

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



RIASSUNTO

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. Da diversi decenni l'impianto è noto per il suo impatto ambientale negativo, con emissioni notevoli di vari inquinanti che interessano vaste aree, anche densamente popolate, come la stessa città di Taranto. Taranto e i comuni circostanti sono inclusi in una lista dei "siti di interesse" per la contaminazione ambientale individuati dal Governo italiano. Gli impatti sulla salute umana sono stati ampiamente studiati nel corso degli anni. Percentuali eccessive di insorgenza di numerose malattie e di mortalità sono state ripetutamente documentate, denotando un preoccupante profilo sanitario per la popolazione locale. Gli impatti dell'impianto siderurgico sulla salute sono stati quantificati in modo più affidabile per quanto concerne le emissioni in atmosfera, attentamente monitorate per molti anni. Nell'ambito del progetto dell'OMS descritto in questo rapporto sono state aggiornate le stime disponibili e sono state valutate modalità alternative di produzione ed emissione industriale, inoltre l'analisi dell'impatto sulla salute è stata corredata di una valutazione economica. I risultati confermano le stime precedenti. Gli impatti prevedibili di mortalità e morbilità stimati nonché i costi associati sono in funzione dei cambiamenti previsti nelle concentrazioni di inquinanti nei diversi scenari. Per esempio, nello scenario meno favorevole sono stimate 27 morti all'anno per uomini e donne di età superiore ai 30 anni residenti nel comune di Taranto, mentre la cifra diminuisce a 5 morti all'anno nello scenario più favorevole. Queste cifre forniscono una visione parziale dell'impatto complessivo sulla salute: altri fattori importanti, come la contaminazione del suolo, dell'acqua, dei rifiuti e degli alimenti, non possono attualmente essere quantificati in modo affidabile. Anche la qualità della vita, l'ambiente urbano e gli spazi verdi sono influenzati dalle politiche industriali dell'impianto siderurgico e l'impatto nei confronti di questi aspetti dovrebbe essere valutato a fondo nel quadro dell'agenda per lo sviluppo sostenibile.

PAROLE CHIAVE

EPIDEMIOLOGY
HEALTH IMPACT ASSESSMENT
ENVIRONMENTAL EXPOSURE
ENVIRONMENTAL POLLUTION

Numero del documento: WHO/EURO:2023-7861-47629-70169

© World Health Organization 2023

Alcuni diritti riservati. Quest'opera è disponibile con licenza - Creative Commons Attribuzione-Non commerciale Condividi allo stesso modo 3.0 IGO (CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo>).

Secondo i termini di questa licenza, è possibile copiare, ridistribuire e adattare l'opera per fini non commerciali, a condizione che l'opera sia citata in modo appropriato, come indicato di seguito. L'uso di quest'opera, in qualsiasi forma, non deve sottintendere che l'OMS sostenga organizzazioni, prodotti o servizi specifici. L'uso del logo dell'OMS non è consentito. Qualora si adatti l'opera, è necessario adottare la stessa licenza Creative Commons o una licenza equivalente per l'opera adattata. Qualora si traduca quest'opera, è necessario aggiungere il seguente avviso di esclusione di responsabilità alla citazione su ggerita: "Questa traduzione non è stata prodotta dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS). L'OMS non è responsabile del contenuto o dell'accuratezza di questa traduzione. L'edizione originale inglese rappresenta l'edizione vincolante e autentica: Health impact assessment of steel plant activities in Taranto, Italy. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2023".

Qualsiasi mediazione inerente a controversie derivanti dalla licenza sarà condotta in conformità alle regole di mediazione dell'Organizzazione Mondiale della Proprietà Intellettuale (<http://www.wipo.int/amc/en/mediation/rules/>).

Citazione suggerita. Valutazione dell'impatto sanitario delle attività dell'impianto siderurgico di Taranto. Copenhagen: Ufficio Regionale dell'OMS per l'Europa; 2023 Licenza: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Dati di catalogazione nella pubblicazione (CIP). I dati CIP sono disponibili su <http://apps.who.int/iris>.

Vendite, diritti e licenze. Per acquistare le pubblicazioni dell'OMS, consultare <http://apps.who.int/bookorders>. Per inviare richieste di uso commerciale e domande su diritti e licenze, consultare <http://www.who.int/about/licensing>.

Materiale di terze parti. Qualora si intenda riutilizzare materiale presente in quest'opera attribuito a terzi, come tabelle, figure o immagini, è responsabilità di chi riutilizza determinare se sia necessaria l'autorizzazione per tale riutilizzo e ottenere detta autorizzazione dal titolare del copyright. Il rischio di reclami derivanti dalla violazione di qualsiasi componente di proprietà di terzi presente nell'opera è legato esclusivamente all'utente.

Esclusioni di responsabilità generali. Le denominazioni utilizzate e la presentazione del materiale in questa pubblicazione non implicano l'espressione di alcuna opinione da parte dell'OMS riguardo allo status giuridico di qualsiasi nazione, territorio, città o area o delle sue autorità, o riguardo alla delimitazione delle sue frontiere o confini. Le linee punteggiate e tratteggiate sulle mappe rappresentano linee di confine approssimative per le quali potrebbe non sussistere ancora un pieno accordo.

La menzione di aziende specifiche o di prodotti di determinati produttori non implica che essi siano approvati o raccomandati dall'OMS a preferenza di altri di natura simile non menzionati. Salvo errori e omissioni, i nomi dei prodotti di proprietà sono contraddistinti da lettere iniziali maiuscole.

L'OMS ha preso tutte le precauzioni ragionevoli per verificare le informazioni contenute in questa pubblicazione. Tuttavia, il materiale pubblicato viene distribuito senza alcun tipo di garanzia, né espressa né implicita. La responsabilità dell'interpretazione e dell'uso del materiale è del lettore. In nessun caso l'OMS sarà ritenuta responsabile per i danni derivanti dal suo utilizzo.

Tutte le foto: WHO/Giuseppe Leva

Grafica: Imre Sebestyén

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



Contenuti

Ringraziamenti	iv
Acronimi e abbreviazioni	v
1. Introduzione	1
1.1 Il caso dello stabilimento siderurgico di Taranto.....	2
1.2 Piano strategico: <i>Taranto futuro prossimo</i>	5
1.3 Valutazione dell'impatto sulla salute: scopo e approcci.....	6
2. Scopo del progetto OMS a Taranto	11
3. Metodologia	12
3.1 Area di studio.....	13
3.2 Popolazione.....	14
3.3 Valutazione dell'esposizione: metodi e dati.....	17
3.4 Esiti di salute.....	21
3.5 Risultati attesi per la caratterizzazione degli impatti sulla salute.....	22
4. Identificazione dei determinanti della salute interessati	25
4.1 Inquinamento dell'aria ambiente.....	27
4.2 Sicurezza alimentare.....	31
4.3 Gestione dei rifiuti.....	33
4.4 Spazi verdi urbani.....	34
5. Caratterizzazione degli impatti sulla salute	36
5.1 Impatti sulla salute legati all'inquinamento atmosferico.....	36
5.2 Impatti sulla salute legati ad altri determinanti.....	48
6. Implicazioni dei risultati	59
7. Conclusioni e messaggi chiave	65
Riferimenti bibliografici	67

RINGRAZIAMENTI

Coordinatori:

Marco Martuzzi, Centro Asia-Pacifico dell'OMS per l'ambiente e la salute nella regione del Pacifico occidentale, Organizzazione Mondiale della Sanità, Seul, Repubblica di Corea

Francesca Racioppi, Centro europeo dell'OMS per l'ambiente e la salute, Organizzazione Mondiale della Sanità, Bonn, Germania

Team del progetto:

Piedad Martin-Olmedo, Escuela Andaluza de Salud Pública (Granada, Spagna); Presidente dell'Associazione Europea di sanità pubblica – Dipartimento per la valutazione di impatto sulla salute.

Andrea Ranzi, Struttura Tematica Ambiente Prevenzione e Salute, Agenzia Regionale per la Prevenzione, l'Ambiente e l'Energia dell'Emilia-Romagna, Modena.

Joseph V. Spadaro, Centro Basco per i Cambiamenti Climatici, Leioa (Spagna); esperto in: VIS ambientale integrata, carico di malattia e caratterizzazione economica del rapporto tra ambiente e salute umana

Neal Pearce (consulente nella prima fase), Scuola di igiene e medicina tropicale, Londra (Regno Unito)

Chris Portier (consulente nella prima fase), Agenzia per il registro delle sostanze tossiche e delle malattie, Atlanta (USA)

Autori di questo rapporto:

Piedad Martín-Olmedo, Joe V. Spadaro, Andrea Ranzi, Francesca Racioppi e Marco Martuzzi (affiliazioni riportate sopra).

L'OMS 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 preparazione di questo documento.

Traduzione in italiano:

Giuseppe Tommaso Gervasio

Finanziamenti:

La produzione del presente rapporto è stata finanziata dalla Regione Puglia.

