un importante polo termoelettrico, del porto, del traffico veicolare e per il riscaldamento civile che sfrutta la combustione di biomasse. In passato, sono state in attività nell'area anche una centrale a oli combustibili e un cementificio.

Il polo termoelettrico di Torrevaldaliga, composto dagli impianti Torrevaldaliga Nord (TVN) e Torrevaldaliga Sud (TVS) e dai depositi costieri degli oli minerali, costituisce un sito energetico di importanza nazionale, localizzato a circa 5 km dal centro abitato. La centrale TVN è attiva dal 1984, nasce come centrale termoelettrica a olio combustibile; venne successivamente convertita a carbone nel 2010, con una capacità totale di 2.640 MW. TVS è attiva dal 1964 come centrale a oli combustibili con una produzione di 1.140 MW e recentemente è stata convertita in centrale gas. Le emissioni delle centrali elettriche comprendono il particolato (PM), gli ossidi di azoto (NO_x) e il biossido di zolfo (SO₂). Durante il periodo di svolgimento dello studio ABC, l'impianto TVS non era in attività, pertanto non è stato considerato ai fini di questo studio.

Il porto di Civitavecchia può contare oggi su 17 km di banchine, 26 moli operativi e 23 attracchi per yacht tra i 40 e i 100 metri. È strategico per l'accesso alle più importanti zone turistiche italiane e alle grandi rotte crocieristiche mediterranee ed è sicuramente una fonte di pressione ambientale, in quanto rappresenta un'importante sorgente di emissioni convogliate (dai camini delle navi e dei veicoli in transito) e diffuse (carbone, metalli, idrocarburi eccetera). Un'altra fonte di inquinamento dal porto è il

traffico di veicoli pesanti e traghetti; navi e traghetti utilizzano una grande quantità di carburante contenente alti livelli di zolfo (fino al 2,9%) e producono notevoli quantità di ossidi e particelle di zolfo.

Lo studio di coorte residenziale recentemente condotto nell'area per valutare l'effetto delle emissioni industriali sulla salute dei residenti ha reso disponibili le impronte al suolo degli inquinanti scelti come traccianti per ciascuna fonte in studio (PM₁₀ per la centrale di TVN, il porto e il riscaldamento civile, NO_x per il traffico) e, di conseguenza, la misura dell'esposizione della popolazione residente nei pressi degli impianti.¹⁶ In sintesi, è stato definito un dominio di simulazione modellistica (50x50 km) tale da includere tutti i comuni del comprensorio. La media annuale di ricadute al suolo è stata stimata per ogni cella 500x500m. Il modello di dispersione usato è stato il modello lagrangiano a particelle non stazionario SPRAY,¹⁷ che ha impiegato i campi meteorologici generati dal modello meteorologico RAMS.¹⁸ L'impronta al suolo per TVN è stata ricavata considerando le quantità di emissioni autorizzate nel 2012, la loro modulazione temporale, la tipologia di impianto (puntiforme o areale) e la modalità di emissione (altezza di rilascio, velocità dei fumi e relativa temperatura).

Il modello di dispersione del porto di Civitavecchia è stato costruito utilizzando le informazioni contenute nel database fornito dall'Autorità portuale di Civitavecchia che ha registrato, per ogni banchina del porto, le ore di permanenza delle singole navi (marzo-dicembre 2012). Il database conteneva informazioni sulla nave e sulla permanenza al porto (data di arrivo, ora di arrivo, data di partenza, ora di partenza, numero della banchina). La simulazione ha considerato, per ciascun attracco, la manovra di ingresso, lo stazionamento e la manovra di uscita della nave. Le banchine sono state georeferenziate per fornire al modello la posizione spaziale delle sorgenti emmissive simulate.

Per la stima dell'inquinamento da traffico veicolare, sono state effettuate due campagne di rilevazione, una estiva (luglio 2013) e una invernale (marzo 2014), del flusso veicolare per le principali categorie di strade presenti nel territorio. La scelta delle strade su cui effettuare la rilevazione ha considerato sia la classificazione dei tratti stradali, dando maggior risalto a quelli catalogati come più trafficati, sia della densità abitativa dell'isolato. In ogni campagna è stato misurato il numero di veicoli pesanti e quello di veicoli leggeri transitati in un intervallo di 15 minuti in ogni tratto stradale scelto. Questo numero è stato moltiplicato per la lunghezza della strada in questione (km) e per il fattore emissivo relativo (che dipende da inquinante e tipologia di veicolo). Per il tratto autostradale presente nel territorio, è stato utilizzato il flusso settimanale di traffico leggero e pesante relativo all'autostrada Roma-Fiumicino (dati ANAS 1995 aggiornati al 2005), da cui è stato stimato il valore annuale, considerando il

RASSEGNE E ARTICOLI

traffico a modulazione costante durante l'anno. I risultati delle simulazioni realizzate per il traffico leggero e quello pesante sono state poi sommate per ottenere una concentrazione complessiva.

Per quanto riguarda il riscaldamento che utilizza legna o pallet, partendo dai dati raccolti tramite questionario durante lo studio ABC, è stato possibile stimare il numero di camini e stufe a legna presenti sul territorio del comprensorio di Civitavecchia. Nello specifico, tale stima è stata fatta all'interno di ciascuna cella 500x500m sulla base della popolazione (e delle famiglie) residente. Ogni cella è stata considerata come una sorgente area e le emissioni sono state calcolate utilizzando i fattori di emissione stimati da Ozgen et al. (2014)¹⁹ e solo per i mesi da novembre a marzo.

BIOMARCATORI

Per ciascun partecipante allo studio ABC, sono stati raccolti 100 ml di urine e 5 ml di sangue. La scelta dei metalli analizzati (tabella S1, vedi materiali aggiuntivi on-line) è stata guidata dalle fonti di inquinamento ambientale specifiche dell'area e da quanto indicato in studi di HBM e di caratterizzazione ambientale disponibili in letteratura, in particolare lo studio National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES).²⁰ La scelta della matrice biologica su cui eseguire le analisi ha tenuto conto delle indicazioni riportate nei documenti pubblicati dall'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) nel 2006 e dall'Organizzazione mondiale della sanità (OMS) nel 2012. Entrambi i documenti sono concordi nell'indicare il sangue come migliore matrice biologica per la determinazione del piombo, mentre gli altri metalli possono essere analizzati nell'urina e successivamente corretti per il valore della creatinina urinaria.

