

# **Valutazione dell'impatto sanitario delle attività dell'impianto siderurgico di Taranto**

**Questo documento è stato redatto per la regione Puglia e non può essere né citato né ulteriormente distribuito.**

<b>RIASSUNTO</b>		
<p>L'acciaieria di Taranto, situata nel sud-est dell'Italia, è attiva dagli anni '60 ed è diventata uno dei principali impianti di produzione d'acciaio in Europa. Rappresenta un'importante risorsa per la Regione e per il Paese in termini di economia e occupazione. L'impianto è noto da diversi decenni per il suo impatto ambientale negativo, con notevoli emissioni di vari inquinanti che interessano vaste aree, anche densamente popolate come la stessa città di Taranto. Taranto e i Comuni circostanti sono inclusi nella lista dei siti di interesse nazionale per la contaminazione ambientale individuati dal Governo. Gli impatti sulla salute umana sono stati ampiamente studiati nel corso degli anni. Eccessi di numerose malattie e tassi di mortalità sono stati ripetutamente documentati, denotando un preoccupante profilo sanitario per la popolazione locale. L'impatto dell'impianto siderurgico sulla salute è stato quantificato in modo più affidabile per quanto concerne le emissioni nell'aria, attentamente monitorate per molti anni. Considerando scenari alternativi di produzione industriale e di emissioni, le stime precedentemente disponibili sono state aggiornate dal progetto dell'OMS descritto in questo rapporto. I risultati confermano tali stime e aggiungono una valutazione economica. Gli impatti prevedibili di mortalità e morbilità stimati, ed i costi associati, sono funzione dei cambiamenti previsti nelle concentrazioni di inquinanti nei diversi scenari; per esempio, 27 morti all'anno sono stimati nel comune di Taranto nello scenario pre-AIA 2010 (il meno favorevole), sia per gli uomini che per le donne di età superiore a 30 anni. La cifra diminuisce a 5 morti l'anno nello scenario più favorevole. Queste cifre forniscono tuttavia una visione parziale dell'impatto complessivo sulla salute. Altri canali importanti, come le contaminazioni derivanti dal suolo, dall'acqua, dal cibo e dalla gestione dei rifiuti, non sono ancora stati quantificati in modo affidabile. Inoltre, dimensioni importanti come quella della qualità della vita, dell'ambiente urbano e degli spazi verdi sono influenzate dalle politiche industriali dell'impianto siderurgico e dalla sua area vasta. Questi aspetti richiedono un'approfondita valutazione qualitativa dell'impatto che finora non è stata intrapresa, ma che sembra urgente alla luce degli imperativi dell'agenda per lo sviluppo sostenibile.</p>		

© World Health Organization 2022

All rights reserved.

**This health information product is intended for a limited audience only** [*Participants in the presentation organized by the Apulia Region of 21 January 2022.*]. It may not be reviewed, abstracted, quoted, reproduced, transmitted, distributed, translated or adapted, in part or in whole, in any form or by any means.

The designations employed and the presentation of the material in this health information product do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of the World Health Organization concerning the legal status of any country, territory, city or area or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries. Dotted and dashed lines on maps represent approximate border lines for which there may not yet be full agreement.

The mention of specific companies or of certain manufacturers' products does not imply that they are endorsed or recommended by the World Health Organization in preference to others of a similar nature that are not mentioned. Errors and omissions excepted, the names of proprietary products are distinguished by initial capital letters.

The World Health Organization does not warrant that the information contained in this health information product is complete and correct and shall not be liable for any damages incurred as a result of its use.

## CONTENUTI

<i>RINGRAZIAMENTI</i> .....	4
1. Introduzione .....	5
1.1. Il caso dello stabilimento siderurgico di Taranto .....	6
1.2. Piano strategico "Taranto futuro prossimo" .....	9
1.3. Valutazione dell'impatto sulla salute: scopo e approcci .....	10
2. Scopo del progetto OMS a Taranto.....	14
3. Metodologia .....	15
3.1. Area di studio.....	17
3.2. Popolazione .....	18
3.3. Valutazione dell'esposizione: metodi e dati .....	20
3.4. Esiti di salute .....	25
3.5. Risultati attesi per la caratterizzazione degli impatti sulla salute .....	26
3.5.1. Valutazione quantitativa .....	26
3.5.2. Valutazione qualitativa.....	29
4. Identificazione dei determinanti della salute interessati.....	29
4.1. Inquinamento dell'aria ambiente.....	31
4.2. Sicurezza alimentare.....	36
4.3. Gestione dei rifiuti .....	37
4.4. Spazi verdi urbani .....	38
5. Caratterizzazione degli impatti sulla salute.....	40
5.1. Impatti sulla salute legati ai cambiamenti nell'inquinamento dell'aria.....	40
5.2. Impatti sulla salute legati alla sicurezza alimentare .....	55
5.3. Impatti sulla salute legati alla gestione dei rifiuti.....	58
5.4. Impatti sulla salute correlati agli spazi verdi urbani .....	61
5.4.1. Interazione degli spazi verdi urbani con la qualità dell'aria e i relativi effetti sulla salute .....	62
5.4.2. Impatto indiretto mediante la promozione di un livello più elevato di attività fisica .....	62
5.4.3. Impatto indiretto mediante la riduzione del rumore urbano .....	63
5.4.4. Impatto indiretto mediante la riduzione dell'effetto isola urbana di calore .....	63
5.4.5. Effetti positivi diretti sulla salute legati agli spazi verdi urbani .....	64
5.4.6. Effetti negativi diretti sulla salute legati agli spazi verdi urbani .....	65
6. Implicazioni dei risultati.....	65

7. Conclusioni – messaggi chiave .....	71
8. Bibliografia .....	73

*Copia preliminare*

## **RINGRAZIAMENTI**

### **Coordinatori:**

**Marco Martuzzi**, Capo Ufficio, Centro Asia-Pacifico dell'Organizzazione Mondiale della Sanità per l'ambiente e la salute Seoul, Repubblica di Corea, Pacifico Occidentale, Organizzazione Mondiale della Sanità,

**Francesca Racioppi**, Capo Ufficio, Centro europeo dell'Organizzazione Mondiale della Sanità per l'ambiente e la salute, Bonn, Germania, Organizzazione Mondiale della Sanità, Ufficio Regionale per l'Europa

### **Team di progetto:**

- **Piedad Martin-Olmedo**, professore di salute ambientale alla Escuela Andaluza de Salud Pública (Granada, Spagna), e presidente della Associazione Europea di sanità pubblica – Dipartimento per la valutazione di impatto sulla salute. Esperto in valutazione dell'impatto sulla salute inerente all'esposizione a pericoli ambientali e in valutazione del rischio per la salute umana.
- **Andrea Ranzi**, scienziato senior, consulente tecnico per la valutazione dell'esposizione di soggetti umani ed epidemiologo presso il Centro Tematico Regionale Ambiente e Salute, Agenzia Regionale per la Prevenzione, l'Ambiente e l'Energia dell'Emilia-Romagna, Modena.
- **Joseph V. Spadaro**, ricercatore ambientale presso il Centro Basco per i Cambiamenti Climatici, esperto in: VIS ambientale integrata, carico di malattia e caratterizzazione economica del rapporto tra ambiente e salute umana.
- **Chris Portier**(consulente nella prima fase), ex direttore del Centro Nazionale per la Salute Ambientale presso i Centri per la prevenzione e il controllo delle malattie di Atlanta e direttore dell'Agenzia per il registro delle sostanze tossiche e delle malattie (USA); esperto nella progettazione, analisi e interpretazione dei dati sulla salute ambientale con particolare attenzione alla cancerogenicità.
- **Neal Pearce** (consulente nella prima fase), professore di epidemiologia e biostatistica presso la Scuola di igiene e medicina tropicale di Londra

**Autori di questo rapporto:** Piedad Martín-Olmedo, Joe V. Spadaro, Andrea Ranzi, Francesca Racioppi e Marco Martuzzi

**Ringraziamenti:** Si ringrazia la Regione Puglia ed in particolare l'Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente (ARPA Puglia), l'Agenzia Regionale Strategica per la Salute ed il Sociale (AReSS), l'Azienda Sanitaria Locale di Taranto e l'Ordine dei Medici Chirurghi della Provincia di Taranto per la collaborazione scientifica e per aver reso disponibili dati, studi e rapporti utili alla redazione del presente documento

**Finanziamenti:** Il rapporto è stato finanziato dalla regione Puglia

## 1. Introduzione

La città di Taranto (191.050 abitanti, 40°28'0"N 17°14'0"E, superficie 217,5 km<sup>2</sup>) è situata nell'Italia meridionale vicino all'imbocco del Golfo di Taranto nel Mar Ionio (Istituto Nazionale di Statistica – ISTAT, 2020). Il lato occidentale del golfo è dominato dagli Appennini; il lato orientale è alquanto piatto e basso, e forma il confine settentrionale della grande pianura della penisola salentina. La città stessa (vedi Figura 1) ha una conformazione peculiare che comprende due bacini marini interni chiamati "Mar Piccolo" e "Mar Grande", per cui tutti i lati della città sono influenzati dal mare, con due aree funzionali distinte (Mangia *et al.*, 2013; Vigotti *et al.*, 2014; ASSET, 2019):

- a ovest, lo stabilimento siderurgico insieme ai quartieri residenziali operai di Porta Napoli, Tamburi, Paolo VI e Lido Azzurro;
- a est, la città storica (la Città Vecchia e il Borgo Antico), con una zona periferica che si estende fino ai centri costieri di Lama, San Vito e Talsano, che da borgate degli anni '50 sono oggi quartieri cittadini.

Taranto e i comuni limitrofi sono al centro di numerose attività impattanti a livello ambientale che comprendono: uno dei più grandi impianti siderurgici d'Europa (ex ILVA, attualmente di proprietà di ArcelorMittal), la raffineria di petrolio ENI, due centrali elettriche, lo stabilimento CEMENTIR con una produzione media annua di 900.000 tonnellate di calcestruzzo, il deposito di materiale radioattivo "ex-CEMERAD" (situato a Statte, a 14,8 km da Taranto città), un'industria mineraria, impianti militari, discariche e siti di rifiuti illegali, oltre a varie cave dismesse. Ulteriori attività impattanti a livello ambientale e profondamente integrate nell'area urbana hanno a che fare con la presenza di un grande porto che supporta attività industriali e commerciali (Mangia *et al.*, 2013; Lucifora *et al.*, 2015; Leogrande *et al.*, 2019). Distinguere ciascun contributo di queste attività altamente inquinanti alle conseguenze sulla salute nella popolazione generale pone un'importante sfida metodologica, poiché i diversi fattori di stress si combinano attraverso molteplici vie di esposizione e il loro effetto complessivo è ulteriormente influenzato dai fattori socio-economici di base.



Figura 1: Città di Taranto, Italia: quartieri e principali stabilimenti nell'area industriale (Vigotti *et al.*, 2014)

A seguito delle attività inquinanti sopra descritte, Taranto è stata riconosciuta come "Sito di Interesse Nazionale" (SIN) dal Decreto del Ministero dell'Ambiente italiano del 10 gennaio 2000, con un perimetro totale di poco meno di 117 km (corrispondenti a 43,8 km<sup>2</sup> di terra e 73 km<sup>2</sup> di mare), considerato come uno dei più grandi SIN nazionali per estensione (ASSET, 2019)<sup>1</sup>.

### 1.1. Il caso dello stabilimento siderurgico di Taranto

Lo stabilimento ex-ILVA (ora ArcelorMittal Italia), fondato nel 1965, è il più grande complesso siderurgico a ciclo integrato d'Europa: raggiunge un'estensione di circa 15,45 km<sup>2</sup>, di cui circa 10,45 km<sup>2</sup> ricadono nel comune di Taranto e circa 5 km<sup>2</sup> nel vicino comune di Statte, situato a nord-ovest di Taranto (Fig. 1). Le sue principali produzioni sono: coke, agglomerati per sinterizzazione, ghisa<sup>2</sup>, acciaio massiccio, bobine laminate a caldo, bobine laminate a freddo, bobine zincate a caldo, lamiere pesanti laminate a caldo, tubi saldati neri o rivestiti (PE, 2018; Leogrande *et al.*, 2019). L'ex-ILVA rappresenta il principale datore di lavoro nel Sud Italia, con circa 10.400 impiegati diretti (sito web ArcelorMittal aggiornato al 20.4.2021: <https://italia.arcelormittal.com/en/who-we-are>) e circa 8000-10.000 lavoratori aggiuntivi per attività dell'indotto (Lucifora *et al.*, 2015; Leogrande *et al.*, 2019).

Nel luglio 1997, il Consiglio dei Ministri italiano dichiarò lo stabilimento siderurgico ILVA di Taranto: "*area ad alto rischio di crisi ambientale*"<sup>3</sup>. La magistratura aprì un'inchiesta e nel 2005 i dirigenti dello stabilimento siderurgico furono condannati per il reato di "Getto pericoloso di cose", previsto dall'articolo 674 del codice penale. I dirigenti furono ritenuti colpevoli di aver sparso nelle aree limitrofe all'acciaieria una grande quantità di polveri minerali provenienti dai depositi presenti nell'area dello stabilimento e di non aver intrapreso azioni volte a impedirne lo spargimento (Arconzo, 2013; Lucifora *et al.*, 2015).

Il 25 luglio 2012 il giudice per le indagini preliminari presso il Tribunale di Taranto dispose il sequestro e la chiusura delle aree di lavorazione a caldo dell'ILVA a seguito dei risultati dell'indagine epidemiologica che dimostravano come i fumi dell'ILVA stessero gravemente danneggiando l'ambiente e la salute dei lavoratori nonché dei residenti locali. Tuttavia, considerando che molti posti di lavoro erano in pericolo, il Governo cercò una soluzione che conciliasse le preoccupazioni ambientali e sanitarie con le opportunità di lavoro. All'interno di questo quadro, il Governo italiano emanò un Decreto Legge (D.L. n. 207 del 03 dicembre 2012) che permise all'ILVA di riprendere la produzione di acciaio e allo stesso tempo impose di riqualificare entro 36 mesi lo stabilimento in ottemperanza ai requisiti stabiliti nella revisione dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) per garantire un elevato livello di protezione dell'ambiente e della salute umana in conformità con le migliori tecniche disponibili (Lucifora *et al.*, 2015).

---

<sup>1</sup> I Siti di Interesse Nazionale (SIN), sono definiti come "Aree del territorio nazionale, classificate e riconosciute dallo Stato italiano, che necessitano di bonifica del suolo, del sottosuolo e/o delle acque superficiali e sotterranee per evitare danni ambientali e sanitari". L'elenco dei SIN è statoriconosciuto nel Decreto Legislativo 22 del 5 febbraio 1997 (Decreto Ronchi), e nella Legge n. 426 del 9 dicembre 1998.

<sup>2</sup> Il coke, insieme all'agglomerato (ferro granulato) viene utilizzato come riducente chimico per la fabbricazione della ghisa (una lega ferro-carbonio, con un contenuto di carbonio compreso tra 1,9% e 5,5%. L'acciaio è la stessa lega ma contenente meno del 2% di carbonio).

<sup>3</sup> Risoluzione del Consiglio dei Ministri dell'11 luglio 1997.

La procedura AIA è operativa in Italia dal 2004 per ottemperare ai requisiti della Parte II del Decreto Legislativo n. 152 del 3 aprile 2006, come modificato dal D.Lgs. N. 46 del 4 marzo 2014, secondo quanto richiesto dalla Direttiva 2010/75/UE sulle emissioni industriali<sup>4</sup> (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento). L'acciaieria ha ottenuto la prima AIA nel 2011, seguita da diverse revisioni come quella disposta con il Decreto del 26.10.2012, che autorizzava una produzione massima pari a 6 milioni di tonnellate di acciaio, con il più recente Decreto del 29.09.2017 (Galise *et al.*, 2019). Il rispetto dei miglioramenti tecnologici richiesti nella più recente AIA permetterebbe di portare la scala di produzione dell'acciaio fino a 8,5 milioni di tonnellate all'anno nel 2024, con una riduzione della forza lavoro pari a cinque o sei mila esuberanti (PE, 2018).

A livello europeo, nella risoluzione del 13 dicembre 2012, il Parlamento europeo (PE) ha invitato le autorità italiane a garantire con estrema urgenza il risanamento ambientale del sito inquinato dell'acciaieria, assicurando al contempo la copertura dei costi sostenuti in relazione alle azioni preventive o correttive intraprese, secondo il principio per cui chi inquina paga, come previsto dall'articolo 8 della direttiva 2004/35/CE<sup>5</sup> sulla responsabilità ambientale (PE, 2012; Lucifora *et al.*, 2015).

Più recentemente, il 18-19 luglio 2017, una delegazione del PE ha condotto una valutazione in loco e un'udienza con le parti interessate (dirigenti e tecnici della ex-ILVA, cittadini locali, ONG, ma anche autorità nazionali, regionali e locali con un ruolo nei settori dell'ambiente e della salute pubblica) al fine di ottenere informazioni sui principali processi in corso che causano inquinamento e presentano problemi di salute o sicurezza per lavoratori e residenti. Hanno inoltre raccolto informazioni sulle opzioni industriali disponibili per l'implementazione di un modello in grado di salvaguardare pienamente la salute dei cittadini e l'ambiente, nonché il benessere socio-economico dell'area di Taranto (PE, 2018). Nell'ambito di questa valutazione in loco, i delegati del PE hanno segnalato i seguenti elementi esistenti nello stabilimento nel luglio 2017:

- I tecnici dell'ex-ILVA hanno informato la delegazione che **il sistema di scarico in continuo delle navi** (SCN 1) è stato implementato per permettere alle materie prime che arrivano per mare di essere spostate al molo est senza perdite o dispersioni dai carichi delle navi.
- **I grandi nastri trasportatori** per il trasporto della materia prima dal molo est del porto ai parchi minerali all'aperto dello stabilimento erano parzialmente coperti. Le disposizioni dell'AIA richiedevano che i nastri trasportatori fossero coperti per evitare la diffusione del particolato da parte del vento; nell'aprile 2017, il 65% dell'estensione totale del nastro trasportatore era già coperto (38,6 km dei 59 km).
- Un **parco minerario principale a cielo aperto di circa 70 ettari** per lo stoccaggio delle materie prime (minerali di ferro e carbone) situato vicino al quartiere Tamburi, e diversi parchi secondari erano ancora in funzione. Secondo le premesse dell'AIA, questi parchi avrebbero dovuto essere coperti con la costruzione di un'imponente struttura a doppio arco simile a un hangar (un muro alto circa 80 m equivalente a un

---

<sup>4</sup> Direttiva 2010/75/UE del Parlamento europeo e del Consiglio del 24 novembre 2010 sulle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento). Testo rilevante ai fini del SEE. GU L 334 del 17.12.2010, pag. 17-119.

<sup>5</sup> Direttiva 2004/35/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 21 aprile 2004 sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale. GU L 143 del 30.4.2004, pag. 56-75.

edificio di 25 piani) eretta proprio dietro il quartiere Tamburi per ridurre il rischio che il particolato si diffondesse nell'aria. Ciò fu proposto come misura aggiuntiva alle colline "ecologiche" alberate della Via Appia, che già fungevano da "frangivento" per l'area abitata. Tuttavia, sembra che la copertura dei parchi minerari sia stata ritardata ripetutamente. Di conseguenza, nei giorni in cui il vento soffia verso quel quartiere, l'unica protezione per la popolazione di Tamburi colpita da questo fenomeno consisteva nel chiudere le finestre, e tenere i bambini in casa. Al momento della visita del PE, le costruzioni non erano ancora iniziate.

- A luglio 2017, l'**uso di cannoni spara-nebbia** per inumidire i cumuli di materie prime nei parchi minerari era l'unica misura di mitigazione applicata in attesa che i parchi fossero coperti.
- **Erano presenti dieci batterie di forni a coke**, quattro delle quali erano in funzione durante la visita in loco.
- **Cinque altiforni** per la produzione di ghisa e acciaio, tre dei quali (i numeri 1, 2 e 4) erano in funzione, mentre gli altri due sono rimasti spenti. La sala di controllo del forno 1 è stata ammodernata nell'agosto 2015 in una ristrutturazione da 130 milioni di euro, e funziona automaticamente (gli operai intervengono solo in caso di malfunzionamento). Il forno 5 è uno dei più grandi del suo genere in Europa ed è spento da marzo 2015, in attesa di lavori straordinari di bonifica e manutenzione ambientale per rispettare pienamente le disposizioni dell'AIA.
- Riguardo al forno 3, è stato dichiarato durante la visita della delegazione che sarebbe stato demolito a breve, implementando misure di protezione ambientale, compresa la rimozione e lo smaltimento dell'amianto (circa 4.000 tonnellate). I rappresentanti sindacali presenti all'udienza con i delegati del PE hanno dichiarato che la bonifica ambientale dell'impianto dovrebbe essere effettuata integralmente, senza più ritardi. I tecnici dell'ILVA hanno sostenuto che il processo di decontaminazione organica coinvolgerebbe l'intero impianto, andando in profondità nel sottosuolo sotto il Forno 3, e comporterebbe anche la rimozione dei rifiuti accumulati nel tempo (come le traversine ferroviarie, poste sotto sequestro già nel 2009, e vecchi pneumatici).
- Oltre alla ghisa, i forni producono anche gas, che vengono riutilizzati per generare sia energia elettrica (nei **due generatori di corrente** dell'impianto) sia scorie liquide, che vengono poi macinate in granuli e utilizzate per la produzione di vetro e cemento.
- **Due acciaierie**, costruite nel 1964 e nei primi anni '70, dove la ghisa (trasportata alle acciaierie con vagoni tramite binari) viene affinata in convertitori tramite esplosioni di ossigeno dall'alto ottenendo una lega a basso contenuto di carbonio, l'acciaio liquido, che viene versato in grandi siviere per solidificare attraverso stampi di colata continua. Ci sono cinque di questi stampi nelle due acciaierie. Circa il 70-80% dei prodotti finiti vengono spediti dai moli occidentali ai principali porti in Europa, Turchia, Nord Africa e altre destinazioni d'oltremare.
- Una zona con cava di calcare, con parchi completamente coperti.
- Discariche all'aperto con rifiuti non pericolosi e rifiuti pericolosi situati nel perimetro delle aree conferite al nuovo proprietario. Lo scarico non autorizzato di rifiuti pericolosi era sotto una nuova indagine giudiziaria al momento della visita.

In data 4 settembre 2017, l'Agenzia regionale per la protezione dell'ambiente (ARPA) ha formulato osservazioni in merito all'istanza dell'AIA di nuove misure e modifiche alle misure e attività di tutela ambientale e sanitaria previste e approvate con DPCM del 14 marzo 2014 per l'esercizio dell'impianto, nonché, ove necessario, di proroghe dei termini di attuazione delle relative disposizioni. Nelle sue osservazioni, l'ARPA ha sottolineato che gli interventi di bonifica ambientale già previsti dal citato DPCM – il cui termine originario era giugno 2017,

poi prorogato a settembre 2017 – saranno effettivamente completati solo nell'agosto 2023. Poiché la maggior parte di tali misure sono necessarie per aderire alle migliori tecnologie disponibili (BAT, o Best Available Technologies) nel settore (cfr. Decisione di esecuzione della Commissione del 28 febbraio 2012 che stabilisce le BAT ai sensi della direttiva 2010/75/UE relativa alle emissioni industriali per la produzione di ferro e acciaio), ARPA Puglia ha ribadito che ogni ritardo nel risanamento ambientale dello stabilimento costituirebbe un vantaggio per l'azienda e un costo per l'ambiente e la salute pubblica. Ha inoltre sottolineato che la gestione dell'impianto siderurgico senza l'attuazione integrale, o solo con un'attuazione parziale delle BAT potrebbe costituire una violazione della normativa UE (PE, 2018).

Alcune delle parti interessate presenti all'udienza con i delegati del PE nel luglio 2017 (Associazione Peacelink) erano piuttosto preoccupate per il piano ambientale concepito per la riqualificazione dell'acciaieria, che richiederebbe cinque anni per la realizzazione (terminando nel 2023) con un costo totale di 1,14 miliardi di euro; una cifra esigua rispetto alla stima di 8,1 miliardi di euro effettuata dagli uffici giudiziari nel 2013 (PE, 2018).

Il Parlamento italiano ha introdotto una modifica normativa che estende il termine di monitoraggio dell'amministrazione straordinaria al 2024 (corrispondente alla fine dell'attuale orizzonte del piano industriale). Questo garantirebbe che il nuovo proprietario rispetti i suoi impegni di effettuare gli investimenti concordati, o altrimenti cedere la proprietà.

Alla fine del 2019 il Governo italiano ha presentato un piano 2020-2023 che mira a fare dello stabilimento di Taranto un "leader europeo nella produzione di acciaio ecosostenibile", con un investimento previsto pari a 3,6 miliardi di euro nei prossimi 5 anni per raggiungere una produzione annua complessiva di 8 milioni di tonnellate di acciaio. Tuttavia, nel giugno 2020, ArcelorMittal ha presentato il proprio "Piano aziendale post COVID 2020-2025" che propone un ridimensionamento della produzione a 6 milioni di tonnellate all'anno entro il 2025, prevedendo 3.150 esuberi. Nel settembre 2020, il Ministro dell'Economia e delle Finanze ha annunciato la definizione di un progetto di rilancio credibile e ambizioso per la decarbonizzazione e il risanamento ambientale dello stabilimento ex-ILVA, rispettando gli obiettivi target della strategia europea *Green Deal*. Tuttavia, questo nuovo piano industriale, presentato nel dicembre 2020, è stato sviluppato con un coinvolgimento limitato dei principali attori interessati, tra cui il Comune di Taranto (European House-Ambrosetti-Total E&P Italia, 2021).

Il caso ex-ILVA rappresenta senza dubbio una grande sfida per i Governi nazionali, regionali e locali, nonché per l'industria e per la società, al fine di raggiungere un giusto equilibrio tra il diritto alla salute e la protezione dell'ambiente, da un lato, ed il diritto al lavoro e la garanzia di un reddito, dall'altro. Questo equilibrio non può essere raggiunto senza la partecipazione di tutte le parti interessate, né senza l'impegno nei confronti di un processo politico aperto ed equo, orientato verso forme più sostenibili di sviluppo ambientale, sociale ed economico.

## **1.2. Piano strategico "Taranto futuro prossimo"**

Le implicazioni del caso ex-ILVA vanno oltre la produzione dell'impianto siderurgico, l'inquinamento ambientale ed i relativi danni sanitari. Le implicazioni riguardano anche la pianificazione urbanistica della città di Taranto e dei suoi dintorni, così come le più ampie politiche di sviluppo industriale e socio-economico, concentrate per decenni quasi

esclusivamente intorno all'impianto siderurgico, ma che ora puntano a una diversificazione delle attività e dei posti di lavoro nell'area. L'attuale crisi economica, esacerbata dalla pandemia COVID-19, e la crescente mancanza di competitività nel settore siderurgico, rendono urgente la ricerca di soluzioni complete, in cui i miglioramenti strutturali e tecnici dell'impianto per la riduzione dei suoi impatti ambientali siano abbinati a piani esaustivi di riqualificazione urbana e strategie di sviluppo sostenibile, tutti elementi critici con potenziali impatti sulla salute e sul benessere umani.

In questo contesto, è importante evidenziare il Piano Strategico di sviluppo e valorizzazione dell'area tarantina intitolato: "**Taranto futuro prossimo**", promosso dalla Regione Puglia con il Comune di Taranto e il supporto di ASSET – Agenzia Strategica Regionale per lo Sviluppo Ecosostenibile del Territorio (ASSET, 2019). Il Piano Strategico è uno strumento concertato, sviluppato tenendo conto dei contributi emersi dagli incontri istituzionali con i portatori di interesse pubblico di 8 aree tematiche e in conformità alla Legge Regionale n. 2 del 25 gennaio 2018 ("Linee guida per lo sviluppo, la sostenibilità ambientale e la coesione economica e sociale dell'area di Taranto"). Questo piano è stato ispirato dalle esperienze di altre città di lunga tradizione industriale, dove la crisi del settore, specialmente quella che ha colpito la produzione siderurgica, ha richiesto una ristrutturazione e riorganizzazione del modello economico e di sviluppo. In quei casi, le crisi sono state affrontate attraverso azioni coordinate tra tutti gli attori coinvolti (attori pubblici e privati, cittadini), evitando per quanto possibile lo scontro e concentrandosi sulla radice dei problemi e, soprattutto, definendo orizzonti futuri condivisi e sostenibili, realizzabili a seconda del contesto e degli attori coinvolti.

Questo piano strategico per Taranto ha identificato 4 obiettivi generali:

1. rimuovere gli ostacoli allo sviluppo socio-economico
2. una nuova organizzazione dell'economia locale volta a promuovere nuova occupazione, soprattutto per i giovani e le donne
3. valorizzare le risorse potenziali del territorio in termini economici e sociali
4. promuovere l'innovazione economica, sociale e culturale, nel quadro dei principi e degli obiettivi dell'Agenda ONU 2030 per lo sviluppo sostenibile

Questi 4 obiettivi guidano le strategie generali da attuare. Il programma operativo seguente ha identificato 6 assi: occupazione e crescita; business (new-economy); ricerca e istruzione; ambiente e salute; qualità della vita urbana; mobilità e accessibilità.

### **1.3. Valutazione dell'impatto sulla salute: scopo e approcci**

Per comprendere meglio l'approccio adottato in questo documento è importante chiarire lo scopo, l'utilità e i diversi approcci della "Valutazione d'Impatto Sanitario" (VIS) applicati nel contesto dei siti contaminati (Martin-Olmedo *et al.*, 2019).

La VIS condivide alcune somiglianze con la valutazione d'impatto ambientale, ma ci sono anche importanti differenze, tra cui il fatto che la VIS sia di rado un obbligo legale. Il documento di consenso di Göteborg ha definito la valutazione d'impatto sanitario come: "*una combinazione di procedure, metodi e strumenti con cui una politica, un programma o un progetto può essere giudicato in merito ai suoi effetti potenziali sulla salute di una popolazione e la distribuzione di tali effetti all'interno della popolazione stessa*" (OMS Europa, 1999). La pratica della VIS si basa sulla definizione di salute e benessere

dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS, 1948) che abbraccia la salute e il benessere fisico, psichico e sociale. La sua attuazione è strettamente collegata a un contesto di lavoro sui determinanti sociali della salute e alla strategia della “Salute in tutte le politiche” (Health in All Policies – HiAP), promossa dall'OMS e adottata dall'UE nel Libro Bianco *"Insieme per la salute: un approccio strategico dell'UE per il periodo 2008-2013"* (Ståhl *et al.*, 2006; CE, 2007). Questo quadro di riferimento considera non solo gli impatti biofisici e ambientali sulla salute – che possono derivare da politiche, proposte e piani – ma valuta anche i fattori sociali che possono avere un impatto ed i gruppi di popolazione interessati. Fattori come l'ambiente, i trasporti, gli alloggi, l'accesso ai servizi e l'occupazione possono tutti interagire in misura maggiore o minore con gli stili di vita e il corredo genetico di un individuo influenzandone la salute e il benessere (Dahlgren e Whitehead, 1991; 2007). La figura 2 sotto riportata riassume la relazione tra questi determinanti.

L'obiettivo ultimo della VIS è quello di supportare i processi decisionali fornendo informazioni e prove scientifiche sugli effetti positivi e negativi che ogni nuova proposta può avere sulla salute e sull'equità sanitaria. La sua natura prospettica permette anche l'introduzione di misure correttive volte a gestire gli impatti stimati e quindi ottimizzare i risultati sulla salute della proposta valutata. C'è una grande varietà di forme con cui la VIS è impostata nella pratica a seconda del tipo di intervento, della sua estensione o complessità, della scala spaziale a cui si applica, della tempistica necessaria per condurre la VIS stessa, o della metodologia utilizzata. Altri aspetti che hanno condizionato la pratica della VIS sono legati alle discipline da cui è stata promossa (l'origine) e gli scopi per cui è stata definita, creando inutili disaccordi e conflitti tra i professionisti di diversi campi (Harris-Roxas e Harris, 2011; Martin-Olmedo e Mekel, 2014).

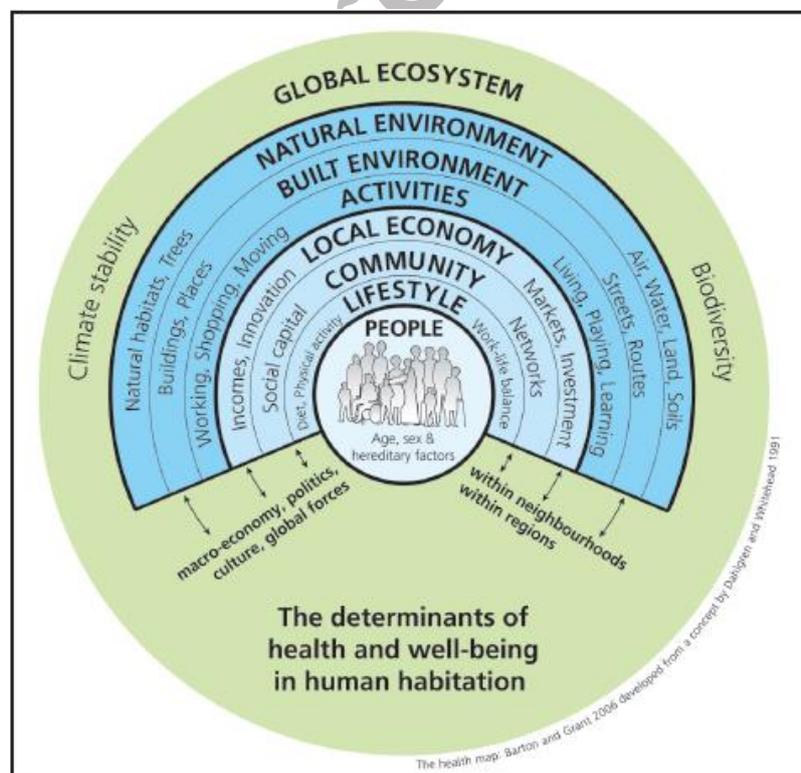


Figura 2: Quadro dei determinanti sociali della salute e del benessere (Dahlgren e Whitehead, 1991; 2007)

Sebbene ci siano diverse procedure operative proposte per la realizzazione di una VIS, i più hanno condiviso un modello strutturato in cinque fasi con alcune variazioni nella terminologia (Chadderton *et al.*, 2012; Martin-Olmedo e Mekel, 2014; Cave *et al.*, 2020; Winkler *et al.*, 2021):

1. Controllo: per determinare se una proposta (progetto, programma o piano) possa avere verosimilmente impatti significativi sulla salute della popolazione, e quindi, richiedere una VIS.
2. Indagine: per descrivere la situazione di base riguardo ai determinanti di salute più rilevanti e per definire le risorse, le tempistiche, le finestre politiche e le prove da prendere in considerazione.
3. Stima o valutazione degli impatti sulla salute: triangolazione di prove qualitative e quantitative e di informazioni sulla salute per valutare sistematicamente la natura, la probabilità e la rilevanza dei potenziali impatti positivi e negativi sulla salute relativi a una proposta.
4. Stesura del rapporto e raccomandazioni: redazione del rapporto VIS e di altri report non tecnici.
5. Monitoraggio e valutazione: sono qui ricompresi monitoraggio e valutazione della VIS e di qualsiasi risultato avente un impatto sulla salute e sul benessere o sul processo decisionale.

Per la fase centrale di "stima o valutazione degli impatti sulla salute", possono essere utilizzate metodologie quantitative o qualitative (Cave *et al.*, 2020):

1. Gli APPROCCI QUANTITATIVI forniscono un'indicazione della grandezza degli effetti sulla salute, consentendo un confronto con i criteri numerici esistenti o con le soglie che delineano la significatività di particolari effetti e permettendo confronti più diretti tra le alternative. Ci sono diversi metodi quantitativi disponibili per stimare gli impatti sulla salute, ma per lo più sono raggruppati in due categorie principali: Valutazione del rischio per la salute umana (HHRA) e Valutazione comparativa del rischio (CRA) o peso delle malattie.
  - La HHRA, basata sull'evidenza tossicologica, può essere eseguita abbastanza rapidamente con una spesa modesta, fornendo informazioni dirette sull'urgenza dell'intervento per proteggere la salute della popolazione, rimediare all'esposizione, o identificare azioni appropriate di salute pubblica come il monitoraggio medico, l'educazione sanitaria e/o la sorveglianza sanitaria e la ricerca specifica sulle sostanze. Le stime HHRA potrebbero fornire informazioni su un possibile rischio di effetti non cancerogeni o cancerogeni sulla salute della popolazione, ma non quantificano il numero di eventi sanitari (in termini di morbilità e mortalità) associati a tale esposizione. Un'ampia varietà di linee guida su come condurre la HHRA nei siti contaminati è stata proposta da diverse agenzie sanitarie e ambientali internazionali, nazionali e regionali (Martin-Olmedo *et al.*, 2019).
  - La CRA (detta anche "VIS ambientale integrata") comporta il calcolo del rischio attribuibile alla popolazione o – laddove siano disponibili dati

multilivello di una frazione dell'impatto potenziale, definita come la proporzione del carico futuro di malattie o lesioni che potrebbero essere evitate se i livelli di esposizione a un fattore di rischio attuali o futuri, o un gruppo di fattori di rischio, fossero ridotti a scenari ipotetici. Questo è un approccio basato sulla popolazione, che mira a valutare i cambiamenti nella popolazione specifica oggetto di studio, utilizzando metodi ed evidenze epidemiologiche. Tali approcci potrebbero non essere prontamente applicabili a tutti i determinanti di salute e fattori di rischio; dipenderà dalla disponibilità di robuste funzioni di esposizione-risposta ottenute da studi epidemiologici di alta qualità, dalla dimensione dell'effetto e dalla dimensione della popolazione, tra gli altri fattori (Martin-Olmedo *et al.*, 2019).

La quantificazione del peso della malattia (*burden of disease* – BoD) combina la mortalità e la morbidità in un unico indicatore, sommando la quantità di tempo in cui la vita delle persone colpite si è accorciata e il tempo in cui convivono con le malattie. Questa combinazione è fatta usando pesi comparativi, stabiliti attraverso il consenso degli esperti. Il quadro complessivo risultante degli effetti e degli impatti sulla salute dei fattori di rischio ambientale, nonostante si basi su diverse ipotesi che devono essere verificate, fornisce una solida base per la risposta e per gli interventi politici e può condurre alla definizione delle priorità.

In un tale dibattito, sempre più rilevante dal punto di vista delle politiche, sorge naturalmente la questione economica: le politiche basate sull'evidenza e che promuovono la salute sono auspicabili, ma non dovrebbero valere il loro costo, ossia essere anche vantaggiose dal punto di vista dei costi? Ovviamente la risposta è un sonoro "sì" (anche se è necessaria qualche precisazione) e non sorprende che sia fiorita un'intera disciplina dedicata proprio a come affrontare la dimensione economica del rapporto tra ambiente e salute umana.