ACRONIMI E ABBREVIAZIONI

AIA	Autorizzazione integrata ambientale
ARPA	Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente
IC	Intervallo di confidenza
HHRA	Valutazione del rischio per la salute umana [human health risk assessment]
VIS	Valutazione dell'impatto sanitario
IARC	Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro [International Agency for Research on Cancer]
PCB	Policlorobifenili
PM _{2,5}	Particolato di misura $\leq 2,5 \mu\text{m}$
PM ₁₀	Particolato di misura $\leq 10 \mu\text{m}$
RR	Rischio relativo
SMR	Rapporto standardizzato di mortalità [standardized mortality ratio]
VDS	Valutazione del danno sanitario

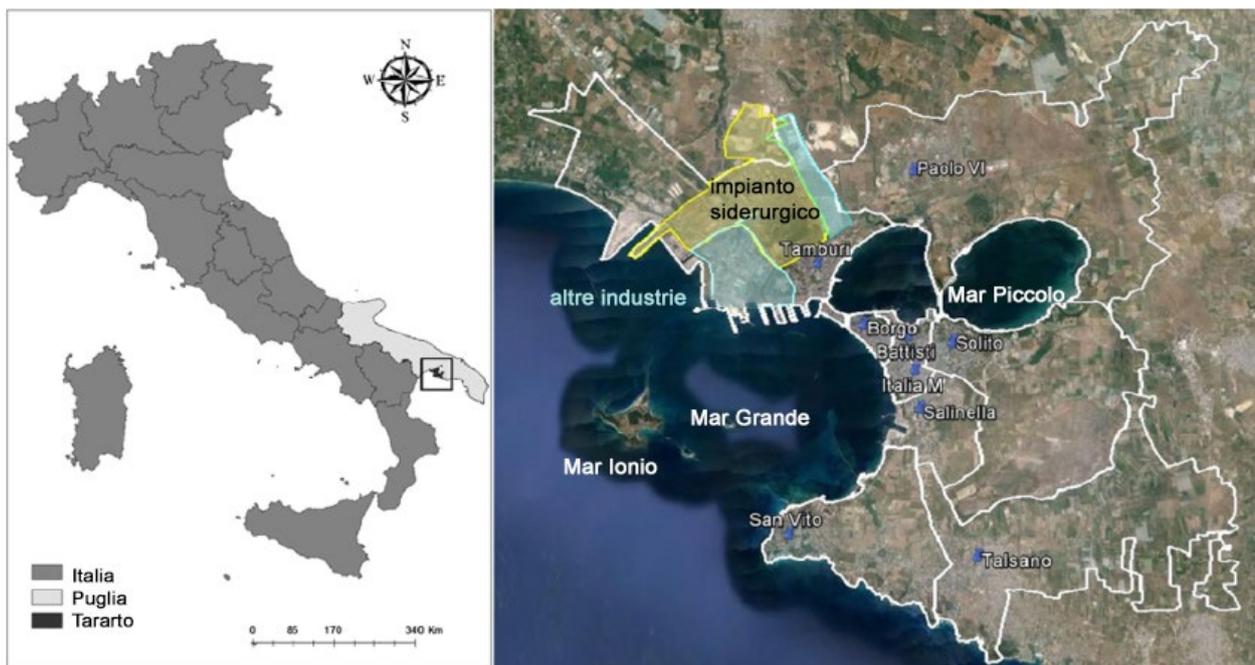


1. Introduzione

La città di Taranto (191.050 abitanti, 40°28'0"N 17°14'0"E, superficie 217,5 km²) è situata nell'Italia meridionale vicino all'imbocco del Golfo di Taranto nel Mar Ionio (7). 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 (Fig. 1) ha una conformazione peculiare, con due bacini marini interni: il Mar Piccolo e il Mar Grande. Pertanto tutti i lati della città sono influenzati dal mare, con due aree funzionali distinte (2-4):

- a ovest, lo stabilimento siderurgico e i 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 negli anni '50 erano borgate mentre oggi sono quartieri cittadini.

Fig. 1. Città di Taranto: quartieri e principali stabilimenti nell'area industriale



Fonti: riferimenti bibliografici 2 e 3. Ristampato con l'autorizzazione di Springer Nature.

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

(precedentemente di proprietà dell'Ilva e attualmente di Arcelor Mittal, di seguito indicato come ex-Ilva), la raffineria di petrolio Eni, due centrali elettriche, lo stabilimento

Cementir con una produzione media annua di 900.000 tonnellate di calcestruzzo, un deposito di materiale radioattivo (situato a Statte, a 14,8 km da Taranto città), un'industria mineraria, impianti militari, discariche, siti di rifiuti illegali oltre a varie cave dismesse. Altre attività industriali e commerciali, impattanti a livello ambientale e profondamente integrate nell'area urbana, sono associate al grande porto (2, 5, 6). Distinguere il contributo di ciascuna 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 fondo.

A seguito delle attività inquinanti sopra descritte, Taranto è stata riconosciuta sito di interesse nazionale dal Decreto del Ministero dell'Ambiente italiano del 10 gennaio 2000. Con una superficie totale di poco meno di 117 km² (corrispondenti a 43,8 km² di terra e 73 km² di mare), è considerato uno dei più grandi siti di interesse nazionali per estensione (4).

1.1 Il caso dello stabilimento siderurgico di Taranto

Lo stabilimento ex-Ilva, fondato nel 1965, è il più grande complesso siderurgico a ciclo integrato d'Europa: raggiunge un'estensione di 15,45 km², di cui 10,45 km² ricadono nel comune di Taranto e circa 5 km² nel vicino comune di Statte, situato a nord-nord-ovest di Taranto. Le sue principali produzioni sono: coke, agglomerati per sinterizzazione, ghisa, acciaio massiccio, bobine laminate a caldo, bobine laminate a freddo, bobine zincate a caldo, lamiere pesanti laminate a caldo, tubi saldati neri o rivestiti (6, 7). L'ex-Ilva rappresenta il principale datore di lavoro nel Sud Italia, con circa 10.400 impiegati diretti e circa 8.000-10.000 lavoratori nelle attività dell'indotto (5, 6).

L'11 luglio 1997, il Consiglio dei Ministri italiano dichiarò lo stabilimento siderurgico ex-Ilva di Taranto: "area ad alto rischio di crisi ambientale". 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 grandi quantità di polveri minerali provenienti dai depositi presenti nell'area dello stabilimento e di non aver intrapreso azioni volte a impedire tale spargimento (5, 8).

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 dello stabilimento ex-Ilva a seguito dei risultati dell'indagine epidemiologica che dimostravano come i fumi dell'ex-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. A tal fine, il Governo italiano emanò un decreto (D.L. n. 207 del 03 dicembre 2012) che permise all'ex-Ilva di riprendere la produzione di acciaio ma 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 conforme con le migliori tecniche disponibili (5).

La procedura AIA, in vigore in Italia dal 2004, è prevista per ottemperare ai requisiti della Parte II del Decreto Legislativo n. 152 del 3 aprile 2006, come modificato dal Decreto Legislativo n. 46 del 4 marzo 2014, secondo quanto richiesto dalla Direttiva 2010/75/UE sulle emissioni industriali: Prevenzione e

riduzione integrate dell'inquinamento (9). L'acciaieria ottenne la prima AIA nel 2011, seguita da diverse revisioni come quella disposta con il Decreto del 26 ottobre 2012, che autorizzava una produzione massima pari a 6 milioni di tonnellate di acciaio, e con il più recente Decreto del 29 settembre 2017 (10). Il rispetto dei miglioramenti tecnologici richiesti nella più recente AIA permetterebbe di aumentare la produzione dell'acciaio fino a 8,5 milioni di tonnellate all'anno nel 2024, con una riduzione della forza lavoro pari a 5000-6000 esuberanti (7).

Il Parlamento europeo, nella sua risoluzione del 13 dicembre 2012, invitò 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 (12) sulla responsabilità ambientale (5, 7).

Il 18-19 luglio 2017, una delegazione del Parlamento Europeo ha condotto una valutazione in loco e un'udienza con le parti interessate (dirigenti e tecnici della ex-Ilva, cittadini locali, organizzazioni non governative e autorità nazionali, regionali e locali con un ruolo nei settori dell'ambiente e della salute pubblica) per ottenere informazioni sui principali processi che causano inquinamento e presentano problemi di salute o sicurezza per lavoratori e residenti. Ha inoltre raccolto informazioni sulle opzioni industriali per l'implementazione di un modello in grado di salvaguardare pienamente la salute dei cittadini, l'ambiente e il benessere socio-economico dell'area di Taranto (7). Nell'ambito di questa valutazione in loco, i delegati del Parlamento Europeo hanno segnalato i seguenti elementi dello stabilimento nel luglio 2017:

- I tecnici presso lo stabilimento ex-Ilva hanno informato la delegazione che il sistema di scarico in continuo delle navi è stato implementato per permettere

alle materie prime che arrivano via nave di essere spostate al molo est senza perdite o dispersioni.

- I grandi nastri trasportatori per il trasporto della materia prima dal molo est del porto ai parchi minerali all'aperto dello stabilimento erano stati parzialmente coperti in ottemperanza alla disposizione dell'AIA che prevede la copertura dei nastri trasportatori per evitare la diffusione del particolato tramite il vento. Nell'aprile 2017, il 65% del nastro trasportatore era stato coperto (38,6 km dei 59 km).
- Un parco minerario principale a cielo aperto di circa 70.000 m² per lo stoccaggio delle materie prime (minerali di ferro e carbone) situato vicino al quartiere Tamburi e diversi parchi secondari erano ancora in funzione. In conformità con le disposizioni 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 edificio di 25 piani) eretta proprio dietro il quartiere Tamburi per ridurre il rischio di emissioni occasionali di particolato. Inoltre era stata proposta una misura aggiuntiva, ossia proteggere l'alberata ed "ecologica" via Appia, che funge da frangivento per l'area abitata. Tuttavia, la copertura dei parchi minerali era stata più volte ritardata. Di conseguenza, nei giorni in cui il vento soffiava verso il suddetto quartiere, l'unica protezione per la sua popolazione consisteva nel chiudere le finestre e tenere i bambini in casa. Al momento della visita del Parlamento Europeo, la costruzione non era ancora stata avviata.
- A luglio 2017, l'uso di **cannoni spara-nebbia** per inumidire i cumuli di materie prime nei parchi minerali era l'unica misura di mitigazione applicata in attesa che i parchi venissero coperti.

