



Bioaccumulo di metalli tossici nei bambini esposti all'inquinamento urbano e alle emissioni dei cementifici

Agostino Di Ciaula¹

Received: 30 January 2021 / Revised: 10 June 2021 / Accepted: 14 June 2021
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature B.V. 2021

Abstract

I cementifici situati nelle aree urbane possono aumentare il rischio per la salute. Sebbene i bambini siano particolarmente vulnerabili, mancano studi di biomonitoraggio. La concentrazione nelle unghie di 24 metalli è stata misurata in 366 bambini (6-10 anni), che vivono e frequentano la scuola in una città che ospita un cementificio. Residenza e scuole sono stati geocodificati e attribuiti ad **aree esposte** e **aree di controllo**, in base alle concentrazioni al suolo modellate di PM10 generate dalla cementeria. Sono stati monitorati i livelli di PM10 e NO2 nell'aria. I livelli di PM10 erano più alti nell'area esposta rispetto all'area di controllo. La concentrazione media più elevata di PM10 è stata registrata vicino alla cementeria. Al contrario, la maggiore concentrazione di NO2 si è verificata nell'area di controllo, dove il traffico veicolare e il riscaldamento domestico erano le fonti prevalenti di inquinanti. I bambini nelle aree esposte avevano concentrazioni più elevate di nichel (Ni), cadmio (Cd), mercurio (Hg) e arsenico (As) rispetto a quelli nelle aree di controllo. Queste concentrazioni sono correlate tra loro, indicando una fonte comune. La concentrazione di bario (Ba) nell'unghia del piede era maggiore nell'area di controllo rispetto all'area esposta. La posizione della scuola frequentata risultava essere un predittore delle concentrazioni di Cd, Hg, Ni, Ba, dopo l'aggiustamento dei fattori confondenti. In conclusione, i bambini che vivono e frequentano la scuola in un'area urbana esposta alle emissioni dei cementifici mostrano un bioaccumulo cronico di metalli tossici e una significativa esposizione all'inquinamento da PM10. I cementifici situati in aree urbane popolate sembrano quindi dannosi e sono necessarie politiche di prevenzione primaria per proteggere la salute dei bambini.

Keywords Heavy metals · Cement plants · PM₁₀ · Nitrogen dioxide · Biomonitoring · Children health

Introduzione

I cementifici sono spesso ubicati in aree urbane ad alta densità di popolazione. Tuttavia, la produzione di cemento genera emissioni di particolato, inquinanti gassosi (ossia ossidi di azoto, ossidi di zolfo, ossidi di carbonio, metalli pesanti e inquinanti organici persistenti (cioè policlorodibenzo-p-diossine e dibenzofurani, bifenili). Pertanto, la presenza di cementerie è stata collegata a un'alterata qualità dell'aria nelle aree di lavoro e nelle aree urbane. Inoltre, studi precedenti indicano un aumento del rischio di esiti avversi per la salute negli adulti esposti e nei bambini.

Sebbene le ceneri leggere della combustione industriale

nei forni da cemento vengano rilasciate nell'atmosfera dopo opportuna depurazione, tale procedura non sembra evitare adeguatamente la contaminazione involontaria delle matrici ambientali e, di conseguenza, l'esposizione umana a sostanze chimiche tossiche.

In particolare, precedenti evidenze indicano la produzione di cemento come un contributo rilevante per le emissioni in atmosfera di diversi metalli pesanti come mercurio, rame, arsenico, nichel, cadmio e cromo. Alcuni di questi metalli sono stati identificati come biomarcatori di esposizione derivanti dalla produzione di cemento.

I metalli pesanti prodotti dalle attività industriali umane possono generare effetti negativi sulla salute umana e sull'ambiente, a causa della loro persistenza, tossicità, accumulo biologico e interazioni molecolari. Nei bambini, in particolare,

i rischi per la salute includono crescita e sviluppo alterati, obesità, neurologici, cognitivi, disturbi respiratori e cancro. Negli adulti, l'esposizione a lungo termine ai metalli pesanti è stata principalmente collegata a compromissione della funzione cognitiva e declino cognitivo, osteopenia o osteoporosi, alterato metabolismo del glucosio, insulino-resistenza e metastasi. - sindrome bolica, obesità, ipertensione, rischio cardiovascolare, diminuzione della funzione renale e cancro.

In prossimità di cementifici, sono stati rilevati metalli pesanti nell'aria ambientale (particolato sospeso) nel suolo e, nell'uomo (età adulta), in campioni biologici come sangue, urina e capelli.

Sebbene l'età pediatrica appaia particolarmente vulnerabile alle emissioni generate dai cementifici, esistono scarse informazioni sull'accumulo corporeo di diversi metalli in bambini che vivono vicino a questi impianti industriali.

Un aumento del rischio per la salute può essere presente anche quando i bambini che vivono nei dintorni di un cementificio sono esposti a una concentrazione nell'aria di particolato non superiore al limite di esposizione. Il particolato veicola metalli tossici e i bambini esposti all'inquinamento da metalli precocemente e cronicamente possono accumulare effetti negativi sulla salute principalmente a causa del danno ossidativo e a una deposizione polmonare più significativa di particelle fini, rispetto agli adulti.

In questo complesso scenario, le vie che collegano la concentrazione ambientale degli inquinanti, il bioaccumulo di elementi tossici e il possibile sviluppo di effetti sulla salute a breve e a lungo termine, non possono essere rappresentate in modo esauriente da analisi separate su monitoraggio ambientale o biologico. Pertanto, la valutazione combinata delle tecniche di biomonitoraggio umano e del monitoraggio ambientale appare come uno strumento chiave per un'adeguata valutazione del carico corporeo di sostanze chimiche tossiche e per esplorare il rischio individuale legato a un ambiente malsano. Questo approccio valuta adeguatamente i risultati combinati delle diverse modalità di assunzione dei metalli (cioè inalazione, ingestione, assorbimento dermico).

Le clip per unghie umane, in particolare, rappresentano un prezioso campione per valutare l'esposizione a metalli di varia origine. La procedura è validata e non invasiva per la valutazione della concentrazione di metalli, ed è stata ampiamente utilizzata in età pediatrica. Pertanto, la valutazione della concentrazione di metalli nelle unghie umane rappresenta un indicatore adeguato delle esposizioni a lungo termine a inquinanti di origine antropica.

Metodi

Progettazione dello studio

Abbiamo misurato la concentrazione nelle unghie di un ampio pannello di metalli (vedi sotto) nei bambini che vivono e frequentano le scuole elementari pubbliche nella città di Barletta (Regione Puglia, Italia Meridionale, 93.275 residenti nel 2020), un'area urbana che ospita una grande cementeria con una capacità produttiva di circa un milione di tonnellate di cemento/anno, alimentata con combustibili fossili e combustibili da rifiuti. Secondo l'European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR, <https://prtr.eea.europa.eu/#/home>), l'attività principale di questo impianto è la produzione di clinker di cemento e la macinazione di clinker. Un'attività aggiuntiva è l'incenerimento di rifiuti non pericolosi incluso nella direttiva UE 2000/76/CE.