La determinazione dei metalli è stata effettuata in un campione di urine del primo mattino successivamente conservate a -20°C fino al momento delle analisi. La raccolta è stata effettuata mediante un apposito contenitore Kartell, in polietilene, preventivamente decontaminato mediante lavaggio con soluzione al 10% di HNO₃ di grado ultrapuro per evitare possibili contaminazioni da metalli. Il piombo, invece, è stato determinato nel sangue, previa raccolta in provette Vacutainer *metal free*, specifiche per l'analisi di elementi in traccia.

La spettrometria di massa a settore magnetico con sorgente a plasma accoppiato induttivamente (*Sector Field Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*, SF-ICP-MS) è stata la tecnica analitica utilizzata per la quantificazione dei metalli nelle matrici biologiche. Nei casi in cui i valori delle concentrazioni erano inferiori al limite di rilevamento dello strumento (LOD), questi sono stati sostituiti con un valore pari a metà LOD (LOD/2).

Le analisi sono state condotte presso il laboratorio del

Dipartimento salute e ambiente dell'Istituto superiore di sanità. Le attività di laboratorio sono state sottoposte a controlli di qualità, inclusi limiti di accettabilità per i parametri operativi, validazione del metodo e calcolo dell'incertezza di misura.^{21,22}

ALTRE VARIABILI

È noto che diversi fattori analitici e biologici possono influenzare i risultati di uno studio di HBM. I fattori da considerare sono legati alla via di esposizione, alla presenza di diverse fonti di inquinamento ambientale (inclusi il traffico urbano e il riscaldamento civile), alla variabilità fisiologica e agli stili di vita. Caratteristiche personali come sesso, età, peso e altezza possono influenzare la concentrazione dei metalli nel corpo umano. Allo stesso modo, il livello di istruzione (*proxy* della posizione socio-economica), il fumo di sigaretta, il consumo di alcol, l'alimentazione (in particolare il consumo di pesce), la stagione, la presenza di protesi metalliche e amalgami dentali, l'uso di gioielli, la presenza di piercing e tatuaggi, l'uso di incensi per profumare la casa e l'esposizione professionale sono fattori in grado di influenzare la quantità di metalli nell'organismo. Nello studio ABC queste informazioni sono state raccolte attraverso un questionario validato somministrato tramite intervista. Poiché alcuni metalli nelle urine sono influenzati da un'ulteriore variabilità a causa della diversa densità urinaria, le misurazioni sono state corrette per la creatinina urinaria (creat) per tenere conto delle diverse concentrazioni di elettroliti urinari.

ANALISI STATISTICA

Per ciascun metallo, sono state calcolate le medie geometriche (GM) e i relativi intervalli di confidenza (IC95%) delle concentrazioni urinarie corrette per grammo di creatinina (concentrazione ematica per il piombo). La relazione tra biomarcatori e inquinanti è stata studiata attraverso modelli di regressione lineare in cui le concentrazioni di inquinanti stimati da modello di dispersione rappresentano la variabile indipendente, mentre i valori log-trasformati della concentrazione urinaria (per gr/creat) (o ematica per il Pb) per ogni metallo rappresentano quella dipendente. Le variabili demografiche (genere, età) e tutte le esposizioni ambientali concomitanti (concentrazioni dei traccianti stimate dal modello di dispersione) sono state considerate come confondenti a priori. La procedura *bootstrap stepwise* ha consentito di selezionare i potenziali confondenti dei quali tenere conto. Le variabili inserite nei modelli specifici per metallo sono riportate in tabella S2 (materiali aggiuntivi on-line). Le associazioni sono espresse in termini di rapporti tra medie geometriche (cioè l'esponente dei coefficienti di regressione lineare; GMR) ed espresse per variazioni della concentrazione di inquinante pari alla differenza tra 95° e 5° percentile.

RASSEGNE E ARTICOLI

RISULTATI

Nella figura 1 sono riportate le mappe delle concentrazioni al suolo degli inquinanti scelti come tracciante per ciascuna fonte in studio; nello specifico, PM₁₀ da TVN (figura 1a), NO_x da traffico (figura 1b), PM₁₀ da riscaldamento (figura 1c), PM₁₀ da porto (figura 1d). Per TVN e per il porto, la mappa rappresenta una dispersione degli inquinanti più estesa sul territorio, mentre una dispersione più localizzata si osserva per riscaldamento e traffico. I livelli di esposizione media annuale della popolazione [media (DS, 50° percentile, range 95°-5° percentile)] a PM₁₀ da TVN erano 0,003 µg/m³ (0,002; 0,003, 0,005), 6,17 µg/m³ (4,48; 5,13; 15,23) a NO_x da traffico, per PM₁₀ da riscaldamento erano 3,65 µg/m³ (7,50; 0,00; 16,02), mentre l'esposizione media a PM₁₀ da porto era 0,024 µg/m³ (0,020; 0,016; 0,065).

Nella tabella 1 sono riportate le caratteristiche demografiche e i fattori di rischio dei 1.141 soggetti del campione ABC sui quali sono state fatte le misurazioni dei metalli, per classi di esposizione a PM₁₀ da TVN, NO_x da traffico,

PM₁₀ da camini e PM₁₀ da porto. Il campione era composto prevalentemente da donne (58% circa) con un'età compresa tra i 45 e i 64 anni (60%), con un titolo di studio medio-alto (60%) e prevalentemente occupati (53%). Le caratteristiche demografiche per classe di esposizione non si discostano da quelle del campione totale. Per quanto riguarda i fattori di rischio, circa il 40% del campione non ha mai fumato, mentre il 24% dichiara di essere fumatore. Questa percentuale aumenta tra i più esposti a PM₁₀ da TVN (31%). Il 25% del campione ABC ha dichiarato un'abitudine al consumo di alcol (stimato in termini di unità alcoliche assunte) di almeno 2 bicchieri al giorno, questa proporzione era più alta tra i più esposti a PM₁₀ da TVN (36%) e PM₁₀ da riscaldamento (31%), mentre era più bassa tra i più esposti a NO_x da traffico (20%). Il 42% del campione ha un indice di massa corporea (IMC, calcolato come il rapporto tra il peso in kg e il quadrato dell'altezza espressa in metri) superiore a 25, valore definito dall'OMS come *cut-off point* per il sovrappeso, il 18% è obeso e il 7% è gravemente obeso. Non si osservano diffe-