- **Erano presenti 10 batterie di forni a coke**, 4 delle quali erano in funzione durante la visita in loco.
- Dei **5 altiforni** per la produzione di ghisa e acciaio, 3 (i numeri 1, 2 e 4) erano in funzione. La sala di controllo del forno 1 era stata ammodernata nell'agosto 2015 al costo di €130 milioni e funziona automaticamente (gli operai intervengono solo in caso di malfunzionamento). Il forno 5, uno dei più grandi del suo genere in Europa, è spento da marzo 2015, in attesa di lavori straordinari di bonifica e manutenzione ambientale per rispettare pienamente le disposizioni dell'AIA. È stato dichiarato che il forno 3 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'incontro con i delegati del Parlamento Europeo hanno dichiarato che la bonifica ambientale dell'impianto dovrebbe essere effettuata integralmente, senza più ritardi. I tecnici dell'ex-Ilva hanno sostenuto che la decontaminazione organica sarebbe stata condotta in tutto lo stabilimento, andando in profondità nel sottosuolo sotto il forno 3 e includendo la rimozione dei rifiuti accumulati nel tempo (come le traversine ferroviarie, poste sotto sequestro 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.
- In due acciaierie, costruite nel 1964 e nei primi anni '70, la ghisa, trasportata alle acciaierie con vagoni su rotaie, viene affinata dentro 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 5 di questi stampi nelle due acciaierie. Circa il 70-80% dei prodotti finiti vengono spediti dai moli occidentali ai principali porti di Europa, Turchia, Nord Africa e altre destinazioni d'oltremare.

- I parchi nell'area della cava di calcare erano completamente coperti.
- Le discariche all'aperto, con rifiuti non pericolosi e pericolosi situati nel perimetro delle aree, erano state conferite al nuovo proprietario. Al momento della visita lo scarico non autorizzato di rifiuti pericolosi era oggetto di una nuova indagine giudiziaria.

Il 4 settembre 2017, l'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente (ARPA Puglia) ha formulato osservazioni in merito alla richiesta di AIA suggerendo: nuove misure, modifiche di quelle di tutela ambientale e sanitaria previste – attività approvate con DPCM del 14 marzo 2014 per l'esercizio dell'impianto –, nonché, ove necessario, proroghe dei termini di attuazione delle relative disposizioni. L'ARPA ha sottolineato che gli interventi di risanamento ambientale già previsti dal succitato DPCM – il cui termine originario era giugno 2017, prorogato a settembre 2017 – non saranno effettivamente completati fino ad agosto 2023. Poiché la maggior parte di tali interventi è necessaria per conformarsi alle “migliori tecnologie disponibili” nel settore (cfr. Decisione di esecuzione della Commissione del 28 febbraio 2012 che stabilisce la conformità 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 ma un costo per l'ambiente e la salute pubblica. Ha inoltre sottolineato che la gestione dell'impianto siderurgico senza utilizzare o utilizzando solo parzialmente le migliori tecniche

disponibili potrebbe costituire una violazione della normativa dell'Unione Europea (7).

Alcune delle parti interessate presenti all'udienza con i delegati del Parlamento Europeo nel luglio 2017 (Associazione Peacelink) hanno espresso preoccupazione per il fatto che il piano ambientale concepito per la rigenerazione dell'impianto siderurgico richiederebbe 5 anni per l'attuazione (con termine nel 2023) per un importo totale di €1,14 miliardi, inferiore agli €8,1 miliardi stimati dai giudici nel 2013 (7).

Il Parlamento italiano ha introdotto una modifica normativa che estende il termine di monitoraggio dell'amministrazione straordinaria al 2024, corrispondente al termine dell'attuale piano industriale. Ciò garantirebbe che il nuovo proprietario rispetti gli impegni assunti di effettuare gli investimenti concordati o altrimenti di cedere la proprietà.

Alla fine del 2019 il Governo italiano ha presentato un piano di indirizzo 2020-2023 per rendere lo stabilimento di Taranto un "leader europeo nella produzione di acciaio ecosostenibile", con un investimento previsto pari a €3,6 miliardi nei prossimi 5 anni per raggiungere una produzione annua complessiva di 8 milioni

di tonnellate di acciaio. Tuttavia, nel giugno 2020, Arcelor Mittal 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 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 (13).

Il caso ex-Ilva rappresenta una grande sfida per i governi nazionali, regionali e locali, nonché per l'industria e per la società, per raggiungere un giusto equilibrio tra il diritto alla salute e la protezione dell'ambiente, da un lato, e 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 e i relativi danni sanitari: includono 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 sull'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 esaurienti, in cui i miglioramenti strutturali e tecnici

dell'impianto per la riduzione dei suoi impatti ambientali siano abbinati a piani completi di riqualificazione urbana e strategie di sviluppo sostenibile – tutti elementi critici con potenziali impatti sulla salute e sul benessere umani.

In questo contesto, un piano strategico per lo sviluppo e la valorizzazione dell'area tarantina, intitolato *Taranto futuro prossimo*, è stato promosso dalla Regione Puglia con il Comune di Taranto, con il supporto dell'Agenzia Strategica Regionale per lo Sviluppo Ecosostenibile del Territorio (4). Tale piano strategico si basa sui contributi emersi dagli incontri istituzionali con i portatori di interesse pubblico di otto

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, la crisi è stata affrontata attraverso azioni coordinate con tutte le parti (attori pubblici e privati, e cittadini), evitando per quanto possibile lo scontro, concentrandosi sulla radice dei problemi e, soprattutto, definendo orizzonti condivisi e sostenibili, realizzabili a seconda del contesto e delle parti coinvolte.

Il piano strategico per Taranto ha quattro obiettivi generali:

- rimuovere gli ostacoli allo sviluppo socioeconomico;
- riorganizzare l'economia locale per promuovere nuova occupazione, in particolare per i giovani e le donne;
- valorizzare le risorse potenziali del territorio in termini economici e sociali;
- promuovere l'innovazione economica, sociale e culturale nel quadro dei principi e degli obiettivi dell'Agenda ONU 2030 per lo sviluppo sostenibile.

Questi quattro obiettivi guidano le strategie generali. 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

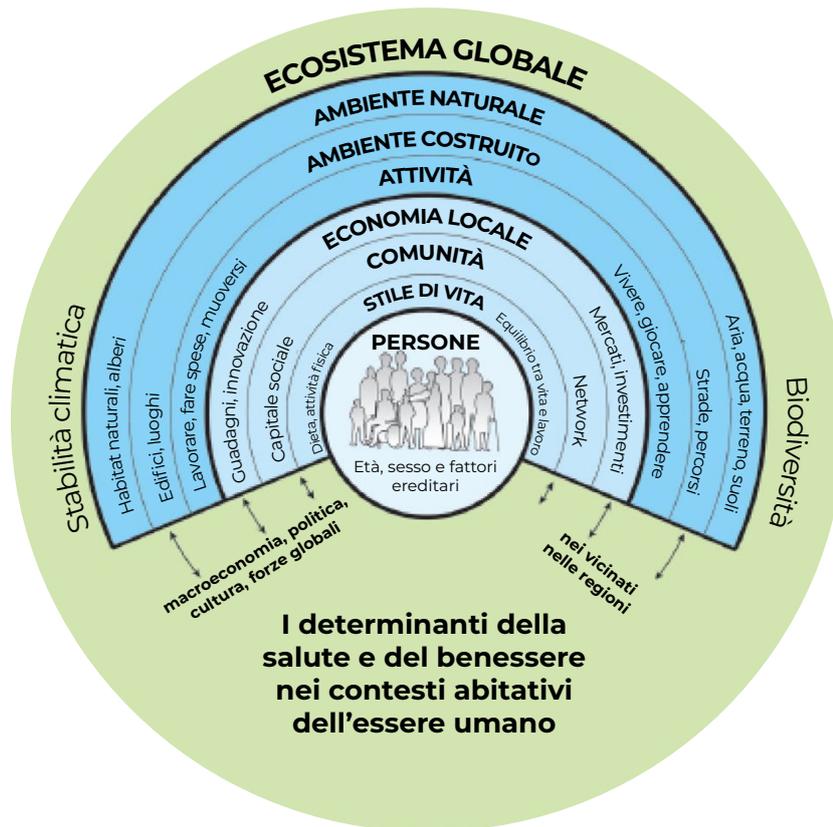
Per comprendere meglio l'approccio adottato, chiariamo lo scopo, l'utilità e le modalità della valutazione dell'impatto sanitario (VIS) applicata al contesto dei siti contaminati (14). La VIS è simile alla valutazione d'impatto ambientale, con importanti differenze, tra cui il fatto che raramente la VIS rappresenterà un obbligo legale. Il documento di consenso di Göteborg (15) definisce la VIS 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 alla distribuzione di tali effetti all'interno della popolazione.