Una campagna pubblica in **cinque scuole elementari** (da novembre 2019 a gennaio 2020) è servita a spiegare gli obiettivi dello studio a insegnanti, genitori e bambini. Alla fine della campagna, un totale di 366 bambini (188 femmine, fascia di età 6-10 anni) sono stati arruolati su base volontaria, dopo che entrambi i genitori hanno firmato il consenso informato. Anche i bambini hanno accettato di partecipare come volontari e hanno espresso il loro consenso. I soggetti iscritti erano l'8,5% dei bambini di età compresa tra 6 e 10 anni residenti nella città di Barletta nell'anno 2020 (4.289 bambini). I criteri di inclusione vivevano allo stesso indirizzo negli ultimi sei mesi prima dell'iscrizione e l'assenza di malattie note.

Nell'area analizzata, le concentrazioni al suolo di particolato con un diametro di 10 µm (PM10) emesse dalla cementeria erano state precedentemente modellate da un modello di particelle lagrangiane 3-D (SPRAY).

Questo modello è particolarmente adatto per valutare l'impatto ambientale di impianti industriali situati in aree geografiche complesse, dove la brezza terrestre/marina e la topografia generano schemi di circolazione complessi. Il modello consente una valutazione accurata della dispersione atmosferica degli inquinanti in condizioni disomogenee e non stazionarie, considerando anche una ricostruzione attendibile del vento complesso e

campi di turbolenza. La concentrazione di inquinante utilizzata come input è stata il limite massimo di emissione al camino di PM10 consentito per la cementeria (20 mg/Nm³). I risultati, espressi da una mappa colorimetrica, rappresentano la concentrazione media annua al suolo di PM10 a seguito del trasporto atmosferico. Secondo il modello di dispersione degli inquinanti, l'area urbana con le concentrazioni minime stimate al suolo di PM10 (cioè inferiori a 0,5 µg/m³) è stata considerata come **area di controllo**. Al contrario, l'**area urbana esposta** era quella con la concentrazione al suolo stimata di PM10 nell'intervallo 0,5–40 µg/m³ (Fig. 1). L'indirizzo delle cinque scuole esplorate e l'indirizzo di casa di ciascun bambino iscritto sono stati geocodificati e attribuiti all'area esposta o di controllo. Secondo l'E-PRTR, l'unico impianto industriale che rilascia inquinanti atmosferici nell'area esposta è il cementificio. Altre fonti rilevanti di inquinanti atmosferici sia nell'area esposta che nell'area di controllo sono il traffico veicolare e il riscaldamento domestico.

Secondo la geocodifica, 174 bambini hanno frequentato due scuole nell'area esposta e 192 hanno frequentato le restanti tre scuole nell'area di controllo (Fig. 1). Non tutti i bambini vivevano nella stessa area della scuola frequentata. Pertanto, per valutare il ruolo dell'esposizione individuale durante l'intera giornata, i bambini sono stati suddivisi anche in base all'indirizzo di casa e sono stati considerati i seguenti tre sottogruppi:

1. bambini che vivono e frequentano le scuole nell'area di controllo (gruppo A, n = 189, il sottogruppo meno esposto);
2. bambini che **vivono o frequentano** scuole nell'area esposta (gruppo B, n = 110, bambini esposti solo a scuola oa casa);
3. bambini che **vivono e frequentano** le scuole nell'area esposta (gruppo C, n = 67, il sottogruppo più esposto).

Lo studio è stato approvato dal comitato etico locale (comitato etico interprovinciale, autorizzazione ASL FG/ASL BAT n. 108/CE/2019).

Raccolta unghie, preparazione campioni e analisi

La raccolta del campione delle unghie dei piedi è stata condotta in tutte le scuole in un giorno unico (26 febbraio 2020). Ai genitori è stato chiesto di non tagliare le unghie dei bambini nel mese precedente la raccolta del campione (dal 25 gennaio al 26 febbraio 2020). Le unghie dei piedi sono state selezionate per il campionamento come preferenziali rispetto alle unghie delle mani a causa del minor rischio di contaminazione esterna. La procedura per la raccolta delle unghie dei piedi, la preparazione del campione e l'analisi è una tecnica ben standardizzata e ampiamente utilizzata.

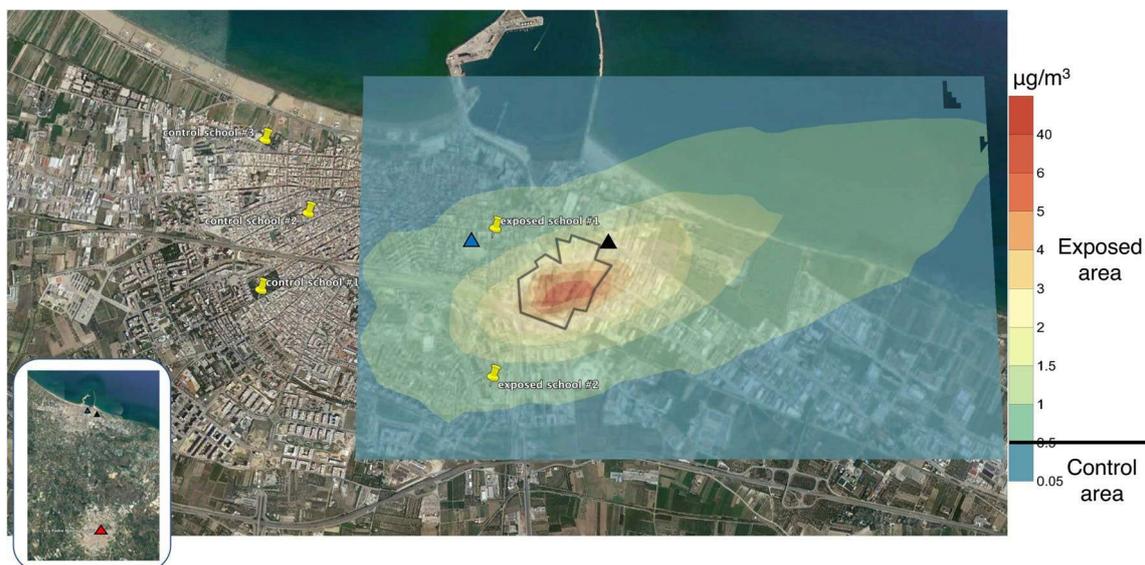


Fig. 1 Mappa dell'area analizzata (Barletta, Italia meridionale, regione Puglia), con modellazione colorimetrica delle concentrazioni medie annue al suolo di PM10 emesse dalla cementeria, a seguito del trasporto atmosferico. Il sito della cementeria è delimitato da una linea nera. Le concentrazioni al suolo di PM10 generate dalla cementeria sono state stimate mediante un modello lagrangiano 3-D (Rotatori e Pirrone 2012). Secondo il modello di dispersione, l'area urbana con le concentrazioni minime stimate al suolo di PM10 (cioè inferiori a 0,5