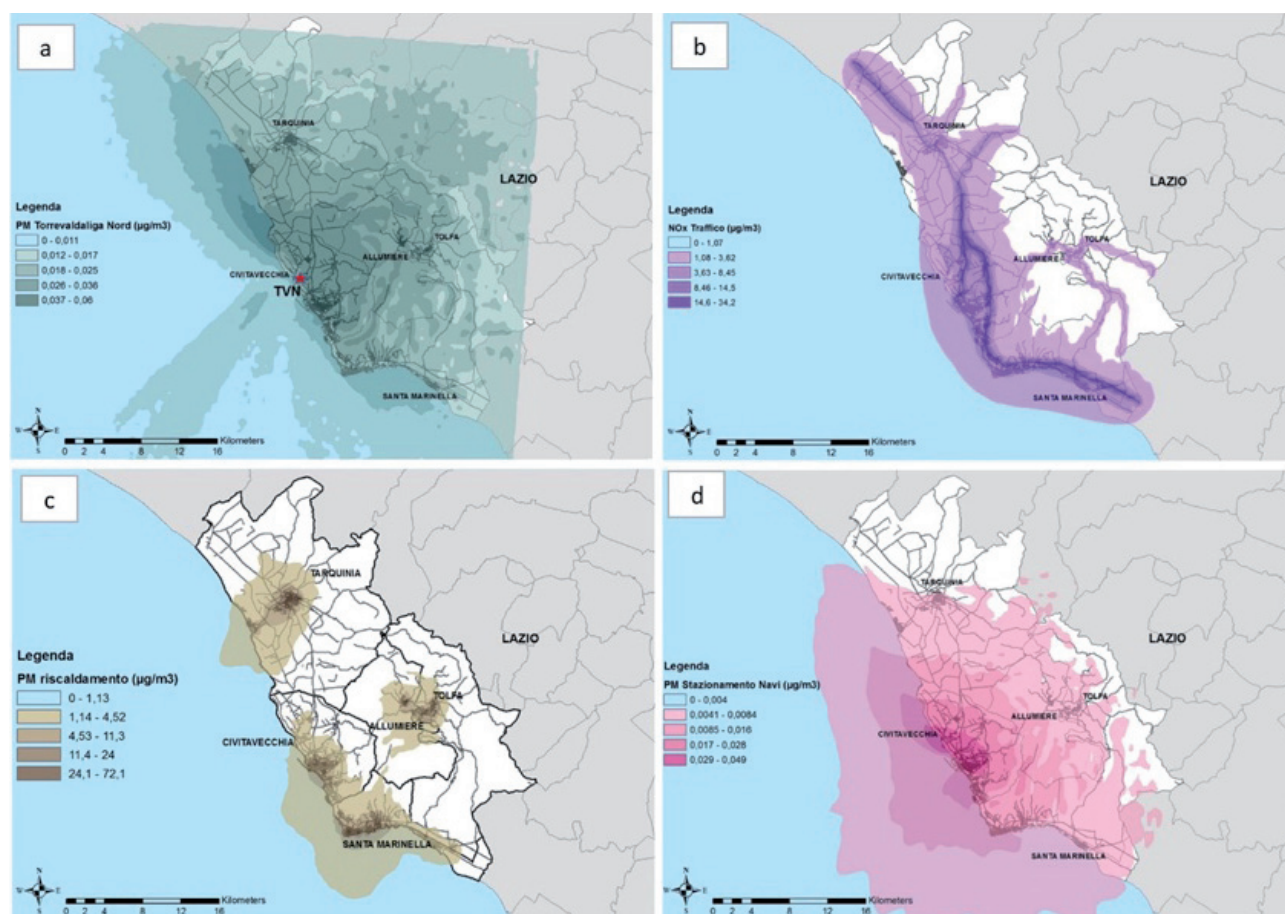


Figura 1. Concentrazioni al suolo stimate dai modelli di dispersione PM₁₀ da centrale termoelettrica (a), NO_x da traffico stardale (b), PM₁₀ da riscaldamento a biomasse (c), PM₁₀ da porto (d).

Figure 1. Concentrations of PM₁₀ from electric power plants (a), NO_x from traffic (b), PM₁₀ from biomass burning (c), and PM₁₀ from harbor (d), estimated by using dispersion models.