La pratica della VIS si basa sulla definizione di salute e benessere dell'Organizzazione

Mondiale della Sanità (16) che abbraccia la salute e il benessere fisico, psichico e sociale. È strettamente collegata allo sviluppo dei determinanti sociali del quadro sanitario e alla strategia della "salute in tutte le politiche" promossa dall'OMS e adottata dall'Unione Europea nel Libro Bianco *Insieme per la salute: un approccio strategico dell'UE per il periodo 2008-2013* (17, 18). Questo quadro affronta non solo gli impatti biofisici e ambientali sulla salute, che possono derivare da politiche, proposte e piani, ma anche i fattori sociali con un impatto potenziale sui gruppi della popolazione. Fattori come l'ambiente, i trasporti, gli alloggi, l'accesso ai servizi e l'occupazione possono interagire in misura maggiore o minore con gli stili di vita e il corredo genetico di un individuo, influenzandone la salute e il benessere (19, 20). La Fig. 2 riassume le relazioni tra questi determinanti.

Fig. 2. Quadro dei determinanti sociali della salute e del benessere



Fonti: riferimenti bibliografici 19 e 20. Riprodotto con l'autorizzazione dell'Institute for Futures Studies.

L'obiettivo ultimo di una VIS è sostenere i processi decisionali fornendo informazioni e prove scientifiche sugli effetti positivi e negativi di ogni nuova proposta sulla salute e sull'equità sanitaria. La sua natura prospettica consente anche l'introduzione di misure correttive volte a gestire gli impatti stimati, ottimizzando quindi gli esiti sanitari della proposta oggetto di valutazione. Le VIS hanno un ampio spettro nella pratica, a seconda: del tipo di intervento, della sua estensione o complessità, della scala spaziale a cui si applica, delle tempistiche della VIS e della metodologia impiegata. Altri aspetti che hanno condizionato la pratica delle VIS sono legati alle discipline in cui sono state promosse e agli scopi per cui sono state definite, che talvolta hanno generato inutili disaccordi e conflitti tra gli operatori dei diversi settori (21, 22).

Sebbene siano state proposte diverse procedure operative per la realizzazione di una VIS, i più condividono un modello strutturato in 5

fasi con alcune variazioni nella terminologia (22–25):

- controllo: per determinare se una proposta (progetto, programma o piano) possa avere impatti significativi sulla salute della popolazione, e quindi, richiedere una VIS;
- 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;
- 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 valenza dei potenziali impatti positivi e negativi sulla salute relativi a una proposta;

- stesura del rapporto e raccomandazioni: redazione di un rapporto VIS e di una sintesi non tecnica;
- monitoraggio e valutazione: determinare se la VIS e qualsiasi suo risultato abbiano influito 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 (24).

Gli approcci quantitativi forniscono un'indicazione della portata degli effetti sulla salute, consentendo un confronto con i criteri numerici o con le soglie che delineano la significatività di effetti particolari 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 o peso delle malattie.

- La HHRA, basata sull'evidenza tossicologica, può essere eseguita alquanto rapidamente con una spesa modesta, fornendo informazioni dirette sull'urgenza dell'intervento atto a: proteggere la salute di una popolazione, rimediare all'esposizione o identificare azioni appropriate per la salute pubblica come il monitoraggio medico, l'educazione alla salute e/o la sorveglianza sanitaria, e la ricerca specifica sulle sostanze. Le stime HHRA potrebbero fornire informazioni su un possibile rischio degli 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. Le linee guida per l'esecuzione di HHRA in siti contaminati sono disponibili presso varie agenzie internazionali, nazionali e regionali per la salute e l'ambiente (14).

- La valutazione comparativa del rischio (detta anche "VIS ambientale integrata") comporta il calcolo del rischio attribuibile alla popolazione o, laddove siano disponibili dati multilivello, di un impatto potenziale, definito come la proporzione del carico futuro di malattie o lesioni che potrebbero essere evitate se i livelli di esposizione attuali o futuri a un fattore di rischio, o a un gruppo di fattori di rischio, fossero ridotti a scenari ipotetici. Questo è un approccio basato sulla popolazione che ha il fine di valutare i cambiamenti nella popolazione specifica oggetto di studio, utilizzando metodi ed evidenze epidemiologiche. Tale approccio potrebbe non essere applicabile a tutti i determinanti di salute e i fattori di rischio; la sua applicabilità dipenderà: dalla disponibilità di funzioni di esposizione-risposta valide ottenute da studi epidemiologici di alta qualità e dalla dimensione dell'effetto e della popolazione, tra altri fattori (14).

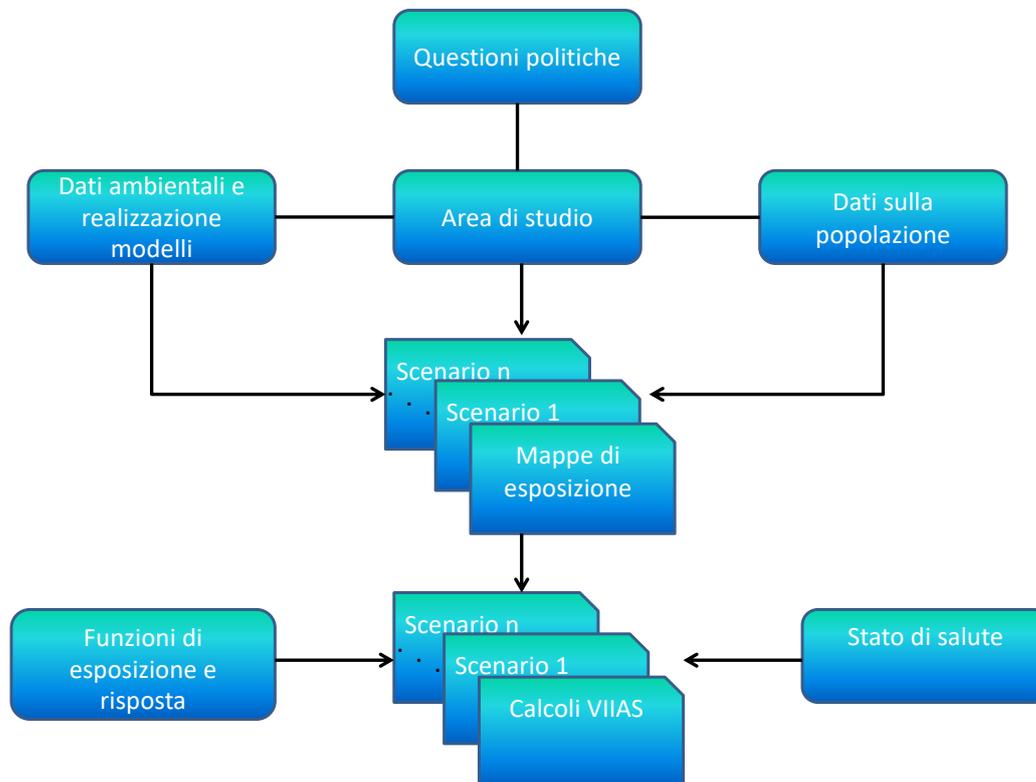
La metrica del "peso della malattia" (comunemente misurato in anni di vita corretti per disabilità, DALY) combina la mortalità e la morbilità in un unico indicatore, sommando la durata della vita delle persone colpite (generalmente misurata rispetto a una popolazione standardizzata) e la lunghezza del tempo in cui convivono con le malattie. La combinazione è costituita da pesi comparativi, stabiliti attraverso il consenso di esperti. Il quadro risultante degli effetti e degli impatti sulla salute dei fattori di rischio ambientali fornisce una solida base per la risposta politica e per gli interventi, e può guidare le priorità, nonostante i suddetti effetti e impatti siano basati su diverse ipotesi che necessitano verifica.

In un tale dibattito sempre più rilevante dal punto di vista delle politiche sorgono naturalmente questioni di natura economica: le politiche basate sull'evidenza

e che promuovono la salute sono auspicabili, ma non dovrebbero anche valere il loro costo? Non dovrebbero far sì che i benefici previsti superino l'esborso sostenuto per l'intervento? Ovviamente la risposta è un sonoro "sì" (con alcune

precisazioni) e non sorprende che sia fiorita un'intera disciplina dedicata proprio a come affrontare la dimensione economica dei rapporti tra ambiente e salute umana (Fig. 3).

Fig. 3. Fasi principali e dati necessari per applicare l'approccio della valutazione comparativa del rischio



VIIAS, valutazione integrata di impatto ambientale e sanitario

Fonte: riferimento bibliografico 26. Riprodotto con l'autorizzazione di Elsevier.

Approccio qualitativo: si può costruire un modello concettuale per l'identificazione dei "probabili effetti significativi sulla salute" per quelli ritenuti probabili dalla letteratura scientifica aventi un collegamento plausibile tra fonte, via e recettore, e il cui verificarsi nel contesto della proposta sia probabile sulla base di un giudizio professionale. Gli effetti "significativi" sulla salute sono considerati tutti quelli che, secondo il giudizio professionale, sono importanti (effetto positivo o negativo), auspicabili (effetto positivo) o inaccettabili (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 (24):

- Il cambiamento è sufficientemente grande in una popolazione sufficientemente sensibile.
- La letteratura scientifica mostra una relazione causale rilevante o una chiara associazione di sufficiente portata dell'effetto.
- I fattori di rischio identificati sono intrinsecamente pericolosi. Pertanto, qualsiasi esposizione a fattori chimici o fisici che siano provatamente causa di

carcinogenesi, teratogenicità o alterazione endocrina dovrebbe essere attentamente valutata, soprattutto nel caso di sottogruppi sensibili, quali bambini o donne incinte.