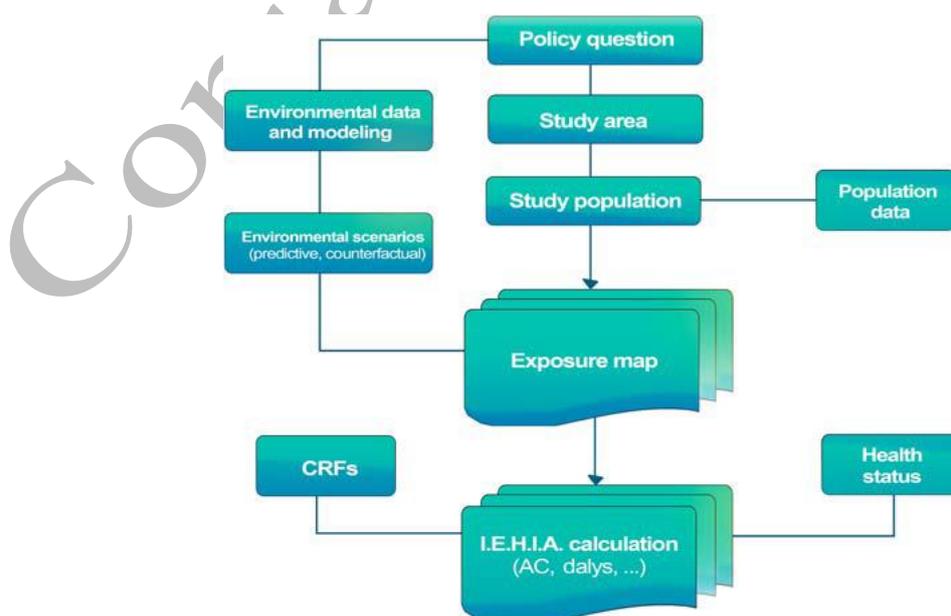


Figura 3: Fasi principali e dati necessari per applicare l'approccio CRA

2. APPROCCIO QUALITATIVO: si può costruire un modello concettuale per l'identificazione dei *probabili effetti significativi sulla salute*, considerando "probabili" quegli effetti sulla salute che, sulla base della letteratura scientifica, hanno un collegamento plausibile tra fonte-via-ricettore e il cui verificarsi nel contesto della proposta sia probabile sulla base del giudizio professionale. "Significativi" sono considerati tutti quegli effetti sulla salute, in base al giudizio professionale, importanti (un effetto positivo o negativo), desiderabili (un effetto positivo) o inaccettabili (un effetto negativo) per la salute della popolazione in relazione ai cambiamenti innescati dal progetto in questione. I probabili effetti significativi possono essere analizzati sistematicamente secondo i seguenti criteri (Cave *et al.*, 2020):

- la portata del cambiamento è sufficientemente grande per una popolazione sufficientemente sensibile;
- la letteratura scientifica mostra una relazione causale rilevante – o una chiara associazione – di sufficiente portata dell'effetto;
- una natura intrinsecamente pericolosa dei fattori di rischio identificati. A tal proposito, qualsiasi esposizione a fattori chimici o fisici che si dimostrano essere causa di carcinogenesi, teratogenicità o alterazione endocrina dovrebbe essere attentamente valutata, soprattutto nel caso di sottogruppi sensibili (p.es., bambini o donne incinte);
- per l'area di studio sono state fissate priorità sanitarie rilevanti che sono di rilevanza specifica o generale;
- la linea di base della salute potrebbe subire un cambiamento sostanziale (o anche un cambiamento piccolo in una popolazione grande o altamente vulnerabile);
- potrebbe esserci una capacità sostanziale o influente volta alla realizzazione della politica sanitaria esistente, in particolare a livello locale;
- le soglie o gli standard normativi pertinenti potrebbero essere superati o avvicinati.

La selezione della migliore metodologia dovrebbe essere adattata alle domande a cui si deve rispondere per sostenere il processo decisionale e per identificare le migliori azioni che assicurino un'elevata protezione della salute umana riducendo le disuguaglianze sanitarie. Ciò anche in base alla disponibilità di dati ambientali, sanitari e demografici e dalle risorse strumentali e umane (Martin-Olmedo *et al.*, 2019).

## 2. Scopo del progetto OMS a Taranto

L'obiettivo generale del progetto era quello di condurre una valutazione prospettica dell'impatto sulla salute dell'impianto siderurgico di Taranto, ex-ILVA, come richiesto dalla Regione Puglia. Il progetto è stato condotto da un gruppo di esperti guidati dall'Ufficio Regionale OMS per l'Europa. Al momento dell'avvio del progetto, erano previste alcune attività necessarie per una VIS completa, come le visite in loco e l'identificazione o i colloqui con le parti interessate che avrebbero dovuto fornire al team del progetto informazioni rilevanti sulle azioni chiave e sugli scenari futuri dell'impianto industriale. Purtroppo, la pandemia COVID-19 ha reso impossibile lo svolgimento di tali interviste sul campo e delle

attività in loco, rendendo anche molto difficile l'accesso a tutti i dati necessari e causando diversi ritardi inevitabili.

Gli obiettivi del progetto, che sono trattati in questo documento, erano:

- Esaminare e valutare le evidenze disponibili sulla salute e sui determinanti sanitari legati all'attività dello stabilimento ex-ILVA e quelle riportate nella sezione "Ambiente e salute" del Piano Strategico per Taranto, in qualche modo interconnesse con l'attività dello stabilimento siderurgico. Particolare enfasi è stata posta su come le emissioni dell'ex-ILVA abbiano avuto effetto sull'inquinamento dell'aria a Taranto, considerando la dispersione e le concentrazioni di particolato (PM<sub>2,5</sub>), alla luce di diversi scenari legati all'implementazione delle misure richieste nell'ambito dell'AIA 2012.
- Valutare gli impatti sulla salute più verosimilmente significativi dei determinanti di cui sopra, utilizzando approcci qualitativi e/o quantitativi, a seconda della disponibilità dei dati. A tal riguardo, è stata effettuata una valutazione quantitativa degli impatti sulla salute e dei relativi costi economici associati all'esposizione umana all'aria ambiente con PM<sub>2,5</sub>.
- Valutare le probabili implicazioni sanitarie su altri determinanti, oltre all'inquinamento atmosferico, rilevanti a Taranto e nelle aree circostanti, al fine di caratterizzare ulteriormente l'ampio contesto locale e i maggiori fattori ambientali, nonché l'impatto diretto delle emissioni industriali. Questo esercizio è stato guidato dalle indicazioni delineate dal Piano Strategico *Taranto Futuro Prossimo*, per promuovere una maggiore inclusione del settore sanitario nel futuro sviluppo delle politiche nell'area.
- Fornire raccomandazioni per il lavoro di follow-up – in particolare il monitoraggio degli impatti ambientali e sanitari identificati – e per una futura VIS più completa di quegli aspetti che non potrebbero essere affrontati nelle circostanze attuali.

Lo scenario di riferimento per il quale sono stati caratterizzati gli impatti sulla salute, definito per la continuità dell'attività dell'acciaieria e per il piano strategico, sono:

- Un incremento medio annuo degli spazi verdi urbani del 6,67% fino al 2030.
- Una riduzione annuale del 7,4% delle emissioni di PM<sub>10</sub> dell'acciaieria fino al 2030.
- Un aumento annuale della segregazione dei rifiuti del 6,4% fino al 2030.

### 3. Metodologia

La VIS si basa su una triangolazione tra: servizi di informazione sanitaria, rassegna della letteratura, evidenze scientifiche (accessibili attraverso dati esistenti o dati da campionamenti *ad hoc* e campagne di misurazione relative all'esposizione a fattori di rischio, informazioni demografiche e risultati di salute) e conoscenze locali. L'obiettivo generale della VIS è quello di caratterizzare la natura, la dimensione, la probabilità e la distribuzione dei potenziali impatti di azioni o politiche sulla salute. A causa delle limitazioni imposte dalla pandemia COVID-19, il lavoro d'interazione con le parti interessate non è stato fattibile per questo progetto, né è stato possibile raccogliere alcuni dati messi in grado di descrivere con precisione le attuali modifiche tecnologiche adottate dai nuovi proprietari dell'impianto ex-ILVA così come la situazione demografica e sanitaria di base della popolazione di Taranto.

Ciononostante, le informazioni chiave per l'identificazione dei determinanti di salute/fattori di rischio di potenziale interesse e le informazioni inerenti gli impatti sulla salute associati sono state raccolte attraverso un'ampia revisione della letteratura basata su articoli sottoposti a revisione tra pari relativi al contesto, nonché grazie all'analisi di rapporti tecnici chiave ("letteratura grigia") pubblicati tra gli altri da: ARPA, Agenzia Regionale Strategica per la Salute e il Sociale della Puglia (AReSS), ASL Taranto, Istituto Superiore di Sanità (ISS), Ordine dei Medici e Regione Puglia. Più specificamente il team del progetto ha basato il proprio giudizio sui seguenti documenti chiave e set di dati prodotti e/o raccolti dalle istituzioni locali/regionali e nazionali:

1. Una "**valutazione del danno sanitario**" (VDS) condotta da ARPA, AReSS, e ASL Taranto (ultima versione aggiornata allora disponibile, 2018) in attuazione di quanto stabilito dalla Legge Nazionale 232/2012 e dalla Legge Regionale Puglia 21, del 24 luglio 2012, "*Norme per la tutela della salute, dell'ambiente e del territorio in materia di emissioni industriali inquinanti per le aree pugliesi già dichiarate a elevato rischio ambientale*", che mira a prevenire ed evitare un grave pericolo, immediato o differito, per la salute degli esseri viventi sul territorio regionale. La VDS applicata allo stabilimento ex-ILVA è stata costituita da due componenti: a) una descrizione epidemiologica sanitaria di base focalizzata in particolare sulle malattie a breve latenza, potenzialmente attribuibili alle esposizioni ambientali (es.: malattie cardiovascolari, malattie respiratorie acute e croniche, neoplasie infantili); b) una HHRA basata sulle evidenze tossicologiche, considerando lo stato delle emissioni prima e dopo l'implementazione dell'AIA presso lo stabilimento siderurgico (dati di emissione degli anni 2010, 2012 e previsioni per il 2015). La metodologia adottata per la HHRA nell'ambito della VDS ha seguito l'Allegato C del Regolamento Regionale n. 24 del 3/10/2012, adottando la procedura proposta dall'EPA – Agenzia statunitense per la protezione dell'ambiente (EPA, 1989; 2019), che comprende le 4 fasi riconosciute della HHRA: (i) identificazione del pericolo, (ii) valutazione dell'esposizione, (iii) valutazione dose-risposta, (iv) caratterizzazione del rischio. Viste da una prospettiva più dinamica, le fasi possono anche essere riassunte come segue: emissioni degli inquinanti nell'atmosfera ➡ dispersione attraverso modelli diffusionali ➡ esposizione della popolazione ➡ impatto sulla salute (esposizione per unità di rischio).
2. Il **progetto SENTIERI**, nato nel 2006, finanziato dal Ministero della Salute italiano e coordinato dall'ISS, rappresenta un sistema di sorveglianza epidemiologica permanente dei residenti nei Siti di interesse nazionale per le bonifiche (SIN). Si concentra specificamente sulle cause di morte e di ospedalizzazione per le quali si sospetta o si accerta un ruolo eziologico dell'esposizione ambientale. L'evidenza epidemiologica dell'associazione causale è classificata in una di queste tre categorie: Sufficiente (S), Limitata (L) e Inadeguata (I). Per il SIN di Taranto sono stati prodotti diversi rapporti; l'ultimo, pubblicato nel 2019, si basa sui dati del periodo 2006-2013 ottenuti dall'Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT), dal database sanitario regionale e dal database AIRTUM, una rete di 44 Registri tumori della popolazione generale italiana e 6 Registri specializzati (es. i registri delle malformazioni congenite). Il Rapporto si concentra su cinque risultati di salute: mortalità, incidenza di tumori, ricoveri ospedalieri, anomalie congenite e salute di bambini, adolescenti e giovani adulti. Sono stati calcolati i rapporti standardizzati di mortalità (SMR, Standardized Mortality Rates), i rapporti standardizzati di ospedalizzazione (SHR, Standardized

Hospitalization Rates) e i rapporti standardizzati di incidenza (SIR, Standardized Incidence Rates) per diversi tipi di tumori sia grezzi che corretti da un indice di deprivazione costruito *ad hoc* (De Santis *et al.*, 2011).

3. Il **Piano strategico di sviluppo e valorizzazione dell'area di Taranto**, intitolato "Taranto futuro prossimo", promosso dalla Regione Puglia, che include una descrizione di base dello stato attuale di alcuni aspetti chiave ambientali e sanitari (ASSET, 2019).
4. Sebbene non sia stato possibile raccogliere l'opinione delle parti interessate nelle circostanze attuali, il documento "**Resoconto di missione e raccomandazioni a seguito della visita a Taranto di una delegazione del Parlamento Europeo nel luglio 2017**" contiene importanti informazioni apportate da diversi attori rilevanti che potrebbero essere utili per l'analisi dei risultati, tuttavia deve essere adottato con cautela visto il tempo trascorso dalla sua pubblicazione. (PE, 2018).

Seguendo gli obiettivi e i limiti precedentemente descritti, è stato condotto un processo di selezione delle priorità dello scopo della VIS considerando e selezionando i risultati e i determinanti di salute sulla base dei seguenti criteri: evidenza di impatto diretto; elevata portata potenziale e/o intensità dell'impatto inerente all'area di Taranto; opportunità per il miglioramento della salute; disponibilità di dati nelle circostanze attuali. Utilizzando tali criteri, il team progettuale (TP) ha ristretto la VIS di questo progetto alle seguenti categorie principali di determinanti di salute/fattori di rischio:

- Condizioni di vita/ambientali che influenzano la salute, tra cui:
  - Inquinamento dell'aria, con particolare attenzione agli scenari legati all'attuazione delle misure richieste nell'ambito dell'AIA 2012 per la riduzione di PM<sub>2,5</sub>: a) tassi delle emissioni reali pre-AIA esistenti nel 2010; b) tassi delle emissioni risultanti dall'attuazione dei requisiti AIA 2012; c) situazione delle emissioni in evoluzione dopo l'adattamento delle misure del 2015 o successive.
  - Sicurezza alimentare
  - Smaltimento dei rifiuti
  - Spazi verdi urbani

### 3.1. Area di studio

L'area di studio per l'obiettivo specifico della valutazione degli impatti sanitari legati all'esposizione a lungo termine alle emissioni dello stabilimento ex-ILVA (concretamente, alla dispersione e alle concentrazioni di particolato PM<sub>2,5</sub>) è stata delimitata ai Comuni di Taranto, oltre che Massafra (32.381 abitanti censiti nel 2011, fonte ISTAT) e Statte (14.494 abitanti censiti nel 2011, fonte ISTAT). Questo ambito territoriale è stato dichiarato dalla VDS – tenendo conto della Delibera del Consiglio dei Ministri dell'11 luglio 1997 – come: "*area ad alto rischio di crisi ambientale*".

Nel contesto più ampio, lo "Spazio di azione" del Piano Strategico "Taranto Futuro Prossimo", prende in considerazione un perimetro più ampio che include i territori adiacenti al Comune di Taranto, ovvero: le frazioni di Talsano, Lama San Vito, nonché i Comuni di Leporano, Pulsano, Faggiano, San Giorgio (che a sua volta si sovrappone al quadrante

territoriale di Roccaforzata, Monteparano e Carosino), Monteiasi, Grottaglie, Montemesola, Crispiano, Statte, Massafra, Palagiano, Palagianello.

### 3.2. Popolazione

Per l'obiettivo della VIS relativo all'esposizione a lungo termine alle emissioni dell'impianto ex-ILVA, sono stati presi in considerazione i dati geo-referenziati aggiornati della popolazione della coorte definita da Galise *et al.* (2019), che comprendono i soggetti di età superiore ai 30 anni residenti a Taranto, Statte e Massafra per il periodo 2009-2013 (fonte ISTAT) per il calcolo degli impatti sanitari relativi alla mortalità prematura, nonché la popolazione totale per gli impatti relativi ai ricoveri ospedalieri per disturbi circolatori e respiratori. La Figura 4 (materiali supplementari online di Galise *et al.*, 2019) mostra i confini amministrativi dei Comuni che compongono l'area di studio, mentre i punti indicano la localizzazione geografica dei soggetti reclutati nella coorte. Nella figura 5 (materiali supplementari online di Galise *et al.*, 2019) sono rappresentati i diversi quartieri. La tabella 1 riporta le informazioni suddivise per sesso e località della popolazione di riferimento utilizzata per la VIS quantitativa ed il costo economico.

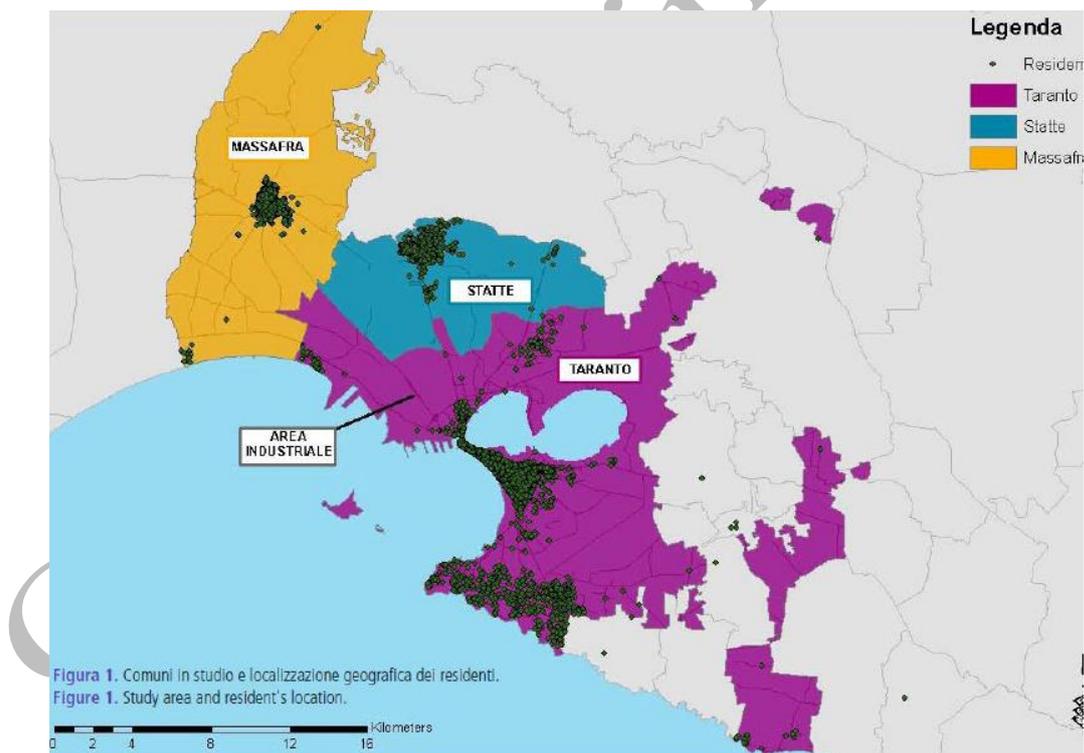


Figura 4: Area di studio e posizione geografica dei residenti reclutati nella coorte per l'obiettivo della VIS relativa all'inquinamento dell'aria (materiali supplementari online di Galise *et al.*, 2019)

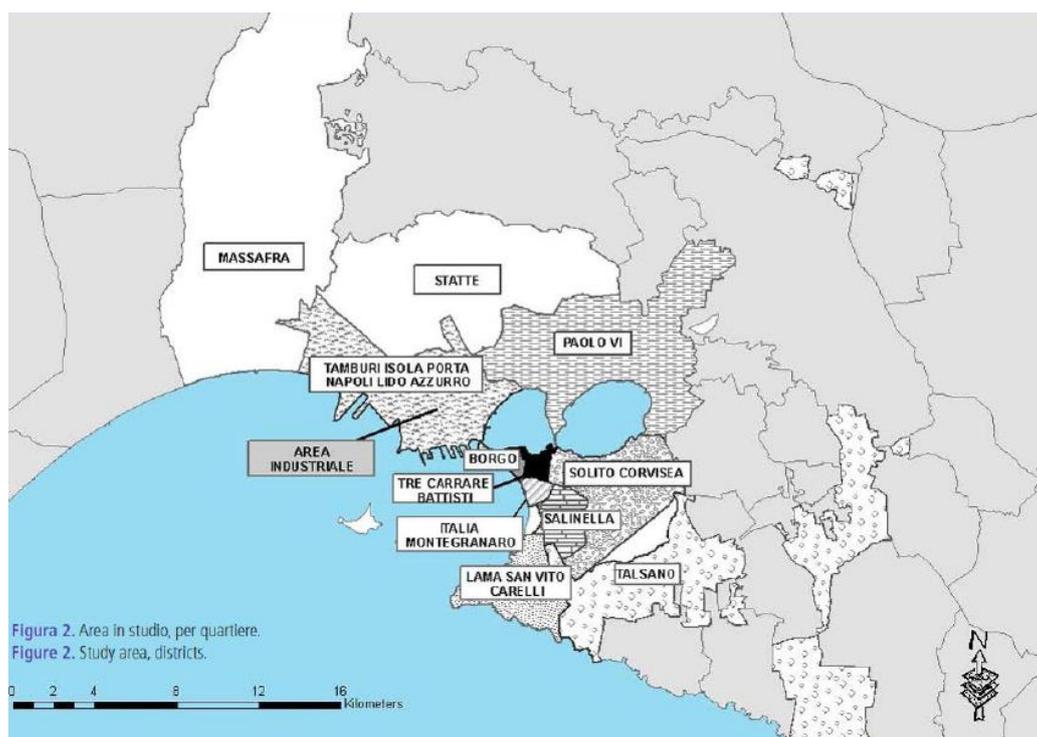


Figura 5: Area di studio, quartieri oggetto della VIS relativa all'inquinamento dell'aria (materiali supplementari online di Galise *et al.*, 2019)

Scenario ➔	Concentrazione pre-AIA 2010		Concentrazione AIA 2012		Concentrazione post-AIA 2015	
	Popolazione di età superiore ai 30 anni	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età superiore ai 30 anni	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età superiore ai 30 anni	Popolazione di tutte le età
<b>Sesso</b>	<b>TARANTO</b>					
<b>Maschile</b>	66 186	97 979	65 071	93 531	66 203	93 531
<b>Femminile</b>	75 929	106 488	74 776	102 136	75 853	102 136
<b>Subtotale</b>	142 115	204 467	139 847	195 667	142 056	195 667
<b>Sesso</b>	<b>MASSAFRA</b>					
<b>Maschile</b>	8 931	13 635	9 040	13 362	9 221	13 362
<b>Femminile</b>	9 843	14 408	9 963	14 181	10 137	14 181
<b>Subtotale</b>	18 774	28 043	19 003	27 543	19 358	27 543
<b>Sesso</b>	<b>STATTE</b>					
<b>Maschile</b>	4 421	6 741	4 315	6 329	4 383	6 329
<b>Femminile</b>	4 703	6 841	4 653	6 540	4 726	6 540
<b>Subtotale</b>	9 124	13 582	8 968	12 869	9 109	12 869
	<b>Area VDS</b>					
<b>Totali</b>	170 013	246 083	167 818	236 079	170 523	236 079

Tabella 1: Dati della popolazione suddivisi per sesso e località utilizzati per l'impatto quantitativo a lungo termine del PM<sub>2,5</sub> sulla salute e per il costo economico.

Secondo i dati di gennaio 2018, il perimetro dello "Spazio di azione" considerato nell'ambito della VIS relativa al Piano Strategico, rappresenta un'estensione complessiva di 836,77 km<sup>2</sup>, e una popolazione di 373.308 residenti, di cui quasi il 55% nella città di Taranto (ASSET, 2019). In virtù della morfologia insediativa e dello sviluppo urbano avvenuto nel corso del XX secolo e in particolare negli anni '60, molti dei gruppi di popolazione inclusi in quest'area appaiono come una sorta di "isola" in un "arcipelago" urbano, percepita come non adeguatamente collegata all'interno. Alcuni punti deboli che mostrano la scarsa accessibilità sono descritti da studi precedenti (ASSET, 2019):

- sottoutilizzo dell'Autostrada Adriatica verso Bari, a causa dei pedaggi, rispetto alla SS100 (senza pedaggio);
- scarso servizio delle linee ferroviarie da e per Bari e Brindisi, da tempo in attesa di un aggiornamento della rete e dei servizi;
- la linea ferroviaria ionica per Metaponto e Reggio Calabria particolarmente inefficiente

Taranto sta vivendo un progressivo spopolamento: dal 2012 la popolazione è diminuita di 11500 unità; il saldo migratorio interno è negativo (-4,1 individui per mille abitanti); l'indice di vecchiaia è di 173,6 persone over-65 ogni 100 giovani under-14 (European House-Ambrosetti-Total, E&P Italia, 2021).

### 3.3. Valutazione dell'esposizione: metodi e dati

La VIS quantitativa richiede di identificare tutte le persone e le popolazioni che possono essere colpite da un cambiamento di un determinante della salute e dei relativi fattori di rischio (così come le possibili interazioni tra i fattori), con potenziali conseguenze sulla loro salute e benessere. Vivere in un ambiente condizionato da inquinanti emessi da una fonte locale (in questo caso, soprattutto il processo di produzione dell'acciaio presso lo stabilimento ex-ILVA) comporterebbe la definizione di un modello completo che indaghi come, quanto e per quanto tempo una sostanza entri in contatto con gli individui di una popolazione, e che consideri tutte le POTENZIALI VIE DI ESPOSIZIONE (il percorso che i contaminanti fanno da una fonte all'accesso nel corpo umano) (NRC, 2012; Martin-Olmedo *et al.*, 2019). Nell'approccio HHRA basato sull'evidenza tossicologica, le vie di esposizione sono prese in considerazione identificando e caratterizzando i seguenti elementi (ATSDR, 2005a; EPA, 2011; 2019; Martin-Olmedo *et al.*; 2019):

- **FORTE** da cui gli inquinanti vengono scaricati o eliminati nell'ambiente (p.es.: ciminiere industriali, serbatoi di stoccaggio, discariche, confinamento di rifiuti, bocche di scarico, ecc.)
- **MATRICI AMBIENTALI** in cui gli inquinanti vengono scaricati o emessi (p.es.: acque superficiali, acque sotterranee, suolo, sottosuolo, biota, aria, sedimenti), nonché i **MECCANISMI DI DESTINAZIONE E TRASPORTO**, riferendosi a come i contaminanti si muovono attraverso l'ambiente e vi si trasformano.
- **PUNTI DI ESPOSIZIONE**, dove le persone entrano in contatto con i contaminanti (p.es.: acqua potabile, suolo di cortili residenziali o parchi, cibo, polvere, ecc.). Devono essere identificati per ogni matrice ambientale e contaminante o gruppo di contaminanti.
- **VIE DI ESPOSIZIONE**, o meccanismo per cui la sostanza chimica entra nel corpo umano (ingestione, inalazione o contatto cutaneo) attraverso una via o una combinazione di vie di esposizione. Le persone possono essere esposte allo stesso contaminante

presente in un punto di esposizione attraverso diverse vie di esposizione a seconda delle proprietà fisico-chimiche del composto e della biodisponibilità.

- Popolazione potenzialmente esposta, prendendo in considerazione ogni via di esposizione, la durata e la frequenza dell'esposizione. Nel caso di Taranto, sarebbe importante distinguere tra:
  - Popolazione residenziale, cioè coloro che vivono da lungo tempo nello stesso luogo e sono quindi soggetti all'esposizione cronica da parte degli inquinanti persistenti nella zona.
  - Normali utenti di aree ricreative quali: parchi, zone balneari locali, campi da gioco, ecc. Questo probabilmente ha coinvolto i bambini.
  - I lavoratori, specialmente coloro le cui attività possono comportare un aumento dei livelli di esposizione relativi all'area di studio (es., i lavoratori coinvolti nella rimozione dei suoli, potenzialmente esposti a questi contaminanti per inalazione o per via cutanea). È anche importante considerare le famiglie di questi lavoratori a causa della loro possibile esposizione indiretta attraverso i vestiti e altri materiali che i lavoratori portano a casa.
  - Popolazione in transito: turisti, lavoratori a giornata e altre persone che visitano o risiedono nella zona per certi periodi dell'anno.
  - Popolazione potenzialmente "ad alto rischio": popolazione che presenta una maggiore vulnerabilità o sensibilità a certi inquinanti come conseguenza del fatto che gli organi o il sistema immunitario non sono completamente sviluppati (nel caso di bambini e donne incinte), o sono danneggiati o indeboliti (nel caso di malati e anziani).
  - Popolazione particolarmente soggetta per altre ragioni, quali: etnia, costumi religiosi o culturali e altri fattori sociodemografici.
- TEMPI DI ESPOSIZIONE in termini di cronologia, durata e frequenza.

Un'adeguata caratterizzazione delle concentrazioni degli inquinanti nel punto della esposizione è cruciale in questo processo. In generale, due approcci sono usati nella valutazione dell'esposizione (VE): metodi diretti e indiretti. I metodi per la VE diretta includono: 1) la misurazione delle concentrazioni all'interfaccia tra la persona e l'ambiente in funzione del tempo, utilizzando strumenti di monitoraggio individuale passivo o attivo (es., diffusione dei badge); 2) la misurazione delle concentrazioni di sostanze chimiche o dei loro metaboliti nei tessuti del corpo umano o in altri campioni biologici (es.: urina, sangue, unghie, capelli, ecc). Quest'ultimo approccio, chiamato BIOMONITORAGGIO UMANO (BMU), permette di integrare diverse fonti di contaminazione, vie di esposizione (ingestione, inalazione, assorbimento cutaneo) e mezzi ambientali (aria, suolo, acqua e contaminanti della catena alimentare), fornendo una stima accurata delle esposizioni cumulative di un periodo passato, che va da ore (respiro esalato) ad anni (unghie) (NRC, 2006; Martin-Olmedo *et al.*, 2019). Alcuni vincoli che devono essere considerati prima di pianificare uno studio BMU includono: difficoltà tecniche, considerazioni etiche, costi elevati, frequente mancanza di un valore di riferimento significativo corporeo della sostanza esaminata nel campione biologico, variabilità intra-laboratorio o inter-laboratorio dei metodi, nonché potenziali fonti di errore o contaminazione del campione e la difficoltà a ricavarne informazioni sulle esposizioni future (EPA, 2019; Martin-Olmedo *et al.*, 2019). Esistono diverse esperienze di BMU condotte a Taranto che saranno riassunte nei capitoli 4 e 5.

LA VE INDIRETTA, in secondo luogo, è utile per una migliore identificazione e comprensione delle vie di esposizione più rilevanti che contribuiscono all'esposizione

complessiva della popolazione nei siti contaminati come Taranto. Queste sono condotte sia per campagne di campionamento ambientale di routine (p.es.: reti di monitoraggio della qualità dell'aria ambiente o dell'acqua potabile) sia per campagne specifiche di campionamento *ad hoc*. Tuttavia, i dati di campionamento ambientale, anche se convalidati, tendono ad essere informativi solo riguardo luoghi specifici e/o periodi di tempo limitati. In tali circostanze, MODELLI O STRUMENTI STATISTICI si sono dimostrati utili per stimare la natura e la portata della contaminazione per altre aree o periodi.

In merito all'obiettivo della VIS relativo all'esposizione a lungo termine alle emissioni dell'ex-ILVA, sono state registrate concentrazioni di particolato atmosferico di diametro pari o inferiore a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) di origine industriale, per ogni anno del periodo di studio, utilizzando le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria della rete ARPA operanti nell'area di studio. Il  $\text{PM}_{10}$  è stato scelto come variabile di esposizione invece del  $\text{PM}_{2,5}$  in quanto i dati di monitoraggio per l'intero periodo dello studio non erano disponibili per il  $\text{PM}_{2,5}$ .

Copia preliminare

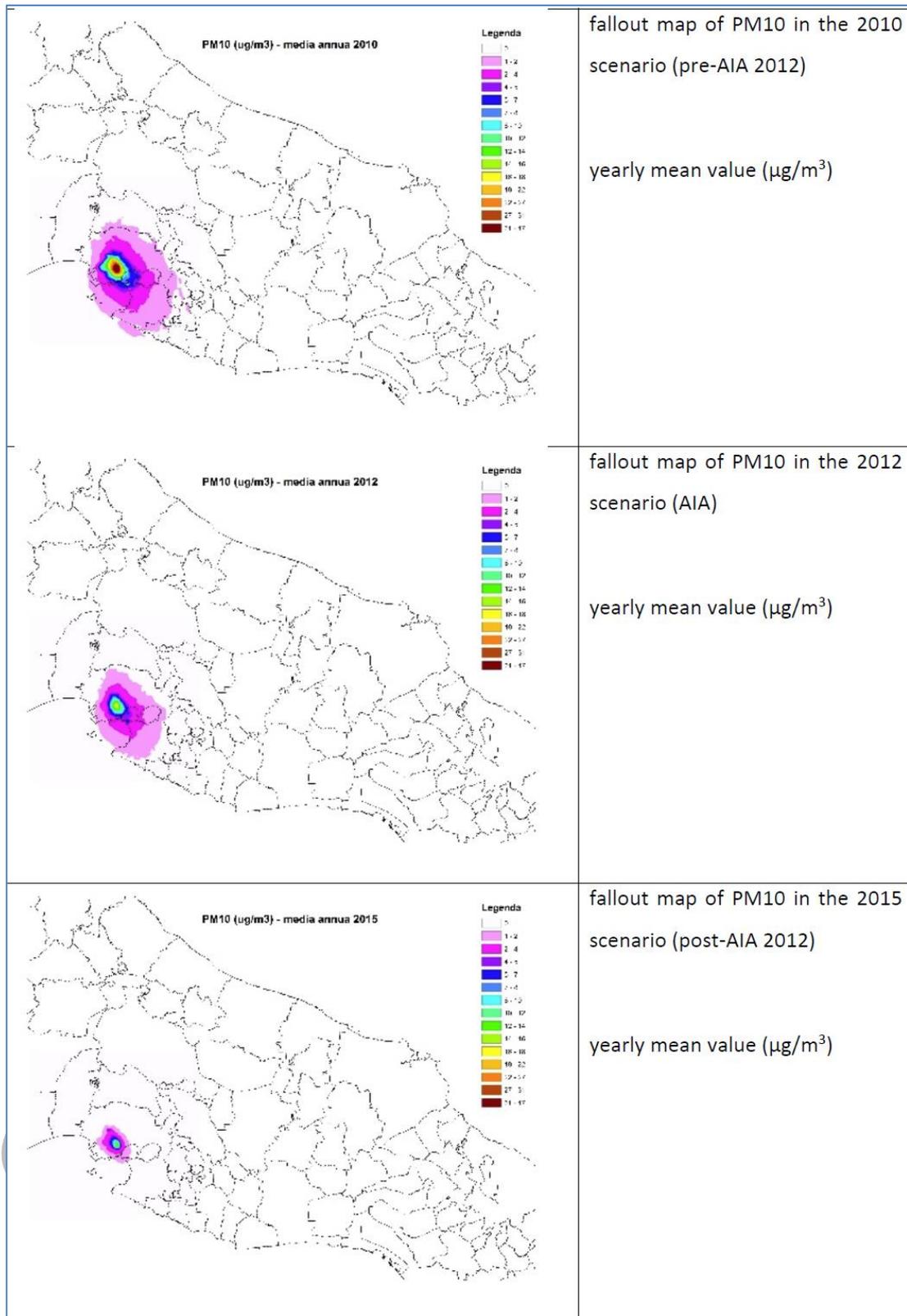


Figura 6: Mappe dei modelli di dispersione per i 3 scenari considerati nell'ambito dell'obiettivo della VIS relativo all'inquinamento dell'aria

Un modello lagrangiano di dispersione delle particelle (SPRAY) del PM<sub>10</sub> emesso dallo stabilimento siderurgico ex-ILVA è stato costruito sulla base delle informazioni disponibili sulle fonti di emissione, sulla topografia, sull'uso del suolo e sulla meteorologia (ARPA Puglia, 2013; Galise *et al.*, 2019, Leogrande *et al.*, 2019). Le stime delle emissioni diffuse sono state ottenute sulla base dei dati di produzione e gestione e tramite la documentazione tecnica di settore. Sono state considerate le emissioni associate al parco con le materie prime e alla movimentazione o trasporto dei materiali, nonché le emissioni della cokeria, dell'altoforno, dell'agglomerato e delle acciaierie. Utilizzando questo modello di dispersione, sia le immagini che gli *shapefile* (file GIS) delle mappe di concentrazione stimate per il PM<sub>10</sub> sono stati utilizzati per i 3 scenari oggetto di valutazione: 2010 (pre-AIA), 2012 (implementazione dell'AIA) e 2015 (post-AIA). Le tre diverse simulazioni delle mappe di ricaduta sono rappresentate nella Figura 6.

I coefficienti di concentrazione-risposta più affidabili, stabiliti dall'OMS per stimare la mortalità e la morbilità attribuibili all'inquinamento atmosferico, si basano sul PM<sub>2,5</sub>. Per stimare il livello di esposizione al PM<sub>2,5</sub> nell'area di studio è stato utilizzato un coefficiente di conversione da PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub>, come suggerito in precedenti valutazioni nella regione, tra cui il già citato studio di Galise *et al.* (2019). Questo coefficiente, pari a 0,5, è stato ricavato sulla base delle analisi delle emissioni degli impianti siderurgici nell'aria.

Combinando le concentrazioni medie annuali di PM<sub>10</sub> misurate dalle stazioni di monitoraggio, e le corrispondenti concentrazioni medie modellate, con gli indirizzi geo-referenziati dei soggetti facenti parte della popolazione dello studio di coorte, sono state calcolate le distribuzioni dei valori di esposizione durante il periodo 2009-2015 (ne è visualizzata una rappresentazione nella Figura 7).