RASSEGNE E ARTICOLI

CARATTERISTICHE	TOTALE CAMPIONE		PM ₁₀ DA CENTRALE ELETTRICA			NO _x DA TRAFFICO			PM ₁₀ DA RISCALDAMENTO A BIOMASSE*			PM ₁₀ DA PORTO		
	n.	%	<5°	5°- 95°	>95°	<5°	5°- 95°	>95°	<5°	5°- 95°	>95°	<5°	5°- 95°	>95°
	1.141		58	1.019	64	57	1.030	54	698	393	59	55	1.035	51
GENERE														
Maschi	483	42,3	53,4	41,4	46,9	43,9	42,4	38,9	41,5	42,0	47,5	54,5	58,3	49,0
Femmine	658	57,7	46,6	58,6	53,1	56,1	57,6	61,1	57,2	58,0	52,5	45,5	41,7	51,0
ETÀ IN CLASSI														
35-44	255	22,3	31,0	21,6	26,6	8,8	22,7	29,6	23,1	21,9	13,6	21,8	22,1	27,5
45-54	347	30,4	34,5	30,1	31,3	38,6	29,8	33,3	29,2	31,0	35,6	40,0	30,2	23,5
55-64	341	29,9	19,0	30,9	23,4	33,3	29,9	25,9	29,8	28,8	33,9	29,1	30,1	25,5
≥65	198	17,4	15,5	17,4	18,8	19,3	17,6	11,1	16,6	18,3	16,9	9,1	17,5	23,5
ISTRUZIONE														
Nessuna/Elementare	102	8,9	5,2	9,1	9,4	10,5	9,0	5,6	9,5	7,6	10,2	1,8	9,6	3,9
Media inferiore	345	30,2	20,7	31,0	26,6	45,6	29,3	31,5	30,9	28,2	30,5	29,1	30,1	33,3
Media superiore	584	51,2	55,2	50,7	54,7	36,8	51,7	57,4	49,7	53,4	45,8	54,5	50,9	52,9
Laurea/Titolo superiore	110	9,6	19,0	9,1	9,4	7,0	10,0	5,6	8,6	10,7	13,6	14,5	9,4	9,8
OCCUPAZIONE														
Lavoratore	608	53,3	65,5	52,3	57,8	43,9	53,8	53,7	54,4	50,9	47,5	58,2	53,1	51,0
Disoccupato	58	5,1	6,9	4,8	7,8	7,0	5,0	3,7	4,6	5,3	8,5	9,1	4,7	7,8
Casalinga	238	20,9	10,3	21,6	18,8	24,6	20,5	24,1	20,8	19,8	25,4	21,8	21,1	15,7
Pensionato/Invalido	237	20,8	17,2	21,3	15,6	24,6	20,7	18,5	18,9	23,9	18,6	10,9	21,1	25,5
FUMO														
Si	278	24,4	24,1	23,9	31,3	21,1	24,9	18,5	24,4	24,9	16,9	18,2	24,7	23,5
No	451	39,5	37,9	39,5	40,6	42,1	39,0	46,3	39,4	38,9	39,0	40,0	39,4	41,2
Ex-fumatore	412	36,1	37,9	36,5	28,1	36,8	36,1	35,2	35,0	36,1	44,1	41,8	35,8	35,3
ALCOL														
Mai	323	28,3	22,4	28,9	23,4	36,8	27,6	33,3	29,1	25,7	32,2	34,5	27,9	29,4
meno di un'unità a settimana	200	17,5	20,7	17,8	10,9	10,5	17,7	22,2	16,9	19,3	10,2	9,1	18,1	15,7
1-2 unità a settimana	226	19,8	19,0	19,8	20,3	15,8	20,3	14,8	19,3	20,6	16,9	14,5	20,1	19,6
Più di 2 unità a settimana	101	8,9	10,3	8,7	9,4	7,0	8,9	9,3	8,2	9,9	8,5	20,0	8,2	9,8
1-2 unità al giorno	252	22,1	22,4	21,6	29,7	28,1	21,9	18,5	21,3	21,6	30,5	20,0	22,4	17,6
Più di 2 unità al giorno	39	3,4	5,2	3,1	6,3	1,8	3,6	1,9	3,9	2,8	1,7	1,8	3,3	7,8
INDICE DI MASSA CORPOREA														
Sottopeso (<18,49)	10	0,9	1,7	0,9	0,0	1,8	0,8	1,9	0,7	1,3	0,0	0,0	1,0	0,0
Normopeso (18,5-24,99)	369	32,3	31,0	32,3	34,4	28,1	32,4	35,2	33,1	31,0	27,1	25,5	32,4	39,2
Sovrappeso (25-29,99)	482	42,2	44,8	42,7	32,8	52,6	41,4	48,1	40,4	43,5	49,2	54,5	42,0	33,3
Obeso (30-34,99)	200	17,5	17,2	17,2	23,4	14,0	18,2	9,3	17,6	17,6	13,6	16,4	17,4	21,6
Gravemente obeso (>34)	80	7,0	5,2	7,0	9,4	3,5	7,3	5,6	6,9	6,6	10,2	3,6	7,2	5,9
OCCUPAZIONE A RISCHIO**	293	25,7	24,1	25,3	32,8	22,8	25,9	24,1	26,1	24,9	22,0	14,5	25,6	39,2
OTTURAZIONI DENTARIE IN METALLO	300	26,3	31,0	25,5	34,4	31,6	25,6	33,3	26,1	25,4	30,5	29,1	26,3	23,5
PROTESI DENTARIE IN METALLO	133	11,7	6,9	12,1	9,4	24,6	11,3	5,6	12,5	10,2	10,2	10,9	11,8	9,8
FRAMMENTI METALLICI NELL'ORGANISMO***	417	36,5	36,2	37,6	20,3	31,6	37,3	27,8	40,0	30,5	30,5	36,4	36,6	35,3
USO REGOLARE DI BIGIOTTERIA	558	48,9	44,8	48,7	56,3	38,6	48,9	59,3	48,4	49,9	40,7	43,6	48,7	58,8
USO DI PIERCING	28	2,5	1,7	2,4	4,7	3,5	2,2	5,6	1,9	3,6	1,7	1,8	2,2	7,8
TATUAGGI SUL CORPO	143	12,5	8,6	12,0	25,0	7,0	12,6	16,7	12,9	12,5	6,8	7,3	12,4	21,6
USO DI INCENSI PER PROFUMARE LA CASA	41	3,6	5,2	3,4	4,7	5,3	3,6	1,9	4,0	2,8	3,4	3,6	3,6	3,9
CONSUMO DI CIBI LOCALI	1.013	88,8	84,5	89,3	84,4	94,7	88,7	83,3	87,8	89,3	83,1	89,1	88,5	94,1

* Concentrazioni al suolo calcolate per il periodo ottobre-marzo. / Soil concentrations evaluated for the period October-March.

** Fonderie di prima fusione; fonderie di seconda fusione; cella galvanica; saldatura, brasatura e taglio dei metalli; produzione di articoli in plastica; industria della gomma; produzione vernici; centrale termoelettrica; cementificio; porto; navi. / Smelter for initial smelting; smelter for second smelting; galvanic cell; welding, brazing, and metal cutting; plastic object production; rubber industry; paint manufacture; thermoelectric plant; cement plant; harbour; ships.

*** Portatore di schegge o frammenti metallici, clip ferromagnetiche, dispositivi metallici intrauterini (spirale), protesi metalliche, chiodi, viti, filo eccetera. / Shard or metal fragment carrier, ferro-magnetic clips, intrauterine metal contraceptive devices, metal prostheses, nails, screws, wires, etc.

Tabella 1. Distribuzione di caratteristiche individuali e fattori di rischio del campione ABC per classe di esposizione (5° percentile; 95°-5° percentile; 95° percentile).
Table 1. Individual characteristics and risk factors by categories of exposure (5th percentile; 95th-5th percentile; 95th percentile).

RASSEGNE E ARTICOLI

renze tra le varie categorie di esposizione. Il 26% è impiegato in attività considerate ad alto rischio di esposizione occupazionale (fonderie di prima e seconda fusione; cella galvanica; saldatura, brasatura e taglio dei metalli; produzione di articoli di plastica; industria della gomma; produzione vernici; centrale termoelettrica; cementificio; porto; navi). La proporzione di impiegati in attività ad alto rischio di esposizione occupazionale è più alta tra i più esposti a PM₁₀ da TVN e PM₁₀ da porto (33% e 39%, rispettivamente). Circa il 90% del campione consuma cibo di provenienza locale.