- Priorità sanitarie di rilevanza specifica o generale sono state fissate per l'area di studio.
- La linea di base della salute potrebbe subire un cambiamento sostanziale (o anche in misura ridotta in una popolazione grande o altamente vulnerabile).
- Esiste 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 raggiunti o superati.

La selezione della migliore metodologia dovrebbe basarsi sulle domande a cui si deve rispondere per sostenere il processo decisionale e per identificare le migliori azioni che assicurino al meglio un'elevata tutela della salute umana riducendo le disuguaglianze sanitarie. La scelta della metodologia dipenderà anche in base alla disponibilità di dati ambientali, sanitari e demografici, e dalle risorse strumentali e umane (14).



2. Scopo del progetto OMS a Taranto

L'obiettivo generale del progetto era condurre una VIS prospettica dell'impianto siderurgico ex-Ilva di Taranto, come richiesto dalla Regione Puglia. Il progetto è stato condotto da un gruppo di esperti guidati dall'Ufficio Regionale per l'Europa dell'OMS. All'avvio del progetto, le attività previste per una VIS completa includevano visite in loco e l'identificazione o i colloqui con le parti interessate per fornire al team del progetto informazioni rilevanti sulle azioni chiave e sugli scenari futuri dell'impianto industriale. Sfortunatamente, la pandemia COVID-19 ha reso impossibile lo svolgimento dei colloqui in presenza e delle attività in loco, rendendo anche difficile l'accesso a tutti i dati necessari e causando diversi ritardi inevitabili.

Gli obiettivi del progetto 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 che sono in qualche modo interconnesse con l'attività dello stabilimento siderurgico. Particolare enfasi è stata posta su come le emissioni dello stabilimento abbiano avuto effetto sull'inquinamento dell'aria a Taranto considerando la dispersione e le concentrazioni di particolato $\leq 2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) in diversi scenari legati all'attuazione delle misure richieste dall'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 $\text{PM}_{2,5}$.

- Valutare le probabili implicazioni sanitarie relative a determinanti diversi dall'inquinamento atmosferico presenti a Taranto e nelle aree circostanti al fine di caratterizzare ulteriormente l'ampio contesto locale e i fattori ambientali correlati, nonché l'impatto diretto delle emissioni industriali. Questo esercizio è stato guidato dal piano strategico *Taranto Futuro Prossimo* per promuovere una maggiore inclusione del settore sanitario nel futuro sviluppo delle politiche per l'area.
- Fornire raccomandazioni per il lavoro di follow-up, in particolare il monitoraggio degli impatti ambientali e sanitari identificati, e in futuro eseguire VIS più complete per 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 il proseguimento dell'attività dell'acciaieria e del piano strategico fino al 2030, comprende:

- un incremento medio annuo degli spazi verdi urbani del 6,67%;
- una riduzione annuale del 7,4% delle emissioni di particolato $\geq 10 \mu\text{m}$ PM_{10} dall'acciaieria;
- un aumento annuale incrementale della differenziazione dei rifiuti del 6,4%.

3. Metodologia

La VIS si basa su una triangolazione di servizi di informazione sanitaria: analisi della letteratura, evidenze scientifiche (accessibili attraverso: dati esistenti o provenienti da campagne di campionamento e misurazione *ad hoc* relative all'esposizione a fattori di rischio, informazioni demografiche ed esiti sanitari) e conoscenze locali. L'obiettivo generale di una VIS è quello di caratterizzare la natura, la portata, la probabilità e la distribuzione dei potenziali impatti di azioni o di politiche sulla salute. A causa delle limitazioni imposte dalla pandemia COVID-19 tra febbraio 2020 e maggio 2021, per questo progetto non è stato possibile lavorare in modalità interattive con le parti interessate, né è stato possibile raccogliere dati aggiornati certi sulle esatte modifiche tecnologiche apportate dagli attuali proprietari dello stabilimento ex-Ilva o sulla situazione demografica e sanitaria di base della popolazione tarantina.

Ciononostante, le informazioni sui determinanti della salute, sui fattori di rischio di potenziale interesse e sugli impatti sulla salute correlati sono state raccolte con una vasta revisione della letteratura basata su articoli pertinenti, sottoposti a revisione tra pari, e su rapporti tecnici (letteratura grigia) pubblicati tra gli altri da: ARPA, Agenzia Regionale Strategica per la Salute e il Sociale della Puglia, ASL Taranto, Istituto Superiore di Sanità e Regione Puglia. Il team del progetto ha basato il proprio giudizio principalmente sui seguenti documenti e set di dati prodotti e/o promossi dalle istituzioni locali, regionali e nazionali:

Una **valutazione del danno sanitario, VDS** (ultima versione aggiornata, 2018), come

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*, per 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 presentava due componenti: (i) una descrizione epidemiologica sanitaria di base focalizzata in particolare sulle malattie a breve latenza, potenzialmente attribuibili alle esposizioni ambientali (p.es.: malattie cardiovascolari, malattie respiratorie acute e croniche, neoplasie infantili); (ii) una HHRA basata sulle evidenze tossicologiche 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 è riportata nell'Allegato C del Regolamento Regionale n. 24 del 3 ottobre 2012, che si basa sulla procedura proposta dall'Agenzia Statunitense per la Protezione dell'Ambiente (27, 28) 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 essere riassunte come segue: emissioni degli inquinanti nell'atmosfera ® modelli di dispersione atmosferica ® esposizione della popolazione ® impatto sulla salute (esposizione per unità di rischio).

- Il **progetto SENTIERI**, nato nel 2006, finanziato dal Ministero della Salute italiano e coordinato dall'Istituto Superiore

di Sanità, rappresenta un sistema di sorveglianza epidemiologica permanente dei residenti nei siti inquinati di interesse nazionale. Si concentra specificamente sulle cause di morte e di ospedalizzazione per le quali si sospetti o si accerti un ruolo eziologico dell'esposizione ambientale. L'evidenza epidemiologica di un'associazione causale è classificata in una delle seguenti tre categorie: sufficiente, limitata e inadeguata. Sono stati prodotti diversi rapporti inerenti al sito di interesse nazionale di Taranto. Il più recente, pubblicato nel 2019, si basa sui dati del periodo 2006-2013 ottenuti dall'Istituto Nazionale di Statistica, dal database sanitario regionale e dal database AIRTUM, una rete di 44 registri tumori della popolazione generale italiana e di sei registri specializzati (come i registri delle malformazioni congenite). Il Rapporto si concentra su 5 risultati di salute: mortalità, incidenza tumorale, dimissioni ospedaliere, anomalie congenite, nonché salute di bambini, adolescenti e giovani adulti. Sono stati calcolati i rapporti standardizzati di mortalità (SMR, Standardized Mortality Rates), i rapporti standardizzati di ospedalizzazione e i rapporti standardizzati di incidenza per diversi tipi di tumori, sia grezzi sia corretti da un indice di deprivazione stabilito *ad hoc* (29).

- Il succitato **piano strategico di sviluppo e valorizzazione dell'area di Taranto**, intitolato *Taranto futuro prossimo*, promosso dalla Regione Puglia, che include una descrizione dello stato attuale di alcuni aspetti ambientali e sanitari (4).

- Sebbene non sia stato possibile raccogliere le opinioni delle parti interessate, il documento *Resoconto di missione e raccomandazioni a seguito della visita a Taranto di una delegazione del Parlamento Europeo nel luglio 2017* contiene informazioni apportate da diversi attori rilevanti che potrebbero essere utili per l'analisi dei risultati; tuttavia è richiesta cautela, dato il tempo trascorso dalla pubblicazione (7).

Seguendo gli obiettivi e i limiti descritti, sono state utilizzate le priorità derivate dagli esiti e dai determinanti di salute per definire l'ambito della VIS 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 e disponibilità di dati nelle circostanze attuali. Utilizzando tali criteri, il team progettuale ha ristretto la VIS alle seguenti categorie principali di determinanti della salute e di fattori di rischio per le condizioni di vita e ambientali che influenzano la salute:

- inquinamento dell'aria ambiente, con particolare attenzione agli scenari legati all'attuazione delle misure richieste nell'ambito dell'AIA-2012 per la riduzione di $PM_{2,5}$; rapporti delle emissioni pre-AIA nel 2010; rapporti delle emissioni dopo l'attuazione dei requisiti AIA nel 2012; emissioni dopo l'adozione delle misure nel 2015 o successive;
- sicurezza alimentare;
- smaltimento dei rifiuti;
- spazi verdi urbani.

3.1 Area di studio

L'area di studio per la valutazione degli impatti sanitari dovuti all'esposizione a lungo termine alle emissioni dello stabilimento

ex-Ilva (concretamente, alla dispersione e alle concentrazioni di $PM_{2,5}$) è stata delimitata ai Comuni di Taranto, Massafra (32.381

abitanti censiti nel 2011; Istituto Nazionale di Statistica) e Statte (14.494 abitanti censiti nel 2011; Istituto Nazionale di Statistica). Tale area è stata specificata dalla VDS tenendo conto della Delibera del Consiglio dei Ministri dell'11 luglio 1997, come: "area ad alto rischio di crisi ambientale".