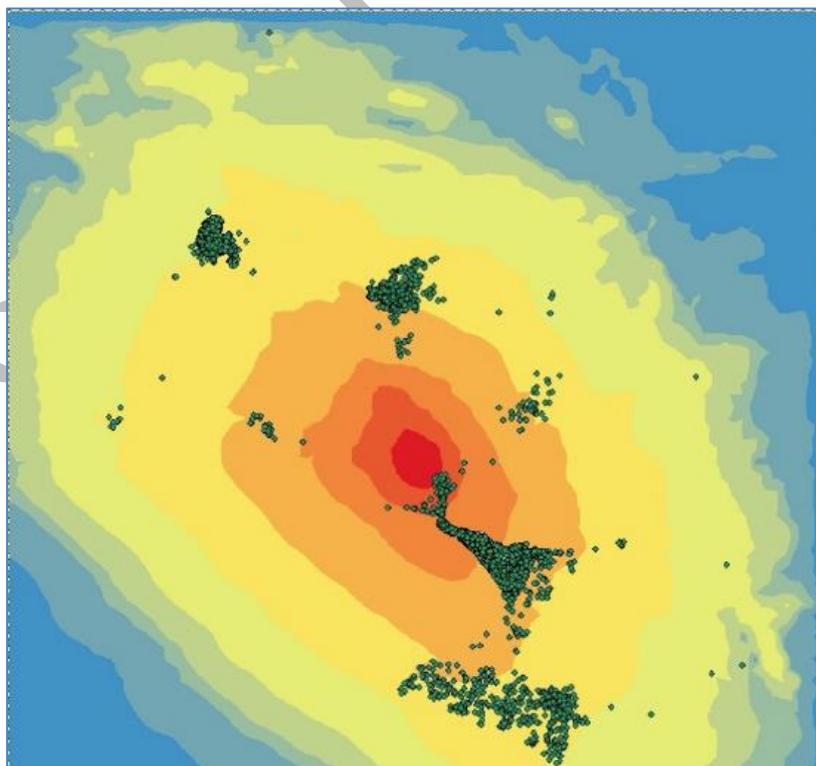


Figura 7: Rappresentazione dell'esposizione residenziale a lungo termine di ogni soggetto al PM<sub>10</sub>.  
I punti scuri rappresentano le aree residenziali.

Le emissioni di contaminanti dall'impianto ex-ILVA nell'aria hanno senza dubbio influenzato e alterato altri determinanti della salute rilevanti ai fini di questo progetto (per esempio attraverso la catena alimentare) nel corso degli anni. Quindi, valutare i processi di destinazione e trasporto dei contaminanti è importante per capire come i contaminanti rilasciati da una fonte si diffondano e si disperdano da una matrice ambientale all'altra, fino a raggiungere diversi punti di contatto a cui le persone possono essere esposte (es.: i terreni dei parchi dove giocano i bambini, le acque sotterranee utilizzate per fornire l'acqua potabile, la catena alimentare). In linea di principio, nel processo della VE è necessario tenere conto di tutte le possibili vie di esposizione, considerando i diversi sottogruppi di popolazione e i fattori come l'età o i comportamenti, ed i modelli di attività che possono influenzare l'esposizione e la vulnerabilità ai contaminanti. Per esempio, i bambini possono avere una maggiore vulnerabilità ad alcuni tipi di tossine e subire un maggiore livello di esposizione a causa del frequente contatto tra mani e bocca o dell'abitudine di portare oggetti alla bocca. In questo caso, la descrizione delle vie di esposizione dovrebbe tener conto di tutte le possibili esposizioni derivanti dall'ingestione, inalazione o contatto cutaneo con i contaminanti del suolo (ATSDR, 2005a; Martin-Olmedo *et al.*, 2019).

Il TP non ha avuto accesso ai dati per quantificare come l'impianto siderurgico abbia influenzato la produzione locale di alimenti, la gestione dei rifiuti o lo sviluppo urbano con particolare riferimento agli spazi verdi urbani, essendo questi rilevanti nel contesto più ampio del Piano Strategico "Taranto Futuro prossimo". La valutazione per questi determinanti della salute ha pertanto seguito un approccio qualitativo, basato su una revisione delle evidenze scientifiche pubblicate sulle stime della portata dell'impatto, sulla popolazione potenzialmente più vulnerabile colpita e sui pericoli più rilevanti rilevabili in ciascun caso.

### 3.4. Esiti di salute

Per l'obiettivo della VIS relativo all'esposizione a lungo termine alle emissioni dell'ex-ILVA, gli esiti di salute selezionati sono stati tutte le cause di morte associate all'inquinamento dell'aria secondo l'evidenza epidemiologica esistente. Ciò significa: tassi di mortalità standardizzati per tutte le cause e cause specifiche nelle persone di età superiore ai 30 anni per il periodo 2012-2016 (protocollo dello studio Sentieri, De Santi *et al.*, 2011); tassi di ospedalizzazione standardizzati per tutta la popolazione per malattie cardiovascolari e respiratorie, ottenuti sia selezionando ogni primo ricovero per soggetto (variabile proxy dell'incidenza) sia selezionando tutti i ricoveri (carico di malattia) per il periodo 2015-2019 (protocollo dello studio Sentieri). La popolazione di riferimento per la standardizzazione è stata la popolazione italiana nel 2001; per gli intervalli di confidenza (IC) è stato utilizzato il livello del 90% o 95%.

I dati di mortalità sono stati ottenuti dal Registro nominativi delle cause di morte (ReNCaM) e dall'ISTAT. I dati di ospedalizzazione sono stati ottenuti dal database nazionale delle schede di dimissione ospedaliera (SDO) disponibile presso l'Ufficio Statistico dell'ISS e dalla ASL di Taranto.

Nell'ambito più ampio del piano strategico, gli esiti di salute rilevanti per ogni determinante di salute sono stati identificati attraverso una ricerca in letteratura di evidenze sottoposte a revisione paritaria, effettuata utilizzando PubMed e Google Scholar, con particolare attenzione ai gruppi vulnerabili. Nella maggior parte dei casi l'evidenza è ancora in

evoluzione e non ci sono funzioni concentrazione-risposta coerenti che mettano in relazione i cambiamenti nei determinanti di salute con le variazioni quantitative degli esiti della salute, ma ci sono chiare indicazioni che sia presente una relazione eziologica rilevante.

### 3.5. Risultati attesi per la caratterizzazione degli impatti sulla salute

#### 3.5.1. Valutazione quantitativa

La quantificazione dei relativi impatti sulla salute è stata eseguita per le variazioni di concentrazioni atmosferiche di PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, come segue:

##### a) Approccio basato sul rischio

Secondo l'approccio tossicologico della HHRA, gli effetti potenziali sulla salute associati alle sostanze nocive sono classificati come non cancerogeni o cancerogeni.

La funzione dose-risposta, usata nella terza fase del processo di valutazione del rischio, quantifica l'associazione tra la dose di esposizione per inalazione e la risposta, in termini di effetti avversi sulla salute. Gli effetti cancerogeni sono presentati come la probabilità per l'essere umano di sviluppare un cancro nell'arco della propria vita senza una soglia di non effetto riconosciuta. Il potenziale cancerogeno di una sostanza chimica può essere valutato attraverso studi epidemiologici (specialmente in epidemiologia occupazionale) o studi tossicologici su animali da esperimento. I rischi unitari incrementali, stimati attraverso i suddetti studi epidemiologici o tossicologici, sono espressi come rischio unitario o come fattore di pendenza. In particolare, il rischio unitario (RU) rappresenta il rischio aggiuntivo di sviluppare un tumore nel corso della vita all'interno di una popolazione ipotetica in cui tutti gli individui sono continuamente esposti alla concentrazione di 1 µg/m<sup>3</sup> di sostanza cancerogena nell'aria che respirano (unità di misura: (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>). Il potenziale cancerogeno (o fattore di pendenza, FP) di una sostanza rappresenta il rischio che essa causi un cancro nel corso della vita, per unità di assunzione giornaliera per unità di peso corporeo (pc) (unità di misura: (mg/Kg pc-giorno)<sup>-1</sup>). I fattori di pendenza (e i rischi unitari) sono sviluppati attraverso modelli di estrapolazione statistica e, in accordo con l'EPA, i valori scelti corrispondono al limite di confidenza superiore del 95° percentile, rappresentando così un valore prudenziale (EPA, 2005). Nei calcoli applicati dallo studio VDS condotto da ARPA, i RU o i FP per le sostanze cancerogene rilevate nell'aria sono stati scelti secondo il seguente ordine di priorità: 1) OMS; 2) US-EPA; 3) California-EPA; 4) Altra fonte (ARPA, AReSS e ASL Taranto, 2018).

La classificazione IARC delle sostanze cancerogene è:

- Gruppo 1: cancerogeno per gli esseri umani (basato su prove sufficienti negli animali da esperimento);
- Gruppo 2A: probabilmente cancerogeno per gli esseri umani (basato su prove limitate negli esseri umani e prove sufficienti negli animali da esperimento);
- Gruppo 2B: possibile cancerogeno per gli esseri umani (basato su prove limitate negli esseri umani e prove insufficienti negli animali da esperimento o prove sufficienti negli animali e prove inadeguate negli esseri umani);
- Gruppo 3: non classificabile come cancerogeno per gli esseri umani;
- Gruppo 4: probabilmente non cancerogeno per gli esseri umani.

Il calcolo del rischio cancerogeno per inalazione è stato effettuato secondo la seguente formula (EPA, 2005; ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018):

$$\text{Cancer Risk} = \left( \text{Inhalation Dose} \frac{\text{mg}}{\text{kg-day}} \right) \left( \text{SF}_{\text{inal}} \frac{\text{kg-day}}{\text{mg}} \right) (1 \times 10^6)$$

Nella fase di caratterizzazione del rischio, l'EPA (1989, 2005) considera un rischio per un cancro inferiore a  $1 \times 10^{-6}$  (meno di 1 caso su 1.000.000 di persone esposte nell'arco di tutta la vita) abbastanza basso da essere trascurabile, e rischi superiori a  $1 \times 10^{-4}$  (più di 1 caso su 10.000) sufficientemente alti da rendere urgente qualche intervento.

Per le sostanze con effetto non cancerogeno, una soglia di esposizione è definita come dose al di sotto della quale non è probabile che si verifichi un effetto dannoso. Il rischio non cancerogeno è espresso in termini di indice di pericolo (IP) dato dalla somma dei quozienti di pericolo (QP) espressi come coefficiente tra la dose di esposizione stimata e la soglia non cancerogena definita per sostanza, esito sanitario, via di esposizione e tempo di esposizione. Gli IP inferiori o uguali a 1 sono considerati accettabili. Queste stime sono intese come riferimenti operativi, che possono successivamente orientare interventi di gestione del rischio, comprese azioni specifiche per la salute pubblica.

b) Carico delle malattie e impatto economico (solo in relazione alle emissioni di PM<sub>2,5</sub>)

La tabella 2 riassume i rischi relativi che sono stati utilizzati per calcolare l'impatto sulla salute dell'inquinamento atmosferico da PM<sub>2,5</sub> sulla mortalità degli adulti (nella popolazione di età superiore a 30 anni) e la morbilità della salute, più specificamente, per i ricoveri ospedalieri respiratori e cardiovascolari correlati nella popolazione generale.

L'impatto sulla salute è calcolato utilizzando l'equazione:

$$\text{Health impact} = \text{Health risk} \cdot \text{Baseline mortality or morbidity in the population group at risk}$$

Per la mortalità, il rischio per la salute o la frazione attribuibile è calcolato come:

$$\text{where,} \quad \text{Attributable fraction} = \left( 1 - \frac{1}{RR} \right)$$

$$RR = RR_{ref}^{\frac{\Delta C}{10}}$$

$\Delta C$  è la concentrazione incrementale a livello del suolo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sopra il livello di fondo, cioè la concentrazione in aria ambiente che si verificherebbe in assenza delle emissioni

dell'acciaieria ex-ILVA. In questa analisi, la variazione di concentrazione è stata ponderata in base alla popolazione esposta per tenere conto della distribuzione spaziale dell'esposizione.  $RR_{ref}$  è un rischio relativo di riferimento, corrispondente a un aumento di concentrazione  $\Delta C = 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Per la morbilità, d'altro canto, il rischio per la salute è calcolato come  $RR - 1$ . Lo stesso valore di  $RR$  è applicato sia alle sottopopolazioni femminili che a quelle maschili.

Esito di salute	Popolazione a rischio	Rischio relativo $RR = \exp(\beta \cdot \Delta C)$	Fonte
<b>Mortalità prematura (lungo termine)</b>	Adulti (uomini e donne) di $\geq 30$ anni	$\beta = 0,0068$ (IC 95%: 0,0039–0,0086) $\Delta C$ è la concentrazione incrementale di $\text{PM}_{2,5}$	Galise <i>et al.</i> (2019)
<b>Ricoveri per disturbi circolatori (CHA)</b>	Popolazione totale (entrambi i sessi, tutte le età)	$\beta = 0,00091$ (IC 95%: 0,00017–0,0016)	OMS (2013)
<b>Ricoveri per disturbi respiratori (RHA)</b>	Popolazione totale (entrambi i sessi, tutte le età)	$\beta = 0,0019$ (IC 95%: 0–0,0039)	OMS (2013)

Tabella 2: Rischi relativi (RR) per il  $\text{PM}_{2,5}$

Il costo unitario (costo per caso di ricovero o di morte) include sia le spese dirette e indirette (costi di mercato) per il sistema sanitario sia per il paziente e la famiglia, compresi le spese mediche sostenute di tasca propria e la perdita di produttività (costo della malattia, CDM), così come i costi intangibili o non di mercato derivanti dalla perdita del benessere personale o della qualità della vita a causa del dolore e della sofferenza. Le perdite immateriali sono basate sulla teoria del benessere (utilità). Questi costi sono generalmente dedotti dal comportamento o dalle scelte di consumo delle persone (preferenze rivelate) o ricavati da indagini di valutazione contingente (preferenze dichiarate) in cui agli intervistati viene chiesto di fare dei compromessi tra diverse opzioni.

Per la valutazione economica, le morti premature sono state monetizzate utilizzando il valore di una vita statistica (VVS) che rappresenta il denaro che le persone sono disposte a pagare per una riduzione marginale della probabilità di morire, o per analogia la disponibilità della società a pagare per prevenire un esito mortale di natura anonima (OCSE 2012). Per questa analisi, il VVS italiano è pari a 3 milioni di euro, presupponendo i prezzi nominali del 2015. La variabilità del VVS è stata modellata utilizzando una distribuzione triangolare, con stime basse e alte pari rispettivamente a 1,5 e 4,5 milioni di euro ai prezzi nominali del 2015 (IC 95%: 1,9 e 4,2 milioni di euro)<sup>6</sup>. Per la valutazione dei ricoveri, è stato applicato il costo per l'assistenza sanitaria e le cure<sup>7</sup>: 4000 (IC 95%: 3200–4800) euro per ogni evento CHA, e 2900 (IC 95%: 2600–3300) euro per ogni evento RHA. Ulteriori dettagli sui metodi di analisi

<sup>6</sup> Il VVS dell'OCSE per l'Italia è di 3,85 milioni di USD con prezzi con parità di potere d'acquisto al 2015 (<https://stats.oecd.org>). Questo valore è stato a sua volta convertito al prezzo nominale per lo stesso anno base utilizzando il tasso di cambio a parità di potere d'acquisto di 0,78155 € per USD (<https://stats.oecd.org>).

<sup>7</sup> Fonte: Elaborazione propria su dati "ricoveri (infraregionali + autoconsumo), popolazione Taranto – Statte – Massafra" forniti dalla Regione Puglia.

economica e sui valori dei costi unitari possono essere reperiti in Desaignes *et al.* (2011), Hunt *et al.* (2016) e OCSE (2012; 2014; 2016; 2018).

### 3.5.2. Valutazione qualitativa

Questo approccio è stato applicato per caratterizzare i possibili impatti sulla salute relativi a quei determinanti per i quali non siamo stati in grado di identificare dati affidabili o una funzione degli errori per quantificare i possibili impatti sulla salute. Nello specifico questo è il caso degli impatti sulla salute legati alle concentrazioni di metalli pesanti nell'aria, alla sicurezza alimentare, alla gestione dei rifiuti e agli spazi verdi urbani.

Sono stati applicati i criteri di probabilità e significatività, considerando per quest'ultimo elemento l'aspetto legato alla sensibilità della popolazione interessata, la portata del cambiamento e la durata potenziale degli impatti (Cave *et al.*, 2020).

## 4. Identificazione dei determinanti della salute interessati

Caratterizzare gli impatti sulla salute di un sito inquinato complesso come quello di Taranto è un compito impegnativo a causa: del rilascio di una combinazione di molteplici sostanze chimiche e pericolose, della concomitanza di diverse vie di esposizione residenziale e/o professionale con modelli di tempo e spazio altamente variabili, e della molteplicità dei fattori eziologici relativi alle malattie legate all'ambiente in cui sono rilevanti molti altri fattori concomitanti (.es.:biologia, caratteristiche culturali, professionali e socio-economiche). Gli effetti associati sulla salute possono essere acuti o cronici, gravi o lievi, specifici o, più spesso, aspecifici. (Pasetto *et al.*, 2016, Iavarone e Pasetto, 2018).

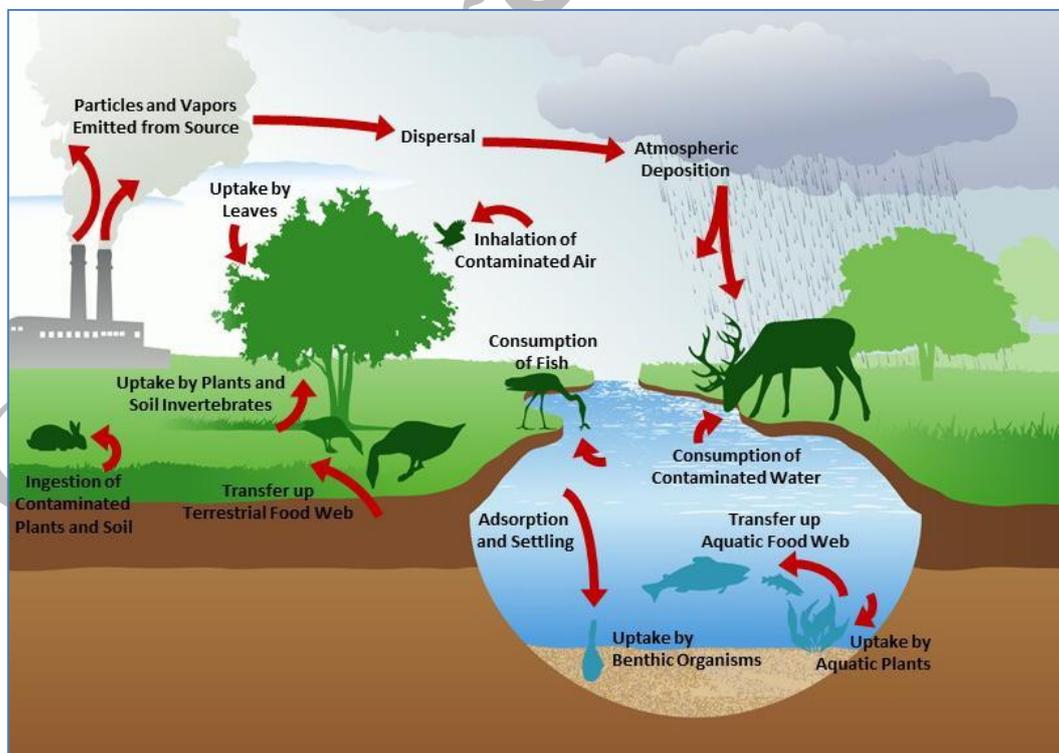


Figura 8: Identificazione delle vie di esposizione potenzialmente preoccupanti –destinazione e trasporto multimediali (EPA, <https://www.epa.gov/ecobox/epa-ecobox-tools-exposure-pathways-exposure-pathways-era>)

La figura 8 offre una panoramica di tale complessità, palesando che, sebbene la maggiore attenzione in questo caso si concentri sull'analisi delle emissioni di inquinanti nell'aria ambiente, molte altre vie di esposizione potrebbero essere presenti, rendendo necessario affrontarle con un modello di esposizione esaustivo. Un quadro completo di come, quando e dove si verifichi o si sia verificata l'esposizione può essere ottenuto identificando tutte le possibili fonti e analizzando i meccanismi di destinazione e trasporto degli inquinanti rilasciati nell'ambiente. Le vie di esposizione complete sono quelle in cui tutti e cinque gli elementi riportati sopra sono chiaramente identificati. I percorsi di esposizione potenzialmente rilevanti implicano che esista una certa incertezza su alcuni di questi elementi e che sia necessario raccogliere ulteriori informazioni (Martin-Olmedo *et al.*, 2019). Nel caso dell'impianto ex-ILVA, vanno considerate diverse fonti potenziali come le ciminiere, le discariche, i parchi minerali all'aperto, il processo di trasporto via mare e via terra del materiale grezzo e lavorato, ecc. La figura 9 rappresenta un esempio delle molteplici vie di esposizione possibili quando si prendono in considerazione le ciminiere dell'ex-ILVA come fonte. L'importanza di tali vie di esposizione dipenderebbe dalle proprietà fisico-chimiche delle sostanze rilasciate, dalle caratteristiche meteorologiche e topografiche del sito, dai meccanismi di destinazione e trasporto, dall'ubicazione e dalle caratteristiche delle risorse naturali (p.es., serbatoi di acqua potabile), dall'uso del territorio (p.es.: agricoltura, allevamenti ittici, parchi ricreativi o aree balneari, ecc.) e dal modello di esposizione della popolazione (ATSDR, 2005a, EPA, 2014; Martin-Olmedo *et al.*, 2019).

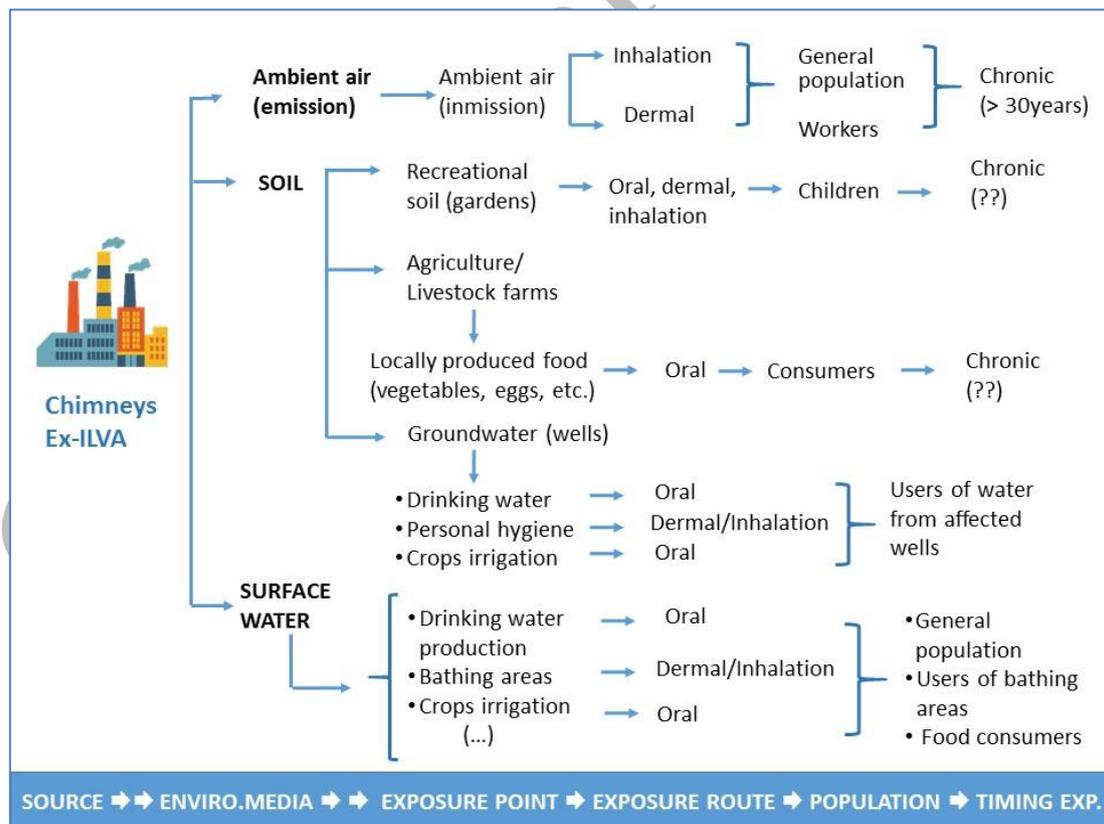


Figura 9: Analisi delle possibili vie di esposizione relative a una delle diverse fonti inquinanti identificabili relativamente all'acciaiera.

La raccolta di informazioni relative ai diversi elementi rappresentati per ogni via di esposizione permetterà di escludere quelli non significativi dalle vie di esposizione complete che sono rilevanti per la salute pubblica e che richiederebbero un'analisi più approfondita. In questo caso specifico, riteniamo che queste informazioni siano disponibili (es., grazie ai programmi per il controllo della qualità dell'acqua potabile o della presenza di contaminanti negli alimenti, la rete di qualità dell'aria ambiente, il controllo dei suoli contaminati, ecc.) ma potrebbero essere sparse, e compilate da diversi servizi. Per fare progressi con questo tipo di approccio sono necessari team multidisciplinari e collaborazioni intersettoriali.

#### 4.1. Inquinamento dell'aria ambiente

Secondo i dati registrati nel rapporto VDS (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018), circa il 66% del totale del PM<sub>10</sub> annuale emesso nell'area nell'anno 2010 era originato dal complesso siderurgico ex-ILVA, che da solo rappresentava circa il 98% dell'intera attività industriale di Taranto. Il contributo di questa industria è risultato ancora più rilevante quando sono stati presi in considerazione gli inquinanti organici atmosferici come il benzo-( $\alpha$ )-pirene e le PCDD/F, con il 99% delle loro emissioni totali attribuibili all'ex-ILVA. Oltre alle emissioni di inquinanti più tradizionali, l'ILVA e le altre attività industriali dell'area erano e sono tuttora responsabili delle emissioni di altre sostanze molto tossiche come metalli pesanti, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), solventi organici, policlorobifenili (PCB), diossina, ecc., le cui concentrazioni in aria non vengono misurate di routine, ma solo durante specifiche campagne *ad hoc*. Poiché l'escursione delle altezze delle ciminiere degli impianti industriali è piuttosto ampia – variando da pochi metri a un massimo di 210 m –, le quantità trasportate nell'atmosfera sono variabili, a seconda dell'altezza effettiva della fonte di emissione, delle condizioni meteorologiche e delle caratteristiche fisico-chimiche degli inquinanti (Mangia *et al.*, 2013). Oltre alle fonti di emissione industriali, il trasporto marittimo e il traffico urbano giocano un ruolo importante nel modello di inquinamento atmosferico locale, come confermato da diversi studi condotti nell'area. Così facendo, il rapporto VDS (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018) ha dichiarato che il traffico (urbano ed extraurbano) è stato responsabile di circa l'11% del totale dei composti organici volatili non metanici (COVNM) emessi per l'anno 2010, seguito da 10,2% NH<sub>3</sub>, 9,4% NO<sub>x</sub>, 6,2% N<sub>2</sub>O, 4,7% PM<sub>10</sub>, 2% CO<sub>2</sub>. Anche il contributo delle attività del porto di Taranto alle emissioni totali non è stato trascurabile, soprattutto in relazione alle emissioni di NO<sub>x</sub> (24,1%), PM<sub>10</sub> (16,5%), SO<sub>2</sub> (15,9%) e COVNM (7,2%).

L'influenza delle condizioni meteorologiche locali nel periodo 2006-2010 sulla variabilità spaziale degli inquinanti atmosferici in città è stata studiata da Mangia *et al.* (2013), i quali prendono come riferimento tre inquinanti principali misurati regolarmente in tutte le stazioni della rete di monitoraggio della qualità dell'aria della zona: NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>. L'analisi complessiva sostiene l'ipotesi che le varie parti della città siano diversamente interessate dalle diverse fonti di emissione a seconda delle condizioni meteorologiche. In particolare, l'analisi ha rivelato che l'influenza del sito industriale può essere identificata principalmente con le serie temporali dei dati SO<sub>2</sub> che mostrano valori di concentrazione media più elevati e correlazioni positive con l'intensità eolica quando la stazione di monitoraggio è sottovento rispetto al sito industriale. Hanno concluso che il PM<sub>10</sub> non può essere considerato un "buon" indicatore per la valutazione delle fonti antropiche locali a causa del grande contributo della risospensione del suolo e del trasporto regionale o a lungo raggio (p.es., le intrusioni di masse d'aria sahariana). La stazione di monitoraggio PAO (situata a Paolo VI), a 5 km a nord del

sito industriale, ha registrato i più alti valori di concentrazione media di SO<sub>2</sub>, che sono una volta e mezza i valori registrati nella stazione più vicina al sito industriale (MAC; Machiavelli). Concludono sulla necessità di georeferenziare la popolazione della città in diverse aree, ciascuna caratterizzata da dati localizzati di concentrazione degli inquinanti; e sull'essere cauti nell'utilizzare la "vicinanza" al sito industriale come indicatore di esposizione a fronte della complessità degli inquinanti rilasciati a diverse altezze.

Nell'analisi di follow-up condotta dall'ARPA, le concentrazioni annuali di PM<sub>10</sub> misurate nelle centraline di controllo della qualità dell'aria della città di Taranto hanno mostrato livelli comparabili negli anni, diminuendo dal 2012. Tale diminuzione è stata spiegata dagli esperti dell'ARPA con una riduzione della produzione industriale e con una serie di misure di risanamento stabilite dal settembre 2012 in poi, volte a limitare il carico di emissioni industriali nei cosiddetti Wind Day (giorni di vento forte in cui l'agglomerato urbano si trova sottovento rispetto al polo industriale). Nessun sito del comune di Taranto ha superato le concentrazioni medie annue di PM<sub>10</sub> di 40 µg/m<sup>3</sup>, o il numero massimo di 35 giorni di concentrazioni giornaliere di PM<sub>10</sub> superiori a 50 µg/m<sup>3</sup>, come da legislazione nazionale e dell'UE sulla qualità dell'aria (ARPA, AReSS, e ASL Taranto Puglia, 2018).

La caratterizzazione dei livelli di concentrazione di PM<sub>2,5</sub> nell'aria del comune di Taranto nel 2016 presso le stazioni della rete regionale di qualità dell'aria non ha evidenziato superamenti di questo parametro nell'ambito del Valore Limite (VL) annuale per la protezione della salute umana, pari a 25 µg/m<sup>3</sup>. La concentrazione media annua più alta è stata registrata a Machiavelli nei mesi di gennaio, luglio e dicembre.

Nell'esercizio condotto per questo specifico progetto dal TP, la Tabella 3 e la Figura 10 mostrano le statistiche descrittive delle concentrazioni medie annuali di PM<sub>2,5</sub> per i tre scenari valutati (2010 pre-AIA, 2012 implementazione dell'AIA e 2015 post-AIA) per Taranto, Massafra e Statte, e l'area VDS. Questi dati mostrano che dal 2010 al 2012 si è verificata una diminuzione netta per tutta l'area VDS del 34% nei livelli di esposizione umana al PM<sub>2,5</sub>, e un'ulteriore diminuzione media del 66% per le differenze tra lo scenario 2012 e quello dell'anno 2015. La differenza complessiva dal 2010 al 2015 è stata di circa il 78% per l'intera area VDS e per i singoli comuni di Taranto, Massafra e Statte. Per l'analisi di incertezza (Monte Carlo), si presume che le concentrazioni seguano una distribuzione lognormale con deviazione standard geometrica ( $\sigma_g$ ) di 1,10.

L'ARPA ha anche analizzato l'evoluzione di altri inquinanti atmosferici in merito all'attuazione dell'AIA per il periodo 2010-2016. Il Benzo-( $\alpha$ )-pirene (di seguito abbreviato: BaP) è stato misurato sui filtri PM<sub>10</sub> campionati quotidianamente (tempo di campionamento pari a 24 ore) nelle stazioni situate a Taranto in via Machiavelli, via Alto Adige e a Talsano. Il valore limite medio annuo per il BaP pari a 1 ng/m<sup>3</sup> non è stato superato in nessuno dei siti di monitoraggio dal 2012 (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018).

I metalli pesanti (arsenico, cadmio, nichel, piombo) sono stati analizzati anche nei filtri PM<sub>10</sub> per le stazioni di Taranto di Machiavelli, Deledda, Adige e a Talsano e Martina Franca, con una copertura temporale percentuale dei giorni misurati di 59, 54, 24, 19 e 24, rispettivamente. La tabella 4 riporta i valori medi annuali degli anni 2015 e 2016 per i quattro metalli, registrando in tutti i casi valori inferiori ai valori obiettivo fissati dal D.Lgs. 155/2010 (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018).

Scenario →	Concentrazione pre-AIA 2010		Concentrazione AIA 2012		Concentrazione post-AIA 2015	
	Popolazione di età superiore ai 30 anni	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età superiore ai 30 anni	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età superiore ai 30 anni	Popolazione di tutte le età
Sesso ↓	<b>TARANTO</b>					
<b>Maschile</b>	2,15	2,17	1,37	1,38	0,38	0,38
<b>Femminile</b>	2,19	2,20	1,40	1,40	0,38	0,39
<b>Entrambi</b>	2,17	2,18	1,39	1,39	0,38	0,38
	<b>MASSAFRA</b>					
<b>Maschile</b>	0,25	0,25	0,17	0,17	0,10	0,10
<b>Femminile</b>	0,25	0,25	0,17	0,17	0,10	0,10
<b>Entrambi</b>	0,25	0,25	0,17	0,17	0,10	0,10
	<b>STATTE</b>					
<b>Maschile</b>	0,90	0,91	0,59	0,59	0,15	0,15
<b>Femminile</b>	0,91	0,90	0,58	0,58	0,15	0,15
<b>Entrambi</b>	0,90	0,90	0,58	0,59	0,15	0,15
	<b>AREA VDS</b>					
<b>Entrambi</b>	1,97	1,98	1,30	1,30	0,44	0,44

Tabella 3: Esposizione incrementale al  $PM_{2,5}$  ( $\mu g/m^3$ ), geo-codificata e ponderata per la popolazione degli adulti di 30 anni e più, e per la popolazione totale, per i tre scenari valutati (2010-pre-AIA, 2012-implementazione dell'AIA e 2015-post-AIA).

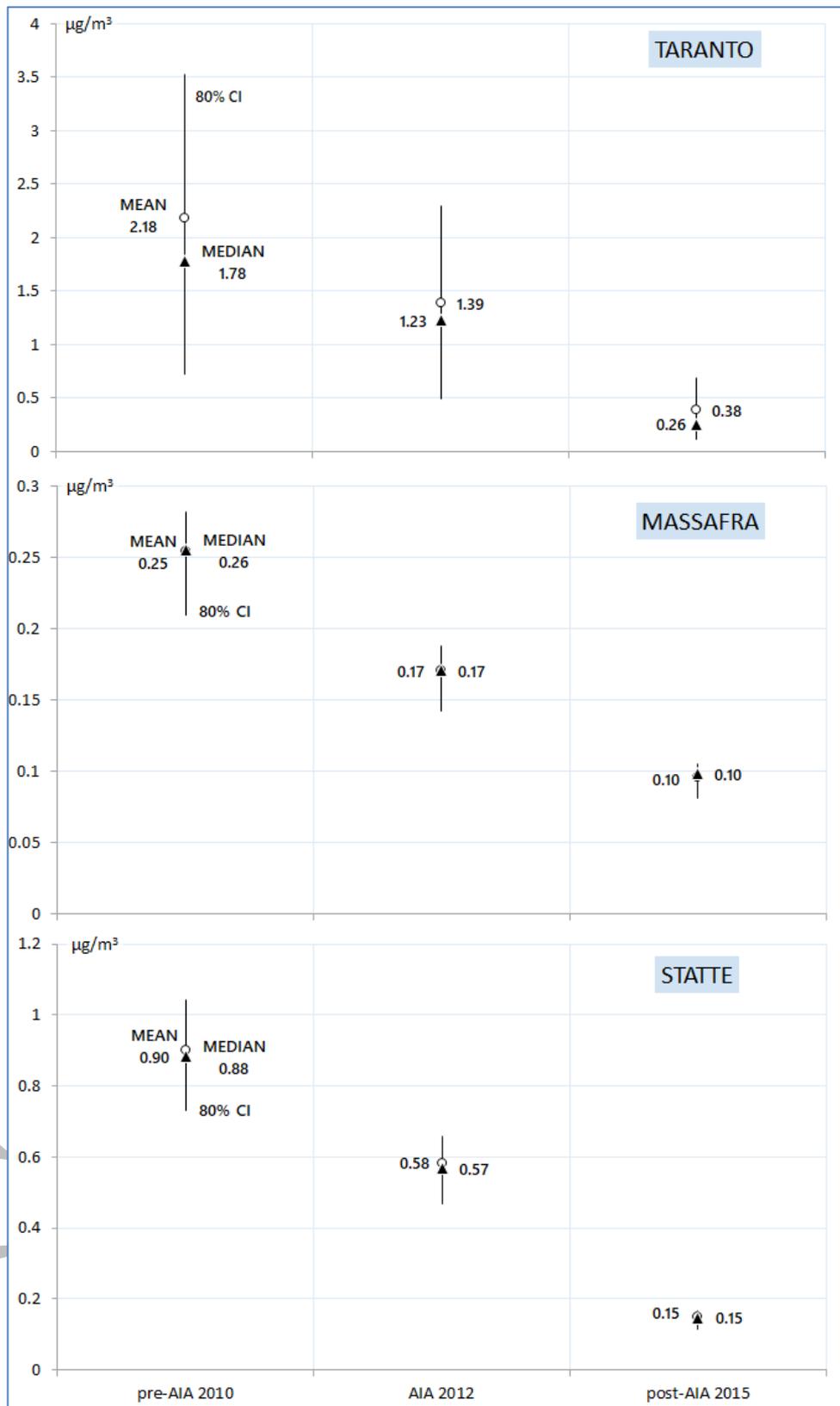


Figura 10: Distribuzione dell'incremento della concentrazione di PM<sub>2.5</sub> nell'aria ambiente per località e scenario.

Vimercati *et al.* (2016) hanno condotto uno studio trasversale di biomonitoraggio tra gennaio 2010 e aprile 2012, volto a caratterizzare l'esposizione umana ai metalli pesanti misurando i livelli di arsenico (As) inorganico e metaboliti metilati (MMA + DMA), piombo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Chr) e manganese (Mn) nei campioni di urina di 279 soggetti residenti a Taranto e zone limitrofe. Questa ricerca ha rivelato concentrazioni urinarie mediane più alte per quasi tutti i metalli pesanti rispetto ai corrispondenti valori di riferimento italiani (SIVR), specialmente per Chr e Pb. Differenze statisticamente significative sono state riportate anche tra i comuni, con i valori mediani più alti per Chr e Pb nei residenti di Statte e Paolo VI all'interno di Taranto, specialmente in quelli che hanno riferito di aver mangiato crostacei e/o frutti di mare nelle 48-72 ore precedenti il campionamento. La concentrazione urinaria mediana di As, Hg e Mn nell'intera popolazione dello studio era entro il limite di riferimento SIVR anche se il 95°percentile dell'escrezione urinaria di questi metalli nella popolazione di Statte eccedeva tale limite, ed era significativamente superiore rispetto al resto dei quartieri e dei sottogruppi. È stato suggerito che alcuni fattori ambientali legati all'attività dell'acciaieria fossero l'origine di tali valori di esposizione umana, ma gli autori hanno concluso che non era possibile correlare i dati di monitoraggio biologico con i dati ambientali perché le informazioni raccolte dalle istituzioni ufficiali e/o quelle in letteratura erano incomplete e fornite solamente dal programma europeo di monitoraggio e valutazione (EMEP). Hanno suggerito quindi che in futuro sarebbe auspicabile effettuare un programma organizzato di monitoraggio ambientale, prendendo in considerazione tutte le vie di esposizione per correlare le concentrazioni ambientali di questi metalli con i risultati di biomonitoraggio.