In tabella 2 sono riportate le medie geometriche delle concentrazioni urinarie dei metalli ($\mu\text{g}/\text{gr creat}$) e relativi intervalli di confidenza (IC95%) (per il piombo, media geometrica delle concentrazioni ematiche $\mu\text{g}/\text{l}$). In generale, non si osservano differenze sostanziali tra le medie per classe di esposizione. Tuttavia, la media della concentrazione urinaria di arsenico tra i più esposti a PM₁₀ da porto risulta più alta della media generale (rispettivamente, 28,08 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 19,04-41,42 e 19,36 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 17,98-20,83), così come la concentrazione urinaria di molibdeno è più alta tra i più esposti a NO_x da traffico (40,56 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 33,15-49,62 *vs.* 38,34 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 36,67-40,09). Al contrario, sono più basse della media totale del campione le concentrazioni urinarie di cadmio (0,37 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 0,32-0,42, media totale: 0,42 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 0,40-0,44) e palladio (12,20 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 10,21-14,59, media totale: 16,02 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 15,30-16,70) tra i meno esposti a PM₁₀ da TVN e di mercurio (0,85 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 0,72-0,99, media totale: 1,17 $\mu\text{g}/\text{gr creat}$; IC95% 1,13-1,22) tra i meno esposti a NO_x da traffico.

La figura 2 riporta i risultati delle associazioni tra ciascuno dei quattro indicatori di esposizione e le concentrazioni urinarie (o ematiche) di metalli. Le analisi hanno messo in evidenza un'associazione tra PM₁₀ da TVN e livelli di cadmio urinario (GMR: 1,12; IC95% 1,00-1,25), NO_x da traffico e concentrazioni urinarie di platino (GMR: 1,17; IC95% 1,00-1,38), PM₁₀ da riscaldamento e concentrazioni urinarie di cadmio (GMR: 1,14; IC95% 1,06-1,24) e tungsteno (GMR: 1,20; IC95% 1,05-1,24). Ulteriori associazioni, seppur deboli, sono state trovate tra PM₁₀ da TVN e palladio (GMR: 1,11; IC95% 0,97-1,28) e tallio (GMR: 1,16; IC95% 0,99-1,36), NO_x da traffico e mercurio (GMR: 1,14; IC95% 0,99-1,30), PM₁₀ da riscaldamento e livelli di berillio (GMR: 1,11; IC95% 0,99-1,24), antimonio (GMR: 1,07; IC95% 0,99-1,15), manganese (GMR: 1,11; IC95% 0,99-1,23), palladio (GMR: 1,09; IC95% 0,99-1,20) e tallio (GMR: 1,09; IC95% 0,97-1,21). Segnali di associazioni forti al limite della significatività statistica si osservano tra PM₁₀ da porto e arsenico (GMR: 1,29; IC95% 0,96-1,72) e rodio (GMR: 1,15; IC95% 0,97-1,37).

L'analisi di sensibilità condotta sui non fumatori (tabella S3, materiali aggiuntivi on-line) e quella condotta escludendo i lavoratori in attività a rischio di esposizione occupazionale (tabella S4, , materiali aggiuntivi on-line) ha confermato i risultati dell'analisi principale (tabelle S3 e S4).

DISCUSSIONE

La corretta valutazione dell'esposizione umana è di vitale importanza per qualsiasi studio epidemiologico, soprattutto nel contesto dell'epidemiologia ambientale. In questo lavoro, le concentrazioni dei traccianti delle fonti di pressione ambientale presenti nell'area sono risultate associate alle concentrazioni di alcuni biomarcatori dei partecipanti allo studio ABC.

Sono state osservate associazioni, seppur deboli, tra i traccianti di combustibili fossili (PM₁₀ da TVN e da riscaldamento a biomasse) e concentrazione urinaria di cadmio, mercurio, palladio, tallio, antimonio, berillio, manganese, molibdeno, nichel, rame e tungsteno nei soggetti residenti nell'area in studio. Le esposizioni a NO_x da traffico stradale e a PM₁₀ da porto sono, invece, risultate associate alla concentrazione urinaria di mercurio, platino, arsenico e rodio.

Le concentrazioni degli inquinanti (PM₁₀ da TVN, NO_x da traffico, PM₁₀ da riscaldamento, PM₁₀ da porto) sono state stimate con modelli di dispersione assumendo che l'inquinamento prodotto da un camino non rimane localizzato uniformemente attorno alla fonte stessa, ma si diffonde a causa dei venti dominanti e dell'orografia del territorio. L'utilizzo dei modelli di dispersione è spesso l'unica via percorribile quando si vuole stimare l'esposizione di una popolazione in un'area geografica vasta. Non potendo ricorrere a metodi di misurazione diretta dell'esposizione di ciascun individuo, si usano, pertanto, le "impronte al suolo" degli inquinanti per classificare i residenti come più o meno esposti. Il limite principale di questo approccio è dovuto, in questo caso, alla mancanza di studi di convalida delle misurazioni *in situ*. Tuttavia, il modello utilizzato, SPRAY, è un modello consolidato e convalidato,²³ le cui prestazioni sono state valutate e convalidate in diverse condizioni oleografiche, meteorologiche e di dimensione del dominio.²⁴⁻²⁶ Le concentrazioni di inquinanti stimati all'indirizzo di residenza non rappresentano adeguatamente la reale esposizione, poiché le persone non sono sempre nella loro abitazione; in questo studio si è, dunque, tenuto conto anche dell'occupazione, delle abitudini personali (fumo di sigarette, consumo di alcol) e degli stili di vita (attività fisica, obesità, consumo di cibi locali) dei partecipanti. Questo per tenere conto anche di un possibile inquinamento a carico delle matrici acqua e suolo che può comunque arrivare all'uomo per via alimentare. La conoscenza di abitudini personali e stili di vita è, infatti, fondamentale nello studio di HBM che