Lo "spazio di azione" del piano strategico *Taranto futuro prossimo* prende in

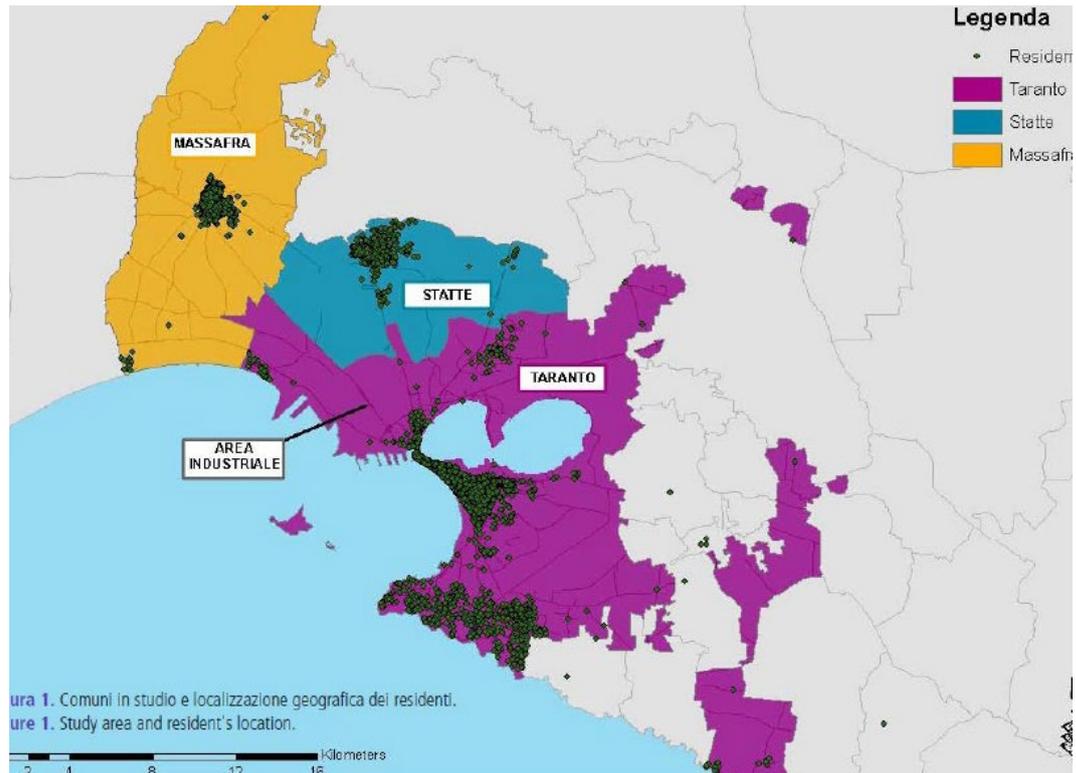
considerazione un'area più vasta che include i territori adiacenti al Comune di Taranto, ovvero: le frazioni di Talsano e Lama San Vito (con l'Isola Amministrativa), e i Comuni di Leporano, Pulsano, Faggiano, San Giorgio (che si sovrappone al quadrante territoriale di Roccaforzata, Monteparano e Carosino), Monteiasi, Grottaglie, Montemesola, Crispiano, Statte, Massafra, Palagianò e Palagianello.

3.2 Popolazione

Per raggiungere l'obiettivo della VIS di determinare gli effetti dell'esposizione a lungo termine alle emissioni dell'impianto ex-Ilva, sono stati utilizzati i dati georeferenziati aggiornati della popolazione della coorte definita da Galise et al. (10), che comprendono i soggetti di età ≥ 30 anni residenti a Taranto, Statte o Massafra durante il periodo 2009–2013 (fonte: Istituto Nazionale di Statistica) 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 Fig. 4 mostra i confini amministrativi dei comuni che compongono l'area di studio, mentre i punti indicano la localizzazione geografica dei soggetti reclutati nella coorte. La Fig. 5 mostra i

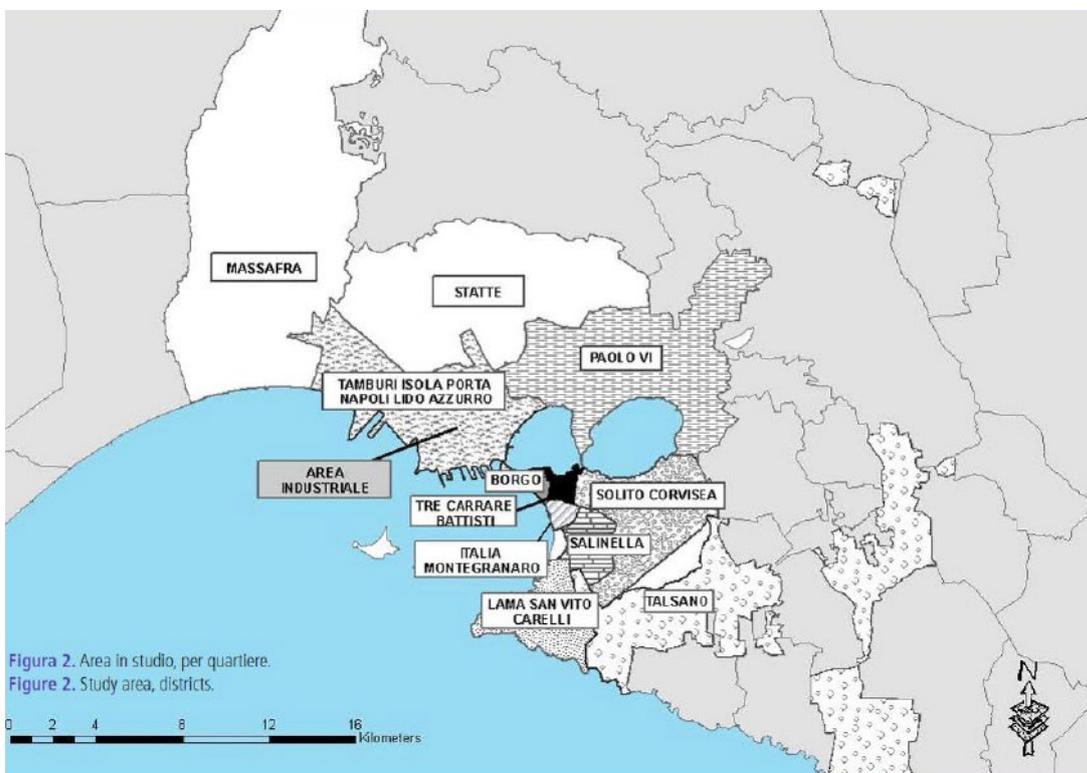
quartieri rappresentati. La Tabella 1 riporta le informazioni suddivise per sesso e località sulle popolazioni di riferimento utilizzate per la VIS quantitativa e per la determinazione dei costi economici in tre scenari che si basano su un'AIA rilasciata dal Ministero dell'Ambiente italiano, che è uno dei requisiti previsti dalla Direttiva sulle emissioni industriali 2020/75/UE del Parlamento Europeo. La direttiva richiede un approccio integrato alla prevenzione e al controllo delle emissioni in aria, acqua e suolo, alla gestione dei rifiuti, all'efficienza energetica e alla prevenzione degli incidenti. I gestori di alcuni impianti devono richiedere alle autorità competenti l'autorizzazione a emettere determinate sostanze inquinanti.

Fig. 4. Area di studio e posizione geografica dei residenti reclutati nella coorte per la VIS relativa all'inquinamento dell'aria ambiente



Fonte: materiali supplementari online del riferimento bibliografico 10. Riprodotto con l'autorizzazione di Epidemiologia e Prevenzione.

Fig. 5. Area di studio e quartieri oggetto della VIS inerente all'inquinamento dell'aria ambiente



Fonte: materiali supplementari online del riferimento bibliografico 10. Riprodotto con l'autorizzazione di Epidemiologia e Prevenzione.

Tabella 1. Dati della popolazione suddivisi per sesso e località utilizzati per la valutazione quantitativa dell'impatto a lungo termine del PM_{2,5} sulla salute e per la determinazione del costo economico.

Sesso	Scenario					
	concentrazione pre-AIA 2010		concentrazione AIA 2012		concentrazione post-AIA 2015	
	Popolazione di età ≥ 30	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età ≥ 30	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età ≥ 30	Popolazione di tutte le età
Taranto						
Maschile	66.186	97.979	65.071	93.531	66.203	93.531
Femminile	75.929	106.488	74.776	102.136	75.853	102.136
Subtotale	142.115	204.467	139.847	195.667	142.056	195.667
Massafra						
Maschile	8.931	13.635	9.040	13.362	9.221	13.362
Subtotale	9.843	14.408	9.963	14.181	10.137	14.181
Entrambi	18.774	28.043	19.003	27.543	19.358	27.543
Statte						
Maschile	4.421	6.741	4.315	6.329	4.383	6.329
Femminile	4.703	6.841	4.653	6.540	4.726	6.540
Subtotale	9.124	13.582	8.968	12.869	9.109	12.869
Area VDS						
Totale	170.013	246.083	167.818	236.079	170.523	236.079

Secondo i dati di gennaio 2018, il perimetro dello "spazio di azione" considerato nell'ambito della VIS relativa al piano strategico rappresenta complessivamente 836,77 km², con una popolazione di 373.308 residenti, di cui quasi il 55% nella città di Taranto (4). In virtù della morfologia insediativa e dello sviluppo urbano avvenuto nel corso del XX secolo, in particolare negli anni '60, molti dei gruppi di popolazione presenti in quest'area apparivano come "isole" in un "arcipelago" urbano con collegamenti interni non adeguati. La scarsa accessibilità di quest'area è stata descritta in precedenza (4):

- sottoutilizzo dell'Autostrada Adriatica verso Bari, a causa dei pedaggi, rispetto alla SS100, il cui uso è gratuito;
- 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 11.500 abitanti, il saldo migratorio interno è negativo (-4,1 individui per 1000 abitanti) e l'indice di vecchiaia è pari a 173,6 persone ≥ 65 anni ogni 100 giovani ≤ 14 anni (13).