Metallo pesante		MAC	DEL	AD	TAL	MAR-F	Valore obiettivo
Concentrazioni in ng/m <sup>3</sup>							
As	2015	0,3	0,4	0,1	0,3	0,5	6
	2016	0,4	0,8	0,2	0,4	2,3	
Cd	2015	0,2	0,2	0,1	0,2	0,3	5
	2016	0,1	0,2	0,1	0,1	0,6	
Ni	2015	1,4	1,6	1,6	1,2	1,4	20
	2016	2,5	2,9	1,9	1,9	3,0	
Pb	2015	4,2	5,9	3,6	4,5	3,5	500
	2016	4,5	6,6	2,9	3,2	3,2	

Tabella 4: Concentrazioni medie annuali di metalli pesanti in ng/m<sup>3</sup> (arsenico (As), cadmio (cd), nichel (Ni) e piombo (Pb) misurate nei filtri PM<sub>10</sub> di diverse stazioni della rete di qualità dell'aria di Taranto. Fonte: Rapporto VDS. ARPA, ARéSS e ASL Taranto (2018)

MAC: Stazione di Taranto-Machiavelli; DEL: Stazione di Taranto-Deledda; AD: Stazione di Taranto-Adige; TAL: Stazione di Talsano; MAR-F: Stazione di Martina Franca

I dati per gli anni 2017 e 2018, ottenuti dal Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti (E-PRTR <https://prtr.eea.europa.eu/#/home>) per lo stabilimento ex-ILVA di Taranto, mostrano anche un'importante diminuzione delle emissioni della maggior parte dei parametri industriali correlati rispetto ai dati del 2010 riportati nel documento VDS (vedi Tabella 5), tuttavia il TP ritiene necessario che questi dati siano confermati da ARPA Puglia. Tali cambiamenti dovrebbero essere collegati a nuovi miglioramenti tecnologici dell'impianto e/o a una drastica riduzione della produzione di acciaio.

	2010	2017	2018
	Tonnellate/anno		
<b>NOx</b>	10056	3400	3202
<b>SOx</b>	10035	3030	3508
<b>PT</b>	2343	310	264
<b>COVNM</b>	3261	563	243
	kg/anno		
<b>As</b>	N.D.	62,6	25,4
<b>Cd</b>	N.D.	27	17
<b>Ni</b>	N.D.	276	277
<b>Pb</b>	N.D.	2230	616

Tabella 5: Dati di emissione dall'impianto ex-ILVA in anni diversi ottenuti da INEMAR Puglia per l'anno 2010 (Inventario Regionale Emissioni in Atmosfera) come documentato nel rapporto VDS (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018) e dal sito E-PRTR per gli anni 2017 e 2018. *COVNM: composti organici volatili non metanici; PT: particolato totale; N.D.: non disponibile*

## 4.2. Sicurezza alimentare

Seguendo il modello di esposizione sopra descritto, una plausibile via di esposizione umana è quella derivante dalla deposizione atmosferica e dal ruscellamento dell'acqua piovana degli inquinanti rilasciati dall'impianto siderurgico, che può interessare i terreni agricoli, i pascoli o le colture foraggere, così come la pesca. La potenziale contaminazione delle acque, sia sotterranee che superficiali, può anche trasferirsi ai suoli attraverso l'irrigazione e provocare l'assorbimento e l'accumulo nelle parti commestibili della pianta e negli alimenti di origine animale (latte, uova, carne), rappresentando una potenziale minaccia alla salute umana (ATSDR, 2005a; Martin-Olmedo, *et al.*, 2019). In siti complessi come il SIN di Taranto, una caratterizzazione completa di questa via di esposizione richiederebbe il monitoraggio di tutti gli alimenti coltivati nell'area, al fine di valutare la potenziale assunzione di contaminanti da tutti gli alimenti, tenendo conto anche della variabilità stagionale (Vanni *et al.*, 2016).

A tal proposito, Pascuzzi *et al.* (2013), nel loro studio condotto nel territorio rurale di Statte, con una notevole produzione agricola e zootecnica, hanno dimostrato che le PCDD e i PCB presenti nell'aria ambiente si sono trasferiti nei suoli agricoli e poi nelle acque sotterranee, anche se in questo percorso di migrazione le concentrazioni si indeboliscono significativamente (99%) a causa della loro bassa solubilità e alta propensione a unirsi alla materia organica del suolo. Inoltre i loro risultati hanno evidenziato che le PCDD e i PCB presenti nelle matrici ambientali (aria, suolo e acque sotterranee) si trasferiscono ai tessuti vegetali delle colture e possono entrare nella catena alimentare causando rischi per la salute umana. Questi risultati rientrano nella fascia delle concentrazioni riportate in precedenza da Diletti *et al.* (2009). Per questo motivo, l'Asl ha stabilito nel 2008 il divieto di pascolo in un raggio di 20 chilometri dall'area industriale e l'abbattimento di duemila capi di bestiame (Esposito *et al.*, 2012).

Le emissioni di diossine, benzo-( $\alpha$ )-pirene e altri prodotti chimici cancerogeni hanno colpito anche la pesca e i terreni agricoli a chilometri di distanza, con gravi danni alle attività di esportazione. Il bacino di Mar Piccolo, situato nell'area nord della città di Taranto, è un bacino interno, semichiuso (superficie di 20,72 km<sup>2</sup>), con caratteristiche lagunari, diviso in due seni, detti Primo Seno e Secondo Seno, che hanno rispettivamente una profondità

massima di 13 e 8 m. L'escursione di marea non supera i 30-40 cm. Lo scarso idrodinamismo e il basso scambio d'acqua con il vicino bacino del Mar Grande determinano, soprattutto in estate, un'elevata stratificazione delle acque. Il bacino del Mar Piccolo è influenzato dall'urbanizzazione, dalle attività portuali, dall'acquacoltura e dalla pesca commerciale. I principali problemi di impatto ambientale includono: nove condotte di scarico delle acque reflue, il cantiere navale della Marina Militare Italiana con i suoi bacini di carenaggio (situato nel Primo Seno), il più grande allevamento di cozze distribuito tra entrambi i seni, la flotta di pescherecci localizzata nel Primo Seno, e piccoli fiumi e sorgenti di acqua dolce che fanno defluire nel bacino le acque dei terreni agricoli circostanti (Di Leo *et al.*, 2010).

La produzione di cozze nel Mar Piccolo è di circa 30.000 t/a. Solo una parte dei frutti di mare raccolti viene utilizzata per il consumo locale, mentre la maggior parte viene esportata nei Paesi dell'UE, in particolare in Spagna. L'alta urbanizzazione e l'industrializzazione dell'area di Taranto hanno causato, negli anni, la contaminazione dei sedimenti del Mar Piccolo da diversi composti organici e metalli pesanti. I sedimenti bentonici contengono inquinanti a concentrazioni che spesso superano di diversi ordini di grandezza quelle della colonna d'acqua sovrastante. In tale situazione, i sedimenti contaminati possono rappresentare una significativa fonte a lungo termine di contaminanti per la colonna d'acqua sovrastante e per il biota acquatico (Giandomenico *et al.*, 2016).

Un confronto con i risultati di altre aree del Mediterraneo dimostra che, per alcuni metalli pesanti (come Cd, Pb e Hg), il bacino rappresenta una delle aree più inquinate del Mar Mediterraneo (Spada *et al.* 2012). Inoltre, alti livelli di queste sostanze chimiche sono stati trovati anche nel biota acquatico con un rischio significativo soprattutto per la salute umana (Cardellicchio *et al.* 2010; Giandomenico *et al.* 2013; Spada *et al.* 2012, 2013). Per quanto riguarda i composti organici, il superamento nel Primo Seno dei limiti della tossicità equivalente di PCB diossina-simili stabiliti dal regolamento della Commissione Europea (CE 1259/2011; Di Leo *et al.* 2014) ha comportato, dal 2011, il divieto di commercializzazione e consumo del mitilo *Mytilus galloprovincialis* proveniente da quest'area, con importanti impatti economici (Giandomenico *et al.*, 2016).

In questo scenario, sono stati avviati programmi speciali per pianificare azioni di bonifica dei sedimenti e di riduzione dell'inquinamento. I programmi nazionali includono anche azioni per la caratterizzazione e il recupero dei siti circostanti che possono indirettamente influenzare la qualità del bacino, con particolare attenzione al progetto RITMARE (Giandomenico *et al.*, 2016) (<http://hydrogeology.ba.irpi.cnr.it/en/ritmare-project/>)

### 4.3. Gestione dei rifiuti

La presenza di discariche all'aperto con rifiuti non pericolosi e pericolosi nell'area all'interno e all'esterno dell'acciaieria può rappresentare una minaccia per la salute umana con la dispersione di composti volatili o la risospensione di particolato nell'aria ambiente, a causa della contaminazione del suolo e della percolazione di contaminanti nelle acque sotterranee che potrebbero essere utilizzate per l'irrigazione o il consumo umano, o nel caso in cui non esistano barriere fisiche per evitare che le persone entrino in contatto diretto con tali materiali di scarto, specialmente nel caso dei bambini. Anche lo scarico di acque reflue industriali non trattate nelle acque di superficie è una fonte di inquinamento molto rilevante che richiede attenzione. Il TP non aveva informazioni sufficienti per quantificare la portata di questo

rischio, ma certamente entrambe sono fonti che devono essere affrontate in relazione ai potenziali impatti sulla salute.

Secondo il Rapporto sulle performance ambientali delle città italiane pubblicato annualmente da Legambiente, la città di Taranto si è classificata nella scala più bassa in termini di qualità ambientale, occupando le posizioni 82 e 86 su 104 città rispettivamente per gli anni 2017 e 2019 (Legambiente, 2018; 2020). Questi rapporti richiamano in particolare l'attenzione su vari aspetti legati alla cattiva gestione sia delle acque reflue che dei rifiuti solidi urbani (RSU). Nello specifico è stato riportato che:

- solo l'87% della popolazione di Taranto ha accesso alla rete fognaria urbana,
- la produzione media di RSU nel 2017 e nel 2019 era rispettivamente di 524 e 553 kg/abitante
- la percentuale di differenziazione dei RSU per un trattamento differenziato e un possibile riciclo ha raggiunto solo il 17,2% nel 2017, ed era ancora più bassa nel 2019 (15,2%)
- solo il 22,4% della popolazione di Taranto ha accesso a un sistema di raccolta differenziata dei rifiuti solidi urbani.

Per riferimento: secondo Eurostat, nel 2016, i 28 Stati membri dell'UE hanno riciclato il 57% degli RSU generati e una media del 20% è stata sottoposta a recupero energetico<sup>8</sup>.

La direttiva quadro sui rifiuti<sup>9</sup> richiede che questi siano gestiti senza mettere in pericolo la salute umana e senza danneggiare l'ambiente, in particolare senza rischi per l'acqua, l'aria, il suolo, le piante o gli animali, senza causare fastidiosi rumori o odori, e senza danneggiare il paesaggio o i luoghi di particolare interesse. Definisce inoltre una gerarchia in cinque fasi per la gestione dei rifiuti, dando la massima priorità alla prevenzione della produzione, seguita dalla preparazione per il riutilizzo, il riciclo, il recupero e, se inevitabile, lo smaltimento. Per rispettare gli obiettivi di questa direttiva, i paesi dell'UE avrebbero dovuto adottare le misure necessarie per garantire, tra gli altri obiettivi, che entro il 2020 la preparazione per il riutilizzo, la raccolta differenziata e il riciclo delle diverse frazioni che compongono i RSU (come carta, metallo, plastica e vetro) aumentasse fino a un minimo complessivo del 50% di peso. La percentuale proposta per il riciclo degli RSU aumenta a un minimo del 55%, 60% e 65% di peso entro il 2025, 2030 e 2035, rispettivamente. La città di Taranto è abbastanza lontana dal raggiungere quanto prescritto, il che può avere importanti implicazioni sul degrado dell'aria, del suolo e dell'acqua, così come sugli impatti sulla salute umana.

#### 4.4. Spazi verdi urbani

La rilevanza dello stabilimento siderurgico come motore economico, non solo per la città di Taranto ma anche per l'intera provincia, e la sua lunga storia hanno in qualche modo condizionato lo sviluppo urbano della città di Taranto e dei suoi dintorni, dove la costruzione

---

<sup>8</sup> Eurostat. Indicatori di gestione dei rifiuti – Dati estratti a novembre 2019 [Internet]. 2019. Disponibili presso: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste\\_management\\_indicators&oldid=461870](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_management_indicators&oldid=461870)

<sup>9</sup> Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e abrogante alcune direttive. GU L 312 del 22.11.2008, pag. 3. Testo consolidato disponibile presso: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008L0098-20180705&from=EN>

di spazi verdi urbani non è stata identificata in quel periodo né come priorità, né come necessità.

Alla Quinta Conferenza Ministeriale su Ambiente e Salute tenutasi a Parma(2010), gli Stati Membri della Regione Europea dell'OMS hanno preso l'impegno "...di fornire a ogni bambino entro il 2020 l'accesso ad ambienti e contesti di vita quotidiana sani e sicuri in cui possa andare a piedi o in bicicletta all'asilo e a scuola, e a spazi verdi in cui giocare e fare attività fisica" (OMS – Ufficio Regionale per l'Europa, 2010). Il miglioramento dell'accesso agli spazi verdi nelle città è anche incluso nell'obiettivo di sviluppo sostenibile 11.7 delle Nazioni Unite, che mira a raggiungere quanto segue: "Entro il 2030, fornire un accesso universale a spazi verdi e pubblici sicuri, inclusivi e accessibili, in particolare per donne e bambini, persone anziane e persone con disabilità" (Dipartimento per gli affari economici e sociali delle Nazioni Unite, 2014). Infine, il piano d'azione dell'OMS per l'attuazione della strategia europea per la prevenzione e il controllo delle malattie non trasmissibili nel 2012-2016 include un invito a creare ambienti urbani a sostegno della salute (OMS – Ufficio Regionale per l'Europa, 2012).

L'Atlante urbano europeo<sup>10</sup> include sotto la definizione di "spazi verdi urbani" le aree verdi pubbliche utilizzate prevalentemente per la ricreazione, come giardini, zoo, parchi e aree naturali suburbane e foreste, o aree verdi confinanti con aree urbane che sono gestite o utilizzate per scopi ricreativi aperti al pubblico. Nella revisione dell'evidenza scientifica pubblicata dall'OMS nel 2016, usata come fonte principale per questa sezione, è stato incluso anche lo spazio "verde/blu", che consideragli spazi confinanti con l'acqua (ad esempio fiumi, laghi, spiagge o scogliere) come caratteristica importante e attraente per le persone da usare e fruire.

Nei rapporti pubblicati da Legambiente sulle performance ambientali delle città italiane vengono presi in considerazione anche gli spazi verdi urbani e gli alberi stradali (Legambiente 2018, 2020).

Le differenze tra i dati riportati da Legambiente per il 2017 e il 2019 (Tabella 6) mostrano un piccolo miglioramento in merito all'aumento di aree verdi, percorsi pedonali o mobilità sostenibile (in bicicletta); ma, anche così, Taranto rimane molto lontana dalle performance ambientali di altre città, come dimostrano i valori massimi raggiunti da alcune città italiane con gli stessi indicatori.

	2017	2019	Min-Max*
<b>Estensione della superficie stradale pedonale (m<sup>2</sup>/ ab.)</b>	0,1	0,1	0,0-5,1
<b>Numero alberi/ 100 abitanti</b>	8,0	9,0	4-203
<b>Spazio verde urbano (m<sup>2</sup>/abitante)</b>	6,5	13,9	3,6-997,2
<b>Piste ciclabili equivalenti (metri/100 abitanti)</b>	0,4	3,4	0,0-44,4
<b>Chilometri totali di piste ciclabili</b>	nd	26,0	1-222

\*Dati estratti dal rapporto di Legambiente per l'anno 2020; nd: non dichiarato

Tabella 6: Dati sulla performance ambientale della città di Taranto per gli anni 2017 e 2019 relativi al verde urbano e alla ciclabilità, confrontati con i minimi e i massimi riportati in altre città italiane con indicatori simili (Legambiente, 2018; 2020).

<sup>10</sup> Agenzia Europea dell'Ambiente. Atlante urbano. Accesso: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/urban-atlas>

## 5. Caratterizzazione degli impatti sulla salute

### 5.1. Impatti sulla salute legati ai cambiamenti nell'inquinamento dell'aria

L'inquinamento atmosferico è associato a una serie di malattie, sintomi e condizioni sub-cliniche che compromettono la salute e la qualità della vita sia in caso di esposizioni a breve termine che di lunga durata. Le esposizioni acute sono state associate all'insorgenza di patologie acute come l'infarto del miocardio o l'ictus nell'arco di pochi giorni, o addirittura alla morte nel caso di individui suscettibili (Belleudi *et al.* 2010; Basagaña *et al.*, 2015; Alessandrini *et al.*, 2016; Samoli *et al.*, 2016; Renzi *et al.*, 2017; Stafoggia *et al.*, 2017; SENTIERI, 2019). In Europa, i risultati del progetto ESCAPE (Studio europeo di coorte sugli effetti dell'inquinamento atmosferico; [www.escapeproject.eu](http://www.escapeproject.eu)), focalizzato sugli effetti cronici in coorti di adulti, evidenziano l'esistenza di un'associazione tra esposizione cronica agli inquinanti atmosferici e mortalità per tutte le cause (naturali) ed eventi cardiovascolari (Beelen *et al.*, 2014; Cesaroni *et al.*, 2014; Stafoggia *et al.*, 2014; Fucks *et al.*, 2017), e un aumento del rischio di sviluppare tumori al polmone, al cervello, al seno e all'apparato digerente (Raaschou-Nielsen *et al.*, 2013; Andersen *et al.*, 2017; 2018; Nagel *et al.*, 2018; SENTIERI, 2019). Nel 2017, la Società europea di medicina respiratoria e la Società americana di medicina respiratoria hanno chiarito in una dichiarazione congiunta l'ampio spettro di effetti negativi dell'inquinamento atmosferico sulla salute, tra cui patologie neurologiche e metaboliche precedentemente non segnalate (Thurston *et al.*, 2017). Nel rapporto sull'impatto globale delle malattie per l'anno 2016, l'inquinamento atmosferico è stato considerato il quinto principale fattore di rischio di malattia e mortalità a livello mondiale, dopo dieta, fumo, ipertensione e diabete, essendo responsabile di più di 4,2 milioni di morti premature all'anno a livello mondiale (GBD 2016 Collaboratori per l'incidenza e la prevalenza di malattie e lesioni, 2017). Una valutazione del 2013 dell'*Agenzia internazionale per la ricerca sul cancro (IARC) dell'OMS* ha concluso che l'inquinamento dell'aria è cancerogeno per gli esseri umani, individuando il particolato come la componente dell'inquinamento atmosferico più strettamente associata all'aumento dell'incidenza del cancro, in particolare del tumore polmonare. È stata anche osservata un'associazione tra l'inquinamento dell'aria e l'aumento dei tumori del tratto urinario ovescicali (IARC, 2013).

Gli effetti sulla salute sono stati rilevati a livelli molto bassi di concentrazioni di inquinanti atmosferici, ed è ancora incerto se gli effetti a lungo termine siano legati semplicemente ai valori medi annuali o alle esposizioni ripetute ai valori di picco, e se esista un livello di soglia per tali sostanze, al di sotto del quale non sono probabili effetti sulla salute, soprattutto nel caso del PM<sub>2.5</sub> (OMS, 2006). L'*aggiornamento delle linee guida sulla qualità dell'aria dell'OMS del 2005 (OMS-AQG)* offrono una guida globale sulle soglie e sui limiti per i principali inquinanti dell'aria che presentano rischi per la salute, anche se l'OMS raccomanda di raggiungere le più basse concentrazioni di PM possibili (OMS, 2006). Attualmente, gli standard europei di qualità dell'aria per il PM sono ancora al di sopra dell'OMS-AQG, con un valore medio annuo legale per il PM<sub>10</sub> e il PM<sub>2.5</sub> fissato rispettivamente a 40 µg/m<sup>3</sup> e 20 µg/m<sup>3</sup>, piuttosto alto rispetto alle soglie dell'OMS-AQG, stabilite a 20 µg/m<sup>3</sup> medi annui per il PM<sub>10</sub> e 10 µg/m<sup>3</sup> medi annui per il PM<sub>2.5</sub>. A tal proposito, Pascal *et al.* (2013) hanno dimostrato che rispettare la linea guida dell'OMS di 10 µg/m<sup>3</sup> per le concentrazioni medie

annuali di PM<sub>2.5</sub> per il periodo 2004-2006 in 25 città europee, avrebbe aggiunto una media di 22 mesi di aspettativa di vita alla popolazione di 30 anni, corrispondente a un totale di 19.000 morti evitate. Il valore economico associato ammonterebbe a circa 31.000 milioni di euro all'anno e includerebbe: risparmi in costi sanitari, minore assenteismo e guadagni intangibili in termini di benessere, aspettativa di vita e qualità della vita.

Copia preliminare

## Revisione delle evidenze scientifiche relative a Taranto

A partire dalla fine degli anni '80 diversi studi epidemiologici hanno evidenziato un elevato rischio di mortalità a Taranto per tutte le cause, tutti i tumori e in particolare per tumore ai polmoni, pleura, vescica, sistema linfematoipoietico, ma anche malattie respiratorie e polmoniti (Martuzzi *et al.* 2002; Mitis *et al.* 2005; Vigotti *et al.* 2007; Martinelli *et al.* 2009).

Le prime analisi condotte a Taranto nel quadro del progetto SENTIERI hanno esplorato lo stato di salute della popolazione per il periodo 1995-2002 e 2003-2009, utilizzando la popolazione regionale come riferimento per la standardizzazione indiretta, e un elenco di esiti di salute per i quali è stata dimostrata una sufficiente o limitata evidenza scientifica di possibile associazione con l'esposizione ambientale legata alle attività industriali di Taranto (Comba *et al.* 2012; Pirastu *et al.*, 2013). In entrambi i periodi è stata descritta una situazione altamente compromessa in merito alla salute dei residenti a Taranto e Statte. Il numero di decessi nel 2003-2009, aggiustato per indice di deprivazione (De Santi *et al.*, 2011), ha mostrato costantemente un eccesso di rischio per una serie di cause di morte in entrambi i generi, tra cui: tutte le cause, tutti i tumori, il cancro del polmone, le malattie cardiovascolari e respiratorie, sia acute che croniche. Gli aumenti più notevoli di mortalità maschile sono stati riportati per il quartiere Paolo VI, con un eccesso del 42% per tutte le neoplasie maligne (soprattutto cancro ai polmoni, +76%), malattie del sistema cardiovascolare (+28%), respiratorio (+64%) e digestivo (+47%). Al quartiere Tamburi, un eccesso è stato osservato tra gli uomini per tutte le neoplasie maligne (+11%) e le malattie cardiovascolari (+10%), in particolare le cardiopatie ischemiche (+20%). Tra le donne, a Paolo VI, gli eccessi erano presenti per tutti i tumori (+23%), in particolare per il cancro del polmone, della pleura e del fegato, le malattie cardiovascolari (+18%), la broncopneumopatia cronica ostruttiva (BPCO) e le malattie dell'apparato digerente. A Tamburi, gli eccessi erano presenti tra le donne per le malattie cardiovascolari (+15%), in particolare le cardiopatie ischemiche, la BPCO (+39%) e le malattie renali (+57%) (Comba *et al.* 2012, Pirastu *et al.*, 2013). L'analisi dei ricoveri conferma i risultati della mortalità, documentando il maggior impatto sanitario sui residenti di Paolo VI, seguiti da quelli delle aree di Tamburi, dove sono stati osservati eccessi tra gli uomini per una serie di cause come il cancro al polmone (61% e 29% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente), neurologiche (43% e 26% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente), cardiovascolari (32% e 18% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente), respiratorie (52% e 36% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente) e malattie renali (35% sia a Tamburi che a Paolo VI). Tra le donne, eccessi simili sono stati osservati per le malattie cardiovascolari (31% e 15% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente), malattie respiratorie (39% e 28% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente), malattie digestive (25% e 18% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente) e malattie renali (47% e 35% tra gli uomini a Tamburi e Paolo VI, rispettivamente). A Paolo VI, anche il cancro della pleura (235%) e della mammella (33%) erano in eccesso tra le donne. La storia professionale di molti individui inclusi in questo studio è stata tracciata attraverso: il database dell'istituto di previdenza sociale nazionale (INPS) e la sotto-coorte di individui impiegati in industrie situate nella zona, che indicavano un'alta percentuale di passato impiego presso l'acciaieria tra i residenti a Tamburi e Paolo VI (Pirastu *et al.*, 2013).

La VDS condotta da ARPA, AReSS e ASL Taranto, in ottemperanza alla legge nazionale 232/2012 e alla legge regionale 21 della Puglia, ha comportato uno studio epidemiologico con un doppio approccio: un'analisi *case-crossover* sugli effetti acuti dell'inquinamento atmosferico e uno studio di coorte su quelli cronici. In quest'ultimo, i dati demografici sono stati collegati ai registri delle cause di morte per gli anni 1998-2008 e dei ricoveri ospedalieri

dal 1998 al 2010. I rischi di mortalità e di ospedalizzazione sono stati calcolati per quartiere e posizione socioeconomica utilizzando modelli di Cox. I risultati di questo studio di coorte pubblicato da Mataloni *et al.* nel 2012 hanno confermato i risultati del progetto SENTIERI, evidenziando maggiori effetti sulla salute della popolazione residente nei quartieri più vicini alla zona industriale (Paolo VI, Tamburi e Borgo), con rischi maggiori per tutte le neoplasie maligne, il cancro del pancreas e del polmone, le malattie cardiache (soprattutto ischemiche), le malattie respiratorie (soprattutto acute) e le malattie dell'apparato digerente. I rischi di mortalità erano particolarmente alti tra i residenti di entrambi i sessi del quartiere Paolo VI per quasi tutte le patologie, e tra i gruppi con uno status socio-economico inferiore. Questo è stato inaspettato perché il quartiere Tamburi era sempre stato considerato il più a rischio per la sua vicinanza all'acciaieria. Il quartiere Paolo VI è stato costruito negli anni '60 per ospitare i lavoratori dell'acciaieria, ma col tempo vi si sarebbero trasferiti anche cittadini di altri quartieri, soprattutto di Tamburi e Borgo. La popolazione che viveva a Paolo VI all'epoca di quello studio era ancora relativamente giovane (55-57% sotto i 34 anni), con oltre il 65% dei residenti di Paolo VI e Tamburi appartenenti all'indice socio-economico più basso, rispetto al più lontano quartiere di San Vito, dove il 62% dei residenti presentava lo status socio-economico più alto (Mataloni *et al.*, 2012). Questi risultati potrebbero essere parzialmente spiegati dall'esposizione sul lavoro, dall'abitudine al fumo e dalla classe socio-economica bassa nel caso degli uomini, ma non per le donne. Secondo l'Indagine multiscopo nazionale, nel 2005 la percentuale di donne fumatrici a Taranto era del 10,4% (10,4 % (IC 95 %: 8,4-12,5) mentre la stima regionale era del 10,0 % (IC 95 %: 9,1-11,0) (ISCT, 2007 come riportato da Vigoti *et al.*, 2014). Come evidenziato nella sezione 4, Mangia *et al.* 2013 hanno indicato che, in base alle condizioni meteorologiche prevalenti a Taranto, il quartiere Paolo VI subisce un inquinamento atmosferico maggiore rispetto agli altri quartieri, e può giustificare gli alti valori di mortalità riscontrati tra le donne residenti in questa zona. Le differenze riguardanti gli impatti sulla salute tra i quartieri di Taranto sono state confermate da uno studio di *follow up* condotto da Vigotti *et al.* (2014).

Il Quinto Rapporto SENTIERI pubblicato nel 2019 ha aggiornato l'analisi di mortalità, di ospedalizzazione e di incidenza oncologica, relativa alla popolazione residente nei siti SIN (compreso quello di Taranto) non solo per la popolazione adulta, come nei precedenti rapporti, ma anche per la popolazione pediatrica (<1 anno), adolescenziale (0-14 e 15-19 anni) e giovanile (20-24, 25-29 anni), includendo anche l'analisi dell'occorrenza delle malformazioni congenite. Il periodo di studio per questo quinto rapporto era il 2003-2013 per i dati di mortalità e 2002-2015 per l'ospedalizzazione e l'oncologia (SENTIERI, 2019). I risultati riportati per la popolazione adulta di Taranto sono stati simili a quelli precedentemente descritti (Mataloni *et al.*, 2012; Pirastu *et al.*, 2013), con un eccesso di mortalità per le diverse cause analizzate, ma soprattutto per: ipertensione (uomini: SMR<sup>11</sup>= 131; IC 90% 122-141 – donne: SMR = 121; IC 90% 114-128), cardiopatia ischemica (uomini: SMR = 119; IC 90% 113-125 – donne: SMR = 110; IC 90% 104-115), cirrosi e altre malattie epatiche croniche (uomini: SMR = 138; IC 90% 123-155 – donne: SMR = 125; IC 90% 109-143), cancro del polmone (uomini: SMR= 126; IC 90% 119-134 – donne: SMR = 137; IC 90% 122-155) e mesotelioma (uomini: SMR= 403; IC 90% 330-494 – donne: SMR = 228; IC 90% 148-353), così come per le malattie del sistema respiratorio, in particolare per le malattie respiratorie acute tra gli uomini (SMR= 124; IC 90% 103-150) e quelle croniche tra le donne (SMR = 112; IC 90% 101-124). L'elevata incertezza delle stime non ha permesso di delineare

---

<sup>11</sup> SMR: Rapporto di mortalità standardizzato

un chiaro profilo di mortalità per i sottogruppi pediatrici, adolescenziali e giovanili della popolazione (SENTIERI, 2019).

Tra la popolazione adulta di entrambi i sessi è stato anche registrato nel Quinto Rapporto SENTIERI un eccesso nei tassi di ospedalizzazione per tutti i principali gruppi di malattie, compresi quelli relativi al cancro del polmone e al mesotelioma, ma non per le malattie del sistema respiratorio e urinario. I risultati più importanti in altri gruppi di età sono stati l'eccesso di ricoveri per i linfomi di Hodgkin in età pediatrica, così come l'eccesso di ricoveri per la leucemia mieloide e linfoide tra la popolazione giovanile, anche se queste stime erano imprecise. Per quanto riguarda l'incidenza oncologica, tra gli uomini adulti residenti è stato riportato un eccesso per il cancro del fegato, del pancreas, per il melanoma e per altri tumori maligni della pelle, del seno, del rene, della vescica e della tiroide; tra le donne residenti è stato riportato un eccesso per il cancro dello stomaco, del fegato, per il melanoma e per altri tumori maligni della pelle, del seno, dell'utero, della tiroide e per la leucemia, linfoide e linfoblastica acuta. In età pediatrica e nei bambini (5-9 anni) è stato osservato un eccesso di incidenza di tumori sistemici, con un totale di 22 casi di linfedema (SMR = 132; IC 90% 90-189), di cui 7 casi erano linfomi non-Hodgkin (SMR = 275; IC 90% 129-516). Sei nuovi casi di sarcomi dei tessuti molli e ossei (diagnosticati solo tra gli uomini) hanno contribuito all'eccesso di incidenza del cancro nella popolazione da 0 a 19 anni (uomini: SMR = 356; IC 90% 155-704). Nel sottogruppo di 20-29 anni, è stato riportato un eccesso del 70% nell'incidenza dei tumori della tiroide, con 30 nuovi casi, soprattutto tra le donne (25 casi, SMR= 151; IC 90% 127-256). Sempre in giovane età, sono stati riportati eccessi di tumori germinali, trofoblastici e delle cellule gonadiche, ma esclusivamente tra gli uomini di 20-24 anni (11 casi; SMR = 183; IC 90% 103-303) e tra le donne di 25-29 anni (4 casi; SMR = 401; IC 90% 137-918). Dal numero totale di 25.853 donne in gravidanza per il periodo 2002-2015 a Taranto, sono stati riportati 600 casi di malformazioni congenite (MC) che rivelano un'elevata prevalenza rispetto alla media regionale (osservato/atteso: 109; IC 90% 101-116) e che interessano soprattutto il sistema nervoso e gli arti, confermando i risultati osservati in una precedente analisi (Santoro *et al.*, 2017). L'eccesso del 24% osservato per le MC legate al tratto urinario era al limite della significatività statistica. Una recentissima indagine, che ha esaminato l'associazione tra condizioni ambientali ed esiti della gravidanza per il periodo 2003-2013, ha indicato inoltre che la città di Taranto mostrava il più alto rischio relativo (RR) di neonati con basso peso alla nascita (< 2500 g), (RR 1,47, IC 95% 1,38-1,56), confrontandone i dati con l'intera regione Puglia (Trerotoli *et al.*, 2020).

I risultati del quinto rapporto SENTIERI sono stati attribuiti per lo più all'esposizione all'inquinamento atmosferico, principalmente PM<sub>2,5</sub>, SO<sub>2</sub> e metalli pesanti (es., il cadmio) rilasciati con l'attività industriale (SENTIERI, 2019). Un'altra pubblicazione di Minerba *et al.* (2018) fornisce una mappatura aggiornata e dettagliata della mortalità, dei ricoveri e dell'incidenza dei tumori nei Comuni della provincia di Taranto e nei quartieri della città di Taranto. Questo studio, ancora una volta, mostra come le neoplasie, le malattie cardiache, respiratorie e digestive tendano a concentrarsi nei quartieri vicini al polo industriale, confermando i risultati precedenti.

In tutti questi studi (con disegno ecologico e di coorte), la caratterizzazione dell'esposizione umana si è basata sulla descrizione dell'inquinamento storico del sito e sulla distanza dalle principali fonti inquinanti, con particolare attenzione all'acciaieria (indicatori indiretti di esposizione). Un altro studio epidemiologico aggiornato, condotto sulla stessa coorte definita nel quadro VDS, ha collegato la residenza con i dati di mortalità per gli anni 2006-2014, e i ricoveri ospedalieri per gli anni 2013-2016, ma assegnando un valore di esposizione

(concentrazioni di PM<sub>10</sub>e SO<sub>2</sub>) per ogni soggetto della coorte. L'esposizione individuale dei soggetti della coorte è stata ricostruita dal 1965 (anno di avvio dell'impianto siderurgico) al 2014 integrando i risultati di un modello di dispersione dell'aria con i dati di produttività dell'ILVA, i dati quinquennali delle emissioni dello stabilimento (fonte ISPRA), i dati della rete di monitoraggio della qualità dell'aria di Taranto e la storia residenziale individuale (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018). I risultati di questo studio hanno indicato la persistenza di alcune criticità sanitarie rispetto alle analisi precedenti, con un aumento leggermente significativo nel tempo e in eccesso rispetto ai dati regionali negli uomini e nelle donne quanto a tassi di mortalità per tutte le cause, tumore della pleura, mieloma multiplo, tumore del pancreas, malattie del sistema cardiovascolare (in particolare per le malattie ischemiche e l'ipertensione) e malattie dell'apparato digerente. Nel caso degli uomini, è stato anche osservato un eccesso del tasso di mortalità dovuto a tutti i tumori, al cancro del polmone, della vescica, del rene, stomaco e del colon-retto oltre che all'asma bronchiale. Il tasso di mortalità per le malattie respiratorie negli uomini ha mostrato una diminuzione nel tempo, con i valori dei residenti nell'area a rischio e nel SIN che rimanevano sempre superiori a quelli riportati per la popolazione regionale. I dati relativi al mesotelioma pleurico (un tumore raro causato dall'esposizione all'amianto che si sviluppa molto tempo dopo l'esposizione) sono sorprendenti: i tassi riportati erano da quattro a cinque volte superiori al livello previsto (con circa 20 casi diagnosticati all'anno invece di quattro o cinque casi, su una popolazione di 200.000 persone). Per questo motivo è, soprattutto per il bene delle generazioni future, è essenziale che l'amianto venga totalmente rimosso dalle discariche legate al sito industriale (EP, 2018).

Per quanto concerne i ricoveri ospedalieri per il periodo 2013-2016, è stato riportato nella VDS aggiornata che incrementi di 10 µg/m<sup>3</sup> delle concentrazioni di PM<sub>10</sub> e SO<sub>2</sub> hanno portato a eccessi statisticamente significativi di ricoveri per entrambi i sessi rispetto alla regione Puglia per quanto riguarda le malattie neurologiche, malattie cardiache, cancro alla tiroide, infezioni respiratorie, malattie del tratto digestivo e malattie renali. Inoltre, nei casi degli uomini, sono stati riportati eccessi per: cancro alla prostata, sistema nervoso centrale e pneumoconiosi; mentre nelle donne gli eccessi riguardavano il cancro ai polmoni e al seno. Gli eccessi di abortività nelle donne in gravidanza residenti sono stati associati all'esposizione a SO<sub>2</sub>. Nei Comuni compresi nell'area a rischio (Taranto, Statte, Massafra, Montemesola, Crispiano) è stato osservato un eccesso statisticamente significativo di ospedalizzazione per entrambi i sessi per tutti i tumori maligni e polmonari, e un eccesso per il tumore del pancreas e il linfoma non-Hodgkin per i maschi. Esaminando l'andamento temporale dei tassi nel quadriennio oggetto di studio, si è osservata una leggera diminuzione dei ricoveri per tutte le patologie anche se i tassi per i Comuni di Taranto e Statte sono rimasti sempre superiori a quelli della regione Puglia (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018).