RASSEGNE E ARTICOLI

METALLI	POPOLAZIONE TOTALE	PM ₁₀ DA CENTRALE ELETTRICA			NO _x DA TAFFICO			PM ₁₀ DA RISCALDAMENTO A BIOMASSE*			PM ₁₀ DA PORTO		
		<5°	5°-95°	>95°	<5°	5°-95°	>95°	<5°	5°-95°	>95°	<5°	5°-95°	>95°
	1.141	58	1.019	64	57	1030	54	698	393	59	55	1.035	51
Antimonio (Sb) µg/gr creat	0,06 (0,05-0,06)	0,05 (0,04-0,06)	0,06 (0,06-0,06)	0,05 (0,04-0,05)	0,08 (0,07-0,09)	0,06 (0,06-0,06)	0,06 (0,05-0,07)	0,06 (0,06-0,06)	0,05 (0,05-0,06)	0,06 (0,05-0,06)	0,06 (0,05-0,07)	0,06 (0,06-0,06)	0,06 (0,05-0,08)
Arsenico (As) µg/gr creat	19,3 (17,9-20,8)	20,9 (14,6-29,9)	19,5 (18,1-21,1)	15,7 (11,2-22,1)	19,4 (13,9-27,1)	19,4 (18,0-21,0)	17,7 (12,1-25,8)	21,3 (19,4-23,5)	19,5 (15,9-24,0)	15,4 (13,5-17,7)	21,9 (15,6-30,9)	18,8 (17,5-20,3)	28,0 (19,0-41,4)
Berillio (Be) µg/gr creat	0,13 (0,11-0,19)	0,10 (0,08-0,12)	0,13 (0,12-0,14)	0,10 (0,08-0,12)	0,12 (0,10-0,14)	0,13 (0,12-0,13)	0,10 (0,08-0,13)	0,13 (0,12-0,14)	0,11 (0,10-0,12)	0,12 (0,11-0,13)	0,11 (0,09-0,14)	0,13 (0,12-0,13)	0,12 (0,09-0,17)
Cadmio (Cd) µg/gr creat	0,42 (0,40-0,44)	0,37 (0,32-0,42)	0,43 (0,41-0,44)	0,38 (0,33-0,45)	0,45 (0,39-0,51)	0,42 (0,4-0,44)	0,42 (0,34-0,51)	0,40 (0,38-0,41)	0,45 (0,4-0,50)	0,47 (0,43-0,50)	0,47 (0,41-0,54)	0,42 (0,40-0,44)	0,36 (0,31-0,42)
Cobalto (Co) µg/gr creat	0,23 (0,21-0,24)	0,22 (0,19-0,26)	0,23 (0,22-0,24)	0,20 (0,16-0,25)	0,33 (0,26-0,42)	0,22 (0,21-0,23)	0,22 (0,17-0,30)	0,21 (0,20-0,23)	0,27 (0,23-0,31)	0,24 (0,22-0,27)	0,27 (0,21-0,34)	0,23 (0,22-0,24)	0,19 (0,15-0,24)
Cromo (Cr) µg/gr creat	0,13 (0,12-0,14)	0,12 (0,10-0,15)	0,13 (0,13-0,14)	0,12 (0,10-0,15)	0,13 (0,10-0,16)	0,13 (0,12-0,14)	0,14 (0,11-0,18)	0,12 (0,11-0,13)	0,15 (0,13-0,17)	0,15 (0,14-0,16)	0,16 (0,12-0,20)	0,13 (0,12-0,14)	0,10 (0,08-0,12)
Iridio (Ir) ng/gr creat	0,88 (0,85-0,91)	0,72 (0,62-0,82)	0,90 (0,87-0,94)	0,73 (0,62-0,85)	0,92 (0,76-1,11)	0,88 (0,85-0,91)	0,82 (0,68-0,98)	0,87 (0,83-0,92)	0,93 (0,85-1,03)	0,87 (0,81-0,92)	1,02 (0,89-1,16)	0,87 (0,84-0,9)	0,95 (0,8-1,13)
Mercurio (Hg) µg/gr creat	1,17 (1,13-1,22)	1,00 (0,84-1,19)	1,19 (1,14-1,24)	1,07 (0,91-1,27)	0,85 (0,72-0,99)	1,20 (1,15-1,25)	1,08 (0,87-1,34)	1,19 (1,13-1,25)	1,22 (1,08-1,37)	1,12 (1,04-1,22)	1,16 (0,98-1,37)	1,18 (1,13-1,23)	1,11 (0,89-1,38)
Manganese (Mn) µg/gr creat	0,11 (0,10-0,11)	0,09 (0,07-0,11)	0,11 (0,11-0,12)	0,08 (0,07-0,10)	0,10 (0,08-0,13)	0,11 (0,10-0,11)	0,10 (0,08-0,13)	0,11 (0,10-0,11)	0,11 (0,10-0,13)	0,11 (0,10-0,12)	0,12 (0,09-0,16)	0,11 (0,10-0,11)	0,09 (0,07-0,11)
Molibdeno (Mo) µg/gr creat	38,3 (36,6-40,0)	38,5 (32,4-45,7)	38,5 (36,7-40,4)	35,1 (29,2-42,3)	39,5 (32,2-48,5)	38,1 (36,4-40,0)	40,5 (33,1-49,6)	37,4 (35,4-39,5)	40,4 (35,0-46,6)	39,4 (36,1-43,1)	44,1 (35,4-54,8)	38,1 (36,3-39,9)	36,8 (29,8-45,3)
Nichel (Ni) µg/gr creat	0,81 (0,77-0,85)	0,93 (0,78-1,10)	0,82 (0,78-0,86)	0,63 (0,51-0,76)	1,00 (0,83-1,21)	0,80 (0,77-0,84)	0,76 (0,61-0,94)	0,76 (0,71-0,80)	0,88 (0,78-1,00)	0,90 (0,83-0,99)	1,09 (0,90-1,33)	0,80 (0,76-0,84)	0,79 (0,64-0,96)
Palladio (Pd) µg/gr creat	16,0 (15,3-16,7)	12,2 (10,2-14,5)	16,3 (15,6-17,1)	15,2 (12,3-18,8)	19,6 (16,1-23,8)	15,9 (15,2-16,7)	14,1 (11,2-17,8)	15,0 (14,2-15,9)	17,9 (15,7-20,5)	17,3 (15,8-18,9)	15,7 (12,7-19,2)	16,2 (15,5-17,1)	12,0 (9,77-14,8)
Piombo nel sangue (Pb) µg/l	20,1 (19,6-20,7)	23,5 (19,3-28,8)	19,8 (19,1-20,6)	22,6 (19,8-25,8)	22,4 (19,1-26,4)	20,2 (19,5-20,9)	17,9 (14,7-21,7)	20,7 (19,9-21,6)	18,2 (16,5-20,1)	19,8 (18,5-21,2)	19,3 (16,7-22,2)	20,3 (19,6-21,1)	18,5 (16-21,3)
Platino (Pt) ng/gr creat	2,57 (2,44-2,69)	2,40 (1,97-2,93)	2,60 (2,47-2,74)	2,26 (1,92-2,65)	2,49 (2,06-3,01)	2,57 (2,44-2,71)	2,62 (2,12-3,23)	2,50 (2,36-2,65)	2,99 (2,65-3,37)	2,54 (2,27-2,84)	2,72 (2,16-3,41)	2,59 (2,46-2,72)	2,09 (1,78-2,45)
Rame (Cu) µg/gr creat	7,05 (6,88-7,23)	6,87 (6,25-7,54)	7,12 (6,94-7,32)	6,13 (5,53-6,80)	7,92 (7,00-8,96)	7,05 (6,87-7,24)	6,21 (5,60-6,89)	7,06 (6,84-7,30)	7,53 (6,97-8,13)	6,83 (6,54-7,13)	7,48 (6,65-8,41)	7,07 (6,89-7,26)	6,23 (5,69-6,82)
Rodio (Rh) ng/gr creat	16,6 (15,9-17,4)	15,4 (12,6-18,7)	16,9 (16,1-17,8)	13,3 (10,8-16,3)	15,2 (12,7-18,2)	16,8 (16,1-17,7)	13,9 (12-16,2)	17,7 (16,8-18,8)	18,0 (15,9-20,4)	13,9 (13,0-15,0)	13,4 (11,1-16,2)	16,8 (16,1-17,7)	16,5 (13,2-20,8)
Stagno (Sn) µg/gr creat	0,32 (0,30-0,33)	0,32 (0,27-0,39)	0,32 (0,30-0,34)	0,31 (0,25-0,39)	0,28 (0,23-0,34)	0,32 (0,3-0,34)	0,33 (0,26-0,43)	0,32 (0,30-0,34)	0,34 (0,29-0,39)	0,31 (0,28-0,34)	0,30 (0,23-0,37)	0,32 (0,31-0,34)	0,26 (0,21-0,34)
Tallio (Tl) µg/gr creat	0,40 (0,38-0,42)	0,36 (0,29-0,43)	0,41 (0,39-0,43)	0,34 (0,26-0,44)	0,77 (0,58-1,02)	0,39 (0,37-0,41)	0,41 (0,31-0,54)	0,38 (0,35-0,4)	0,38 (0,32-0,44)	0,48 (0,43-0,54)	0,53 (0,41-0,68)	0,40 (0,38-0,43)	0,27 (0,23-0,31)
Tungsteno (W) µg/gr creat	0,14 (0,13-0,15)	0,14 (0,11-0,18)	0,14 (0,13-0,15)	0,12 (0,10-0,16)	0,16 (0,12-0,20)	0,14 (0,13-0,15)	0,14 (0,10-0,18)	0,14 (0,13-0,15)	0,13 (0,11-0,16)	0,14 (0,12-0,16)	0,16 (0,12-0,21)	0,14 (0,13-0,15)	0,14 (0,10-0,19)
Vanadio (V) µg/gr creat	0,04 (0,04-0,04)	0,04 (0,03-0,04)	0,04 (0,04-0,04)	0,04 (0,03-0,05)	0,04 (0,03-0,04)	0,04 (0,04-0,04)	0,03 (0,03-0,04)	0,04 (0,04-0,04)	0,04 (0,03-0,04)	0,04 (0,03-0,04)	0,04 (0,03-0,05)	0,04 (0,04-0,04)	0,03 (0,03-0,04)
Zinco (Zn) µg/gr creat	283 (273-293)	265 (230-304)	284 (274-295)	275 (237-319)	268 (225-319)	283 (273-294)	284 (248-326)	279 (266-293)	296 (272-323)	284 (266-304)	291 (250-338)	284 (274-295)	245 (195-307)