µg/m³) è stata considerata come area di controllo. L'area urbana esposta era quella con concentrazione al suolo stimata di

PM10 nell'intervallo tra 0,5 e 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I cinque segni gialli indicano la posizione delle scuole esplorate (cioè due scuole esposte, tre scuole di controllo). Il triangolo nero indica la posizione della stazione di monitoraggio dell'aria posizionata nell'area ad alta esposizione. Il triangolo blu indica la posizione della stazione di monitoraggio dell'aria posizionata nell'area di esposizione intermedia. In ingresso, il triangolo rosso indica la stazione di monitoraggio utilizzata per il controllo dell'esposizione (vedi sezione metodi). Mappa elaborata da Google Earth Pro e modello di dispersione degli inquinanti (Rotatori e Pirrone 2012)

Le unghie dei piedi sono state tagliate usando una lama in ceramica per evitare possibili contaminazioni. I campioni sono stati conservati in una provetta in polipropilene da 10 ml per la successiva analisi e le forbici sono state pulite con una soluzione acida leggera.

Prima di valutare le concentrazioni di metallo, i campioni sono stati immersi in una soluzione di etanolo al 70% senza agitazione o sonicazione per un periodo di 10 minuti, per ridurre il rischio di contaminazione microbiologica. Le impurità esogene sono state rimosse mediante una procedura di lavaggio a più fasi con acetone e acqua purificata Milli-Q e i campioni puliti sono stati tenuti a temperatura ambiente per un periodo da 24 a 48 ore per l'essiccazione. I campioni secchi sono stati pesati e successivamente è stata calcolata la concentrazione di 24 elementi, utilizzando la spettrometria di massa al plasma accoppiato induttivamente (ICP-MS): Antimonio (Sb), Arsenico (As), Bario (Ba), Berillio (Be), Boro (B), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Manganese (Mn), Mercurio (Hg), Molibdeno (Mo), Nichel (Ni), Piombo (Pb), Rame (Cu), Selenio (Se), Argento (Ag), Tallio (Tl), Tellurio (Te), Torio (Th), Titanio (Ti), Tungsteno (W), Uranio (U), Vanadio (V) e Zinco (Zn). Data la variazione di massa dei campioni ungueali, per ciascun campione sono stati adottati limiti metodologici di rilevazione (LOD) specifici. La procedura analitica è stata eseguita utilizzando una tecnica standardizzata, secondo il metodo EPA 6020A 2007. <https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-6020a.pdf>

concentrazione media annua al suolo di PM10 nell'intervallo 0,5–1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, come stimato dal modello di dispersione.

Valutazione degli inquinanti aerei

Le concentrazioni medie giornaliere nell'aria di PM10 e biossido di azoto (NO₂) sono state valutate durante i quattro mesi precedenti il campionamento dell'unghia del piede (dal 1 novembre 2019 al 26 febbraio 2020), e durante l'intero anno 2019 da tre stazioni di monitoraggio dell'aria posizionate e regolarmente gestite dall'Agenzia Regionale per l'Ambiente (ARPA Puglia). Il controllo di qualità periodico e la validazione dei dati registrati sono effettuati da ARPA Puglia secondo i criteri tecnici descritti dalle direttive nazionali ed internazionali (D. Lgs. 155/2010, Direttiva UE 2008/50/CE). Le concentrazioni di PM10 e NO₂ sono disponibili, per ogni stazione di monitoraggio, come valori medi giornalieri espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il database completo dei dati registrati è disponibile pubblicamente (<http://old.arpa.puglia.it/web/guest/meta-aria>).

Come mostrato in Fig. 1, la prima stazione di monitoraggio è posizionata a circa 0,5 km dalla cementeria, in un'area con una concentrazione media annua al suolo di PM10 superiore a 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, come stimato dal modello di dispersione. Questa è stata definita come area ad alta esposizione. La seconda stazione di monitoraggio è posizionata a circa 0,7 km dalla cementeria, in un'area (definita come esposizione intermedia) con una

La terza stazione di monitoraggio (controllo dell'esposizione) è situata a 9 km dalla cementeria, in una vicina area urbana (città di Andria, 98.414 abitanti nel 2020), con caratteristiche simili alla città di Barletta ma con inquinamento urbano generato principalmente dal traffico veicolare e dal riscaldamento domestico. In questa area di controllo non sono presenti impianti industriali con emissioni al camino registrate nell'E-PRTR.

vicina alla cementeria). La concentrazione media annuale di PM10 è stata superiore a 20 µg/m³, il limite fissato dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (Organizzazione Mondiale della Sanità 2006), nell'area di controllo e nelle due aree esposte, e il valore più alto è stato registrato nell'area ad alta esposizione.

Valutazione dei potenziali fattori di confondimento

Ulteriori condizioni ambientali o comportamenti personali che potrebbero influenzare la concentrazione di metalli nelle unghie dei piedi sono state esplorate da uno specifico questionario somministrato al momento dell'iscrizione. Sono stati considerati fattori di confondimento il riscaldamento domestico mediante biomassa, trattamenti ortodontici, sport all'aperto regolari, esposizione regolare al fumo passivo, consumo di verdure coltivate localmente. Il questionario è stato somministrato ai genitori per l'autocompilazione.

Analisi statistica

Sono state calcolate le frequenze delle variabili categoriali, le medie, gli errori standard, le mediane e l'intervallo delle variabili continue. Per valutare le differenze sono stati utilizzati il test χ^2 (proporzioni), il test U di Mann-Whitney (dati non appaiati) o il test del valore Z di confronto multiplo di Kruskal-Wallis (differenze tra i gruppi). Le correlazioni sono state testate utilizzando il coefficiente di correlazione di rango di Spearman. Sono stati impiegati modelli di regressione Tobit per esaminare le associazioni tra la concentrazione di metalli nell'unghia del piede, l'ubicazione delle scuole frequentate e il ruolo di potenziali fattori di confondimento. La regressione di Tobit è stata utilizzata per adattarsi alla natura censurata a sinistra dei valori, a causa della presenza di campioni con una concentrazione di metalli al di sotto del limite di rilevabilità. Le concentrazioni di metalli sono state trasformate in log per soddisfare l'ipotesi normale. I valori di P < 0,05 sono stati considerati statisticamente significativi. Le analisi sono state eseguite utilizzando il software R versione 3.5.1 (R Project for Statistical Computing, disponibile da <https://www.r-project.org/>).