Leogrande *et al.* (2019), adottando un approccio “differenza nelle differenze”, hanno esaminato anche la relazione tra i cambiamenti di esposizione nel tempo associati all'impianto ex-ILVA con le differenze nei tassi di mortalità causa-specifici nella stessa coorte di residenti a Taranto arruolati in studi precedenti (Mataloni *et al.*, 2012), ma aggiornandone la sopravvivenza fino al 2014. Seguendo questo approccio, si è ipotizzato che il ruolo di potenziali fattori confondenti individuali e comportamentali (p.es., l'abitudine al fumo) sarebbe stato annullato in quanto i confronti avvenivano all'interno della stessa popolazione. La valutazione dell'esposizione è stata condotta combinando le concentrazioni di PM<sub>10</sub>e NO<sub>2</sub> misurate presso le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria e i risultati di un modello lagrangiano di dispersione delle particelle (SPRAY), generando una stima delle esposizioni medie annue al PM<sub>10</sub> di origine industriale, ponderate sulla popolazione, per ogni

anno del periodo 2008-2014, per unità di area e per classe di età. I dati sulle cause di morte sono stati ottenuti dal registro di mortalità della ASL di Taranto per le seguenti cause di morte: cause naturali, malattie del sistema circolatorio, malattie cardiache e malattie respiratorie. I cambiamenti nelle esposizioni e nella mortalità sono stati analizzati utilizzando la regressione di Poisson. Questi autori hanno stimato un aumento del rischio di mortalità naturale (RR=1,86%, IC 95% -0,06, 3,83%) per 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  di variazione annuale di PM industriale<sub>10</sub>, dovuto principalmente a cause respiratorie (8,74%, IC 95% 1,50, 16,51%). Le associazioni erano statisticamente significative solo negli anziani (65+ anni), con un intervallo di confidenza ristretto al 95%, suggerendo che – almeno per l'esposizione a breve termine al particolato – le persone anziane sperimentano il più alto rischio di mortalità, coerentemente con altri studi (Bell *et al.*, 2013)

Un precedente studio condotto da Benedetti *et al.* (2017) ha esaminato la distribuzione spaziale delle malattie renali, calcolando i tassi di ospedalizzazione standardizzati (TOS) dei residenti di Taranto che hanno ricevuto una prima diagnosi di malattia renale all'atto della dimissione ospedaliera, differenziando tra aree a bassa e alta esposizione in base alla geocodifica residenziale e alle mappe delle concentrazioni annuali di Cadmio e PM<sub>2,5</sub> stimate da un sistema di modellistica. I risultati hanno evidenziato un eccesso di ospedalizzazione statisticamente significativo del 28% per le malattie renali nei maschi di età compresa tra 20-59 anni, e un eccesso non statisticamente significativo del 25% nelle femmine della stessa fascia di età, residenti al momento della diagnosi nella zona ad alta esposizione. Nessun eccesso è stato osservato in soggetti di età pari o superiore ai 60 anni, mentre risultati contrastanti sono stati osservati in soggetti di età compresa tra 0 e 19 anni. Nella zona a bassa esposizione i TOS variavano tra 0,82 e 1,04 senza risultati statisticamente significativi. L'area ad alta esposizione comprendeva il quartiere densamente popolato di Paolo VI e l'area Tamburi-Isola-Porta Napoli-LidoAzzurro più vicina alla zona industriale. L'eccesso di ospedalizzazione negli uomini di età compresa tra 20 e 59 anni ha suggerito una possibile componente occupazionale concomitante. A questo proposito, va notato che nei lavoratori, l'effetto nefrotossico dell'esposizione ambientale e/o professionale ai metalli pesanti può essere aggravato dalla co-esposizione ad altre sostanze nefrotossiche come solventi o idrocarburi (Jakubowski, 2005; Jacob *et al.*, 2007). Questi risultati sono in accordo anche con quelli riportati nello studio trasversale di biomonitoraggio di Vimercati *et al.* (2016) descritto nella sezione 4.

L'associazione della co-esposizione ai metalli pesanti nell'ambiente e dello status socio-economico disagiato con gli effetti neurocognitivi tra i bambini in età scolastica (6-12 anni, 50% maschi/femmine) a Taranto è stata studiata da Lucchini *et al.* (2019). L'esposizione è stata valutata con il biomonitoraggio umano (Pb e Se nei campioni di sangue, As e Cd nelle urine e Hg e Mn nei capelli) e la distanza tra l'indirizzo di casa e la fonte del punto di esposizione. Sono state individuate cinque diverse sottozone – Tamburi, Statte, Paolo VI, Taranto e Talsano – a distanza incrementale dal sito industriale, sulla base dei dati medi annuali di monitoraggio dell'aria e della deposizione di particelle di inquinanti urbani misurati nel 2010 dall'Agenzia Ambientale (ARPA) della Regione Puglia. Le funzioni cognitive dei bambini sono state esaminate utilizzando la scala di intelligenza Wechsler per bambini (WISC) e la batteria di test neuropsicologici computerizzati di Cambridge (CANTAB). Sono stati scelti modelli misti lineari per valutare l'associazione tra esposizione ai metalli, status socio-economico e risultati neurocognitivi. L'arsenico nelle urine, e il cadmio o il manganese nei capelli sono risultati inversamente correlati alla distanza dalla fonte di emissione industriale (rispettivamente  $\beta$ : -0,04, IC 95% -0,06, -0,01;  $\beta$ : -0,02, IC 95% -0,05, -0,001;  $\beta$ : -0,02, IC 95% -0,05, -0,003), mentre il quoziente intellettuale WISC e i

suoi sotto-punteggi (eccetto l'indice di velocità di elaborazione) hanno mostrato un'associazione positiva con la distanza. Il piombo nel sangue e il cadmio urinario erano associati negativamente con il punteggio totale del QI e con tutti i sottopunti, seppure senza raggiungere il livello di significatività. Il manganese nei capelli e il piombo nel sangue erano associati positivamente con il CANTAB rispettivamente tra gli errori di memoria di lavoro spaziale ( $\beta$ : 2,2, IC 95% 0,3, 3,9) e il tempo di reazione del compito del segnale di arresto ( $\beta$ : 0,05, IC 95% 0,02, 0,1). Tutti gli altri test neurocognitivi CANTAB non hanno mostrato di essere significativamente influenzati dall'esposizione ai metalli. Lo status socio-economico più elevato ha mostrato in media circa cinque punti di quoziente intellettuale in più rispetto al livello più basso ( $\beta$ : 4,8, IC 95% 0,3, 9,6); il termine di interazione tra piombo nel sangue e lo stato socio-economico ha mostrato un significativo impatto negativo del piombo sulla memoria di lavoro nel livello più basso dello status socio-economico ( $\beta$ : -4,0, IC 95% -6,9, -1,1). In quei bambini è stato dimostrato l'impatto cognitivo negativo dell'esposizione ambientale ai metalli pesanti. L'esposizione al piombo ha esercitato effetti neurocognitivi anche a livelli molto bassi di concentrazione di piombo nel sangue quando lo status socio-economico era basso, e ciò dovrebbe ancor più affermare l'importanza degli interventi preventivi e normativi, e dare loro priorità.

Le stime quantitative degli impatti sulla salute a causa dell'inquinamento atmosferico sono diventate un input sempre più critico per le decisioni politiche. Cresce il numero di valutazioni del rischio per la salute (HRA) riguardanti l'inquinamento atmosferico sviluppate per una varietà di scenari politici, utilizzando diverse metodologie, scale spaziali e temporali. C'è la necessità di: (a) considerare la metodologia disponibile più aggiornata nei campi della quantificazione dell'esposizione, della caratterizzazione del rischio e della stima del carico di malattia, contribuendo così alla stesura di una HRA sull'inquinamento atmosferico più completa e coerente, e (b) identificare i principi generali di applicazione dei metodi di HRA a livello locale, nazionale e internazionale (OMS, 2014).

Come riportato nella sezione 3, la valutazione del rischio è uno degli approcci per quantificare i potenziali impatti sulla salute. Parallelamente all'approccio epidemiologico descritto sopra, la VDS ha adottato anche una HHRA basata su prove tossicologiche prendendo in considerazione le condizioni delle emissioni prima e dopo l'implementazione dell'AIA nell'acciaieria. Per quanto concerne il rischio non cancerogeno per inalazione, è stato riportato un indice di pericolo (IP) superiore a 1 per le malattie dell'apparato respiratorio, interessando una popolazione pari a 582 abitanti. In particolare è stato ipotizzato che le concentrazioni di arsenico, generate dallo stabilimento ex-ILVA e l' $H_2S$ , prodotto principalmente dallo stabilimento ENI e, con contributi minori, dalle discariche Vergine e Italcave, siano stati i maggiori responsabili di questo risultato (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018).

Inquinanti	Esitosulla salute	Eccesso di casi di cancro da inalazione per 10.000 abitanti nell'arco della vita	
		Ex-ILVA	TOTALE*
<b>Benzene</b>	Leucemia <sup>1</sup>	5,74	8,4
<b>Naftalene</b>	Sistema respiratorio (adenomi e carcinomi laringei, alveolari/bronchiolari) <sup>2</sup>	2,58	2,58
<b>Benzo (α) pirene</b>	Tumori del sistema respiratorio e gastrointestinale <sup>1</sup>	111,17	111,17
<b>As</b>	Cancro ai polmoni e altri tumori del sistema respiratorio <sup>1</sup>	3,54	3,57
<b>Cd</b>	Tumori del sistema respiratorio (polmone, trachea, bronchi, ecc.) e ai reni <sup>1</sup>	4,58	4,63
<b>Cr (VI)</b>	Cancro ai polmoni <sup>1</sup>	0,69	2,38
<b>Ni</b>	Cancro ai polmoni <sup>2B</sup>	1,99	2,34
<b>Pb</b>	Cancro al seno, cancro al cervello, ecc. <sup>2A</sup>	0,72	0,72
<b>Diossine</b>	Influenza su riproduzione e sviluppo, distruttore endocrino, cancro <sup>3</sup>	2,06	2,08

Tabella 7: Rischio di cancro per inalazione (eccesso di nuovi casi di cancro per 10.000 abitanti nell'arco della vita) calcolato per diversi inquinanti in uno scenario post-AIA, considerando le emissioni dell'impianto ex-ILVA; e rischio aggiuntivo di cancro (totale\*) calcolato sommando il rischio di cancro associato alle emissioni delle altre fonti esistenti nel SIN di Taranto (impianto ENI, CISA, ecc.). Adattato da ARPA, AReSS e ASL Taranto (2018).

Nota: gli indici in apice corrispondono alla classificazione IARC delle sostanze cancerogene (vedi sezione 2).

La valutazione del rischio cancerogeno per inalazione generato dalle emissioni dell'impianto in atmosfera ha evidenziato probabilità aggiuntive di sviluppare un tumore nell'arco della vita superiori a 1 caso aggiuntivo ogni 10.000 abitanti, dovute a diversi inquinanti (vedi Tabella 7), per una popolazione di circa 14.000 residenti in una situazione post-AIA (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018). Tali livelli di rischio sono considerati sufficientemente elevati da rendere necessari alcuni interventi (EPA, 1989, 2005). È inoltre importante sottolineare che l'approccio HHRA applicato non considerava le conseguenze di effetti aggiuntivi o sinergici dovuti all'esposizione a più sostanze chimiche contemporaneamente, o di effetti aggiuntivi dovuti all'esposizione agli stessi contaminanti attraverso altre vie di esposizione (Martin-Olmedo *et al.*, 2019). A parte il benzene, il Ni e il Cr (VI), l'impianto ex-ILVA è il maggior contribuente ai rischi del cancro per inalazione, essendo il Benzo-(α)-pirene quello che supera più ampiamente la soglia accettabile di rischio di cancro di 1:10.000 abitanti.

Un'altra evidenza epidemiologica rilevante, che quantifica gli impatti sulla salute legati all'esposizione al PM<sub>2.5</sub> emesso dall'impianto ex-ILVA, è il già citato articolo di Galise *et al.* (2019). La popolazione di riferimento utilizzata, così come l'approccio di valutazione dell'esposizione e i valori FRC applicati, sono stati precedentemente descritti. Brevemente, questi autori hanno stimato l'esposizione ponderata per la popolazione (PWE) con la media delle concentrazioni ponderate di PM<sub>2.5</sub> di tutte le sezioni censite, utilizzando un modello di dispersione langragiana SPRAY. I FRC disponibili (OMS/HRAPIE e aggiornamenti) sono stati utilizzati per stimare il numero di morti premature attribuibili a cause naturali, malattie cardiovascolari e respiratorie, e cancro ai polmoni attribuibili al PM<sub>2.5</sub>; similmente per il

cancro ai polmoni sono stati utilizzati gli ILCR (rischi cumulativi e incrementali di sviluppare un tumore nel corso della vita) associati considerando i tre scenari di emissione relativi all'implementazione dell'AIA presso l'impianto ex-ILVA (anni 2010, 2012 e 2015). In generale, questi autori hanno osservato una riduzione degli impatti stimati relativi alle emissioni di  $PM_{2.5}$  tra gli scenari pre e post AIA, calcolati per il SIN di Taranto in una diminuzione media dell'82% per il numero totale di morti attribuibili a cause naturali (da 28 casi a 5 casi), e del 69,3% per le morti per malattie cardiovascolari (da 15 casi a 4,6). Nel caso del quartiere specifico di Tamburi, queste diminuzioni hanno rappresentato rispettivamente il 77,6% e il 76%. È stata anche riportata una riduzione del numero totale di morti attribuibili al cancro ai polmoni e alle malattie respiratorie, ma i numeri erano abbastanza bassi (2 a 0 o 3 a 0, rispettivamente, nel caso del VDS di Taranto). Tuttavia, ILCR superiori alla soglia di accettabilità di 1 caso in eccesso per 10.000 abitanti sono stati riportati per lo scenario del 2010 ( $4,3 \times 10^{-4}$  nell'area SIN e  $2,6 \times 10^{-3}$  a Tamburi) e del 2012 ( $2,7 \times 10^{-4}$  nell'area SIN e  $1,1 \times 10^{-3}$  a Tamburi). A Tamburi, i valori ILCR erano anche maggiori di  $1 \times 10^{-4}$  nello scenario post-AIA (2015), sebbene gli autori abbiano riconosciuto che gli interventi previsti per la riduzione delle emissioni non erano ancora stati completati al momento della preparazione della valutazione. Questi risultati sottolineano quelli riportati nelle relazioni VDS della HHRA.

#### Valutazione quantitativa dell'impatto sanitario ed economico condotta nel presente progetto

Nella tabella 8 è riassunta la mortalità prematura non accidentale da  $PM_{2.5}$  (cause naturali) riportata per: località, sesso, gruppo di età  $\geq 30$  anni, e per scenario d'impatto. L'intervallo di confidenza al 95% è stato determinato utilizzando una simulazione Monte Carlo considerando l'incertezza del tasso di mortalità di base nella popolazione  $\geq 30$  anni, l'esposizione della popolazione e l'associazione del rischio relativo. Il tasso di mortalità del  $PM_{2.5}$  è il tasso di mortalità combinato (entrambi i sessi) normalizzato per milione di popolazione 30+ in ogni comune o area.

Per l'area VDS, nello scenario pre-AIA (2010), sono state calcolate 27 (IC 95%: 14-43) morti premature, ma questa cifra dovrebbe diminuire dell'82% fino a 5 (IC 95%: 2-8) morti per lo scenario post-AIA (2015). I maschi rappresentano il 59% della mortalità totale. Le stime di impatto per lo scenario AIA 2012 sono più alte del 255% rispetto ai risultati post-AIA (2015), ma inferiori del 37% rispetto ai valori pre-AIA (2010). I risultati centrali sono molto simili agli impatti calcolati da Galise *et al.* (2019).

Sesso	Scenario		
	pre-AIA (2010)	AIA 2012	post-AIA (2015)
<b>TARANTO</b>			
Maschile	15 (8–24)	9 (5–15)	3 (1–4)
Femminile	11 (6–17)	7 (3–11)	2 (1–3)
Sessi combinati	26 (13–41)	16 (8–26)	4 (2–7)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	180	114	31
<b>MASSAFRA</b>			
Maschile	0,2 (0,1–0,4)	0,2 (0,1–0,3)	0,1 (0,05–0,1)
Femminile	0,2 (0,1–0,3)	0,1 (0,1–0,2)	0,1 (0,03–0,1)
Sessi combinati	0,4 (0,2–0,6)	0,3 (0,1–0,4)	0,2 (0,1–0,2)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	21	14	8
<b>STATTE</b>			
Maschile	0,4 (0,2–0,7)	0,3 (0,1–0,4)	0,1 (0,04–0,1)
Femminile	0,3 (0,1–0,4)	0,2 (0,1–0,3)	0,04 (0,02–0,1)
Sessi combinati	0,7 (0,4–1,1)	0,4 (0,2–0,7)	0,1 (0,1–0,2)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	75	48	12
<b>Area VDS</b>			
Maschile	16 (8–25)	10 (5–16)	3 (1–4)
Femminile	11 (6–18)	7 (4–11)	2 (1–3)
Sessi combinati	<b>27 (14–43)</b>	<b>17 (9–27)</b>	<b>5 (2–8)</b>
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	156	100	28

Tabella 8: morti premature non accidentali per PM<sub>2.5</sub>(intervallo di confidenza 95%).

I ricoveri in eccesso per malattie cardiovascolari (CHA) (ICD10: I00-99) sono presentati nella tabella 9, mentre quelli per cause respiratorie (RHA) (ICD10: J00-99) nella tabella 10. Per i ricoveri ospedalieri, tutti i dati riguardano la popolazione di Taranto. L'intervallo di confidenza al 95% è stato determinato utilizzando una simulazione Monte Carlo considerando l'incertezza del tasso di morbilità di base nella popolazione totale (tutte le età), l'esposizione della popolazione e l'associazione del rischio relativo. Il tasso di morbilità per PM<sub>2.5</sub> è il CHA o RHA combinato (entrambi i sessi) normalizzato per milione di abitanti per ogni Comune o area. I numeri potrebbero non corrispondere a causa di errori di arrotondamento.

Sesso	Scenario		
	pre-AIA (2010)	AIA 2012	post-AIA (2015)
<b>TARANTO</b>			
Maschile	4 (1-9)	3 (0,4-6)	1 (0,1-2)
Femminile	3 (0,4-6)	2 (0,3-3)	0,4 (0,1-1)
Sessi combinati	7 (1-15)	4 (1-9)	1 (0,2-2)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	34	22	6
<b>MASSAFRA</b>			
Maschile	0,05 (0,01-0,1)	0,05 (0,01-0,1)	0,03 (0,004-0,1)
Femminile	0,04 (0,01-0,1)	0,03 (0,004-0,1)	0,02 (0,002-0,03)
Sessi combinati	0,1 (0,02-0,2)	0,1 (0,1-0,4)	0,04 (0,006-0,1)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	4	3	1
<b>STATTE</b>			
Maschile	0,1 (0,02-0,3)	0,1 (0,01-0,2)	0,02 (0,003-0,04)
Femminile	0,1 (0,01-0,1)	0,04 (0,01-0,1)	0,01 (0,002-0,02)
Sessi combinati	0,2 (0,03-0,4)	0,1 (0,02-0,3)	0,03 (0,005-0,1)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	14	9	2
<b>Area VDS</b>			
Maschile	5 (1-10)	3 (0,4-6)	1 (0,1-2)
Femminile	3 (0,4-6)	2 (0,3-4)	0,5 (0,1-1)
Sessi combinati	<b>7 (1-15)</b>	<b>4 (1-9)</b>	<b>1 (0,2-3)</b>
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	30	19	5

Tabella 9: Ricoveri ospedalieri per disturbi cardiocircolatori (CHA) per tutte le cause legate al PM<sub>2.5</sub> (intervallo di confidenza del 95%)

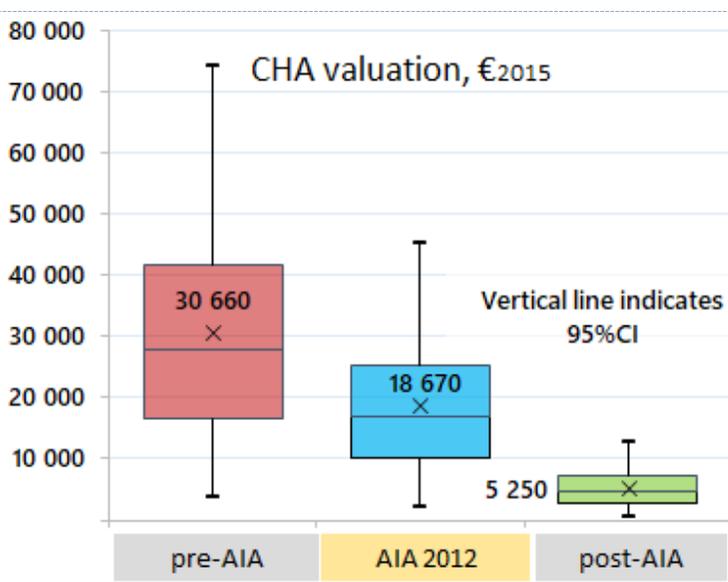
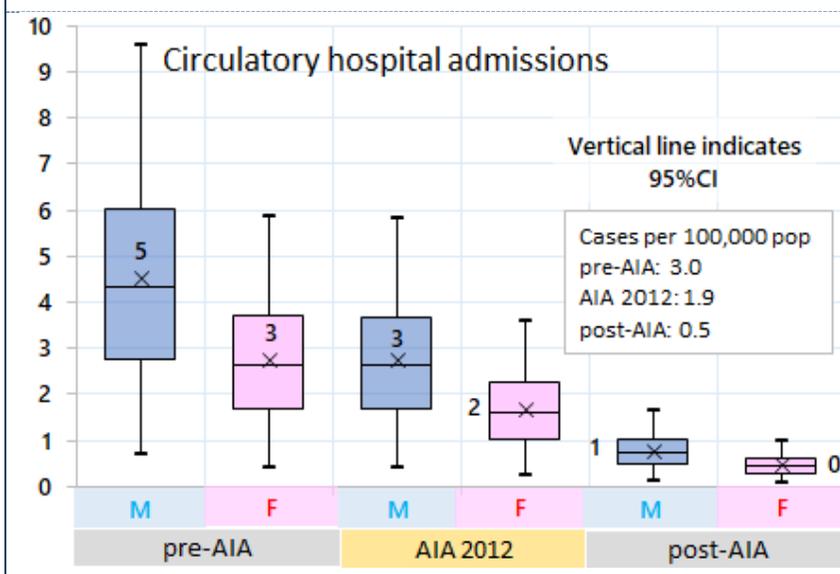
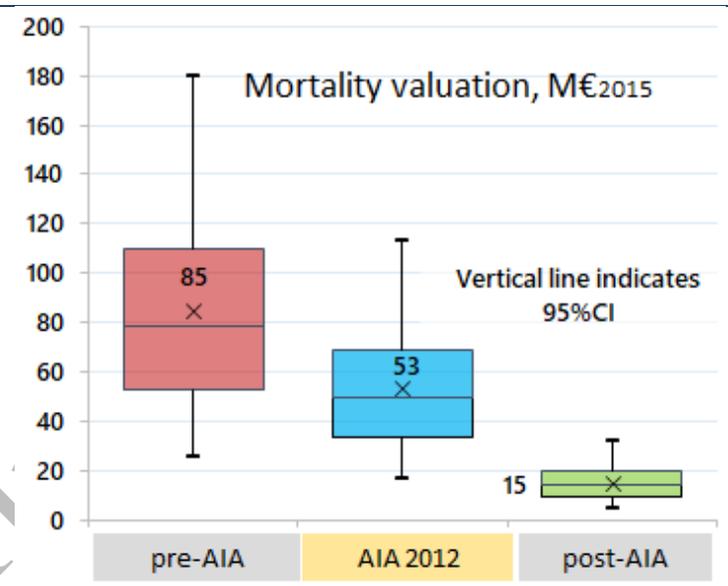
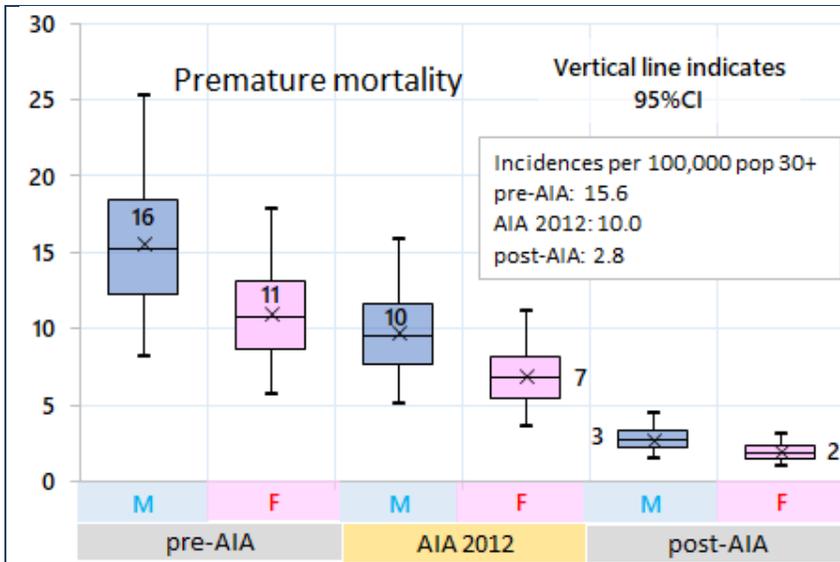
Come per la mortalità prematura, i ricoveri ospedalieri diminuirebbero dell'83% per il passaggio dallo scenario pre-AIA (7, IC 95%: 1-15 incidenze circolatorie CHA e 8, IC 95%: 0-19 incidenze respiratorie RHA) alla situazione post-AIA (1, IC 95%: 0,2-3 per entrambi gli eventi cardiocircolatori e respiratori). Così, in totale, si potrebbero prevenire 13 casi incidenti (in entrambi i sessi) di CHA e RHA. D'altro canto, 6 ricoveri in meno sono prevedibili nel passaggio dallo scenario pre-AIA (2010) a quello AIA 2012.

Sesso	Scenario		
	pre-AIA (2010)	AIA 2012	post-AIA (2015)
<b>TARANTO</b>			
Maschile	5 (0–11)	3 (0–7)	0,8 (0–2)
Femminile	3 (0–7)	2 (0–4)	0,5 (0–1)
Sessi combinati	8 (0–18)	5 (0–11)	1,3 (0–3)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	38	24	7
<b>MASSAFRA</b>			
Maschile	0,08 (0–0,2)	0,05 (0–0,1)	0,03 (0–0,1)
Femminile	0,05 (0–0,1)	0,03 (0–0,1)	0,02 (0–0,04)
Sessi combinati	0,12 (0–0,3)	0,08 (0–0,2)	0,05 (0–0,1)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	4	3	2
<b>STATTE</b>			
Maschile	0,14 (0–0,3)	0,08 (0–0,2)	0,02 (0–0,05)
Femminile	0,08 (0–0,2)	0,05 (0–0,1)	0,01 (0–0,03)
Sessi combinati	0,22 (0–0,5)	0,13 (0–0,3)	0,03 (0–0,1)
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	16	10	3
<b>Area VDS</b>			
Maschile	5 (0–12)	3 (0–7)	0,8 (0,1–2)
Femminile	3 (0–8)	2 (0–5)	0,6 (0,1–1)
Sessi combinati	<b>8 (0–19)</b>	<b>5 (0–12)</b>	<b>1 (0,2–3)</b>
Tasso combinato (per 10 <sup>6</sup> )	33	21	6

Tabella 10: Ricoveri ospedalieri per disturbi respiratori (RHA) per tutte le cause legate al PM<sub>2.5</sub> (intervallo di confidenza del 95%)

I risultati degli impatti sulla salute sono anche riportati graficamente nella Figura 11 (riquadri a sinistra).

I risultati della valutazione economica (costi esterni) per l'area metropolitana di Taranto sono presentati nella Figura 11 (riquadri a destra). Per la mortalità, il costo combinato per entrambi i sessi è di 85 (IC 95%: 26-180) milioni di euro per la situazione pre-AIA (2010), 53 (IC 95%: 16-113) milioni di euro per la situazione AIA 2012, e 15 (IC 95%: 5-32) milioni di euro per la situazione post-AIA (2015). Rispetto alla situazione pre-AIA, una riduzione di 70 (IC 95%: 21-148) milioni di euro annualmente (riduzione dell'82%) potrebbe essere raggiunta nello scenario post-AIA (280 € pro capite). Il beneficio economico della riduzione dei ricoveri, al contrario, è molto più contenuto, 46 000 (IC 95%: 3000-114 000) euro all'anno. Per la transizione da pre-AIA ad AIA 2012, il beneficio economico derivante dalla mortalità evitata rappresenta circa la metà: 32 (IC 95%: 10-67) milioni di euro. Per contestualizzare il beneficio economico del passaggio dallo scenario pre-AIA a quello post-AIA, l'onere sanitario evitato è equivalente a 1,5% del PIL locale. È degno di nota il fatto che il beneficio economico calcolato in questa analisi sia una sottostima del beneficio totale per la salute inerente alla riduzione delle emissioni nell'aria ambiente, poiché non sono state considerate altre categorie di morbilità evitate. In generale, il costo totale della morbilità può essere il 10% o più del costo della mortalità (Narain *et al.*, 2016).



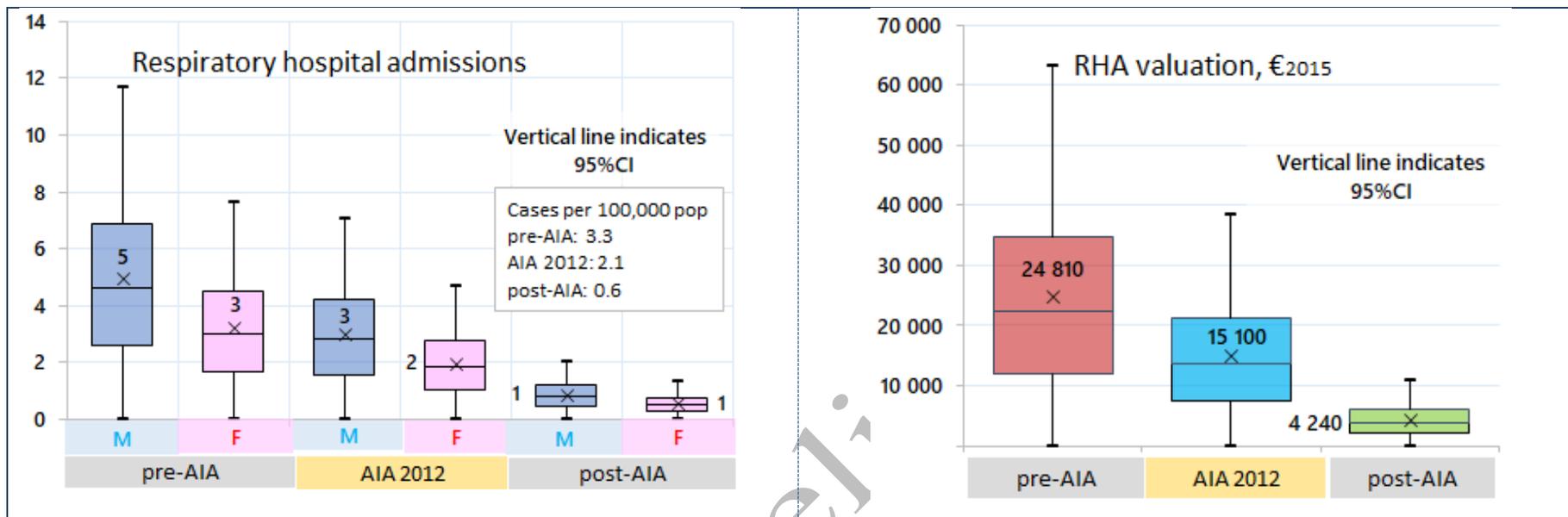


Figura 11 (continua). Risultati della valutazione dell'impatto sanitario ed economico del PM2.5 per l'area metropolitana di Taranto, suddivisi per scenario  
 Note: I diagrammi a scatola e baffi mostrano la media (x), la mediana, lo scarto interquartile (IQR) e l'intervallo di confidenza al 95% delle stime di impatto. F: sesso femminile; M: sesso maschile; RHA: ricovero ospedaliero per disturbo respiratorio.

## 5.2. Impatti sulla salute legati alla sicurezza alimentare

Come riassunto nella sezione 4.2, diverse ricerche hanno riportato il rilascio di sostanze tossiche bioaccumulabili persistenti come PCDD, PCB o metalli pesanti (As, Cd, Hg, Pb, Cr, Zn) da una vasta gamma di fonti inquinanti legate all'attività industriale e alla cattiva gestione dei rifiuti a Taranto, che hanno colpito nel corso di molti anni i terreni agricoli e la produzione ittica a chilometri di distanza (Diletti *et al.*, 2009; Cardellicchio *et al.*, 2010; Di Leo *et al.*, 2010; Esposito *et al.*, 2012; Pacuzzi *et al.*, 2013; Spada *et al.*, 2012; 2013; Giandomenico *et al.*, 2013; 2016). Una caratterizzazione quantitativa affidabile del rischio potenziale per la salute umana (approccio HHRA) legato al consumo di prodotti alimentari locali è possibile solo conducendo un programma di monitoraggio completo che affronti la caratterizzazione delle concentrazioni chimiche nei prodotti alimentari locali tenendo conto della variabilità stagionale, e anche del modello di consumo della popolazione interessata. Questo approccio consentirebbe di quantificare la dose di esposizione orale stimata ( $EED_{oral}$ ) sia per gli effetti cancerogeni che non cancerogeni sulla salute per la maggior parte degli inquinanti rilevanti, e di mettere in relazione tali  $EED_{oral}$  con il valore guida basato sulla salute (HBGV), calcolando l'indice di pericolo e/o l'eccesso di rischio di cancro per l'esposizione orale (ATSDR, 2005a; Martin-Olmedo *et al.*, 2019). Una caratterizzazione completa di questa via di esposizione richiederebbe anche l'analisi della potenziale esposizione tramite il consumo di acqua, soprattutto nel caso di pozzi privati o pubblici utilizzati per il consumo di acqua potabile, o nel caso in cui i serbatoi d'acqua si trovassero abbastanza vicini da essere interessati dalla dispersione degli inquinanti atmosferici. Il TP non ha avuto accesso a questo tipo di informazioni, ma presume che tali programmi siano condotti dalle autorità sanitarie pubbliche locali.

Nonostante la mancanza di accesso ai dati dettagliati sulla VE, necessari per quantificare gli impatti sulla salute relativi alla catena alimentare, riassumiamo di seguito l'evidenza scientifica sugli effetti sanitari più rilevanti relativi ai principali inquinanti identificati nella catena alimentare a Taranto, prendendo in considerazione l'esposizione orale.

Le diossine (policlorodibenzo-p-diossine e dibenzofurani (PCDD/F), e bifenili policlorurati diossina-simili (DL-PCB)) sono sostanze chimiche tossiche molto persistenti nell'ambiente, che tendono a bioaccumularsi nella catena alimentare, in particolare nel grasso animale e che rappresentano una via di esposizione rilevante per la popolazione generale e di grande preoccupazione per la salute pubblica. Le diossine entrano nell'ambiente come miscele contenenti una varietà di singoli componenti bifenili clorurati, noti come congeneri, nonché impurità come contaminanti. Una volta nell'ambiente, le diossine non si decompongono facilmente e quindi possono permanere per periodi di tempo molto lunghi. Possono facilmente circolare tra aria, acqua e suolo. Le diossine si legano saldamente al terreno e di solito non vengono trasportate in profondità nei suoli con l'acqua piovana. L'evaporazione sembra essere un modo importante con cui le diossine più leggere lasciano il suolo. Le diossine trasportate dall'aria possono accumularsi nelle foglie e nelle parti non interrate delle piante e delle colture alimentari. I livelli delle diossine sono più elevati nei tessuti degli animali che si trovano in alto nella catena alimentare, specialmente nei pesci e nei mammiferi marini (come foche e balene) raggiungendo livelli che possono essere molte migliaia di volte più elevati che nell'acqua. (ATSDR, 2000). Molti studi hanno esaminato come le diossine possano influenzare la salute umana sia nei lavoratori che nella popolazione generale, anche se in quest'ultimo caso i risultati sono meno coerenti. La cloracne è la manifestazione di tossicità più inequivocabile osservata nei casi di avvelenamento accidentale, professionale e insoluto con le diossine, e i bambini sembrano esserne particolarmente sensibili. Tuttavia, la cloracne si verifica solo dopo esposizioni elevate

(con livelli sierici > 20.000 pg/g di grasso), non rilevanti per derivarne un valore di riferimento sanitario (HBGV) per la popolazione generale (EFSA, 2018). L'esposizione ai PCDD/F e ai DL-PCB è stata anche correlata a diversi effetti di alterazione del sistema endocrino, quali l'alterazione della qualità dello sperma, il criptorchidismo, l'endometriosi e ad altri effetti sul sistema riproduttivo femminile (alterazione del ciclo mestruale, funzione ovarica, tempo di gravidanza, leiomioma uterino ed età della menopausa) (ATSDR, 2000; EFSA, 2018). Altri studi indicano un aumento del rischio di malattie cardiovascolari (es., ipertensione) e mortalità, disturbi gastrointestinali (es.: distress epigastrico postprandiale, dolore epigastrico con o senza sensazione di bruciore, mal di testa postprandiale e intolleranza ai cibi grassi), effetti avversi sul sistema immunitario per esposizione di fondo durante lo sviluppo, morbilità tiroidea, effetti neurologici (riflessi anomali e deficit di memoria, apprendimento e QI). Basandosi sulle indicazioni inerenti i tumori correlati ai PCB in diverse parti del corpo, in particolare fegato, vie biliari, intestino e cute (melanoma), gli studi sull'uomo forniscono prove limitate che i PCB siano cancerogeni per l'essere umano, mentre vi sono prove sufficienti che i PCB siano cancerogeni epatici per gli animali (ATSDR, 2000). Tuttavia, non è stata definita una chiara relazione dose-risposta tra l'esposizione e lo sviluppo del cancro (EFSA, 2018).