* Concentrazioni al suolo calcolate per il periodo ottobre-marzo. / Soil concentrations evaluated for the period October-March.

Tabella 2. Medie geometriche e relativi intervalli di confidenza (IC 95%) delle concentrazioni di metalli (corrette per grammo di creatinina urinaria) nel campione, per classe di esposizione.
Table 2. Geometric means and confidence interval (CI95%) of the metal concentrations (corrected for urinary creatinine) in the sample, by categories of exposure.

RASSEGNE E ARTICOLI



* Sb, As, Be, Cd, Co, Cr, Hg, Mn, Mo, Ni, Pd, Cu, Sn, Tl, W, V, Zn sono misurati in µg/gr creia; Ir, Pt, Rh sono misurati in ng/gr cret; Pb sono misurati in µg/l.

Figura 2. Associazione tra indicatori di esposizione stimati da modello di dispersione e concentrazione urinaria (o ematica) di metalli.* GMR da regressione lineare multipla nel campione ABC (IC95%).

Figure 2. Association among indicator of exposures from dispersion model and urinary (or blood) concentration of metals.* GMR from multiple linear regression in the ABC sample (IC95%).

riflette, invece, la quantità di sostanze che effettivamente entrano nel corpo attraverso tutte le vie di esposizione, sebbene gli studi di HBM pongano limiti di natura etica, difficoltà tecnica e costi elevati.²⁷

I risultati di questo studio mostrano che la stima di esposizione derivante dai modelli di dispersione è associata, anche se in misura moderata, con indicatori di esposizioni basati sul HBM. Le ragioni di questa associazione moderata sono ovvie: se da un lato il modello di dispersione fornisce indicazioni dettagliate su una fonte, i dati di HBM sono influenzati da tutte le vie di esposizione alle fonti presenti e alle diverse modalità; inoltre, giocano un ruolo molto importante fattori quali la suscettibilità individuale, diversi meccanismi di assorbimento, metabolismo, escrezione e, non ultimi, i fattori comportamentali. Nell'interpreta-

zione dei risultati di questo confronto non si può, dunque, non considerare che il metabolismo di ciascun metallo è differente e può variare da individuo a individuo e che rispecchia anche le esposizioni a lungo termine, mentre la diffusione in atmosfera di una particella o di un gas dipende essenzialmente dalle caratteristiche meteorologiche e del territorio, variabili più facilmente controllabili.