Risultati

Come mostrato nella Tabella 1, nei quattro mesi precedenti il prelievo dell'unghia del piede, la concentrazione media giornaliera (24 h) di PM10 nell'aria era significativamente più alta nelle due aree esposte, rispetto all'area di controllo. Come previsto, la più alta concentrazione di PM10 nell'aria è stata registrata nell'area ad alta esposizione (cioè, più

Table 1 Average concentration of air pollutants in the exposed

and in the control area

	Control area	Intermediate exposure area	High exposure area
PM ₁₀ (µg/m ³)	20.8±0.9	23.3±0.9*	27.8±1.0*°
Media delle concentrazioni giornaliere (24 h) nei 4 mesi precedenti il prelievo dell'unghia del piede	21.8±0.6	22.0±0.6	25.5±0.6*°
Media anno (anno 2019)	77.2±2.7	59.0±2.2*	50.8±1.9*°
NO ₂ (µg/m ³)	62.0±1.6	43.0±1.5*	59.5±1.6*°
Media della concentrazione giornaliera (24 h) zioni nei 4 mesi prima del prelievo dell'unghia del piede			
Media anno (anno 2019)			

particolato PM10 con diametro ≤ 10 µm; biossido di azoto NO₂. I dati sono espressi come media ± SEM delle concentrazioni giornaliere (24 h) di inquinanti atmosferici misurate durante i 4 mesi precedenti il campionamento dell'unghia del piede (dal 1 novembre al 27 febbraio 2020) e durante l'intero anno 2019 (media annuale). Le differenze sono state testate con il Kruskal–Wallis Multiple-Comparison Z Value Test

* $P = 0.000001$ vs control area; $P = 0.000001$ vs intermediate exposure area

Le due scuole esposte erano situate nella zona di esposizione intermedia (Fig. 1). In questo sito, la media giornaliera di concentrazione di PM10

Misurata nei quattro mesi precedenti il campionamento era più bassa che nelle'area esposta, ma ancora significativamente più alta che nell'area di controllo.

La tendenza opposta è stata evidente per NO₂. Infatti, nei quattro mesi precedenti il prelievo dell'unghia del piede, è stata registrata la più alta concentrazione di NO₂ nell'aria nell'area di controllo e la più bassa nell'area ad alta esposizione. Questa tendenza è stata confermata anche quando è stata considerata la concentrazione media annua di NO₂ (Tabella 1). Sebbene l'NO₂ sia emesso anche dalle industrie del cemento, e non solo dal traffico veicolare e dal riscaldamento domestico, questi risultati potrebbero indicare una diversa origine prevalente di questi due inquinanti.

L'analisi della concentrazione di metallo nell'unghia del piede ha rilevato che i livelli di Be, Te, Tl e Th erano inferiori a LOD in tutti i campioni (Tabella 2; Fig. 2). Il tasso di campioni con concentrazioni di metallo nell'unghia del piede superiore al LOD era paragonabile nei bambini che frequentano le scuole nell'area esposta o nell'area di controllo in tutti i casi, ad eccezione di Ni (37% esposti vs 55% scuole di controllo), Cd (19% esposti vs 11% scuole di controllo), Ba (94% esposte vs 99% scuole di controllo) e Hg (59% esposte vs 48% scuole di controllo) (Fig. 2).

La tabella 2 mostra la concentrazione media di ciascun metallo, misurata nei bambini che frequentano le scuole nell'area esposta o nell'area di controllo. I bambini che frequentavano le scuole nell'area esposta avevano

Table 2 Absolute toenail metals concentration in children attending school in the exposed or control area

Metal	Exposed schools (n = 174)	Control school (n = 192)	P
-------	------------------------------	-----------------------------	---

concentrazioni significativamente più elevate di Ni, Cd, Hg, rispetto all'area di controllo. Il contrario era evidente nel caso del Ba, poiché la concentrazione nell'unghia del piede di questo metallo era più alta nei bambini del gruppo di controllo, rispetto a quelli della zona esposta.

I bambini con la più alta concentrazione individuale nell'unghia del piede di Ni (109,2 µg/g), Cd (4,2 µg/g) e Hg (1,56 µg/g) hanno frequentato la scuola nell'area esposta.

Be	0	0	–
B	0.11±0.11	0.1±0.1	NS
Ti	0.15±0.6	0.7±0.3	NS
V	0.008±0.004	0.047±0.01	NS
Cr	0.28±0.09	0.7±0.2	NS
Mn	0.57±0.13	1.5±0.7	NS
Co	0.18±0.1	0.19±0.2	NS
Ni	0.97±0.7	0.7±0.1	0.0003
Cu	4.3±0.5	4.5±0.8	NS
Zn	76.5±1.8	78.6±3.8	NS
As	0.12±0.07	0.05±0.01	NS
Se	0	0.007±0.003	NS
Mo	0.01±0.01	0.04±0.03	NS
Ag	0.02±0.005	0.02±0.009	NS
Cd	0.08±0.03	0.01±0.004	0.01
Sb	0.12±0.03	0.16±0.02	NS
Te	0	0	–
Ba	4.1±0.5	7.8±1.7	0.004
W	0.006±0.006	0.027±0.03	NS
Hg	0.15±0.02	0.09±0.02	0.001
Tl	0	0	–
Pb	0.36±0.7	0.67±0.2	NS
Th	0	0	–
U	0.008±0.005	0.005±0.001	NS

Data are expressed in $\mu\text{g/g}$. Values are reported as mean \pm SEM. Differences were tested by Mann–Whitney U test

NS not significant

Fig. 2 Absolute number of toenail samples with metal concentration above the limit of detection (LOD) for each of the explored metals. Samples were from children attending school in the exposed or in the control area. Asterisks indicate $P < 0.01$ (χ^2 test)

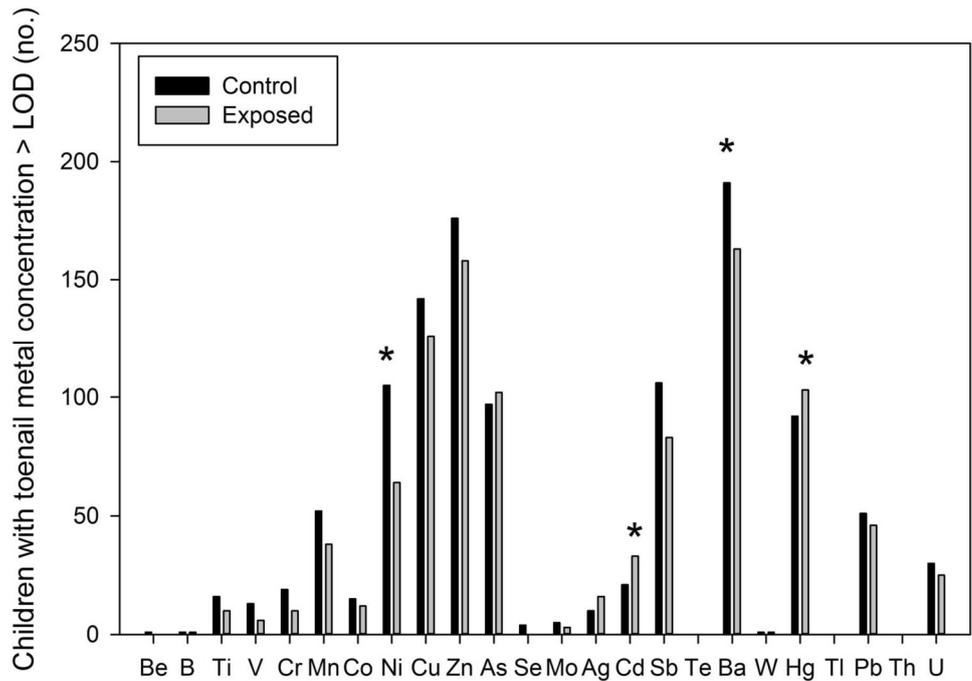


Table 3 Absolute toenail metals concentration in children selected according to the location of both attended school and home address