3.3 Valutazione dell'esposizione: metodi e dati

La VIS quantitativa richiede di identificare tutti coloro che possono essere colpiti 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. Al fine di eseguire ricerche sulle condizioni ambientali in cui gli inquinanti sono emessi da una fonte locale (in questo caso, soprattutto la produzione di acciaio presso lo stabilimento ex-Ilva) sarebbe necessario un modello completo che indaghi come, quanto e per quanto tempo una sostanza entri in contatto con gli individui di una popolazione attraverso tutte le potenziali vie di esposizione (14, 30). Nell'approccio HHRA, basato sull'evidenza tossicologica, le vie di esposizione sono prese in considerazione identificando e caratterizzando i seguenti elementi (14, 28, 31, 32):

- la fonte da cui gli inquinanti vengono scaricati nell'ambiente o eliminati (p.es.: ciminiere industriali, serbatoi di stoccaggio, discariche, confinamento di rifiuti, bocche di scarico);
 - le 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 muovano attraverso l'ambiente e vi si trasformino;
 - i punti di esposizione, dove le persone entrano in contatto con i contaminanti (p.es.: acqua potabile, suolo di cortili residenziali o parchi, cibo, polvere), da identificare per ogni matrice ambientale e contaminante o gruppo di contaminanti;
 - le vie di esposizione o i meccanismi 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 a seconda delle proprietà fisico-chimiche del composto e della biodisponibilità.);
- la popolazione potenzialmente vulnerabile, tenendo in considerazione la via, la durata e la frequenza dell'esposizione. Nel caso di Taranto, sarebbe importante distinguere tra:
 - » la popolazione residenziale, ossia coloro che abitano da lungo tempo nello stesso luogo e possono quindi essere soggetti all'esposizione cronica da parte degli inquinanti persistenti nell'area;
 - » gli utenti abituali, probabilmente anche bambini, di aree ricreative quali: parchi, zone balneari locali e campi da gioco;
 - » i lavoratori, specialmente coloro le cui attività possono comportare una maggiore esposizione (p.es., i lavoratori coinvolti nella rimozione dei suoli, potenzialmente esposti ai contaminanti per inalazione o via cutanea), e anche le famiglie dei lavoratori, a causa della possibile esposizione indiretta attraverso abiti e altri materiali che questi portano a casa;
 - » la popolazione in transito: turisti, lavoratori a giornata e altre persone che visitano o risiedono nell'area in certi periodi dell'anno;
 - » le popolazioni potenzialmente "ad alto rischio", che presentano una maggiore vulnerabilità o sensibilità a certi inquinanti in quanto i loro

organi e il loro sistema immunitario non sono completamente sviluppati (nel caso di bambini e feti) o sono compromessi o indeboliti (nel caso di malati e anziani);

- » le popolazioni particolarmente soggette per altre ragioni, quali: etnia, costumi religiosi o culturali e altri fattori sociodemografici;
- i tempi di esposizione in termini di cronologia, durata e frequenza.

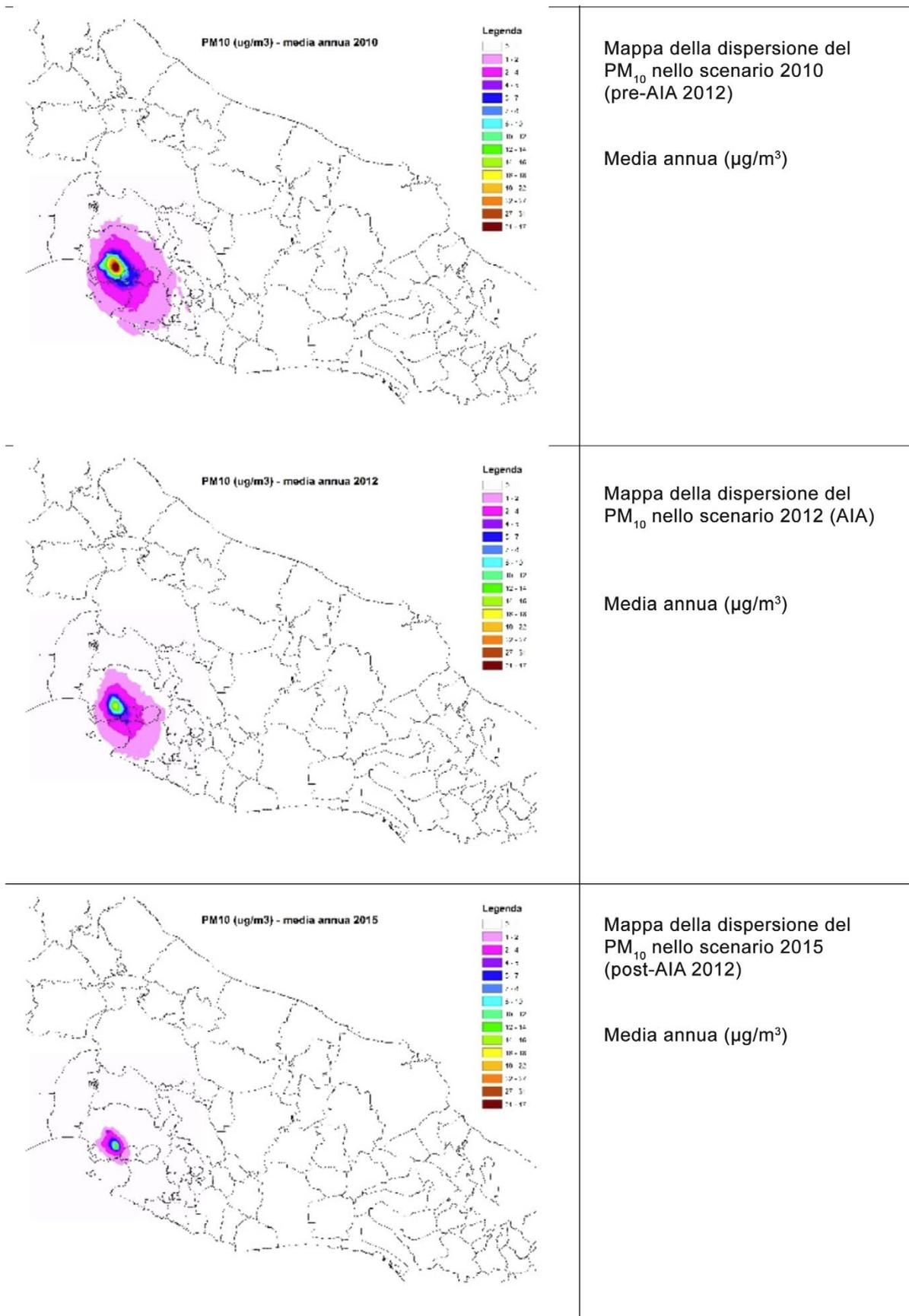
Un'adeguata caratterizzazione delle concentrazioni degli inquinanti in ogni punto di esposizione è di cruciale importanza. In generale, nella valutazione dell'esposizione si utilizzano metodi diretti e indiretti. I metodi di **valutazione dell'esposizione diretta** includono: la misurazione delle concentrazioni nel punto di interfaccia tra la persona e l'ambiente in funzione del tempo mediante il monitoraggio individuale passivo o attivo (p.es., i badge) e la misurazione delle concentrazioni di sostanze chimiche o dei loro metaboliti nei tessuti del corpo umano o in altri campioni biologici (p.es.: urina, sangue, unghie, e capelli). Il secondo approccio, chiamato biomonitoraggio umano, consente la misurazione di 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 che va da ore (respiro esalato) ad anni (unghie) (14, 33). Alcuni vincoli da considerare prima di pianificare uno studio di biomonitoraggio umano includono: difficoltà tecniche, considerazioni etiche, costi elevati, frequente mancanza di un valore di riferimento significativo per il materiale organico, variabilità intra-laboratorio o inter-laboratorio delle metodologie, nonché potenziali fonti di errore o contaminazione del campione e limitazioni nella fornitura di informazioni sulle esposizioni future (14, 28). Diverse esperienze di biomonitoraggio umano condotte a Taranto sono riassunte ai capitoli 4 e 5.

La **valutazione dell'esposizione indiretta** è utile per identificare e comprendere le vie che contribuiscono all'esposizione complessiva della popolazione nei siti contaminati come Taranto. Questa valutazione è eseguita sia tramite campagne di campionamento ambientale di routine (p.es., reti di monitoraggio della qualità dell'aria ambiente o dell'acqua potabile) sia mediante campagne specifiche di campionamento *ad hoc*. Tuttavia, i dati di campionamento ambientale, anche se convalidati, tendono a essere informativi solo riguardo luoghi e/o tempi specifici. Pertanto, i modelli e gli strumenti statistici si sono dimostrati utili per stimare la natura e la portata della contaminazione in altre aree o periodi.

Per la VIS dell'esposizione a lungo termine alle emissioni dello stabilimento ex-Ilva, le concentrazioni nell'aria ambiente di PM_{10} di origine industriale sono state registrate per ogni anno dello studio presso le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria della rete ARPA nell'area di studio. Il PM_{10} è stato scelto come variabile di esposizione al posto del $PM_{2,5}$, poiché non erano disponibili dati per il $PM_{2,5}$ per l'intero periodo di studio.