L'arsenico inorganico (As) è classificato come agente cancerogeno per l'essere umano (gruppo IARC 1), essendo correlato a un aumento del rischio di cancro al fegato, vescica, polmoni e cute (IARC, 2012a; ATSDR, 2007, EFSA, 2009a). L'ingestione a lungo termine di As negli esseri umani è stata associata a lesioni cutanee, cancro, neurotossicità, malattie cardiovascolari, alterazioni del metabolismo del glucosio e diabete. Stanno emergendo prove di impatti negativi sullo sviluppo fetale e infantile, in particolare una riduzione del peso alla nascita, sebbene siano necessarie ulteriori prove riguardo alle relazioni dose-risposta e ai tempi critici di esposizione inerenti a questi esiti (EFSA, 2009a). Nel 2009 il gruppo di esperti scientifici EFSA-CONTAM ha concluso che la dose settimanale tollerabile provvisoria (PTWI) di 15 µg/kg di peso corporeo stabilita dal JECFA (il comitato congiunto di esperti FAO/OMS sugli additivi alimentari) non è più adeguata, poiché sono stati segnalati effetti avversi sulla salute a esposizioni inferiori rispetto a quelle verificate dal JECFA. Il gruppo di esperti scientifici EFSA-CONTAM ha modellato i dati dose-risposta provenienti dai principali studi epidemiologici, identificando un limite di confidenza della dose di riferimento più basso (BMDL01) compreso tra 0,3 e 8 µg/kg di peso corporeo al giorno per i tumori polmonari, cutanei e vescicali nonché per le lesioni cutanee. La stima delle esposizioni dietetiche all'arsenico inorganico per i consumatori di livello medio e alto in Europa è compresa nell'intervallo dei valori BMDL01 identificati; perciò non esiste un intervallo sicuro di esposizione oppure è scarso (EFSA, 2009a). Tuttavia, diversi studi hanno dimostrato che la maggior parte dell'As presente nel pesce e nei frutti di mare è nella forma meno tossica di As organico, mentre l'As inorganico rappresenta solo una quantità tra 0,02 e 11% (Muñoz *et al.*, 2000, Spada *et al.*, 2012). Alcune evidenze suggeriscono poi che l'esposizione a vita ai composti metilici possa danneggiare la vescica e i reni (ATSDR, 2007).

Il cadmio (Cd), una volta assorbito, viene trattenuto nel rene e nel fegato umani con un'emivita biologica molto lunga che va dai 10 ai 30 anni. Il cadmio è principalmente tossico per il rene, specialmente per le cellule tubulari prossimali, accumulandosi con il tempo nella corteccia. L'esposizione prolungata e/o elevata può portare a danni tubulari e progredire verso l'insufficienza renale con diminuzione della velocità di filtrazione glomerulare, portando infine all'insufficienza renale. Il cadmio può anche causare demineralizzazione ossea, sia attraverso un danno osseo diretto che indirettamente come risultato di una disfunzione renale. Carenze riproduttive sono state segnalate anche in donne in gravidanza esposte al Cd (EFSA, 2009b). L'Agenzia internazionale per la ricerca sul cancro ha classificato il cadmio come cancerogeno umano (gruppo 1) sulla base di studi occupazionali. Dati più recenti sull'esposizione umana al

cadmio nella popolazione generale hanno trovato associazioni statistiche con un aumento del rischio di cancro, ad es. al polmone, all'endometrio, alla vescica e al seno (IARC, 2012b). Il cadmio è genotossico per induzione di stress ossidativo e inibizione della riparazione del DNA (EFSA, 2009b). La dose settimanale tollerabile provvisoria di Cd è stata fissata a 2,5 µg/kg di peso corporeo a settimana (EFSA, 2009b). Gli alimenti sono la principale fonte di esposizione al cadmio per la popolazione di non fumatori. Cereali e prodotti a base di cereali, verdure, noci e legumi, radici amidacee e patate, nonché carne e prodotti a base di carne contribuiscono maggiormente all'esposizione umana. Livelli elevati sono stati riscontrati anche in alcuni prodotti alimentari come alghe, pesce e frutti di mare, integratori alimentari, funghi e cioccolato (EFSA, 2009b).

Lo zinco (Zn) è un elemento essenziale per la salute umana, ma in eccesso può essere dannoso. A tale proposito, è stato riferito che un'elevata assunzione cronica di zinco può provocare gravi malattie neurologiche attribuibili alla carenza di rame (Hedera *et al.*, 2009; gruppo NDA dell'EFSA, 2014). Il Comitato scientifico dell'alimentazione (SCF, 2002) ha fissato il livello massimo di assunzione tollerabile (UL) di 25 mg/giorno per gli adulti, comprese le donne in gravidanza e in allattamento, sulla base di studi di integrazione di zinco fino a 14 settimane. Secondo l'ATSDR, ingerire elevate quantità di zinco per diversi mesi può anche causare anemia, danni al pancreas e diminuire i livelli di lipoproteine ad alta densità (HDL) (ATSDR, 2005b).

Il piombo (Pb) è un metallo pesante tossico e soggetto a bioaccumulo che, una volta assorbito, viene trasferito ai tessuti molli, compresi fegato e reni, e al tessuto osseo, dove si accumula con un'emivita nel sangue e nelle ossa rispettivamente di circa 30 giorni e 10-30 anni (EFSA, 2010; ATSDR, 2020). Gli studi epidemiologici sulla tossicità del piombo (Pb) si basano su misure di esposizione interna, piuttosto che su misurazioni di esposizioni esterne (es., la concentrazione di Pb nell'acqua o nell'aria) o sulla dose ingerita. La più comune misura per la valutazione della contaminazione da piombo è la concentrazione di Pb nel sangue (PbB, tipicamente espressa in termini di µg/dL), che riflette principalmente la storia di esposizione dei mesi precedenti e non necessariamente il carico maggiore di Pb nelle ossa (ATSDR, 2020). Gli effetti sulla salute più ampiamente studiati sono neurologici, renali, cardiovascolari, ematologici, immunologici, riproduttivi e dello sviluppo. I deficit cognitivi nei bambini che si verificano ai valori PbB più bassi ( $\leq 5$  µg/dL) sono gli effetti meglio documentati, che possono risultare in diminuzioni della funzione neurologica per tutta la vita. I bambini nascono con un carico di Pb derivato dal trasferimento materno in utero e successivamente possono continuare ad assorbire Pb dalla madre tramite ingestione di latte materno. I bambini sono anche più vulnerabili a causa di comportamenti che aumentano l'ingestione di polveri superficiali di Pb (p.es., portare le mani alla bocca) e perché l'assorbimento gastrointestinale del Pb ingerito è maggiore nei bambini rispetto agli adulti, probabilmente a causa di una combinazione di differenze fisiologiche e di differenze nella dieta e nell'alimentazione (ATSDR, 2020). Il gruppo di esperti scientifici EFSA-CONTAM ha concluso che l'attuale dose PTWI di 25 µg/kg di peso corporeo non è più adeguata e ha osservato che non vi sono prove inerenti ai valori soglia per numerosi *endpoint* critici, tra cui la neurotossicità per lo sviluppo e gli effetti renali negli adulti (EFSA, 2010).

Il mercurio (Hg) può entrare e bioaccumularsi nella catena alimentare, più frequentemente sotto forma di metil-mercurio e, in misura minore, sotto forma di mercurio inorganico (non si accumula in alcuna misura). Il gruppo di esperti EFSA-CONTAM ritiene che il consumo di pesce e di altri frutti di mare costituisca l'esposizione dietetica più rilevante al metil-mercurio proveniente dagli alimenti (diversi dal latte umano) nella popolazione europea (EFSA, 2012). I pesci più grandi e più vecchi che vivono in acque contaminate accumulano le maggiori quantità di metil-mercurio. I pesci d'acqua salata (specialmente lo squalo e il pesce spada), che vivono a

lungo e possono raggiungere dimensioni molto grandi, tendono ad avere i più alti livelli di mercurio. Le piante (come il mais, il grano e i piselli) hanno livelli molto bassi di mercurio, anche se coltivate in terreni contenenti mercurio a livelli di fondo significativamente più elevati. I funghi, tuttavia, ne possono accumulare livelli elevate concentrazioni se coltivati in terreni contaminati (ATSDR, 1999). Il sistema nervoso è molto sensibile al mercurio. Negli avvelenamenti accidentali, le persone hanno mangiato pesce contaminato con grandi quantità di metil-mercurio, o semi di cereali trattati con metil-mercurio, o altri composti organici del mercurio, hanno sviluppato danni permanenti a cervello e reni. Se l'esposizione al mercurio inorganico provochi un danno all'encefalo o al sistema nervoso non è altrettanto certo, poiché non passa facilmente dal sangue al cervello (ATSDR, 1999). Il gruppo di esperti EFSA-CONTAM ha stabilito una dose settimanale tollerabile (TWI) per il metil-mercurio pari a 1,3 µg/kg di peso corporeo, espresso come mercurio, e per l'Hg inorganico di 4 µg/kg di peso corporeo, sempre espresso come mercurio (EFSA, 2012).

Il cromo può esistere in una varietà di stati di ossidazione, con gli stati trivalente (Cr (III)) ed esavalente (Cr (VI)) relativamente stabili e largamente predominanti. Mentre il Cr (III) è un componente naturale presente in una varietà di alimenti e anche negli integratori alimentari, il Cr (VI) è comunemente associato a processi industriali, che possono finire per contaminare l'acqua potabile e gli alimenti. Il gruppo di esperti scientifici EFSA-CONTAM ha concluso che l'esposizione alimentare rappresenta il contributo più importante all'esposizione complessiva al Cr (VI) nella popolazione generale. L'Agenzia internazionale per la ricerca sul cancro (IARC) ha classificato i composti di Cr (VI) come cancerogeni per l'uomo (gruppo 1) in riferimento a cancro ai polmoni, naso e seni paranasali, sulla base di prove provenienti da studi occupazionali. Altre tossicità sub-croniche e croniche – escluso il cancro – riportate dopo l'esposizione al Cr (VI) sono alcuni effetti ematologici e gastrointestinali, ma i risultati sono inconsistenti (EFSA, 2014).

Nella descrizione dello stato di salute di base della popolazione tarantina fatta da vari gruppi di ricerca (Mataloni *et al.*, 2012; Pirastu *et al.*, 2013; Vigotti *et al.*, 2014; Benedetti *et al.*, 2017; SENTIERI, 2019) c'è stata coerenza nell'evidenziare varie criticità sanitarie che potrebbero essere correlate all'esposizione a metalli pesanti non solo per inalazione (particolato) ma anche tramite dieta. Questo potrebbe essere il caso dell'eccesso di rischio di mortalità e morbilità legato a malattie renali associate all'esposizione a Cd o Hg, o degli effetti neurocognitivi tra i bambini in relazione all'esposizione a piombo o metil-mercurio.

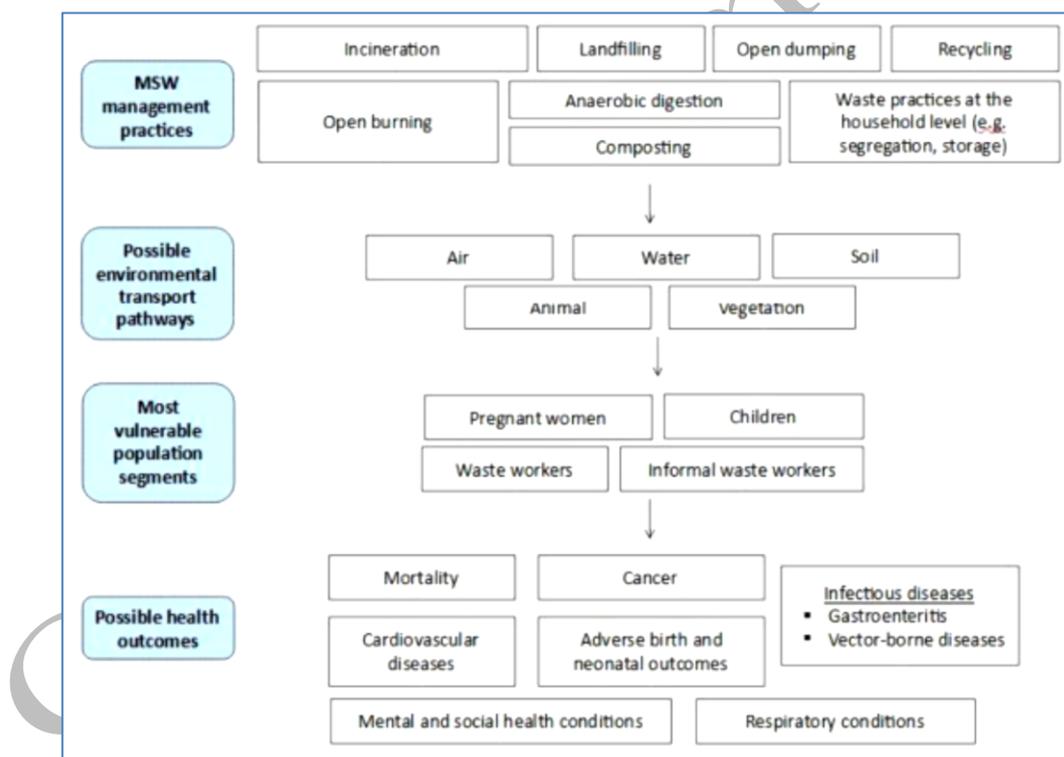
Un aspetto importante, indirettamente legato alla contaminazione nella catena alimentare, sono i relativi impatti sull'economia locale e sulla forza lavoro, che a loro volta potrebbero esercitare un influsso importante sulla salute mentale della popolazione (es.: ansia, suicidio), difficoltà di accesso ai bisogni primari di base (es., alimentazione inadeguata), ecc. Questi aspetti richiederebbero un'analisi più dettagliata e l'accesso alle informazioni locali.

### **5.3. Impatti sulla salute legati alla gestione dei rifiuti**

I rifiuti sono una delle minacce ambientali più importanti per la salute umana dal 1980, anche se sono stati considerati prioritari solo dopo il sesto incontro interministeriale europeo tenutosi a Ostrava (Repubblica Ceca) nel giugno 2017. In tal senso, i 53 Stati membri della Regione Europea dell'OMS si sono impegnati a Ostrava a: *"prevenire ed eliminare gli effetti negativi sull'ambiente e sulla salute, i costi e le disuguaglianze sanitarie legate alla gestione dei rifiuti e dei siti contaminati, andando verso l'eliminazione di smaltimenti e traffici incontrollati e*

*illegalidei rifiuti, e verso la gestione razionale dei rifiuti e dei siti contaminati nel contesto della transizione volta a un'economia circolare".*

La grande variabilità nella composizione dei RSU e dei rifiuti pericolosi (RP), e il rilascio nell'ambiente di composti tossici presenti in questi materiali di scarto in basse concentrazioni, anche al di sotto dei limiti legali stabiliti, ha reso piuttosto difficile la valutazione sistematica degli effetti sulla salute legati all'esposizione umana ai rifiuti (OMS, 2015; Fazzo *et al.*, 2017; Vinti *et al.*, 2021). Come riportato nelle sezioni precedenti, sostanze come Cd, As, Cr (VI) o diossine sono state classificate dalla IARC come cancerogene di tipo 1 sulla base di studi tossicologici su animali da esperimento o su popolazioni umane esposte a dosi molto elevate. Tuttavia, l'evidenza epidemiologica relativa all'esposizione umana a basse dosi ambientali di tali sostanze e al cancro è ancora contraddittoria (OMS, 2015; Fazzo *et al.*, 2017). Altri elementi che rendono difficile l'identificazione di effetti significativi sulla salute legati a RSU e RP sono i possibili effetti sinergici o aggiuntivi derivati dall'esposizione a più pericoli, o la possibilità di effetti cronici a basse dosi mantenute nel tempo (Kienzler *et al.*, 2016; Bopp *et al.*, 2019). L'OMS propone, nel progettare nuovi studi epidemiologici, di dare priorità a quelle sostanze con: maggiore tossicità o virulenza intrinseche (nel caso di pericoli biologici), maggiore persistenza ambientale o potere di bioaccumulo, o ad altre minacce pericolose come l'alta reattività a contatto con l'acqua o l'aria (OMS, 2015).



**Figura 8:** Rappresentazione schematica dei collegamenti tra le pratiche di gestione dei rifiuti solidi e i possibili esiti negativi per la salute (fonte: Vinti *et al.*, 2021)

Altri fattori che condizionano una corretta caratterizzazione degli impatti sulla salute legati a RSU e RP sono: la dimensione della popolazione interessata, la disponibilità dei dati sui fattori confondenti (p.es.: caratteristiche socio-demografiche, abitudini della popolazione esposta) e l'insufficiente caratterizzazione dei livelli di contaminazione ambientale nei punti di esposizione (OMS, 2015). Inoltre, diverse pratiche di gestione dei rifiuti possono portare al rilascio di diverse sostanze specifiche, interessando diverse matrici ambientali (Vinti *et al.*, 2021). Per esempio,

l'aria è la prima via di trasporto ambientale durante la combustione dei rifiuti. Si possono generare sottoprodotti come diossine, mentre l'ingestione di latticini e altri alimenti contaminati può rappresentare una fonte indiretta di esposizione (Xu *et al.*, 2019) (vedi sezione 4.2 e 5.2.). Altre pratiche, come lo smaltimento dei rifiuti nei vari tipi di discariche, sono legate alle emissioni di H<sub>2</sub>S, SO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, vapori di mercurio, composti organici volatili, IPA, diossine, così come ai percolati contaminati da metalli pesanti, pesticidi, principi farmaceutici e microrganismi patogeni che possono influenzare le acque sotterranee (Wu *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2018). In sintesi, c'è una significativa difficoltà nel definire un modello di esposizione completo che comprenda le varie vie di esposizione che possono interessare la popolazione (Martin-Olmedo *et al.*, 2019). La figura 8 ha riassunto i collegamenti tra le pratiche di gestione dei RSU e i possibili esiti negativi per la salute, come riportato da Vinti *et al.*, 2021).

Il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti include il riciclo, il compostaggio, la digestione anaerobica, l'incenerimento, il deposito in discarica, lo scarico all'aperto e lo scarico in aree marine.

### Discariche

Gli effetti sulla salute riportati in associazione con la residenza nei pressi di una discarica sono le malformazioni congenite e difetti alla nascita (aborti, basso peso alla nascita, ecc.) (Palmer *et al.*, 2006; Elliott *et al.*, 2009), alcuni tipi di cancro ai polmoni o linfoma non-Hodgkin (Giusti, 2009; Porta *et al.*, 2009; Mattiello *et al.*, 2013; OMS, 2015; Mataloni *et al.*, 2016) e disturbi respiratori in persone di età  $\leq 14$  anni, considerando sia tutte le malattie respiratorie sia solo le infezioni respiratorie acute (Mataloni *et al.*, 2016), associazione tra aumento della concentrazione di PM<sub>2.5</sub> e riduzione della capacità vitale forzata nei bambini di 6-12 anni (Gumede *et al.*, 2017), irritazione delle mucose e sintomi al tratto respiratorio superiore (Heaney *et al.*, 2011), e altri sintomi lievi (Kret *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2018). Vi sono anche alcune prove di peggioramento delle condizioni di salute mentale e sociale, come l'alterazione delle attività quotidiane o gli stati d'animo negativi (Heaney *et al.*, 2011). Tuttavia, queste associazioni non sono del tutto conclusive a causa della mancata georeferenziazione di molte discariche, dell'uso della distanza come indicatore indiretto dell'esposizione che porta a un bias nell'assegnazione del livello di esposizione, e della compresenza di altri confondenti come l'alto grado di deprivazione che colpisce la popolazione esposta (Giusti, 2009; Elliot *et al.*, 2009; Porta *et al.*, 2009; Mattiello *et al.*, 2012; OMS, 2015). A questo proposito, Mataloni *et al.* (2016) non hanno trovato evidenza di un aumento della mortalità per altri tumori specifici (colon-retto, rene, fegato, pancreas, laringe, vescica, stomaco, cervello e tessuto linfatico) né per malattie cardiovascolari, digestive, cardiache ischemiche, respiratorie e del sistema urinario. Elliott *et al.* (2009) non hanno trovato prove di un aumento dei casi per le anomalie congenite. Nella recente revisione sistematica di Vinti *et al.* (2021) viene descritto come l'implementazione di standard operativi più restrittivi imposti dai regolamenti UE<sup>12</sup> abbia ridotto i potenziali impatti ambientali e i rischi sanitari associati alle discariche. Tuttavia, gli stessi autori hanno sottolineato che anche le discariche moderne, con geomembrane di buona qualità, possono talvolta perdere percolato a causa dell'espansione termica del materiale, delle pieghe generate durante l'installazione o della densità iniziale dei difetti, causando un potenziale rischio per i corpi idrici e i suoi consumatori che non è stato completamente esaminato.

### Inceneritori

<sup>12</sup> CE (Commissione europea). Direttiva del Consiglio 1999/31/CE del 26 aprile 1999 sulle discariche di rifiuti.

Gli studi condotti sugli inceneritori nel periodo tra il 1969-1996 hanno fornito stime quantitative di eccesso di rischio per tumori allo stomaco, al colon, al fegato e ai polmoni (Elliott *et al.*, 1996; 2000) o risultati indicativi ma non coerenti per i linfomi non-Hodgkin e altri sarcomi dei tessuti molli, principalmente legati alle emissioni di diossine (Elliott *et al.*, 2000; Zambon *et al.*, 2007; Viel *et al.*, 2000; 2008a). Tuttavia, queste osservazioni su incidenza e mortalità dei cancro per tumori hanno perso coerenza negli studi condotti su impianti con importanti miglioramenti tecnici. In particolare, Viel *et al.* (2008b) non hanno trovato alcuna prova di un aumento del cancro invasivo al seno nelle donne di età compresa tra 20 e 59 anni, trovando inoltre una significativa riduzione del cancro invasivo al seno nelle donne di 60 anni e oltre. Ranzi *et al.* 2011 non hanno trovato alcuna prova di un aumento del rischio di malattie cardiovascolari o respiratorie, né dell'incidenza di tumori in uomini o donne, mentre è stato rilevato un aumento della mortalità per tutti i tumori tra le donne (per tutti i tumori, cancro allo stomaco, al colon, al fegato e al seno). Altri effetti sulla salute riguardo a cui le prove sono limitate, ma su cui bisogna continuare a concentrarsi, sono le malformazioni congenite (p.es.: disturbi del tratto urinario, difetti orofacciali, ecc.) e problemi alla nascita (Cordier *et al.*, 2010; Candela *et al.*, 2013; Ashworth *et al.*, 2014; Ghosh *et al.*, 2019; Parker *et al.* 2020). I risultati sugli effetti cronici o acuti del sistema respiratorio nei bambini o negli adulti non sono conclusivi, sebbene vi siano studi che puntano in questa direzione (OMS, 2015).

#### Compostaggio

Le minacce alla salute legate al compostaggio includono alcune emissioni di gas serra (p.es.: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>), COV e aerosol che possono a loro volta contenere batteri, funghi, attinomiceti, endotossine e  $\beta$ -(1-3) glucani che possono causare disturbi respiratori e cutanei (pelle, occhi) (Giusti, 2009). Tali effetti sono stati più ampiamente studiati nei lavoratori degli impianti di compostaggio, soprattutto in quelli con sistemi aperti (Sykes *et al.*, 2011). Alcuni studi condotti su una popolazione residente in prossimità di impianti di compostaggio hanno rilevato un'associazione con disturbi irritativi all'apparato respiratorio (Domingo *et al.*, 2009).

Esiste una grande lacuna nella letteratura relativa agli effetti sulla salute associati alle stazioni di trasferimento e trattamento dei rifiuti solidi urbani, agli impianti di riciclaggio, agli impianti di compostaggio e ai digestori anaerobici, in quanto potrebbero comportare rischi per la salute tra cui l'esposizione a tossine, particelle o agenti infettivi tramite contatto diretto e aerosolizzazione o altre vie (Vinti *et al.*, 2021).

### **5.4. Impatti sulla salute correlati agli spazi verdi urbani**

Le malattie non trasmissibili prevenibili, come le malattie mentali, l'obesità, le malattie cardiovascolari, il diabete di tipo 2 e il cancro rimangono i principali fattori che influenzano la salute e il benessere, e che al tempo stesso fanno lievitare i costi sanitari e riducono la produttività della forza lavoro (GBD, 2016). Molte di queste malattie sono legate allo stress cronico e a fattori legati allo stile di vita, come l'insufficiente attività fisica, o ad altri determinanti della salute, come l'inquinamento atmosferico. Gli spazi verdi urbani, come parte di un contesto ambientale più ampio, hanno il potenziale per modificare quei determinanti di salute a monte, aiutando a prevenire e ridurre il carico di malattie non trasmissibili associate (Shortt *et al.*, 2014, OMS, 2016).

#### 5.4.1. Interazione degli spazi verdi urbani con la qualità dell'aria e i relativi effetti sulla salute

L'interazione tra vegetazione, flusso d'aria e inquinamento è complessa. Gli alberi e le altre piante possono diminuire i livelli di inquinanti atmosferici e ridurre l'anidride carbonica atmosferica attraverso lo stoccaggio e il sequestro del carbonio (Liu e Li, 2012, Baró *et al.*, 2014, Calfapietra *et al.*, 2016). In questo modo, gli spazi verdi possono fornire benefici per la salute migliorando la qualità dell'aria, riducendo i tassi di mortalità e morbilità (vedi sezione 5.1) soprattutto per le malattie cardiovascolari. In questo modo è stato riportato che la vicinanza residenziale a spazi verdi riduce il rischio di mortalità per ictus (Hue *et al.*, 2008) con tassi di sopravvivenza più elevati dopo un ictus ischemico (Wilker *et al.*, 2014). Tuttavia, uno studio condotto in Lituania ha scoperto che la distanza dagli spazi verdi ha poca o nessuna influenza sui livelli di fattori di rischio cardiovascolare noti o sulla prevalenza di cardiopatie coronariche e ictus (Tamosiunas *et al.*, 2014). Pertanto, questo impatto positivo indiretto non è ancora coerente e sono necessarie ulteriori ricerche.

D'altro canto, qualora la progettazione delle aree verdi non sia ottimizzata – soprattutto nel caso di strade ad alta densità di traffico –, si possono ipotizzare alcuni impatti negativi indiretti sulla salute. Jin *et al.* (2014) considerano che, in quei casi, gli alberi possano agire come una tettoia chiusa che impedisce la dispersione localizzata delle emissioni veicolari, causando una maggiore esposizione umana agli inquinanti atmosferici.

#### 5.4.2. Impatto indiretto mediante la promozione di un livello più elevato di attività fisica

L'inattività fisica è riconosciuta come uno dei principali fattori di rischio per la prevalenza di malattie non trasmissibili e per la salute generale della popolazione in tutto il mondo (GBD, 2016). Un'associazione positiva tra la disponibilità di spazi verdi nel quartiere e l'aumento dei livelli di attività fisica è stata costantemente riportata da numerosi gruppi di ricerca di vari Paesi, coinvolgendo adulti in età lavorativa, bambini e anziani (p.es.: Cochrane *et al.*, 2009; Schipperijn *et al.*, 2013; Hartig *et al.*, 2014; Lachowycz e Jones, 2014; Sugiyama *et al.*, 2014; Gardsjord *et al.*, 2014; James *et al.*, 2015). Alcuni studi hanno posto l'accento anche sulla qualità degli spazi verdi disponibili, dimostrando che quelli di maggiore qualità<sup>13</sup> favoriscono un maggiore livello di attività fisica tra i cittadini e una migliore salute autovalutata (Aspinall *et al.*, 2010; Almanza *et al.*, 2012; De Jong *et al.*, 2012; Lachowycz *et al.*, 2012).

È stato dimostrato che un aumento dell'attività fisica ha effetti molto benefici sulla salute, sia qualitativi che quantitativi, migliorando la salute cardiovascolare (Alves *et al.*, 2016; Young *et al.*, 2016), la salute mentale (White *et al.*, 2017; Ruegsegger e Booth, 2018), lo sviluppo neurocognitivo (Tandon *et al.*, 2016; Álvarez-Bueno *et al.*, 2018) e il benessere generale. L'attività fisica ha anche dimostrato di essere molto rilevante nella prevenzione dell'obesità (Hills *et al.*, 2011), del diabete di tipo 2 (Aune *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2016), del cancro (Patel *et al.*, 2019), dell'osteoporosi (McPhee *et al.*, 2016) e della fragilità o sarcopenia nelle persone di 65 anni e più (Oliveira *et al.*, 2020). Tuttavia, l'attività fisica negli spazi verdi può avere molti benefici positivi, può anche essere associata a un aumento del rischio di incidenti e lesioni, come cadute e annegamenti (OMS, 2016).

---

<sup>13</sup> Gli spazi verdi di alta qualità sono definiti come aventi un numero relativamente elevato di caratteristiche ricreative, comprese le qualità associate a elementi storici e culturali, spaziosità, ricchezza di specie naturali, quiete e aspetti selvatici.

#### 5.4.3. Impatto indiretto mediante la riduzione del rumore urbano

Il rumore ambientale (ossia stradale, ferroviario, aereo e industriale) è una minaccia importante e crescente per la salute umana, a causa della continua urbanizzazione, dell'aumento dei volumi del traffico, delle attività industriali e di una sempre minore disponibilità di luoghi tranquilli nelle città. L'esposizione a lungo termine al rumore può causare una varietà di effetti sulla salute, tra cui fastidio, disturbi del sonno, effetti negativi sul sistema cardiovascolare e metabolico, così come il deterioramento cognitivo nei bambini (OMS, 2018). Secondo il più recente rapporto dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (AEA), il rumore ambientale contribuisce a 48.000 nuovi casi di malattie cardiache ischemiche all'anno, nonché a 12.000 morti premature. Inoltre, l'AEA stima che 22 milioni di persone soffrano di elevata irritabilità cronica e 6,5 milioni di persone soffrano di gravi disturbi cronici del sonno (AEA, 2020).

La base più solida di prove riguardanti le relazioni causa-effetto tra rumore e salute è stata pubblicata dall'OMS-Ufficio Regionale per l'Europa sotto forma di linee guida per la regione europea (OMS, 2018). Questa guida propone raccomandazioni per i livelli massimi di esposizione oltre i quali potrebbe verificarsi un aumento significativo degli effetti negativi sulla salute. Questi valori di soglia si basano sull'evidenza che la riduzione del rumore ai livelli indicati prevarrà sulle potenziali conseguenze nocive. Tuttavia, le linee guida non includono raccomandazioni né per i luoghi esposti al rumore da una combinazione di fonti, né per i gruppi vulnerabili. Questa guida ha anche proposto diversi effetti sulla salute, utilizzabili per la quantificazione degli impatti sulla salute legati al rumore a seconda della fonte (strada, rotaie, aria) (OMS, 2018).

L'evidenza suggerisce che uno spazio verde urbano ben progettato può attutire il rumore o la percezione negativa del rumore proveniente da fonti non naturali come il traffico, e fornire sollievo dal rumore della città, ma senza una stima quantitativa dell'impatto (OMS, 2016). Alcuni studi hanno anche esaminato gli effetti positivi che i suoni naturali delle fontane o degli uccelli hanno nel mascherare l'inquinamento acustico del traffico, riducendo l'intensità percepita del rumore del traffico stradale (Coensel *et al.*, 2011; Galbrun e Ali, 2013).

#### 5.4.4. Impatto indiretto mediante la riduzione dell'effetto isola urbana di calore

La sostituzione della vegetazione con superfici artificiali che assorbono il calore nelle aree urbane può generare un "effetto isola urbana di calore" (UHIE), che peggiora le ondate di calore sempre più frequenti nelle città di tutto il mondo, con un impatto rilevante sulla salute umana. Si prevede che questo effetto sarà esacerbato in futuro, a causa del cambiamento climatico.

Le ondate di calore rappresentano uno dei pericoli naturali più rischiosi, ma raramente ricevono attenzione adeguata poiché le morti e gli effetti negativi da esse causati non sono sempre immediatamente evidenti. Nel 1998-2017, più di 166.000 persone sono morte a causa delle ondate di calore, comprese le oltre 70.000 decedute durante l'ondata di calore del 2003 in Europa (OMS e OMM, 2015). L'esposizione al calore provoca sintomi gravi, come il collasso da calore e il colpo di calore – una condizione che causa svenimento e che secca e riscalda l'epidermide, a causa dell'incapacità del corpo di controllare le alte temperature. Altri sintomi includono gonfiore agli arti inferiori, eruzione cutanea da miliaria, crampi, mal di testa, irritabilità, letargia e debolezza. Il calore può causare una grave disidratazione, incidenti cerebrovascolari acuti e contribuire alla trombogenesi (coaguli di sangue). Gli impatti sulla salute associati sono più noti nelle sottopopolazioni vulnerabili come gli anziani (OMS e OMM, 2015).

Un modo per mitigare l'UHIE è quello di utilizzare l'infrastruttura verde urbana come metodo per promuovere l'effetto isola di raffreddamento. La revisione sistematica condotta da Aram *et al.* (2019), che combina informazioni derivate da dati di immagini satellitari e studi sul campo, ha mostrato che i grandi parchi con aree di più di 10ha hanno le più elevate: intensità media di effetto di raffreddamento e gittata dell'effetto di raffreddamento – ossia una riduzione della temperatura da 1 a 2 °C che si estende su una distanza di 350m dal confine del parco. Oltre all'area, questi studiosi hanno scoperto che gli elementi e le qualità naturali degli spazi verdi urbani, così come le caratteristiche climatiche, possono influenzare fortemente l'effetto di raffreddamento degli spazi verdi urbani. Uno studio più recente di Grilo *et al.* (2020) ha mostrato che anche gli spazi verdi con aree ridotte possono regolare il microclima, alleviando la temperatura di 1-3 °C e aumentando l'umidità del 2-8%, in media, con una gittata fino a 60 m dai limiti dei parchi. Le caratteristiche specifiche che influenzano gli effetti di raffreddamento riportati in questo caso sono la densità degli alberi così come la morfologia, l'aspetto e il livello di esposizione delle superfici grigie alla radiazione solare (Grilo *et al.*, 2020).

#### 5.4.5. Effetti positivi diretti sulla salute legati agli spazi verdi urbani

Uno degli effetti più ampiamente documentati degli spazi verdi urbani sulla salute si riferisce ai benefici per la salute mentale e la riduzione dello stress tramite contatto con la natura e gli spazi verdi. Benefici ristoratori e rilassamento a breve termine sono stati osservati dopo brevi passeggiate in spazi verdi (Aspinal *et al.*, 2015), dimostrando che camminare in ambienti naturali produce benefici cognitivi a breve termine più marcati rispetto al camminare nell'ambiente urbano residenziale (Gidlow *et al.*, 2016a). Le prove delle risposte psico-neuro-endocrine agli ambienti boschivi si basano sulle associazioni osservate con concentrazioni più basse di cortisolo, frequenza cardiaca più bassa, pressione sanguigna più bassa, maggiore attività nervosa parasimpatica e minore attività nervosa simpatica rispetto agli ambienti cittadini (OMS, 2016). Le misurazioni del cortisolo come biomarcatore hanno anche dimostrato che l'esposizione allo spazio verde riduce lo stress cronico (Honold *et al.*, 2016; Gidlow *et al.*, 2016b).

La revisione sistematica condotta da Vanaken e Danckaerts (2018) ha reso nota la limitata evidenza sull'associazione benefica tra l'esposizione agli spazi verdi con il benessere mentale nei bambini e con i sintomi depressivi negli adolescenti e nei giovani adulti. Queste associazioni benefiche sono persistite dopo l'aggiustamento per confondenti demografici e socio-economici.

Uno studio trasversale che ha incluso 958 adulti di Barcellona, le cui residenze sono state esposte a diversi indicatori di verde [verde circostante (NDVI), quantità di copertura verde e accesso a grandi spazi verdi] a diverse distanze cuscinetto (100m, 300m e 500m), ha mostrato che l'aumento del verde circostante era associato a una minore probabilità di storia auto-riferita di consumo di benzodiazepine [Odds ratio – OR (IC95%) = 0,62 (0,43, 0,89) per un aumento di 1 intervallo interquartile (IQR) di NDVI in un cuscinetto di 300m], e l'accesso a grandi spazi verdi era associato a una minore storia auto-riferita di depressione [OR (IC95%) = 0,18 (0,06, 0,58)]. Questi risultati suggeriscono un potenziale ruolo protettivo degli spazi verdi contro la depressione e l'ansia negli adulti, ma sono necessari ulteriori studi, soprattutto longitudinali, per fornire ulteriori prove di questi benefici (Gascon *et al.*, 2018).

Un altro effetto benefico legato all'accesso agli spazi verdi è attribuito al fatto che aumentare l'esposizione delle persone agli schemi naturali della luce diurna aiuti a mantenere sia i ritmi circadiani sia migliori modelli di sonno. Un riposo notturno adeguato è fondamentale per una buona salute, mentre la privazione del sonno è stata collegata a esiti negativi per la salute, come

la sindrome metabolica, la morbilità e la mortalità cardiovascolare, e disturbi neurocognitivi come la demenza (OMS, 2016). Uno studio australiano ha dimostrato che chi viveva in un quartiere più verde aveva rischi minori di sonno insufficiente (inferiore a sei ore) (Astell-Burt *et al.*, 2013). Negli Stati Uniti, Grigsby-Toussaint *et al.* (2015) hanno scoperto che l'accesso ad ambienti naturali ha ridotto la prevalenza di sonno insufficiente auto-riferito negli adulti, soprattutto uomini.

#### 5.4.6. Effetti negativi diretti sulla salute legati agli spazi verdi urbani

Anche se, come riportato sopra, l'esposizione agli spazi verdi urbani ha numerosi impatti positivi diretti e indiretti sulla salute umana, è importante prendere in considerazione alcuni potenziali aspetti negativi quando si progetta questo tipo di infrastrutture verdi. Uno di questi elementi si riferisce all'aumento del rischio di allergie e asma soprattutto tra i bambini, anche se le prove esistenti sono ancora piuttosto inconcludenti (Ferrante *et al.*, 2020). Un'analisi delle condizioni di salute di base della popolazione e la prevalenza di alcune allergie, permetterebbe una migliore selezione delle piante e degli alberi da incorporare nei futuri parchi e spazi verdi urbani (Cariñanos *et al.*, 2019)

Un altro aspetto potenziale si riferisce ai vettori di malattie e infezioni zoonotiche trasmesse da artropodi, come le zecche (p.es.: l'encefalite da zecche, la malattia di Lyme), le zanzare (es.: la febbre chikungunya, la febbre dengue), o i flebotomi (p.es.: la leishmaniosi viscerale) (OMS, 2016). Preoccupazioni particolari esistono per quanto riguarda la "zanzara tigre asiatica" (*Aedes albopictus*), una specie di zanzara invasiva per l'Europa che causa grande preoccupazione per la salute pubblica a causa del suo grave fastidio e la sua capacità vettoriale per agenti patogeni come dengue, chikungunya, febbre gialla e Zika. Uno studio condotto sull'isola di Maiorca (Spagna) per analizzare la presenza/assenza di questa specie in 228 siti sull'isola (Sanz-Aguilar *et al.*, 2018) ha riportato che la presenza di *Ae. albopictus* era associata positivamente alle piscine, in quanto associate a giardini, piante e fonti di acqua dolce. Bellini *et al.* (2020) hanno proposto una guida pratica e tecnica completa sull'organizzazione delle attività di controllo dei vettori, specialmente focalizzate su *Ae. albopictus*. Questo piano include azioni coordinate come misure di controllo standardizzate e attività di controllo della qualità, protocolli di monitoraggio, attività per le parti interessate e le comunità locali, e un piano di controllo vettoriale di emergenza per ridurre il rischio di un'epidemia.