	0 (0-0.58)	0 (0-1.2)	0 (0-4.2)
Ba	7.9 ± 1.7	4.6 ± 0.7	3.3 ± 0.3*
Hg	3.2 (0-198.6) Group A 0.09 ± 0.01	2.99 (0.58-61.7) Group B 0.14 ± 0.02*	2.5 (0.26-14.8) Group C 0.16 ± 0.03*
n	110 (1-103)	107 (0-156)	108 (0-128)
Nf	0.04 ± 0.005 0.089 (0.20-93)	0.06 ± 0.003 0.036 (0.2-2.01)	0.05 ± 0.018* 0.03 (0.2-2)
Cd	0.015 ± 0.004	0.06 ± 0.02*	0.1 ± 0.07

Gruppo A: bambini residenti e che frequentano scuola nell'area di controllo;

Gruppo B: bambini residenti o che frequentano scuola nell'area esposta;

Gruppo C: bambini residenti e che frequentano scuola nell'area esposta. Data are expressed in µg/g, and as means ± SEM, median (range)

*0.002 < P < 0.03 vs Group A (Kruskal-Wallis Multiple-Comparison Z Value test)

Considerando l'intero gruppo di bambini arruolati, la matrice di correlazione di Spearman ha mostrato che la concentrazione di Cd nell'unghia del piede era correlata con i livelli di Ni, Hg e As. Sono state inoltre mostrate correlazioni positive tra le concentrazioni di Ba, Ni e As (Tabella 5).

Al contrario, la più alta concentrazione di Ba nell'unghia del piede (198,6 µg/g) è stata registrata in un bambino che frequentava la scuola nell'area di controllo.

Considerando sia l'indirizzo di casa che quello della scuola dei bambini iscritti, la concentrazione di metalli nell'unghia del piede nel gruppo A, B e C era comparabile in tutti i casi (dati non mostrati), ad eccezione di Ni, Cd, Ba, Hg e As (Tabella 3). I bambini che vivevano e frequentavano le scuole nell'area esposta avevano concentrazioni significativamente più elevate di Ni, Hg e As nell'unghia del piede rispetto a quelli che vivevano e frequentavano scuole nell'area di controllo. Un andamento simile era evidente per Cd, e l'opposto per Ba (Tabella 3).

Secondo i risultati dei modelli di regressione Tobit (Tabella 4), la posizione della scuola frequentata era un predittore significativo delle concentrazioni di Cd, Hg, Ni e Ba, dopo aver aggiustato per i fattori confondenti. Nessun effetto significativo sulle concentrazioni di metallo nell'unghia del piede derivato dall'analisi delle covariate

Discussione

Il presente studio ha esplorato per la prima volta l'accumulo corporeo cronico di un ampio pannello di metalli di origine antropica in una coorte di bambini che vivono e frequentano la scuola in un'area urbana popolata che ospita un impianto di produzione di cemento.

Nelle aree urbane con inquinamento generato da più fonti (es. fonti naturali, impianti industriali, traffico veicolare, riscaldamento domestico), il monitoraggio degli inquinanti atmosferici come tecnica unica di valutazione dell'esposizione può sottovalutare la reale esposizione individuale. La sottovalutazione può derivare principalmente dalle molteplici modalità di assunzione di sostanze chimiche tossiche (inalazione, ingestione orale, assorbimento cutaneo), dal numero limitato di inquinanti atmosferici regolarmente monitorati, dagli effetti dell'esposizione a lungo termine (es. accumulo di inquinanti), e dalla concentrazione variabile al suolo di inquinanti industriali generati da impianti situati in aree urbane

Table 4 Results of Tobit regression models on toenail metal concentrations in children attending control and exposed schools, and the effect of covariates

	Cd	Hg	Ni	Ba
Control vs. exposed	0.07* (- 0.12 to -0.018)	- 0.03** (- 0.05 to (- 0.02)	0.1* (0.03 to 0.18)	0.08** (0.03 to 0.13)
Domestic heating with biomass	-0.6 (- 251.6 to 251.8)	0.08 (- 0.09 to 0.3)	0.16 (- 0.46 to 0.8)	0.008 (0.45 to 0.5)
Orthodontic treatments	0.0007 (- 0.09 to 0.09)	0.007 (- 0.03 to 0.04)	- 0.03 (0.04 to 0.5)	- 0.04 (- 0.14 to 0.05)
Outdoor sports	0.0004 (- 0.06 to 0.06)	0.01 (- 0.2 to 0.3)	- 0.08 (- 0.18 to 0.1)	- 0.05 (- 0.11 to 0.01)
Passive smoke	-0.8 (- 250.1 to 251.8)	- 0.08 (- 0.008 to 0.04)	0.03 (- 0.57 to 0.6)	- 0.18 (- 0.6 to 0.3)
Consumption of locally grown vegetables	- 3.3 (- 0.1 to 0.05)	0.08 (- 0.08 to 0.04)	0.5 (- 0.1 to 1.1)	- 0.05 (- 0.5 to 0.4)
<i>Constant</i>	- 1.67 (- 1.8 to - 1.5)	- 2.31 (- 2.4 to - 2.2)	- 1.03 (- 1.1 to - 0.9)	- 1.25 (- 1.3 to - 1.18)

Vengono presentati solo i risultati significativi (concentrazione di metalli). Le concentrazioni di metallo sono state trasformate in log per soddisfare l'ipotesi normale. I risultati (coefficienti β e intervalli di confidenza al 95%) sono stati corretti per le covariate e considerano i dati censurati a sinistra presenti nella distribuzione dei metalli

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$

Table 5 Spearman's correlation matrix considering the toenail concentrations of Ni, Cd, Ba, Hg, and As in the whole cohort of enrolled children

	Ni	Cd	Ba	Hg	As
Ni	-				
Cd	0.17 <i>0.001</i>	-			
Ba	0.21 <i>0.0001</i>	0.089 <i>ns</i>	-		
Hg	0.069 <i>ns</i>	0.11 <i>0.03</i>	- 0.03 <i>ns</i>	-	
As	0.25 <i>0.000003</i>	0.14 <i>0.008</i>	0.15 <i>0.005</i>	0.007 <i>ns</i>	-

Data are Spearman correlation coefficients (rho, normal text) and P values (in italic). Significant P values are marked in bold

con topografia complessa, direzioni del vento incostanti e campi di turbolenza. I risultati del presente studio indicano l'integrazione del monitoraggio ambientale (cioè il carico di specifici inquinanti nell'ambiente) e le tecniche di biomonitoraggio (cioè il carico corporeo di sostanze chimiche tossiche) come metodo affidabile per valutare gli effetti individuali delle esposizioni e il relativo rischio per la salute.