In conclusione, poiché l'HBM non può generalmente rivelare fonti di esposizione, percorsi e durata dell'esposizione,²⁸ i modelli di dispersione degli inquinanti rimangono uno strumento valido per la valutazione dell'esposizione a livello individuale delle popolazioni che vivono in aree industrialmente contaminate.

Conflitti di interesse dichiarati: nessuno.

RASSEGNE E ARTICOLI

BIBLIOGRAFIA

1. Wilkinson P, Thakrar B, Shaddick G et al. Cancer incidence and mortality around the Pan Britannica Industries pesticide factory, Waltham Abbey. *Occup Environ Med* 1997;54(2):101-07.
2. Mannes T, Emmett K, Willmore A, Churches T, Sheppard V, Kaldor J. Effect of a chemical manufacturing plant on community cancer rates. *BMC Public Health* 2005;5:34.
3. Michelozzi P, Fusco D, Forastiere F, Ancona C, Dell'Orco V, Perucci CA. Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution. *Occup Environ Med* 1998;55(9):611-15.
4. Mataloni F, Ancona C, Badaloni C et al. Cancer incidence and mortality in the cohort of residents close to the Italian nuclear power plants of Borgo Sabotino and Garigliano. *Epidemiol Prev* 2012;36(5):253-62.
5. Castriotta L, Casetta A, Barbone F. Cancer mortality of residents near a steel factory in Udine (Friuli Venezia Giulia Region, Northern Italy). *Epidemiol Prev* 2016;40(6):404-13.
6. Biggeri A, Barbone F, Lagazio C, Bovenzi M, Stanta G. Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy: spatial analysis of risk as a function of distance from sources. *Environ Health Perspect* 1996;104(7):750-54.
7. Ancona C, Badaloni C, Mataloni F et al. Mortality and morbidity in a population exposed to multiple sources of air pollution: A retrospective cohort study using air dispersion models. *Environ Res* 2015;137:467-74.
8. Ranzi A, Fano V, Erspamer L, Lauriola P, Perucci CA, Forastiere F. Mortality and morbidity among people living close to incinerators: a cohort study based on dispersion modeling for exposure assessment. *Environ Health* 2011;10(1):22.
9. Golini MN, Ancona C, Badaloni C et al. Morbidity in a population living close to urban waste incinerator plants in Lazio Region (Central Italy): a retrospective cohort study using a before-after design. *Epidemiol Prev* 2014;38(5):323-34.
10. Mataloni F, Badaloni C, Golini MN et al. Morbidity and mortality of people who live close to municipal waste landfills: a multisite cohort study. *Int J Epidemiol* 2016;45(3):806-15.
11. Murray CJ, Salomon JA, Mathers C. A critical examination of summary measures of population health. *Bull World Health Organ* 2000;78(8):981-94.
12. Brunekreef B. Environmental epidemiology and risk assessment. *Toxicol Lett* 2008;180(2):118-22.
13. Andrea Ranzi MC. Metodi e approcci per l'analisi quantitativa. *Ecoscienza* 2014;4(Valutazione di impatto sanitario):98-99. Disponibile all'indirizzo: www.vias.it (Ultima consultazione: 06.02.2019).
14. Committee on Improving Risk Analysis Approaches Used by the U.S. EPA, Board on Environmental Studies and Toxicology, Division on Earth and Life Studies. Science and decisions. Advancing risk assessment. Washington, The National Academies Press, 2009. Disponibile all'indirizzo: <https://www.nap.edu/initiative/committee-on-improving-risk-analysis-approaches-used-by-the-us-epa>
15. Ancona C, Bauleo L, Biscotti G et al. A survey on lifestyle and level of biomarkers of environmental exposure in residents in Civitavecchia (Italy). *Ann Ist Super Sanita* 2016;52(4):488-94.
16. Bauleo L, Bucci S, Antonucci C et al. Long-term exposure to air pollutants from multiple sources and mortality in an industrial area: a cohort study. *Occup Environ Med* 2016;76(1):48-57.
17. ARIANET Srl. SPRAY3. Modello di dispersione langrangiana a particelle. Disponibile all'indirizzo: www.aria-net.it/front/IT/codici/files/10.pdf
18. Pielke RA, Cotton WR, Walko RL et al. A comprehensive meteorological modeling system – RAMS. *Meteorol Atmos Phys* 1992;49(1-4):69-91.
19. Ozgen S, Caserini S, Galante S et al. Emission factors from small scale appliances burning wood and pellets. *Atmos Environ* 2014;94:144-53.
20. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. 2009. Disponibile all'indirizzo: <https://www.cdc.gov/exposurereport/pdf/fourthreport.pdf>
21. Bocca B, Bena A, Pino A et al. Human biomonitoring of metals in adults living near a waste-to-energy incinerator in ante-operam phase: Focus on reference values and health-based assessments. *Environ Res* 2016;148:338-50.
22. Ruggieri F, Alimonti A, Bena A et al. Human biomonitoring health surveillance for metals near a waste-to-energy incinerator: the 1-year post-operam study. *Chemosphere* 2019;225:839-48.
23. Olesen HR. Toward the establishment of a common framework for model evaluation. In: Gryning SE, Schiermeier F (eds). Manuscript for Air Pollution Modeling and Its Application XI. New York, Plenum Press, 1996; pp. 519-28. Disponibile all'indirizzo: <http://www.harmo.org/Docs/Baltimore.pdf>
24. Anfossi D, Tinarelli G, Trini Castelli S, Nibart M, Olry C, Commanay J. A new Lagrangian particle model for the simulation of dense gas dispersion. *Atmos Environ* 2010;44(6):753-62.
25. Brusasca G, Tinarelli G, Anfossi D. Comparison between the results of a Monte Carlo atmospheric diffusion model and tracer experiments. *Atmos Environ* 1989;23(6):1263-80.
26. Brusasca G, Tinarelli G, Anfossi D. Particle model simulation of diffusion in low wind speed stable conditions. *Atmos Environ Part A Gen Top* 1992;26(4):707-23.
27. Manno M, Sito F, Licciardi L. Ethics in biomonitoring for occupational health. *Toxicol Lett* 2014;231(2):111-21.
28. Hoek G, Ranzi A, Alimehmeti I et al. A review of exposure assessment methods for epidemiological studies of health effects related to industrially contaminated sites. *Epidemiol Prev* 42(5-6) S1:21-36.