## 6. Implicazioni dei risultati

Taranto e i Comuni limitrofi (soprattutto Massafra e Statte) sono stati interessati da diverse attività ad impatto ambientale nel corso di diversi decenni. Molte ricerche condotte nell'area a partire dagli anni '90 hanno dimostrato che l'ex stabilimento ILVA (ora ArcelorMittal Italia) è stato di gran lunga il maggior responsabile del continuo deterioramento dell'ambiente, influenzando la qualità dell'aria ambiente, dei suoli e delle acque sotterranee, nonché la produzione alimentare locale, con importanti conseguenze sulla salute umana. Tutto ciò ha portato nel 1997 alla dichiarazione di tale area come "ad alto rischio di crisi ambientale", e ad una serie di processi legali volti a chiarire la responsabilità dei precedenti proprietari dell'ex-ILVA. Ne è derivato anche l'obbligo per i proprietari dell'impianto di adottare misure per mitigare/eliminare tali impatti ambientali e sanitari. L'impianto siderurgico è stato anche il più grande datore di lavoro, non solo della città di Taranto ma anche dell'intera provincia. Pertanto,

questo caso ha rappresentato una sfida costante per l'amministrazione, l'industria e la società per raggiungere un giusto equilibrio tra il diritto alla salute e la protezione dell'ambiente, da un lato, e l'economia e il diritto al lavoro, dall'altro.

Le numerose ricerche condotte finora si sono concentrate sull'analisi del degrado ambientale (principalmente sulla qualità dell'aria ambiente e sulla contaminazione del Mar Piccolo) e sull'evoluzione descrittiva dello stato di salute dei cittadini dell'area a confronto con popolazioni di riferimento in regioni italiane meno contaminate. Gli studi epidemiologici analitici (caso-controllo e coorti) tendevano a porre l'accento su possibili associazioni e impatti tra l'esposizione all'inquinamento dell'aria ambiente e la salute, soprattutto al particolato (PM<sub>10</sub>e/o PM<sub>2,5</sub>). I risultati forniti da tutti questi studi sono estremamente preziosi e possono essere considerati come pezzi separati di un puzzle complesso. L'approccio della valutazione d'impatto sanitario (VIS) adottato per questo progetto cerca di fornire una visione integrativa e olistica, con l'obiettivo finale di sostenere il processo decisionale identificando tutti i possibili determinanti della salute che potrebbero essere influenzati positivamente o negativamente in scenari alternativi (in questo caso l'impianto siderurgico ex-ILVA), le possibili interazioni tra tutti questi determinanti e la valutazione dei loro possibili impatti sulla salute e sull'equità nella salute della popolazione. Questo approccio permette anche di applicare diverse metodologie (qualitative e quantitative) a seconda dell'evidenza scientifica esistente per ogni determinante di salute, e della disponibilità di dati.

Sfortunatamente, la pandemia COVID-19 ha reso impossibile al team del progetto (TP) la conduzione di visite in loco che avrebbero fornito conoscenze di prima mano e che non possono essere ottenute tramite incontri virtuali. Le attività in loco avrebbero aiutato a sviluppare un contesto più informativo e a organizzare incontri e interviste con le parti locali interessate che avrebbero fornito ulteriori informazioni rilevanti sulle azioni chiave e sui possibili scenari futuri dell'impianto industriale, oltre a ciò che il team è stato in grado di ottenere attraverso i canali di comunicazione virtuale e le interazioni on-line. Date queste circostanze, la presente VIS è stata progettata intorno alla revisione delle evidenze disponibili su come le emissioni dell'ex impianto ILVA possano influenzare l'inquinamento dell'aria ambiente a Taranto, considerando la dispersione e le concentrazioni di particolato (PM<sub>2,5</sub>) sotto diversi scenari legati all'attuazione delle misure richieste nell'ambito dell'AIA 2012.

Nonostante dette limitazioni, questo studio ha fatto avanzare lo stato delle conoscenze attuali:

1. Riesaminando in modo indipendente le evidenze epidemiologiche accumulate fino a oggi (e confermandone ampiamente i risultati);
2. Sviluppando stime nuove/aggiornate degli impatti sulla salute dovuti all'esposizione al PM<sub>2.5</sub> prefigurabili sotto tre diversi scenari di emissioni che riflettono gli attuali piani industriali;
3. Fornendo una quantificazione economica degli effetti sulla salute previsti in ciascuno di questi scenari;
4. Integrando questi risultati in un quadro più ampio della VIS che, seppure solo qualitativamente, prende in considerazione anche gli effetti delle esposizioni delle popolazioni attraverso la catena alimentare, la gestione dei rifiuti e lo spazio verde urbano;
5. Identificando ulteriori direzioni per la ricerca, al fine di chiarire il ruolo di ulteriori vie di esposizione che attualmente sembrano essere meno ben documentate.

Questa valutazione ha preso in considerazione i cambiamenti nei determinanti chiave della salute riportati nella sezione "Ambiente e salute" del piano strategico per Taranto (*Taranto futuro prossimo*), in parte collegati all'attività dello stabilimento siderurgico, al fine di promuovere una maggiore inclusione del settore sanitario nello sviluppo futuro delle politiche dell'area. Questi ulteriori fattori determinanti per la salute erano: la sicurezza alimentare, la produzione e la gestione dei rifiuti, e gli spazi verdi urbani. Infine, questo progetto mirava a caratterizzare i probabili effetti significativi sulla salute relativi ai determinanti sanitari interessati, utilizzando gli approcci metodologici più adatti. A questo proposito, la valutazione quantitativa degli impatti sanitari ed economici associati all'esposizione umana è stata condotta riferendosi ai cambiamenti nelle concentrazioni di PM<sub>2.5</sub> in aria ambiente. Per quanto riguarda il resto dei determinanti della salute inclusi nell'ambito dello studio, i probabili impatti sulla salute sono stati affrontati esaminando le evidenze scientifiche inerenti agli effetti sulla salute correlati a tali determinanti.

Un aspetto chiave della VIS è l'analisi di tutti i percorsi causali che collegano a monte i determinanti della salute ai fattori di rischio, e questi agli esiti di salute, nonché all'interconnessione tra i diversi determinanti della salute. Questo processo, applicato ai siti contaminati, comporta lo sviluppo di un modello di esposizione completo che definisca come, quando e dove si verifichi o si sia verificata l'esposizione a determinati inquinanti (Martin-Olmedo *et al.*, 2019). Questo quadro completo può essere ottenuto identificando tutte le possibili vie di esposizione e gli elementi che definiscono ciascuna di queste vie (fonte, ambiente interessato, e destinazione e meccanismi di trasporto; punto di esposizione, percorso di esposizione e popolazione interessata). Nel caso di Taranto, grande attenzione è stata dedicata all'analisi delle emissioni di inquinanti atmosferici, nello specifico il particolato, ma molte altre vie di esposizione potrebbero aver giocato un ruolo importante o continuare a essere presenti.

Diversi studi di ricerca hanno dimostrato una plausibile esposizione umana tramite dieta, risultante dalla deposizione atmosferica e dal deflusso dell'acqua piovana con metalli pesanti, diossina e benzo-( $\alpha$ )-pirene, tra gli altri contaminanti, che sono stati rilasciati dall'impianto siderurgico e che colpiscono: terreni agricoli, pascoli o colture foraggiere, produzione di pesce e frutti di mare in un raggio di alcuni chilometri. Molti di questi inquinanti rappresentano una minaccia per la salute umana anche a livelli molto bassi di esposizione, dato il loro status cancerogeno per l'uomo (IARC- Gruppo 1). A questo proposito, è anche importante sottolineare la necessità di affrontare altre fonti che potrebbero contribuire all'esposizione umana complessiva tramite dieta, come quelle relative alla gestione dei rifiuti e allo smaltimento delle acque reflue su cui il TP non ha trovato molte evidenze pubblicate. Nella stessa direzione, sarebbe interessante raccogliere dati su altri mezzi ambientali potenzialmente interessati – come aree verdi, parchi, acque sotterranee e serbatoi utilizzati per il consumo locale di acqua potabile – per dimostrare che la deposizione di inquinanti atmosferici non sta contribuendo in modo significativo al rischio complessivo per la salute tramite questi altri mezzi ambientali. Il TP ritiene che queste informazioni siano disponibili (es.: programmi per il controllo della qualità dell'acqua potabile o della presenza di contaminanti negli alimenti, reti di qualità dell'aria ambiente, controllo dei suoli contaminati, ecc.) ma potrebbero essere disperse e compilate da diversi servizi.

Per quanto concerne i principali inquinanti atmosferici emessi dall'acciaieria, l'esercizio nell'ambito di questo progetto ha confermato le indagini dettagliate condotte da ARPA e da molti altri gruppi di ricerca, dove il particolato, le diossine e i metalli pesanti sono stati oggetto della massima attenzione. L'analisi delle evidenze precedenti ha mostrato l'importanza di considerare le condizioni meteorologiche e climatiche nella modellizzazione della dispersione degli inquinanti, e la necessità di geo-referenziare la popolazione della città al fine di regolare meglio

per quartiere i livelli ponderati di esposizione durante lo svolgimento di ulteriori analisi degli impatti sulla salute. A questo proposito, i risultati delle ricerche di diverse fonti hanno indicato costantemente i quartieri di Paolo VI e Tamburi come area maggiormente colpita, seguita da Porta Napoli, Lido Azzurro e il vicino comune di Statte. I dati della rete di monitoraggio della qualità dell'aria, gestita sotto la supervisione di ARPA, hanno mostrato per il PM<sub>10</sub> livelli comparabili nel corso degli anni nelle aree colpite, in diminuzione dal 2012 a seguito della riduzione della produzione di acciaio e di una serie di misure di bonifica adottate dall'acciaieria dal settembre 2012 come richiesto nell'AIA (ARPA, ARReSS, e ASL Taranto, 2018). I dati hanno inoltre evidenziato una diminuzione netta dei livelli di esposizione al PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> dal 2010 al 2015 di circa l'82% per l'intera area della VDS e per i singoli Comuni di Taranto, Massafra e Statte. Contaminazioni umane relative all'esposizione a diversi metalli pesanti sono state riportate anche in studi di biomonitoraggio nella popolazione del quartiere Paolo VI rispetto al resto dei quartieri e in tutti i casi più elevate rispetto al corrispondente valore di riferimento per la popolazione italiana (Vimercati *et al.*, 2016).

La revisione delle evidenze esistenti relative allo stato di salute dei residenti di Taranto e Statte condotta in diverse fasi del progetto SENTIERI e da altri studi epidemiologici (Comba *et al.*, 2012; Pirastu *et al.*, 2013; Mataloni *et al.*, 2012; Minerva *et al.*, 2018; SENTIERI, 2019) hanno mostrato un profilo di salute compromesso, con un consistente eccesso di rischio per una serie di cause di morte e di ospedalizzazione in entrambi i sessi, in particolare per tutti i tumori, per il cancro al polmone e per le malattie cardiovascolari e respiratorie, sia acute che croniche. Altri impatti rilevanti sulla salute si riferivano ad aumenti di mortalità e morbilità relativi a malattie dell'apparato digerente, malattie epatiche e renali, mesotelioma, disturbi neurologici, disfunzioni riproduttive, ecc. In generale, i maggiori impatti per tutte le patologie sono stati registrati nei residenti del quartiere Paolo VI, seguiti da quelli di Tamburi, dove oltre il 65% della popolazione appartiene all'indice socio-economico più basso rispetto ai quartieri più distanti, come San Vito, dove il 62% dei residenti presenta lo status socio-economico più alto. Abbastanza preoccupanti sono gli ultimi aggiornamenti del progetto SENTIERI che mostrano un eccesso di incidenza di tumori sistemici registrato in età pediatrica e nei bambini (5-9 anni), con un totale di 22 casi di linfedema, di cui 7 erano linfomi non Hodgkin (SENTIERI, 2019). Questa analisi ha anche riportato un eccesso del 70% nell'incidenza dei tumori della tiroide nella popolazione di 20-29 anni (soprattutto donne) ed eccessi di tumori a cellule germinali, trofoblastiche e gonadiche, ma esclusivamente tra gli uomini di 20-24 anni e donne di 25-29 anni. Infine, sono stati segnalati 600 casi di malformazioni congenite – rivelando una prevalenza più elevata rispetto alla media regionale – che interessano soprattutto il sistema nervoso e gli arti, e che confermano i risultati osservati in una precedente analisi (Santoro *et al.*, 2017; SENTIERI, 2019). Una recentissima indagine ha inoltre rivelato che la città di Taranto ha mostrato il più alto rischio relativo (RR) di neonati con basso peso alla nascita (< 2500 g) rispetto ai dati dell'intera regione Puglia (Trerotoli *et al.*, 2020). In tutti questi studi (disegno ecologico e di coorte), la determinazione degli esiti di salute si basava su evidenze scientifiche, sufficienti o limitate, a favore di una possibile associazione con l'esposizione a inquinanti ambientali (principalmente particolato, diossine, amianto e metalli pesanti) e con la caratterizzazione dell'esposizione umana su indicatori indiretti di esposizione (es., la distanza dallo stabilimento siderurgico).

Di recente, sforzi importanti sono stati fatti negli studi epidemiologici successivi per procedere nella caratterizzazione della possibile associazione tra esposizione e salute, introducendo misure indirette di esposizione umana agli inquinanti atmosferici. Nel fare ciò, i dati della rete di qualità dell'aria di Taranto sono stati combinati con modelli di dispersione degli inquinanti, dove le fonti di emissione, la topografia e le condizioni meteorologiche sono state prese in considerazione. I risultati che si riferiscono all'esposizione a PM<sub>10</sub> e SO<sub>2</sub> hanno indicato la persistenza di criticità

sanitarie simili a quelle riportate nell'ambito dell'analisi dello stato di salute della popolazione di Taranto sia per gli esiti di mortalità che di morbilità, con particolare attenzione all'eccesso di rischio (da quattro a cinque volte superiore al livello atteso) di mesotelioma pleurico, un tumore raro causato dall'esposizione all'amianto (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018). Nella relazione che ha fatto seguito alla valutazione in loco da parte di una delegazione del Parlamento Europeo presso l'impianto Ex-ILVA e a Taranto nel 2017 si afferma che per il bene delle generazioni future è indispensabile che l'amianto venga totalmente rimosso dalle discariche legate al sito industriale (PE, 2018).

Adottando un approccio "*differenza nelle differenze*" che ha tenuto conto di potenziali fattori confondenti individuali e comportamentali, Leogrande *et al.* (2019) hanno stimato anche un aumento del rischio di mortalità naturale legato all'esposizione a breve termine a concentrazioni di PM<sub>10</sub> industriali, principalmente provocato da cause respiratorie (8,74%, IC95% 1,50, 16,51%) e statisticamente significativo (IC95%) negli anziani (65+ anni).

Anche studi epidemiologici che affrontano specificamente gli impatti sulla salute legati alla co-esposizione ai metalli pesanti intrappolati nel particolato e allo status socio-economico disagiato hanno confermato alcuni dei risultati riportati in precedenza. A questo proposito è stato riportato un eccesso statisticamente significativo del 28% di ospedalizzazione per malattie renali nei maschi di età compresa tra 20 e 59 anni residenti in aree diagnosticate ad alta esposizione a Cadmio e PM<sub>2,5</sub> (Paolo VI e i quartieri Tamburi-Isola-Porta Napoli-Lido Azzurro) (Benedetti *et al.*, 2017). Un effetto neurocognitivo negativo tra gli scolari (età 6–12 anni, 50% maschi/femmine) è stato osservato anche in uno studio di biomonitoraggio incentrato sulla co-esposizione a metalli neurotossici (As, Cd, Mn, Hg, Pb, e Se), con l'esposizione al piombo alquanto rilevante anche a livelli molto bassi quando lo status socio-economico era basso (Lucchini *et al.*, (2019).

Le stime quantitative degli impatti dell'inquinamento atmosferico sulla salute sono diventate un input sempre più critico per le decisioni politiche, con l'applicazione di un approccio basato sul rischio o di un approccio di tipo epidemiologico (impatto delle malattie). La HHRA, basata principalmente sull'evidenza scientifica tossicologica e sui dati ambientali misurati/stimati nei punti di esposizione (modellizzazione), fornisce informazioni utili e dirette sulla possibilità che la salute della popolazione sia a rischio di essere colpita da effetti non cancerogeni o cancerogeni. Essa supporta il processo decisionale in merito alla necessità di adottare interventi urgenti per proteggere la salute della popolazione, identificando le vie di esposizione più rilevanti e i sottogruppi più vulnerabili della popolazione stessa. In base ai risultati è anche possibile definire ulteriori azioni di salute pubblica più adatte, come il monitoraggio medico, l'educazione e/o la sorveglianza sanitarie, e ricerche specifiche sulle sostanze. La HHRA condotta nell'ambito della VDS di Taranto ha fornito risultati coerenti con gli studi epidemiologici paralleli, mostrando un eccesso di rischio non cancerogeno (IP > 1) per le malattie del sistema respiratorio (principalmente legate all'esposizione all'arsenico presente nel particolato atmosferico). Questo studio ha anche mostrato un rischio cancerogeno per inalazione superiore alla soglia accettabile di rischio cancerogeno di 1:10.000 abitanti per l'esposizione a diversi inquinanti in una situazione post-AIA, essendo il Benzo-( $\alpha$ )-pirene il contributore più rilevante per questo rischio di cancro (ARPA, AReSS, e ASL Taranto, 2018).

Seguendo un approccio epidemiologico, Galise *et al.* (2019) hanno osservato che, nonostante l'attuazione parziale delle misure di mitigazione presso l'acciaieria che hanno portato a una diminuzione netta dell'82% e del 69,3% dei decessi totali attribuibili rispettivamente a cause naturali e malattie cardiovascolari, l'ILCR (rischio cumulativo e incrementale di sviluppare un

tumore nel corso della vita) per la popolazione del quartiere di Tamburi era ancora superiore alla soglia di accettabilità di 1 caso supplementare per 10.000 abitanti.

Allo stesso modo, i nostri calcoli hanno mostrato un impatto positivo sulla salute dovuto alla riduzione delle emissioni di PM<sub>2.5</sub> tra lo scenario pre-AIA (2010) e quello post-AIA (2015), con una riduzione simile delle morti premature per tutte le cause (82%) e con una diminuzione leggermente maggiore per CHA e RHA (83%) per la zona della VDS rispetto a Galise *et al.* (2019). Il beneficio economico (costo esterno) per tale riduzione di emissioni ha rappresentato un risparmio fino a 70 milioni di euro per i casi di morte prematura e circa la metà per i ricoveri ospedalieri (sia per malattie circolatorie che respiratorie). Pertanto, si può concludere che qualsiasi ulteriore azione incentrata sulla riduzione del particolato – ma anche di molti altri inquinanti come metalli pesanti e diossine – potrebbe comportare un forte beneficio positivo per la salute e ridurre i costi associati.

È molto importante sottolineare che il beneficio sanitario ed economico calcolato in questa analisi è una sottostima del beneficio sanitario totale della riduzione delle emissioni nell'aria ambiente, poiché non sono state considerate altre categorie di morbilità evitate (p.es.: la salute dei bambini, il deficit cognitivo, l'assenteismo, ecc.). Poiché le valutazioni economiche si basano sul numero relativamente basso di decessi che verrebbero evitati, i risultati corrispondono a ordini di grandezza inferiori rispetto a quelli delle misure che sarebbero necessarie per ridurre le emissioni, che si stima assommino a un totale di 1,14 miliardi di euro. In una prospettiva più ampia, considerando la sostenibilità a medio e lungo termine, gli investimenti per migliorare le prestazioni ambientali dell'impianto e la de-carbonizzazione complessiva porterebbero una serie di co-benefici per la salute, che attualmente sono poco compresi e meritano maggiori ricerche.

I dati pubblicati da Legambiente hanno dimostrato che la città di Taranto presenta attualmente una bassa performance ambientale rispetto alle altre città italiane, occupando le posizioni 82 e 86 su 104 città, rispettivamente per gli anni 2017 e 2019 (Legambiente, 2018; 2020). Questi rapporti richiamano in particolare l'attenzione sulla cattiva gestione sia delle acque reflue che dei rifiuti solidi urbani (RSU), con una percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti pari al 15,2% nel 2019, piuttosto lontana dal valore minimo del 50% definito dalla direttiva quadro europea sui rifiuti per l'anno 2020. Allo stesso modo, ci si può aspettare un ampio miglioramento anche in quegli elementi legati alla mobilità sostenibile e alla disponibilità di spazi verdi in qualche modo condizionati dall'attività industriale, evolvendo gradualmente, per esempio, dagli attuali 13,9 m<sup>2</sup>/abitante di spazi verdi verso il massimo riportato da Legambiente per un'altra città italiana pari a 997 m<sup>2</sup>/abitante.

L'esposizione a sostanze persistenti e fortemente tossiche che potrebbero essere presenti nei RSU, ha reso questa potenziale fonte un tema importante da affrontare in futuro in merito alla caratterizzazione degli impatti sulla salute e i loro contributi alle criticità sanitarie riportate nell'ambito dello stato di salute della popolazione di Taranto. Un primo passo implicherebbe la caratterizzazione delle vie di esposizione umana (dall'aria mediante inalazione, ma anche la via orale a causa della contaminazione della catena alimentare e quella cutanea nel caso dei lavoratori) potenziali e complete, monitorando quei mezzi ambientali con cui le persone potrebbero essere esposte.

La presenza di importanti sostanze tossiche nella catena alimentare a Taranto richiede un approccio integrato applicando la metodologia HHRA. È anche importante sottolineare che l'approccio HHRA applicato non ha potuto considerare le conseguenze degli effetti aggiuntivi o

sinergici dovuti all'esposizione a più sostanze chimiche contemporaneamente, o degli effetti addizionali dovuti all'esposizione agli stessi contaminanti attraverso vie di esposizione multiple.

Infine, la revisione delle evidenze scientifiche ha mostrato un margine di miglioramento ottenibile aumentando la percentuale di superficie dedicata alle aree verdi urbane, perché queste hanno il potenziale di modificare altri determinanti della salute a monte (p.es.: la qualità dell'aria, l'attenuamento del rumore urbano, la riduzione degli effetti dell'isola urbana di calore o la promozione dell'attività fisica). Questi impatti indiretti e altri diretti (es.: i benefici per la salute mentale e la riduzione dello stress) aiuterebbero a prevenire e ridurre il peso associato delle malattie non trasmissibili.

Data l'importanza dello stabilimento ex-ILVA per l'economia locale, è necessario affrontare il quadro più ampio, andando oltre i confini geografici della città di Taranto e del SIN, e adottando un modello sanitario più completo, in linea con i recenti iter procedurali della VIS.

A questo proposito, si raccomanda di intraprendere una valutazione sistematica delle implicazioni sanitarie dei programmi di sviluppo ambiziosi, come quelli delineati in *Taranto Futuro Prossimo*.

Va sottolineato che la "valutazione" include la produzione di evidenze più complete e dettagliate, ma dovrebbe anche essere intesa come partecipazione critica del settore sanitario e degli stakeholders della salute nel processo di *governance* di questi sviluppi.

## 7. Conclusioni – messaggi chiave

I dati e le analisi descritti in questo rapporto sono piuttosto estesi e comportano un grado di dettaglio e complessità che può renderli difficili da trasmettere a diversi tipi di pubblico, specialmente a quelli non avvezzi agli aspetti tecnici. Tuttavia, alla luce dell'acuto interesse e talvolta della controversia che circonda il caso Taranto, è importante formulare i risultati nel modo più semplice possibile. Qui di seguito vengono delineati tali messaggi in modo complessivo e sintetico. Nonostante la possibile presenza di alcune semplificazioni eccessive, ci si augura che questi messaggi possano aiutare a dare forma a un dibattito pubblico costruttivo, coinvolgendo tutte le parti interessate, il pubblico, i media e la comunità politica.

Le analisi eseguite nel quadro del progetto dell'OMS indicano che:

- L'impatto ambientale degli impianti ex-ILVA è stato considerevole, ma non ancora del tutto caratterizzato. Mentre le emissioni dirette nell'aria sono relativamente ben monitorate, si sa meno di altre vie di esposizione che coinvolgono matrici diverse come il suolo o l'acqua.
- Le emissioni nell'aria dell'impianto ex-ILVA, se tradotte in concentrazioni di PM, sono causa di eccessi di mortalità e altri impatti negativi sulla salute, con relativi costi economici. Tali impatti sono proporzionali al livello delle emissioni nei diversi scenari considerati.
- Le stime di questo rapporto sono pienamente in linea con le valutazioni precedenti, effettuate dalle autorità regionali e da altri ricercatori.
- Queste stime d'impatto, tuttavia, rappresentano una parte dell'impatto totale delle attività dell'impianto sulla salute nel corso degli anni e si riferiscono ai soli esiti severi nelle persone di età superiore ai 30 anni.

- L'impatto diretto totale sulla salute di altre forme di contaminazione, sui bambini e sui giovani, non può essere quantificato con un livello comparabile di precisione. In particolare, la contaminazione del suolo, dell'acqua, della catena alimentare e flussi della gestione dei rifiuti può produrre ulteriori impatti sulla salute, la cui portata è sconosciuta.
- Anche i risultati e gli impatti sulla salute meno gravi della mortalità, o che riguardano i bambini, non sono presentati dai dati qui riportati.
- Valutare l'impatto sulla salute dei determinanti di salute indiretti "più intangibili" (come la qualità dell'ambiente urbano, le opportunità offerte da un ambiente urbano pulito) è ancora più difficile. Questo è in parte dovuto alla mancanza di dati e ai limiti della metodologia VIS.
- Gli impatti dell'ex-ILVA sulla salute si verificano in una popolazione già colpita negativamente da diversi fattori di rischio e da molti decenni.
- I dati disponibili sugli indicatori di salute, come la mortalità, la morbilità, gli effetti riproduttivi, hanno ripetutamente dimostrato che il profilo di salute degli abitanti di Taranto e dintorni non è così buono come dovrebbe essere.
- L'ampia letteratura sull'area di studio suggerisce la presenza di forti pressioni sulla salute umana, in molti casi dovute alle attività dell'impianto, ma non sempre limitate ad esse.
- Chiaramente, le attività industriali hanno caratterizzato il degrado ambientale della zona, soprattutto fino ai primi anni 2000, dopo di che sono documentati alcuni miglioramenti.
- Nel complesso, il peso relativo dei fattori di rischio dovuti all'ex-ILVA rispetto ad altre attività non può essere stabilito con precisione.
- Data l'importanza dello stabilimento ex-ILVA per l'economia locale, è necessario affrontare il problema in un quadro più ampio, andando oltre i confini geografici della città di Taranto e del SIN e adottando un modello sanitario più completo, in linea con i recenti iter procedurali della VIS.
- A questo proposito, si raccomanda di intraprendere una valutazione sistematica delle implicazioni sanitarie di programmi di sviluppo ambiziosi, come quelli delineati nel piano strategico *Taranto Futuro Prossimo*.
- Va sottolineato che la "valutazione" include la produzione di più complete e dettagliate evidenze, ma dovrebbe anche essere intesa come una partecipazione critica del settore sanitario e degli stakeholders nel processo di *governance* di questi sviluppi.
- La partecipazione del settore sanitario e degli stakeholders è anche essenziale per sostenere l'inquadramento appropriato del dibattito, in particolare in considerazione degli obiettivi dell'agenda dello sviluppo sostenibile 2030.
- È auspicabile che le politiche e gli investimenti futuri – sia specifici per l'ex-ILVA (come i piani di decarbonizzazione) sia quelli più ampi – siano vagliati attraverso la "lente" della tutela della salute umana, utilizzando un approccio esaustivo come la VIS.

## 8. Bibliografia

- Alessandrini ER, Stafoggia M, Faustini A, Berti G, Canova C, De Togni A, Di Biagio K, Gherardi B, Giannini S, Lauriola P, Pandolfi P, Randi G, Ranzi A, Simonato L, Zauli Sajani S, Cadum E, Forastiere F; EpiAir2 Study Group (2016). EpiAir2 Study Group. Association Between Short-Term Exposure to PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> and Mortality in Susceptible Subgroups: A Multisite Case-Crossover Analysis of Individual Effect Modifiers. *American Journal of Epidemiology*, 184(10), 744-754. doi: 10.1093/aje/kww078.
- Almanza E., Jerrett M., Dunton G., Seto E., Ann Pentz M. (2012). A study of community design, greenness, and physical activity in children using satellite, GPS and accelerometer data. *Health & Place*, 18, 46–54.
- Álvarez-Bueno C, Cavero-Redondo I, Sánchez-López M, Garrido-Miguel M, Martínez-Hortelano JA, Martínez-Vizcaíno V. (2018) Pregnancy leisure physical activity and children's neurodevelopment: a narrative review. *BJOG*, 125(10), 1235-1242. doi: 10.1111/1471-0528.15108.
- Alves AJ, Viana JL, Cavalcante SL, Oliveira NL, Duarte JA, Mota J, Oliveira J, Ribeiro F. (2016) Physical activity in primary and secondary prevention of cardiovascular disease: Overview updated. *World Journal of Cardiology*, 8(10), 575-583. doi: 10.4330/wjc.v8.i10.575.
- Andersen ZJ, Stafoggia M, Weinmayr G, et al. (2017) Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Incidence of Postmenopausal Breast Cancer in 15 European Cohorts within the ESCAPE Project. *Environmental Health Perspective*, 125(10), 107005. doi: 10.1289/EHP1742.
- Andersen ZJ, Pedersen M, Weinmayr G, et al. (2018). Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of brain tumor: the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Neuro-Oncology*, 20(3), 420-432. doi: 10.1093/neuonc/nox163.
- Aram F, Higuera García E, Solgi E, Mansournia S. (2019). Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, 5(4):e01339. doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e01339.
- Arconzo G. (2013) “Note critiche sul “decreto legge ad Ilvam”, tra legislazione provvedimentale, riserva di funzione giurisdizionale e dovere di repressione e prevenzione dei reati”, *Diritto Penale Contemporaneo*, 1, 16-17.
- ARPA Apulia (2013). Rapporto sulla Valutazione del Danno Sanitario Stabilimento ILVA di Taranto. Available at: <https://va.minambiente.it/it-IT/ps/Procedure/VdsILVA>
- ARPA, ARESS, and ASL Taranto Apulia (2018). Rapporto sulla Valutazione del Danno Sanitario Stabilimento ILVA di Taranto. Available at: <https://va.minambiente.it/it-IT/ps/Procedure/VdsILVA>
- Ashworth DC, Elliott P, Toledano MB. (2014). Waste incineration and adverse birth and neonatal outcomes: A systematic review. *Environmental International*, 69:120–32.
- Aspinall P.A., Thompson C.W., Alves S., Sugiyama T., Brice R., Vickers A. (2010). Preference and relative importance for environmental attributes of neighbourhood open space in older people. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 37, 1022-1039

Aspinall P., Mavros P., Coyne R., Roe J. (2015). The urban brain: analysing outdoor physical activity with mobile EEG. *British Journal of Sports Medicine*, 49, 272-276.

ASSET (Agenzia Regionale Strategica per lo Sviluppo Ecosostenibile del Territorio) (2019) *TARANTO FUTURO PROSSIMO Piano Strategico di sviluppo e valorizzazione del territorio tarantino* [Strategic Plan development and enhancement of the Taranto area] Documento Generale Draft 01.

Agency for Toxic Substances and Disease registry (ASTDR) (1999) Public Health statement for Mercury. Available at: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp46-c1.pdf>

ASTDR (2000) Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBS). Division of Toxicology and Environmental Medicine/Applied Toxicology Branch. Atlanta, Georgia. Available at: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp17.pdf>

ASTDR (2005a) *Public Health Assessment Guidance Manual (Update)*. Atlanta, Georgia (USA), pp. 357. <https://www.atsdr.cdc.gov/hac/phamanual/toc.html>

ASTDR (2005b) Public Health statement for Zin. Available at: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp60-c1-b.pdf>

ATSDR (2007, updated 2016). Toxicological profile of Arsenic. ATSDR. Division of Toxicology and Environmental Medicine/Applied Toxicology Branch. Atlanta, Georgia. 559 pp. Available at: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp2.pdf>

ATSDR (2020). Toxicological profile of Lead. ATSDR. Division of Toxicology and Environmental Medicine/Applied Toxicology Branch. Atlanta, Georgia. 559 pp. Available at: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp13.pdf>

Astell-Burt T., Feng X., Kolt G.S. (2013). Does access to neighbourhood green space promote a healthy duration of sleep? Novel findings from a cross-sectional study of 259 319 Australians. *British Medical Journal Open*, 3(8):e003094. doi: 10.1136/bmjopen-2013-003094.

Aune D, Norat T, Leitzmann M, Tonstad S, Vatten LJ. (2015). Physical activity and the risk of type 2 diabetes: a systematic review and dose-response meta-analysis. *European Journal of Epidemiology*, 30(7), 529-42. doi: 10.1007/s10654-015-0056-z.

Baró F., Chaparro L., Gómez-Baggethun E., Langemeyer J., Nowak D., Terradas J. (2014). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: the case of urban forests in Barcelona, Spain. *AMBIO*, 43, 466-479.

Basagaña X, Jacquemin B, Karanasiou A, Ostro B, Querol X, Agis D, Alessandrini E, Alguacil J, Artiñano B, Catrambone M, de la Rosa JD, Díaz J, Faustini A, Ferrari S, Forastiere F, Katsouyanni K, Linares C, Perrino C, Ranzi A, Ricciardelli I, Samoli E, Zauli-Sajani S, Sunyer J, Stafoggia M; MED-PARTICLES Study group (2015). MED-PARTICLES Study group. Short-term effects of particulate matter constituents on daily hospitalizations and mortality in five South-European cities: results from the MED-PARTICLES project. *Environmental International*, 75, 151-8. doi: 10.1016/j.envint.2014.11.011.

Beelen R, Stafoggia M, Raaschou-Nielsen O, et al. (2014) Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: an analysis of 22 European cohorts. *Epidemiology*, 25(3), 368-78. doi: 10.1097/EDE.0000000000000076.

Bell, M.L., Zanobetti, A., Dominici, F. (2013). Evidence on vulnerability and susceptibility to health risks associated with short-term exposure to particulate matter: a systematic review and meta-analysis. *American Journal Epidemiology*, 178 (6), 865–876.

Belleudi V., Faustini A., Stafoggia M., Cattani G., Marconi A., Perucci CA, Forastiere F. (2010). Impact of fine and ultrafine particles on emergency hospital admissions for cardiac and respiratory diseases. *Epidemiology*, 21,414–423

Bellini R, Michaelakis A, Petrić D, Schaffner F, Alten B, Angelini P, Aranda C, Becker N, Carrieri M, Di Luca M, Fălcută E, Flacio E, Klobučar A, Lagneau C, Merdić E, Mikov O, Pajovic I, Papachristos D, Sousa CA, Stroo A, Toma L, Vasquez MI, Velo E, Venturelli C, Zgomba M. (2020). Practical management plan for invasive mosquito species in Europe: I. Asian tiger mosquito (*Aedes albopictus*). *Travel Medicine and Infectious Disease*, 35:101691. doi: 10.1016/j.tmaid.2020.101691.

Bopp S.K., Kienzler A, Richarz A.N, van der Linden SC, Paini A, Parissis N, Worth AP (2019) Regulatory assessment and risk management of chemical mixtures: challenges and ways forward. *Crit Rev Toxicol*, 49(2), 174-189. doi: 10.1080/10408444.2019.1579169.

Calfapietra C., Morani A., Sgrigna G., Di Giovanni S., Muzzini V., Pallozzi E., Guidolotti G., Nowak D., Fares S. (2016). Removal of ozone by urban and peri-urban forests: evidence from laboratory, field, and modeling approaches. *Journal of Environmental Quality*, 45, 224–233

Candela S, Ranzi A, Bonvicini L, Baldacchini F, Marzaroli P, Evangelista A, Luberto F, Carretta E, Angelini P, Sterrantino AF, Broccoli S, Cordioli M, Ancona C, Forastiere F.(2013). Air pollution from incinerators and reproductive outcomes: A multisite study. *Epidemiology*, 24, 863–870.

Cardellicchio N, Annicchiarico C, Assennato G, Blonda M, Di Leo A, Giandomenico S, Lopez L, Spada L, Ungaro N (2010) Preliminary results of pollutants biomonitoring in coastal marine and transitional waters of Apulia Region (Southern Italy). *Fresenius Environ Bulletin*, 19(9), 1841–1847

Cariñanos P, Grilo F, Pinho P, Casares-Porcel M, Branquinho C, Acil N, Andreucci MB, Anjos A, Bianco PM, Brini S, Calaza-Martínez P, Calvo E, Carrari E, Castro J, Chiesura A, Correia O, Gonçalves A, Gonçalves P, Mexia T, Mirabile M, Paoletti E, Santos-Reis M, Semenzato P, Vilhar U. (2019). Estimation of the Allergenic Potential of Urban Trees and Urban Parks: Towards the Healthy Design of Urban Green Spaces of the Future. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(8):1357. doi: 10.3390/ijerph16081357.

Cave, B., Claßen, T., Fischer-Bonde, B., Humboldt-Dachroeden, S., Martín-Olmedo, P., Mekel, O., Pyper, R., Silva, F., Viliani, F., Xiao, Y. 2020. Human health: Ensuring a high level of protection. A reference paper on addressing Human Health in Environmental Impact Assessment. As per EU Directive 2011/92/EU amended by 2014/52/EU. International Association for Impact Assessment and European Public Health Association.

Cesaroni G, Forastiere F, Stafoggia M, *et al.* (2014) Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: prospective cohort study and meta-analysis in 11 European cohorts from the ESCAPE Project. *British Medical Journal*, 21, 348:f7412. doi: 10.1136/bmj.f7412.

Chadderton Ch., Elliott E., Green L., Lester J., Williams G. (2012). Health Impact Assessment; a practical guidance. Wales HIA Support Unit, Public Health Wales and Cardiff University. Available at [https://whiasu.publichealthnetwork.cymru/files/1415/0710/5107/HIA\\_Tool\\_Kit\\_V2\\_WEB.pdf](https://whiasu.publichealthnetwork.cymru/files/1415/0710/5107/HIA_Tool_Kit_V2_WEB.pdf)

Cochrane T., Davey R.C., Gidlo C., Smith G.R., Fairburn J., Armitage C.J., Stephansen H., Speight S. (2009). Small area and individual level predictors of physical activity in urban communities: A multi-level study in Stoke-on-Trent, England. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6, 654-677.

Coensel B.D., Vanwetswinkel S., Botteldooren D. (2011). Effects of natural sounds on the perception of road traffic noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 129, EL148-EL153.

Comba P, Pirastu R, Conti S, De Santis M, Iavarone I, Marsili G, Mincuzzi A, Minelli G, Manno V, Minerba S, Musmeci L, Rashid I, Soggiu E, Zona A (2012) Environment and health in Taranto, southern Italy: epidemiological studies and public health recommendations (in Italian). *Epidemiologia e Prevenzione*, 36(6), 305-320.