Modelli distinti di bioaccumulo nell'area esposta e di controllo

Il presente studio mostra almeno due modelli di bioaccumulo di metalli, a seconda dell'ubicazione della scuola frequentata e

dell'indirizzo di casa dei bambini nelle aree esposte o

nell'area di controllo. I bambini che frequentano la scuola e vivono nell'area di massima concentrazione a livello del suolo di inquinanti prodotti dalla cementeria sono stati il gruppo più esposto. Questi soggetti hanno mostrato un maggiore accumulo di Ni, Cd, Hg e As, rispetto a quelli che vivono e frequentano le scuole nell'area di controllo. Questi metalli si correlavano, indicando la possibilità di una comune fonte di emissione.

Al contrario, i bambini che frequentano la scuola e vivono nell'area di controllo (ovvero il sottogruppo meno esposto alle emissioni dell'impianto) hanno mostrato un bioaccumulo prevalente di Ba. La concentrazione di questo metallo è positivamente correlata con quella del Ni, e precedenti evidenze indicano che sia Ba sono marcatori di accumulo di metalli derivanti principalmente dal traffico veicolare. Questi dati confermano che il traffico veicolare e il riscaldamento domestico possono essere considerati importanti fonti di bioaccumulo di metalli nelle aree urbane, oltre alle emissioni industriali. Questa ipotesi è in linea con i dati derivanti, nel presente studio, dal monitoraggio ambientale degli inquinanti atmosferici. In questo caso, nel controllo erano presenti livelli di NO₂ più elevati rispetto all'area esposta. Da segnalare, come l'accumulo di Ba e Ni, anche la concentrazione di NO₂ nell'aria è un noto marcatore ambientale di densità di traffico in un contesto urbano.

Viceversa, l'aumento dell'accumulo corporeo di Ni, Cd, Hg e As nell'area esposta sembra essere principalmente correlato alle emissioni industriali prodotte dalla cementeria.

La produzione di cemento come fonte di inquinamento di metalli specifici

Materie prime e combustibili comunemente impiegati per la produzione di clinker/cemento (principalmente combustibili fossili come pet-coke e carbone, ma anche combustibili da rifiuti), contengono grandi quantità di metalli pesanti (in particolare Hg, Co, Cd, Ni e Tl), e l'emissione di inquinanti dai forni da cemento dipende fortemente dal combustibile primario utilizzato.

Il mercurio, in particolare, è tipicamente presente nelle emissioni dei forni da cemento alimentati con carbone o pet-coke, integrati o meno con combustibili di scarto. Ciò è dovuto alla presenza di Hg in forma di vapore elementare, che viene meno catturato dai dispositivi di controllo dell'inquinamento impiegati nei forni per la produzione del cemento.

Un ulteriore rischio potrebbe derivare dalla presenza di metalli pesanti (in particolare quelli più volatili, come Hg) nei combustibili di sostituzione (es. combustibili da rifiuti), e dai loro fattori di trasferimento alle emissioni gassose. Precedenti evidenze hanno mostrato che la sostituzione nei forni da cemento dei combustibili fossili con combustibili derivati dai rifiuti potrebbe avere un impatto negativo sulle emissioni di metalli pesanti, e in particolare di Hg. Potrebbe essere il caso della cementeria esaminata nel presente studio, in cui un'attività aggiuntiva è l'incenerimento di rifiuti non pericolosi, che ha parzialmente sostituito i combustibili fossili per alimentare il forno.

Uno studio precedente che esplorava gli inquinanti atmosferici generati da tre forni da cemento in funzione a livello commerciale che bruciano rifiuti, ha confermato che Ni, Cd, Hg e As erano tra i metalli pesanti predominanti emessi. Nello studio citato, i filtri a maniche sono stati in grado di rimuovere oltre il 98,5% di tutti i metalli pesanti ad eccezione del mercurio, che ha mostrato una rimozione superiore al 60%. Nel caso di Hg, l'efficienza di rimozione variava nello studio citato dal 77 al 28%. Quindi, in media, circa il 40% di Hg è stato rilasciato nell'atmosfera, contro il 3,3% di Ni, lo 0,14% di Cd e lo 0,01% di As che entrano nei filtri a maniche.

Da notare che queste proporzioni (cioè rilascio di Hg e Ni superiori a quelle di Cd e As) sono comparabili con quelle derivanti, nel presente studio, dalla concentrazione nell'unghia degli stessi metalli nei bambini esposti. Infatti, i bambini nell'area esposta hanno mostrato, in media, concentrazioni relativamente più elevate di Hg ($0,15 \pm 0,02$ µg/g) e Ni ($0,97 \pm 0,7$ µg/g), rispetto a quelle di Cd ($0,08 \pm 0,03$ µg/g) e As ($0,12 \pm 0,07$ µg/g).

L'accumulo di metalli nell'ambiente e nei campioni biologici che circondano le cementerie

La presenza di concentrazioni di Ni, Cd, Hg e As nell'unghia più elevate nell'area esposta, rispetto all'area di controllo, è in linea con precedenti osservazioni che confermano l'accumulo di questi metalli in matrici ambientali o in campioni biologici raccolti in aree geografiche circostanti cementifici. Un recente studio che misura i metalli pesanti nel terreno circostante di un cementificio cinese ha riportato livelli di Cd e Hg che erano, rispettivamente, due e sei volte superiori ai livelli di fondo, generando così un elevato rischio ecologico. In Francia, i cementifici nella regione di Parigi sono stati identificati come significativa fonte secondaria di contaminazione del suolo da Cd. Una cementeria turca è stata indicata come un contribuente significativo ai depositi di oligoelementi, in particolare Cd, nell'area circostante. Infine, in uno studio italiano, sono state rilevate elevate concentrazioni di Ni nelle foglie di alberi vicini a un cementificio, come effetto della produzione di clinker e stoccaggio.

Analogamente agli studi che hanno misurato la concentrazione di metalli nelle matrici ambientali, precedenti studi di biomonitoraggio hanno mostrato, in campioni biologici di soggetti adulti, una maggiore concentrazione di Cd nel sangue, capelli e nelle urine, livelli più elevati di Ni nel sangue e nei capelli e concentrazioni più elevate di Hg nel sangue e urina di soggetti esposti alle emissioni dei cementifici, rispetto a soggetti non esposti.

Il bioaccumulo di metalli specifici nei bambini esposti

Il nostro studio mostra, per la prima volta in età pediatrica, un maggiore bioaccumulo di Hg nell'area di massima esposizione alle emissioni della cementeria, rispetto all'area di controllo.

La produzione di cemento è stata indicata come la più grande fonte di emissioni di mercurio in Cina, con un notevole aumento delle emissioni di mercurio negli ultimi anni. Un recente studio che esplora gli effetti positivi del blocco COVID-19 sulle concentrazioni atmosferiche di mercurio ha identificato la produzione di clinker di cemento come il principale responsabile dell'emissione di mercurio durante il periodo pre-blocco. In questo studio, l'emissione di mercurio dalla produzione di clinker di cemento è diminuita notevolmente durante il blocco.

In uno studio statunitense, i livelli ematici di Hg misurati in soggetti che vivevano più vicino a un cementificio erano associati alla modellazione del PM_{2,5} ed erano significativamente e positivamente correlati alle concentrazioni ematiche di As.

Circa l'80% del mercurio inalato viene assorbito attraverso i polmoni e trattenuto nel corpo (Organizzazione Mondiale della Sanità 1976). Sebbene l'ingestione di alimenti contaminati sia una delle principali fonti di livelli corporei di mercurio (Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA) 2012; Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA) 2015), la concentrazione di Hg nell'aria a livello del suolo è un predittore significativo del metallo corporeo livelli, anche dopo il controllo per le covariate e altre variabili di esposizione. Inoltre, nei bambini che vivono in aree industriali, è possibile anche un rischio relativamente elevato di esposizione dall'assunzione mano-bocca.

Questi risultati sono in linea con i risultati del nostro studio poiché, secondo l'analisi di regressione di Tobit, frequentare la scuola nell'area esposta era un predittore significativo di un aumento dei livelli di Hg nel corpo.

Inoltre, la concentrazione media di Hg nell'unghia del piede registrata nel sottogruppo di bambini più esposti ($0,16 \pm 0,03 \mu\text{g/g}$), era circa tre volte superiore a quella misurata in una coorte di 290 bambini di tre anni e arruolati nel New Hampshire Birth Cohort Studio ($0,055 \pm 0,087 \text{ SD}$) e circa 2,2 volte superiore rispetto a una coorte di 222

Neonati a termine sani statunitensi ($0,07 \pm 0,1 \text{ SD}$).

Un'ampia indagine di biomonitoraggio che ha coinvolto, in 17 paesi europei, 1844 bambini di età compresa tra 5 e 11 anni partecipanti allo studio DEMOCOPHES, ha mostrato una concentrazione media di Hg nei capelli (media geometrica ponderata) di $0,145 \mu\text{g/g}$ (95% CI $0,139-0,151$). Sebbene un rapporto di conversione tra la concentrazione di Hg nei capelli e nell'unghia non sia stato completamente convalidato, secondo una precedente evidenza questo valore dovrebbe essere equivalente a $0,05 \mu\text{g/g}$ nelle unghie dei piedi, una concentrazione circa 3 volte inferiore a quella osservata, nella presente serie, nel sottogruppo dei bambini più esposti.

Il mercurio è altamente tossico per l'uomo, in particolare in termini di effetti negativi sullo sviluppo del sistema nervoso e per le esposizioni che si verificano in utero e durante l'infanzia. Pertanto, è stato fortemente raccomandato di evitare il più possibile l'esposizione al mercurio durante la gravidanza e l'infanzia (Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA) 2012; Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA) 2015).

Abbiamo scoperto che la concentrazione media di Ni nell'unghia misurata nell'intera popolazione ($0,8 \pm 0,3 \mu\text{g/g}$) era quasi nello stesso intervallo precedentemente rilevato in altre coorti di bambini dal Brasile ($1,3 \pm 1,0 \mu\text{g/g}$, media \pm SD, Italia ($0,43 \pm 0,18 \mu\text{g/g}$, media \pm SE, Nuova Zelanda (media $1,08 \mu\text{g/g}$, intervallo $0,01-71,84$ e Pakistan ($0,91 \pm 0,1 \mu\text{g/g}$ media \pm SE. Tuttavia, quando è stato considerato il sottogruppo di bambini più esposto (cioè quelli che vivono e frequentano la scuola nell'area esposta), la concentrazione media di Ni è stata la più alta ($2,0 \pm 1,7$). Sebbene esistesse una grande variabilità, il valore massimo registrato ha raggiunto, in un bambino esposto, il valore

Secondo l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC), il Ni è classificato nel gruppo A1, cioè "cancerogeno per l'uomo". Oltre al rischio cancerogeno, l'esposizione al Ni può aumentare il rischio di basso peso alla nascita, parto prematuro e malformazioni congenite. In una coorte di pazienti adulti con nefropatia mesoamericana, la concentrazione media di Ni nell'unghia del piede ($1,55 \mu\text{g/g}$, range $0,18-42,65$) era simile a quella misurata, nella presente serie, nei bambini che vivevano e frequentavano la scuola nell'area esposta ($2,0 \pm 1,7 \mu\text{g/g}$). Nello stesso studio, i soggetti di controllo hanno mostrato una concentrazione media di Ni nell'unghia del piede di $0,21 \mu\text{g/g}$ (intervallo $0,06-51,24$) e le concentrazioni di questo metallo tossico erano correlate negativamente con la velocità di filtrazione glomerulare stimata.

Il cadmio è stato identificato come biomarker delle emissioni dei cementifici mediante tecniche di biomonitoraggio e modelli di dispersione atmosferica.

In una precedente coorte italiana di soggetti adulti, i livelli di Cd dell'unghia del piede nel terzo (cioè, $0,0145-0,0306 \mu\text{g/g}$) e nel quarto quartile (cioè, $\geq 0,0306 \mu\text{g/g}$) sono stati collegati ad un aumentato rischio di cancro alla prostata, con OR di $1,3$ (95% CI $0,3-4,9$) e $4,7$ (95% CI $1,3-17,5$), rispettivamente. Nel nostro studio, la concentrazione media di Cd nell'unghia del piede misurata nei bambini che vivevano e frequentavano la scuola nell'area esposta era circa 3 volte superiore alla soglia per il 4° quartile di concentrazione di Cd nell'unghia del piede riportata nello studio citato. Anche la concentrazione media di Cd nell'unghia del piede misurata in questo sottogruppo di bambini ($0,1 \pm 0,07 \mu\text{g/g}$) è risultata superiore al valore medio riportato dall'Istituto Superiore di Sanità in un'altra coorte di soggetti italiani ($0,041 \pm 0,1$).