Cordier S, Lehebél A, Amar E, Anzivino-Viricel L, Hours M, Monfort C, Chevrier C, Chiron M, Robert-Gnansia E. (2010). Maternal residence near municipal waste incinerators and the risk of urinary tract birth defects. *Occupational Environmental Medicine*, 67, 493-499.

Dahlgren G and Whitehead M (1991) Policies and strategies to promote social equity in health. Stockholm, Institute for Futures Studies.

Dahlgren G, Whitehead M. (2007). European strategies for tackling social inequities in health: Levelling up. WHO Collaborating Centre for Policy Research on Social Determinants of Health, University of Liverpool. WHO Regional Office for Europe. Available at: [https://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0018/103824/E89384.pdf](https://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0018/103824/E89384.pdf)

De Jong K., Albin M., Skärbäck E., Grahn P., Björk J. (2012). Perceived green qualities were associated with neighborhood satisfaction, physical activity, and general health: Results from a cross-sectional study in suburban and rural Scania, southern Sweden. *Health and Place*, 18: 1374-1380.

Desaigues B *et al.* (2011). Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecological Indicators* 11:902-910.

De Santis M., Pasetto R., Minelli G., and Conti S. Methods for mortality analysis in SENTIERI Project (2011). *Epidemiologia and prevenzione*, vol. 35, supplement 4, no. 5-6, pp. 24-28, (Italian).

Di Leo A, Cardellicchio N, Giandomenico S, Spada L (2010) Mercury and methylmercury contamination in *Mytilus galloprovincialis* from Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Food and Chemical Toxicology*, 48, 3131-3136.

Di Leo A, Annicchiarico C, Cardellicchio N, Giandomenico S, Conversano M, Castellano G, Basile F, Martinelli W, Scortichini G, Spada L (2014) Monitoring of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs and seasonal variations in mussels from the Mar Grande and the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, Southern Italy). *Environ Sci Pollut Res*, 21(23), 13196–13207.

Diletti G, Ceci R, Scortichini G, Migliorati G. (2009). Dioxin levels in livestock and grassland near a large industrial area in Taranto. (Italy). *Organohalogen Compounds*, 71, 2359-2363.

Domingo JL, Nadal M. (2009). Domestic waste composting facilities: A review of human health risks. *Environmental International*, 35(2), 382–9.

European Food Safety Authority (EFSA) (2009a). Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *The EFSA Journal*, 7(10):1351.

EFSA (2009b). Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. *The EFSA Journal*, 980, 1-139.

EFSA (2010). Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *The EFSA Journal*, 8(4):1570

EFSA (2012). Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *The EFSA Journal*, 10(12):2985.

EFSA (2014). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking 12(3):3595.

EFSA NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies) (2014). Scientific Opinion on Dietary Reference Values for zinc. *EFSA Journal*, 12(10), 3844 doi:10.2903/j.efsa.2014.3844

EFSA (2018, amended in 2019). Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *The EFSA Journal*, 16(11):5333.

Elliott P, Shaddick G, Kleinschmidt I, Jolley D, Walls P, Beresford J, Grundy C. (1996). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *British Journal of Cancer*, 73(5), 702–10.

Elliott P, Eaton N, Shaddick G, Carter R. (2000). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: histopathological and case-note review of primary liver cancer cases. *British Journal of Cancer*, 82(5), 1103–6.

Elliott P, Richardson S, Abellan JJ, Thomson A, de Hoogh C, Jarup L, Briggs DJ. (2009). Geographic density of landfill sites and risk of congenital anomalies in England. *Occupational Environmental Medicine*, 66(2), 81–9.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1989) *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1 Human Health Evaluation Manual*. Office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, pp 291

EPA (2005) *Guideline for carcinogenic risk assessment* (EPA/630/P-03/001F). U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington DC

EPA (2011) *Exposure Factors Handbook: 2011 Edition*. EPA/600/R-09/052F. National Center for Environmental Assessment, Washington DC

EPA (2019) *Guidelines for Human Exposure Assessment*. (EPA/100/B-19/001). Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, pp.223.

Esposito V, Maffei A, Ficocelli S, Spartera M, Giua R, Assennato G. (2012) Dioxins from industrial emissions to the environment. The Taranto case study. *Italian Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 3, 42–8.

European Commission (EC) (2007) White paper “*Together for Health: a Strategic Approach for the EU 2008-2013*”. COM (2007) 630 final. Brussels, 23.10.2007, pp 11.

European Environmental Agency (EEA) (2020). *Environmental noise in Europe — 2020*. European Environment Agency, Luxembourg, 104 pp.

European House-Ambrosetti-Total E&P Italia (2021). *Master Plan Taranto. Oltre le T (Tolleranza, Talenti, e Tecnologia), per supportare la transizione energetica e sostenibilità*. Available at:

[https://eventi.ambrosetti.eu/ttbasilicata2020/wp-content/uploads/sites/128/2021/01/MPT\\_PAPER\\_2021\\_ps.pdf](https://eventi.ambrosetti.eu/ttbasilicata2020/wp-content/uploads/sites/128/2021/01/MPT_PAPER_2021_ps.pdf)

European Parliament (EP) (2012). *Resolution of 13 December 2012 on a new sustainable and competitive steel industry, based on a petition received (2012/2905 (RSP))*. OJ C 434, 23.12.2015, p. 144–145.

European Parliament (EP) (2018). *Mission Report and Recommendations following the visit to Taranto on 18 and 19 July 2017*, CR\1151674EN.docx. Brussels 24.4.2018. Available at: <https://www.europarl.europa.eu/committees/en/fact-finding-visit-to-italy-17-19-july-2/product-details/20170705MIS00281>

Fazzo L, Minichilli F, Santoro M, Ceccarini A, Della Seta M, Bianchi F, Comba P, Martuzzi M. (2017). Hazardous waste and health impact: a systematic review of the scientific literature. *Environmental Health*, 16(1):107. doi: 10.1186/s12940-017-0311-8.

Ferrante G, Asta F, Cilluffo G, De Sario M, Michelozzi P, La Grutta S. (2020). The effect of residential urban greenness on allergic respiratory diseases in youth: A narrative review. *World Allergy Organization Journal*, 13(1):100096. doi: 10.1016/j.waojou.2019.100096.

Fuks KB, Weinmayr G, Basagaña X, *et al.* (2017). Long-term exposure to ambient air pollution and traffic noise and incident hypertension in seven cohorts of the European study of cohorts for air pollution effects (ESCAPE). *European Heart Journal*, 38(13), 983-990.

Galbrun L., Ali T.T. (2013). Acoustical and perceptual assessment of water sounds and their use over road traffic noise). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 133, 227-237.

Galise I, Serinelli M, Morabito A, Pastore T, Tanzarella A, Laghezza V, Nocioni A, Giua R, Bauleo L, Bruno V, Ancona C, Ranzi A, Bisceglia L; Gruppo collaborativo VDS.(2019) [The Integrated Environmental Health Impact of emissions from a steel plant in Taranto and from a power plant in Brindisi, (Apulia Region, Southern Italy)]. *Epidemiologia e Prevenzione*, Sep-Dec;43(5-6), 329-337. doi: 10.19191/EP19.5-6.P329.102.

Gardsjord H.S., Tveit M.S., Nordh, H. (2014). Promoting Youth's Physical Activity through ParkDesign: Linking Theory and Practice in a Public Health Perspective. *Landscape Research*, 39, 70-81.

Gascon M, Sánchez-Benavides G, Dadvand P, Martínez D, Gramunt N, Gotsens X, Cirach M, Vert C, Molinuevo JL, Crous-Bou M, Nieuwenhuijsen M. (2018) Long-term exposure to residential green and blue spaces and anxiety and depression in adults: A cross-sectional study. *Environmental Research*, 162, 231-239. doi: 10.1016/j.envres.2018.01.012.

GBD 2016 Disease and Injury Incidence and Prevalence Collaborators (2017) Global, regional, and national incidence, prevalence, and years lived with disability for 328 diseases and injuries for 195 countries, 1990-2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet*, 390(10100), 1211-1259. doi: 10.1016/S0140-6736(17)32154-2.

Ghosh RE, Freni-Sterrantino A, Douglas P, Parkes B, Fecht D, de Hoogh K, Fuller G, Gulliver J, Font A, Smith RB, Blangiardo M, Elliott P, Toledano MB, Hansell AL. (2019). Fetal growth, stillbirth, infant mortality and other birth outcomes near UK municipal waste incinerators; retrospective population based cohort and case-control study. *Environmental International*, 122, 151-158.

Giandomenico S, Annicchiarico C, Assennato G, Cardellicchio N, Di Leo A, Ungaro N, Spada L (2013) Chlorinated compounds and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) collected from Apulia Region coasts. *Mar Pollut Bull* 73(1), 243-251

Giandomenico S, Cardellicchio N, Spada L, Annicchiarico C, Di Leo A. (2016) Metals and PCB levels in some edible marine organisms from the Ionian Sea: dietary intake evaluation and risk for consumers. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 23(13):12596-612. doi: 10.1007/s11356-015-5280-2.

Gidlow C.J., Jones M.V., Hurst G., Masterson D., Clark-Carter D., Tarvainen M.P., Smith G., Nieuwenhuijsen M. (2016a.) Where to put your best foot forward: Psycho-physiological responses to walking in natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology*, 45, 22-29.

Gidlow, C.J., Randall J., Gillman J., Smith G.R., Jones M.V. (2016b). Natural environments and chronic stress measured by hair cortisol. *Landscape and Urban Planning*, 148, 61-67.

Giusti L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, 29(8), 2227-39.

Grigsby-Toussaint D.S., Turi K.N., Krupa M., Williams N.J., Pandi-Perumal S.K., Jeanlouis G. (2015). Sleep insufficiency and the natural environment: Results from the US Behavioral Risk Factor Surveillance System Survey. *Preventive Medicine*, 78, 78-84

Grilo F, Pinho P, Aleixo C, Catita C, Silva P, Lopes N, Freitas C, Santos-Reis M, McPhearson T, Branquinho C. (2020). Using green to cool the grey: Modelling the cooling effect of green spaces with a high spatial resolution. *Science of Total Environment*, 724:138182. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138182

Gumede, P.R.; Savage, M.J. (2017). Respiratory health effects associated with indoor particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in children residing near a landfill site in Durban, South Africa. *Air Quality Atmospheric Health*, 10, 853–860.

Harris-Roxas B., & Harris E. (2011) Differing forms, differing purposes: A typology of health impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*; 31, 396-403.

Hartig T., Mitchell R., De Vries S., Frumkin H. (2014). Nature and Health. *Annual Review of Public Health*, 35, 207-228.

Heaney, C.D.; Wing, S.; Campbell, R.L.; Caldwell, D.; Hopkins, B.; Richardson, D.; Yeatts, K. (2011). Relation between malodor, ambient hydrogen sulfide, and health in a community bordering a landfill. *Environmental Research*, 111, 847–852.

Hedera P, Peltier A, Fink JK, Wilcock S, London Z and Brewer GJ (2009). Myelopolyneuropathy and pancytopenia due to copper deficiency and high zinc levels of unknown origin II. The denture cream is a primary source of excessive zinc. *Neurotoxicology*, 30, 996-999.

Hills AP, Andersen LB, Byrne NM. (2011). Physical activity and obesity in children. *British Journal of Sports Medicine*, 45(11), 866-70. doi: 10.1136/bjsports-2011-090199.

Honold J., Lakes T., Beyer R., Van Der Meer E. (2016). Restoration in urban spaces: Nature reviews from home, greenways, and public parks. *Environment and Behavior*, 48: 796-825.

Hu Z., Liebens J., Rao, K.R. (2008). Linking stroke mortality with air pollution, income, and greenness in northwest Florida: an ecological geographical study. *International Journal of Health Geographics*, 7, 20.

Hunt, A. et al. (2016), "Social Costs of Morbidity Impacts of Air Pollution", OECD Environment Working Papers, No. 99, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5jm55j7cq0lv-en>

IARC (International Agency for Research on Cancer) (2012a). Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol 23, Sup 7, 100C. . Lyon, France.

IARC (2012b). Beryllium, Cadmium, Mercury and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, vol. 58, 100C. Lyon, France.

IARC (2013). *Air pollution and cancer. IARC Scientific publication N° 161* [Straif K, Cohen A., Samet J. (eds)]. International Agency for Research on Cancer (IARC)-World Health Organization, Lyon.

Iavarone I, Pasetto R. (2018). ICSHNet. Environmental health challenges from industrial contamination. *Epidemiologia e Prevenzione*, 42(5-6) Suppl1, 5-7.

ISTAT-National Institute of Statistic (2007) Multipurpose Survey ‘‘Health conditions and use of health services’’. Years 2004–2005

Istituto Nazionale di Statistica Italia (2020).

Available from: [https://www.citypopulation.de/en/italy/Apulia/taranto/073027\\_taranto/](https://www.citypopulation.de/en/italy/Apulia/taranto/073027_taranto/)

Jacob S, Hery M, Protois J-C, Rossert J, Stengel B. (2007). New insight into solvent-related end-stage renal disease: occupations, products and types of solvents at risk. *Occupational Environmental Medicine*, 4, 843–848.

Jakubowski M. (2005). Influence of occupational exposure to organic solvents on kidney function. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 18(1), 5–14.

James P., Banay R.F., Hart J.E., Laden, F. (2015). A review of the health benefits of greenness. *Current Epidemiology Reports*, 2, 131–142.

Jin S.J., Guo J.K., Wheeler S., Kan L.Y., Che S.Q. (2014). Evaluation of impacts of trees on PM<sub>2.5</sub> dispersion in urban streets. *Atmospheric Environment*, 99, 277–287.

Kienzler A., Bopp S.K., van der Linden S., Berggren E. & Worth A. (2016) Regulatory assessment of chemical mixtures: Requirements, current approaches and future perspectives. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 80, 321–334

Kret J, Dalidowitz Dame L, Tutlam N, DeClue RW, Schmidt S, Donaldson K, Lewis R, Rigdon SE, Davis S, Zelicoff A, King C, Wang Y, Patrick S, Khan F. (2018). A respiratory health survey of a subsurface smoldering landfill. *Environmental Research*, 166, 427–436.

Lachowycz K., Jones A.P., Pag, A.S., Wheeler B.W., Cooper A.R. (2012). What can global positioning systems tell us about the contribution of different types of urban greenspace to children’s physical activity? *Health & Place*, 18, 586–594.

Lachowycz K., Jones A.P. (2014). Does walking explain associations between access to greenspace and lower mortality? *Social Science and Medicine*, 107, 9–17.

Legambiente (2018). *Ecosistema urbano: rapporto sulle performance ambientali delle città 2018*. Legambiente in collaborazione scientifica Ambiente Italia e collaborazione editoriale Il Sole 24 Ore.

Available at: [https://www.legambiente.it/sites/default/files/docs/ecosistema\\_urbano\\_2018\\_2.pdf](https://www.legambiente.it/sites/default/files/docs/ecosistema_urbano_2018_2.pdf)

Legambiente (2020). *Ecosistema urbano: rapporto sulle performance ambientali delle città 2020*. Legambiente in collaborazione scientifica Ambiente Italia e collaborazione editoriale Il Sole 24 Ore.

Available at: <https://www.legambiente.it/wp-content/uploads/2020/11/Ecosistema-Urbano-2020.pdf>

Leogrande S, Alessandrini ER, Stafoggia M, Morabito A, Nocioni A, Ancona C, Bisceglia L, Mataloni F, Giua R, Mincuzzi A, Minerba S, Spagnolo S, Pastore T, Tanzarella A, Assennato G, Forastiere F; CSA Apulia Study Group (2019) Industrial air pollution and mortality in the Taranto area, Southern Italy: A difference-in-differences approach. *Environmental International*, 132, 105030.

Liu C., Li, X. (2012). Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11, 121-128.

Lucifora, A., Bianco, F., and Vagliasindi G.M. (2015). *Environmental crime and corporate and corporate mis-compliance: A case study on the ILVA steel plant in Italy*. Study in the framework of the “European Union Action to fight Environmental crimes” research project. University of Catania, Catania. Available at: <https://efface.eu/case-study-ilva>

Mangia C, Gianicolo EA, Bruni A, Vigotti MA, Cervino M. (2013) Spatial variability of air pollutants in the city of Taranto, Italy and its potential impact on exposure assessment. *Environmental Monitoring Assessment*, 185(2), 1719-35. doi: 10.1007/s10661-012-2663-4.

Martin-Olmedo P. & Mekel O. (2014) Risk Assessment, impact assessment and evaluation (Chapter 2), in Gulis, G., Mekel, O., Adám B. and Cori L. (eds.): *Assessment of Population Health Risks of Policies*. Dordrecht, The Netherlands: Springer, pp 13-35.

Martin-Olmedo P., Ranzi A., Santoro M., Dack S., de Hoogh K., Martuzzi M., Dogliotti E., Hoek G., Tomasova J., Dimovska M. & Iavarone I. (2019) Methods and data needs to assess health impacts of chemicals in industrial contaminated sites. *Epidemiologia e Prevenzione*, 43(4), 223-237.

Martinelli D, Mincuzzi A, Minerba S, Tafuri S, Conversano M, Caputi G, Lopalco GL, Quarto M, Germinario C, Prato R (2009) Malignant cancer mortality in Province of Taranto (Italy). Geographic analysis in an area of high environmental risk. *Journal of Preventive Medicine and Hygiene*, 50, 181-190

Martuzzi M, Mitis F, Biggeri A, Terracini B, Bertollini R (2002) Environment and health status of the population in areas with high risk of environmental crisis in Italy (in Italian). *Epidemiologia e Prevenzione*, 6 (Suppl), 1-53.

Mataloni F, Stafoggia M, Alessandrini E, Triassi M, Biggeri A, Forastiere F (2012) Studio di coorte sulla mortalità e morbosità nell'area di Taranto (in Italian). *Epidemiologia e Prevenzione*, 36(5), 237-252

Mataloni F., Badaloni C., Golini M.N., Bolignano A., Bucci S., Sozzi R., Forastiere F., Davoli M., Ancona C. (2016). Morbidity and mortality of people who live close to municipal waste landfills: A multisite cohort study. *International Journal of Epidemiologia*, 45, 806-815.

Minerba S, Mincuzzi A, Leogrande S et al. (2018) Le mappe della salute a Taranto. Risultati dell'indagine IESIT II. Regione Apulia, ArESS, OER Regione Apulia, ASL Taranto.

Available at:

[https://www.sanita.Apulia.it/ricerca\\_det/-/journal\\_content/56/890301/le-mappe-della-salute-a-taranto-indagine-iesit-2](https://www.sanita.Apulia.it/ricerca_det/-/journal_content/56/890301/le-mappe-della-salute-a-taranto-indagine-iesit-2)

Mattiello A, Chiodini P, Bianco E, Forgiione N, Flammia I, Gallo C, Pizzuti R, Panico S. (2013) Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas: A systematic review. *International Journal of Public Health*, 58(5),725–35.

McPhee JS, French DP, Jackson D, Nazroo J, Pendleton N, Degens H. (2016). Physical activity in older age: perspectives for healthy ageing and frailty. *Biogerontology*, 17(3), 567-80. doi: 10.1007/s10522-016-9641-0.

Mitis F, Martuzzi M, Biggeri A, Bertollini R, Terracini B (2005) Industrial activities in sites at high environmental risk and their impact on the health of the population. *Int J Occup Environ Health*, 11, 88–95.

Muñoz O, Devesa V, Suñer MA, Vélez D, Montoro R, Urieta I, Macho ML, Jalón M. (2000). Total and inorganic arsenic in fresh and processed fish products. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 48 (9), 4369-4376.

Nagel G, Stafoggia M, Pedersen M, et al. (2018) Air pollution and incidence of cancers of the stomach and the upper aerodigestive tract in the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *International Journal of Cancer*, 143(7), 1632-1643. doi: 10.1002/ijc.31564.

Narain U and Sall C. (2016). Methodology for Valuing the Health Impacts of Air Pollution: Discussion of Challenges and Proposed Solutions. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, Washington DC. <https://doi.org/10.1596/24440>

U.S. National Research Council (NRC) (2006) *Human biomonitoring for environmental chemicals*, National Academies Press. Washington, pp.317

NRC (2012). Committee of Human and Environmental Exposure in the 21st century, Exposure Science in the 21st Century. A Vision and a strategy. The National Academic Press, Washington D.C., pp. 210.

OECD (2012). Mortality risk valuation in environment, health and transport policies, OECD Publishing, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/9789264130807-en>.

OECD (2014). The cost of air pollution: Health impacts of road transport. OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264210448-3n>.

OECD (2016). The economic consequences of outdoor air pollution. OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264257474-en>.

OECD (2018). Cost-Benefit Analysis and the environment: Further developments and policy use, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264085169-en>.

Palmer, S.R.; Dunstan, F.D.; Fielder, H.; Fone, D.L.; Higgs, G.; Senior, M.L. (2005). Risk of congenital anomalies after the opening of landfill sites. *Environmental Health Perspective*, 113, 1362–1365

Oliveira JS, Pinheiro MB, Fairhall N, Walsh S, Chesterfield Franks T, Kwok W, Bauman A, Sherrington C. (2020) Evidence on Physical Activity and the Prevention of Frailty and Sarcopenia Among Older People: A Systematic Review to Inform the World Health Organization Physical Activity Guidelines. *Journal of Physical Activity and Health*, 17(12), 1247-1258. doi: 10.1123/jpah.2020-0323.

Parkes B, Hansell AL, Ghosh RE, Douglas P, Fecht D, Wellesley D, Kurinczuk JJ, Rankin J, de Hoogh K, Fuller GW, Elliott P, Toledano MB. (2020). Risk of congenital anomalies near municipal waste incinerators in England and Scotland: Retrospective population-based cohort study. *Environmental International*, 134, 104845. doi: 10.1016/j.envint.2019.05.039.

Pascal M, Corso M, Chanel O, Declercq C, Badaloni C, Cesaroni G, Henschel S, Meister K, Haluza D, Martin-Olmedo P, Medina S; Aphekom group (2013). Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: results of the Aphekom project. *Science of Total Environment*, 449, 390-400. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.077.

Pasetto R, Martin-Olmedo P, Martuzzi M, Iavarone I. (2016). Exploring available options in characterising the health impact of industrially contaminated sites. *Ann Ist Super Sanita*, 52(4), 476-482. doi: 10.4415/ANN\_16\_04\_03.

Pascuzzia S., Russoa G., Scarascia Mugnozza G., Verdiana G., Lagattolab G. (2013) Contamination of the Environmental Matrices in Agricultural Areas Produced by Industrial Discharges: The Case Study of the Land of the City of Statte (Taranto, Southern Italy). *Procedia Environmental Sciences*, 19, 671-680

Patel AV, Friedenreich CM, Moore SC, Hayes SC, Silver JK, Campbell KL, Winters-Stone K, Gerber LH, George SM, Fulton JE, Denlinger C, Morris GS, Hue T, Schmitz KH, Matthews CE. (2019). American College of Sports Medicine Roundtable Report on Physical Activity, Sedentary Behavior, and Cancer Prevention and Control. *Medicine, Science in Sports and Exercise*, 51(11), 2391-2402. doi: 10.1249/MSS.0000000000002117.

Pirastu R, Comba P, Iavarone I, Zona A, Conti S, Minelli G, Manno V, Mincuzzi A, Minerba S, Forastiere F, Mataloni F, Biggeri A. (2013) Environment and health in contaminated sites: the case of Taranto, Italy. *Journal of Environment and Public Health*, 2013:753719. doi: 10.1155/2013/753719.

Porta D, Milani S, Lazzarino AI, Perucci CA, Forastiere F. (2009). Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 8:60. doi: 10.1186/1476-069X-8-60.

Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Beelen R, *et al.* (2013) Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncology*, 14(9), 813-22. doi: 10.1016/S1470-2045(13)70279-1

Ranzi A, Fano V, Erspamer L, Lauriola P, Perucci CA, Forastiere F. (2011). Mortality and morbidity among people living close to incinerators: a cohort study based on dispersion modeling for exposure assessment. *Environmental Health*, 10:22. doi: 10.1186/1476-069X-10-22.

Renzi M, Stafoggia M, Faustini A, Cesaroni G, Cattani G, Forastiere F. (2017). Analysis of Temporal Variability in the Short-term Effects of Ambient Air Pollutants on Nonaccidental Mortality in Rome, Italy (1998-2014). *Environmental Health Perspective*, 125(6), 067019.

Rueggsegger GN, Booth FW. (2018) Health Benefits of Exercise. *Cold Spring Harbor Perspectives in Medicine*, 8(7):a029694. doi: 10.1101/cshperspect.a029694.

Santoro M, Minichilli F, Pierini A, Astolfi G, Bisceglia L, Carbone P, Conti S, Dardanoni G, Iavarone I, Ricci P, Scarano G, Bianchi F; RiscRipro Sentieri Working Group (2017). Congenital anomalies in contaminated sites: a multisite study in Italy. *International journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3), 292. doi: 10.3390/ijerph14030292.

Sanz-Aguilar A, Rosselló R, Bengoa M, Ruiz-Pérez M, González-Calleja M, Barceló C, Borrás D, Paredes-Esquivel C, Miranda MA, Tavecchia G. (2018). Water associated with residential areas and tourist resorts is the key predictor of Asian tiger mosquito presence on a Mediterranean island. *Medical Veterinary Entomology Journal*, 32(4), 443-450. doi: 10.1111/mve.12317.

Samoli E., Atkinson RW, Analitis A., Fuller G.W., Green D.C., Mudway I., Anderson HR, Kelly FJ. (2016). Associations of short-term exposure to traffic-related air pollution with cardiovascular and respiratory hospital admissions in London (UK). *Occup. Environ. Med.*, 73(5), 300-07.

Schipperijn J., Bentsen P., Troelsen J., Toftager M., Stigsdotter U.K. (2013). Associations between physical activity and characteristics of urban green space. *Urban Forestry and Urban Greening*, 12, 109-116

SCF (Scientific Committee on Food) (2002). Opinion of the Scientific Committee on Food on the Tolerable Upper Intake Level of zinc (expressed on 5 March 2002). SCF/CS/NUT/UPPLEV/62 Final, 18 pp.

SENTIERI, epidemiological study of residents in national priority contaminated sites: fifth report (2019). *Epidemiologia e Prevenzione*, 43 (2-3) Suppl 1, 1-208. doi: 10.19191/EP19.2-3.S1.032

Smith AD, Crippa A, Woodcock J, Brage S. (2016). Physical activity and incident type 2 diabetes mellitus: a systematic review and dose-response meta-analysis of prospective cohort studies. *Diabetologia*, 59(12), 2527-2545. doi: 10.1007/s00125-016-4079-0.

Shortt NK., Rind E., Pearce J., Mitchell R. (2014). Integrating environmental justice and socioecological models of health to understand population-level physical activity. *Environment and Planning A: Economy and Space*, 46, 1479-1495.

Spada L, Annicchiarico C, Cardellicchio N, Giandomenico S, Di Leo A (2012) Mercury and methylmercury concentrations in Mediterranean seafood and surface sediments, intake evaluation and risk for consumers. *Int J Hyg Environ Health* 215:418-426

Spada L, Annicchiarico C, Cardellicchio N, Giandomenico S, Di Leo A (2013) Heavy metals

monitoring in the mussel *Mytilus galloprovincialis* from the Apulian coast (Southern Italy). *Mediterranean Mar Science*, 14,99–108.

Stafoggia M, Cesaroni G, Peters A, *et al.* (2014) Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of cerebrovascular events: results from 11 European cohorts within the ESCAPE project. *Environ Health Perspect*, 122(9), 919-25.

Stafoggia M, Schneider A, Cyrus J, Samoli E, Andersen ZJ, Bedada GB, Bellander T, Cattani G, Eleftheriadis K, Faustini A, Hoffmann B, Jacquemin B, Katsouyanni K, Massling A, Pekkanen J, Perez N, Peters A, Quass U, Yli-Tuomi T, Forastiere F; UF&HEALTH Study Group (2017). UF&HEALTH Study Group. Association Between Short-term Exposure to Ultrafine Particles and Mortality in Eight European Urban Areas. *Epidemiology*, 28(2), 172-180. doi: 10.1097/EDE.0000000000000599.

Ståhl T., Wismar M., Ollila E., Lahtinen E., Leppo K. (eds) (2006) Health in all policies Prospects and potentials. Finnish Ministry of Social Affairs and Health, Helsinki, pp. 299

Sugiyama T., Cerin E., Owen N., Oyeyemi A.L., Conway T.L., Van Dyck D., Schipperijn J., Macfarlane, D.J., Salvo D., Reis R.S., Mitáš J., Sarmiento O.L., Davey R., Schofield G., Orzanco-Garralda R., Sallis J.F. (2014). Perceived neighbourhood environmental attributes associated with adults [U+05F3] recreational walking: IPEN Adult study in 12 countries. *Health and Place*, 28, 22-30

Sykes P, Morris RH, Allen JA, Wildsmith JD, Jones KP. (2011). Workers' exposure to dust, endotoxin and  $\beta$ -(1-3) glucan at four large-scale composting facilities. *Waste Management*, 31(3), 423-30. doi: 10.1016/j.wasman.2010.10.016.

Tandon PS, Tovar A, Jayasuriya AT, Welker E, Schober DJ, Copeland K, Dev DA, Murriel AL, Amso D, Ward DS. (2016) The relationship between physical activity and diet and young children's cognitive development: A systematic review. *Preventive Medicine Reports*, 3, 379-90. doi: 10.1016/j.pmedr.2016.04.003.

Tamosiunas A., Grazuleviciene R., Luksiene D., Dedele A., Reklaitiene R., Baceviciene M., Vencloviene J., Bernotiene G., Radisauskas R., Malinauskiene V., Milinaviciene E., Bobak M., Peasey A., Nieuwenhuijsen, M.J. (2014). Accessibility and use of urban green spaces, and cardiovascular health: findings from a Kaunas cohort study. *Environmental Health*, 13, 20.

Thurston GD, Kipen H, Annesi-Maesano I, *et al.* (2017) A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework. *European Respiratory Journal*, 49(1): 1600419. doi: 10.1183/13993003.00419-2016.

Trerotoli P., Bartolomeo N., Leogrande S., Trigginani S, Mincuzzi A., Serio G, Minerba A.S. (2020). Survey of Low Birthweight and Extremely Low Birthweight Events in a High Environmental Risk Area of Apulia, Italy. *International Journal of Environmental Research*, <https://doi.org/10.1007/s41742-020-00294-x>.

Vanaken GJ, Danckaerts M. (2018). Impact of Green Space Exposure on Children's and Adolescents' Mental Health: A Systematic Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12):2668. doi: 10.3390/ijerph15122668.

Vanni F., Scaini F. and Beccalo E. (2016) Agricultural areas in potentially contaminated sites: characterization, risk, management. *Ann Ist Super Sanità*, 52 (4), 500-504.

Viel J-F, Arveux P, Baverel J, Cahn J-Y. (2000). Soft-Tissue Sarcoma and Non-Hodgkin's Lymphoma Clusters around a Municipal Solid Waste Incinerator with High Dioxin Emission Levels. *American Journal of Epidemiology*, 152(1), 13–9.

Viel JF, Daniau C, Gorla S, Fabre P, de Crouy-Chanel P, Sauleau EA, Empereur-Bissonnet P. (2008a) Risk for non Hodgkin's lymphoma in the vicinity of French municipal solid waste incinerators. *Environmental Health*, 7(1):51.

Viel J-F, Clément M-C, Hägi M, Grandjean S, Challier B, Danzon A. (2008b). Dioxin emissions from a municipal solid waste incinerator and risk of invasive breast cancer: a population-based case-control study with GIS-derived exposure. *International Journal of Health Geographic*, 7(1):4.

Vigotti MA, Cavone D, Bruni A, Minerba S, Conversano M (2007) Mortality analysis in a site with point source emissions: the Taranto case (in Italian). In: Comba P, Bianchi F, Iavarone I, Pirastu R (eds) *Impatto sulla salute dei siti inquinati: metodi e strumenti per la ricerca e le valutazioni*. Rapporti ISTISAN07/50, pp 155–165.

Available at: <https://www.tarantosociale.org/tarantosociale/docs/3187.pdf>

Vigotti MA, Mataloni F, Bruni A, Minniti C, Gianicolo EA. (2014) Mortality analysis by neighbourhood in a city with high levels of industrial air pollution. *International J Public Health*, 59(4), 645-53. doi: 10.1007/s00038-014-0554-x.

Vimercati L, Baldassarre A, Gatti MF, Gagliardi T, Serinelli M, De Maria L, Caputi A, Dirodi AA, Galise I, Cuccaro F, Assennato G. (2016) Non-occupational exposure to heavy metals of the residents of an industrial area and biomonitoring. *Environ Monit Assess*, 188(12), 673. doi: 10.1007/s10661-016-5693-5.

Vinti G, Bauza V, Clasen T, Medlicott K, Tudor T, Zurbrugg C, Vaccari M. (2021). Municipal Solid Waste Management and Adverse Health Outcomes: A Systematic Review. *International journal of Environmental Research and Public Health*, 18(8):4331. doi: 10.3390/ijerph18084331.

White RL, Babic MJ, Parker PD, Lubans DR, Astell-Burt T, Lonsdale C. (2017). Domain-Specific Physical Activity and Mental Health: A Meta-analysis. *American Journal of Preventive Medicine*, 52(5), 653-666. doi: 10.1016/j.amepre.2016.12.008.

World Health Organisation (1948). Preamble to the Constitution of the World Health Organisation as adopted by the International Health Conference, New York, 19-22 June, 1946; signed on 22 July by the representatives of 61 States (Official Records of the World Health Organisation, no.2, pp.100) entered into force on 7 April 1948.

WHO-Regional Office for Europe (1999) *Gothenburg Consensus paper on Health Impact assessment: Main Concepts and Suggested Approaches*. Brussels: European Centre for Health Policy.

WHO (2006). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. World Health Organization, Geneva.

WHO-Regional Office for Europe (2010). Parma declaration on Environment and Health. Fifth Ministerial Conference on Environment and Health "Protecting children's health in a changing environment". Copenhagen.

WHO-Regional Office for Europe (2012). Action plan for implementation of the European strategy for the prevention and control of noncommunicable diseases 2012–2016. Copenhagen:

WHO- Regional Office for Europe (2013). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. World Health Organization, Copenhagen.

WHO-Regional Office for Europe (2014). WHO Expert Meeting: Methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level. Meeting report, Bonn, Germany, 12-13 May 2014. World Health Organization, Copenhagen.

WHO-Regional Office for Europe (2015). Waste and human health: evidence and needs. World Health Organization, Copenhagen.

WHO & World Meteorological Organization (WMO) (2015). Heatwaves and Health: Guidance on Warning-System Development. Geneva: World Meteorological Organization and World Health Organization, 114 pp.

WHO-Regional Office for Europe (2016). Urban green spaces and health: a review of evidence. World Health Organization, Copenhagen, 91 pp.

WHO-Regional Office for Europe (2018). Environmental noise guidelines for the European region. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen,

Wilker E.H., Wu C.D., Mcneely E., Mostofsky E., Spengler J., Wellenius G.A., Mittleman M.A. (2014). Green space and mortality following ischemic stroke. *Environmental Research*, 133, 42-48.

Winkler, M.S., Viljani, F., Knoblauch, A.M., Cave, B., Divall, M., Ramesh, G., Harris-Roxas, B. and Furu, P. (2021) Health Impact Assessment International Best Practice Principles. Special Publication Series No. 5. Fargo, USA: International Association for Impact Assessment.

Wu C, Liu J, Liu S, Li W, Yan L, Shu M, Zhao P, Zhou P, Cao W. (2018). Assessment of the health risks and odour concentration of volatile compounds from a municipal solid waste landfill in China. *Chemosphere*, 202, 1–8.

Xu, P., Chen, Z., Wu, L., Chen, Y., Xu, D., Shen, H., Han, J., Wang, X., Lou, X. (2019). Health risk of childhood exposure to PCDD/Fs emitted from a municipal waste incinerator in Zhejiang, China. *Science and Total Environment*, 689, 937–944.

Young DR, Hivert MF, Alhassan S, Camhi SM, Ferguson JF, Katzmarzyk PT, Lewis CE, Owen N, Perry CK, Siddique J, Yong CM; Physical Activity Committee of the Council on Lifestyle

and Cardiometabolic Health; Council on Clinical Cardiology; Council on Epidemiology and Prevention; Council on Functional Genomics and Translational Biology; and Stroke Council (2016) Sedentary Behavior and Cardiovascular Morbidity and Mortality: A Science Advisory From the American Heart Association. *Circulation*, 134(13), e262-79.

Yu Y, Yu Z, Sun P, Lin B, Li L, Wang Z, Ma R, Xiang M, Li H, Guo S. (2018). Effects of ambient air pollution from municipal solid waste landfill on children's non-specific immunity and respiratory health. *Environmental Pollution*, 236, 382-390. doi: 10.1016/j.envpol.2017.12.094.

Zambon P, Ricci P, Bovo E, Casula A, Gattolin M, Fiore AR, Chiosi F, Guzzinati S. (2007). Sarcoma risk and dioxin emissions from incinerators and industrial plants: A population-based case-control study (Italy). *Environmental Health*, 6:19. doi: 10.1186/1476-069X-6-19

Copia preliminare

# THE WHO REGIONAL OFFICE FOR EUROPE

The World Health Organization (WHO) is a specialized agency of the United Nations created in 1948 with the primary responsibility for international health matters and public health. The WHO Regional Office for Europe is one of six regional offices throughout the world, each with its own programme geared to the particular health conditions of the countries it serves.

## MEMBER STATES

Albania	Lithuania
Andorra	Luxembourg
Armenia	Malta
Austria	Monaco
Azerbaijan	Montenegro
Belarus	Netherlands
Belgium	North Macedonia
Bosnia and Herzegovina	Norway
Bulgaria	Poland
Croatia	Portugal
Cyprus	Republic of Moldova
Czechia	Romania
Denmark	Russian Federation
Estonia	San Marino
Finland	Serbia
France	Slovakia
Georgia	Slovenia
Germany	Spain
Greece	Sweden
Hungary	Switzerland
Iceland	Tajikistan
Ireland	Turkey
Israel	Turkmenistan
Italy	Ukraine
Kazakhstan	United Kingdom
Kyrgyzstan	Uzbekistan
Latvia	

### **World Health Organization**

### **European Centre for Environment and Health**

Platz der Vereinten Nationen 1

D-53113 Bonn, Germany

Tel.: +49 228 815 0400 • Fax: +49 228 815 0440

E-mail: [euroceh@who.int](mailto:euroceh@who.int) • Website: [www.euro.who.int](http://www.euro.who.int)