I livelli di cadmio sono stati anche collegati al cancro del pancreas esocrino. Uno studio che valutava le concentrazioni di metallo nell'unghia del piede in soggetti adulti con o senza cancro del pancreas esocrino, ha dimostrato concentrazioni di Cd più elevate nei pazienti rispetto ai controlli e un rischio significativamente aumentato di cancro del pancreas in soggetti con concentrazioni di Cd e As dell'unghia del piede superiori a $0,029 \mu\text{g/g}$, e $0,1061 \mu\text{g/g}$, rispettivamente. Da notare, nel presente studio, sia le concentrazioni medie di Cd ($0,1 \pm 0,07 \mu\text{g/g}$) che di As ($0,25 \pm 0,18 \mu\text{g/g}$) nelle unghie dei piedi nei bambini che vivono e frequentano la scuola nell'area esposta erano superiori ai valori riportati nel studio citato.

Oltre al rischio di cancro, studi precedenti hanno collegato una maggiore esposizione al Cd nei bambini con disabilità di apprendimento e ritardo cognitivo, alterata risposta immunitaria e regolazione infiammatoria, alterata funzione renale, alterata omeostasi metabolica.

Diverse concentrazioni di inquinanti atmosferici nelle aree di controllo e nelle aree esposte

I metalli pesanti presenti nelle emissioni generate dai cementifici sono veicolati dal particolato. I cementifici possono aumentare le concentrazioni atmosferiche di particolato sia per emissioni dirette che fuggitive da materiali stoccati (materiali di clinker e pet-coke). Precedenti studi indicano questi impianti industriali come una delle principali fonti di PM10 nelle aree urbane, essendo anche responsabili del deterioramento della qualità dell'aria. Questa evidenza è confermata dai risultati del presente studio, che hanno mostrato livelli significativamente aumentati di PM10 nell'aria nell'area esposta, rispetto all'area di controllo.

Gli autori precedenti hanno scoperto che la quantità di particelle emesse da un cementificio può essere superiore ai livelli raccomandati dalle linee guida dell'OMS a una distanza di circa 600-1400 m dalle pile dell'impianto. Nel presente studio, la distanza dalla cementeria e dalle due scuole esposte è inferiore a 1 km e l'esposizione media annuale al PM10 è stata superiore al limite stabilito dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (20 µg/m³) (Organizzazione Mondiale della Sanità 2006) in tutte le aree esaminate. Tuttavia, il livello medio annuo di PM10 più elevato era presente nell'area ad alta esposizione, rispetto sia all'area di controllo che a quella a esposizione intermedia.

Nell'area esposta, oltre ai possibili effetti sulla salute derivanti direttamente dal bioaccumulo cronico di metalli pesanti, l'esposizione combinata a livelli elevati di PM10 e NO₂ nell'aria può essere di per sé responsabile di ulteriori rischi per la salute. I bambini sono particolarmente vulnerabili a questi inquinanti, che possono promuovere una serie di effetti sulla salute a breve termine (es. attacchi di asma e allergie) e a seguito di esposizioni croniche (es. memoria di lavoro, controllo inibitorio, regolazione comportamentale e metacognizione, ridotta funzione polmonare, disturbi del sonno).

Limitazioni dello studio

Un limite del presente studio è la mancanza di valutazione degli effetti biologici ed epidemiologici derivanti dall'esposizione a PM10 e NO₂, e dal bioaccumulo di metalli nei bambini arruolati. Questi aspetti dovrebbero essere indagati da futuri studi specificamente progettati per valutare, in questa area geografica, gli effetti sulla salute acuti e cronici eventualmente legati a una complessa esposizione ambientale.

L'inalazione di metalli è stata l'unica modalità di esposizione considerata nel presente studio. Questo può essere identificato come un'altra

limitazione, dal momento che le fonti antropiche possono contaminare i suoli vegetali, l'acqua e il pesce commestibile, e la possibile ingestione di alimenti contaminati non è stata quantificata in modo esauriente nei bambini iscritti. Tuttavia, il consumo di ortaggi coltivati localmente è stato considerato come un possibile fattore di confusione nell'analisi statistica ed è stato escluso un ruolo significativo per questo fattore. D'altra parte, sebbene non quantificata, la composizione dell'acqua e la quantità media di consumo di pesce dovrebbero essere comparabili nei bambini che vivono nella stessa città, con abitudini alimentari simili. Inoltre, la cementeria era l'unica fonte antropica significativa di Hg nell'area esplorata. Infine, è stato suggerito che la concentrazione di metalli nell'aria può essere considerata un predittore dei livelli di metallo corporeo, indipendentemente da altre variabili di esposizione. Il ruolo separato delle diverse modalità di esposizione ai metalli ambientali, tuttavia, dovrebbe essere esaminato meglio da ulteriori indagini.

Conclusioni

Il presente studio dimostra, per la prima volta in età pediatrica, un accumulo corporeo a lungo termine di metalli tossici (cioè Hg, Ni, Cd, As) nei bambini che vivono e frequentano la scuola in un'area urbana con la massima concentrazione stimata al suolo. zione del PM10, calcolata da uno specifico modello di dispersione degli inquinanti. Secondo precedenti evidenze ambientali e di biomonitoraggio, il pannello distinto di metalli che si bioaccumulano cronicamente nei bambini è compatibile con il modello di emissione dei metalli generati da cementifici alimentati con combustibili fossili e combustibili derivati dai rifiuti. Il modello specifico di bioaccumulo documentato nell'area maggiormente esposta alle emissioni delle cementerie è diverso da quello riscontrato nei bambini nell'area di controllo, che sembra essere principalmente correlato al traffico veicolare. L'evidenza del presente studio conferma anche il ruolo di una cementeria situata in un'area urbana popolata come un contributore significativo all'inquinamento urbano da PM10 e, quindi, al relativo rischio per la salute, in particolare durante l'infanzia. Pertanto, l'ubicazione degli impianti di produzione del cemento nel contesto di un'area urbana appare particolarmente dannosa, poiché gli effetti negativi prodotti dall'impianto si sommano a quelli generati da altre fonti tipiche di inquinamento urbano. Oltre al già documentato rischio per la salute in età adulta, l'elevata vulnerabilità dei bambini a questa esposizione tossica e cronica potrebbe generare conseguenze significative nel breve e lungo termine, e suggerire la necessità di adeguate politiche di prevenzione primaria. Strategie specifiche, in particolare, dovrebbero essere orientate alla delocalizzazione degli

impianti di produzione del cemento lontano dai centri urbani e a normative più stringenti per l'uso dei combustibili fossili. La combustione di pet-coke e carbone, in particolare, dovrebbe essere scoraggiata e dovrebbero essere preferite fonti di energia più sostenibili (ad esempio gas naturale, fonti energetiche rinnovabili, biomateriali). Dovrebbe essere utile anche una regolamentazione più rigorosa della sostituzione dei fossili con combustibili alternativi, con la limitazione dei combustibili derivati dai rifiuti che contengono un carico significativo di metalli pesanti. Inoltre, nel caso di cementifici ubicati in aree urbane ad alta densità abitativa, potrebbe rendersi necessaria l'attuazione di programmi di educazione sanitaria a tutte le scale (scuola, mass media, settore politico) per migliorare la resilienza nei soggetti a rischio.