Un modello lagrangiano di dispersione delle particelle di PM_{10} emesso dallo stabilimento siderurgico ex-Ilva è stato costruito sulla base delle informazioni inerenti a: fonti di emissione, topografia, uso del suolo e meteorologia (6, 14, 34). Le emissioni diffuse sono state stimate sulla base dei dati di produzione e gestione, e della documentazione tecnica del settore. Sono state considerate le emissioni associate al parco delle materie prime e alla movimentazione e al trasporto dei materiali, nonché le emissioni della cokeria, dell'altoforno, dell'agglomerato e delle acciaierie. In questo modello di dispersione, sia le immagini che gli *shapefile* (file GIS) delle mappe di concentrazione stimate per il PM_{10} sono stati utilizzati per i tre scenari: 2010 (pre-AIA), 2012 (implementazione dell'AIA) e 2015 (post-AIA). Le tre simulazioni delle mappe di ricaduta sono rappresentate nella Fig. 6.

Fig. 6. Mappe dei modelli di dispersione per i tre scenari considerati nella VIS in relazione all'inquinamento dell'aria ambiente



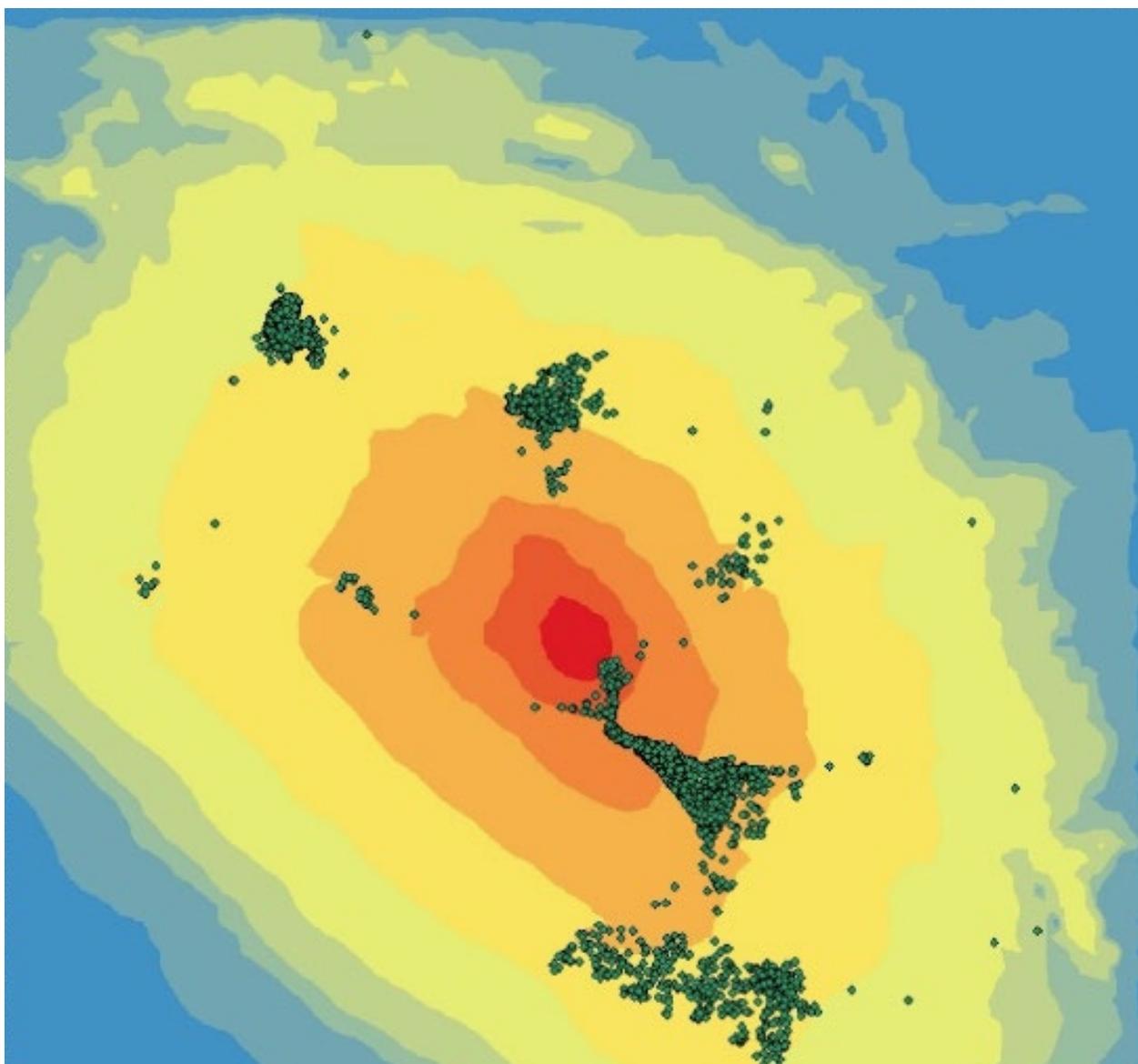
Gli intervalli codificati cromaticamente sono uguali nei tre grafici (dal rosa al verde al marrone indicano una concentrazione media annua di PM_{10} da bassa ($< 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a moderata ($12\text{--}16 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e alta ($> 31 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

I coefficienti di esposizione-risposta più affidabili, raccomandati dall'OMS per stimare la mortalità e la morbilità attribuibili all'inquinamento atmosferico, si basano sul $PM_{2,5}$. Per stimare il livello di esposizione al $PM_{2,5}$ nell'area di studio è stato applicato un coefficiente di conversione da PM_{10} a $PM_{2,5}$, come suggerito in precedenti valutazioni nella

regione, tra cui lo studio di Galise et al. (14). Questo coefficiente, pari a 0,5, è stato ricavato dalle analisi delle emissioni degli impianti siderurgici nell'aria.

La distribuzione dell'esposizione nel periodo 2009–2015 è stata calcolata combinando le concentrazioni medie annuali di PM_{10} misurate nelle stazioni di monitoraggio e le corrispondenti concentrazioni medie modellate con gli indirizzi georeferenziati dei soggetti appartenenti alla popolazione dello studio di coorte (Fig. 7).

Fig. 7. Esposizione residenziale a lungo termine al PM_{10}



I punti rappresentano le abitazioni. La codifica cromatica dal rosso al blu indica le concentrazioni di PM₁₀ da alte a basse.

Le emissioni di contaminanti dall'impianto ex-Ilva nell'aria hanno senza dubbio influenzato e alterato per molti anni altri determinanti della salute rilevanti ai fini di questo progetto (p.es., la catena alimentare). Pertanto, valutare i processi di destinazione e trasporto dei contaminanti è importante per capire come questi si diffondano dalla fonte e si disperdano da una matrice ambientale a un'altra, fino a raggiungere diversi punti di contatto in cui le persone possono essere esposte (come il suolo su cui giocano i bambini, le acque sotterranee utilizzate per fornire acqua potabile, la catena alimentare). In linea di principio, in una valutazione dell'esposizione è necessario tenere conto di tutte le possibili vie di esposizione dei diversi sottogruppi di popolazione, in base a fattori come: età, comportamento e cicli 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 contatto tra mani e bocca e del gesto 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 (14, 31).

Il team del progetto 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, inclusi gli spazi verdi, considerati rilevanti nel più ampio piano strategico *Taranto Futuro prossimo*. La valutazione di questi determinanti della salute si è quindi basata su un approccio qualitativo, con una revisione delle stime scientifiche pubblicate sulla portata dell'impatto, sulle popolazioni potenzialmente più vulnerabili e sui composti pericolosi più rilevanti rilasciati in ciascun caso.

3.4 Esiti di salute

Per la VIS relativa all'esposizione a lungo termine alle emissioni dello stabilimento ex-Ilva, gli esiti di salute selezionati sono stati le cause di morte associate all'inquinamento dell'aria ambiente secondo l'evidenza epidemiologica esistente, che include: gli SMR per tutte le cause e per le cause specifiche nelle persone di età ≥ 30 anni per il periodo 2012–2016 (protocollo dello studio Sentieri (29)) e i rapporti 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 (29). 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 reperiti dal registro nominativi delle cause di morte e dall'Istituto Nazionale di Statistica. I dati di ospedalizzazione sono stati estratti dal database nazionale delle schede di dimissione ospedaliera presso l'Ufficio Statistico dell'Istituto Superiore di Sanità e dalla ASL di Taranto.

Nell'ambito più ampio del piano strategico, gli esiti sanitari rilevanti per ciascun determinante di salute sono stati identificati attraverso una ricerca di letteratura su PubMed e Google Scholar, con attenzione ai gruppi vulnerabili. Nella maggior parte dei casi, l'evidenza è in evoluzione e non è stata identificata alcuna funzione concentrazione-risposta coerente che metta in relazione le variazioni dei determinanti della salute con le variazioni quantitative degli esiti sanitari. Tuttavia, vi sono chiare indicazioni di 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_{10} e $PM_{2,5}$ come segue:

(a) Approccio basato sul rischio

Nell'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 quantifica l'associazione tra la dose inalata e la risposta in termini di effetti avversi sulla salute. Gli effetti cancerogeni sono presentati come la probabilità di sviluppare un cancro durante la propria vita con un'esposizione permanente 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 rischi unitari o come fattori di pendenza. Il rischio unitario 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 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di sostanza cancerogena nell'aria (numero di tumori nell'arco della vita in eccesso per $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Il potenziale cancerogeno (o fattore di pendenza) 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 (mg/kg peso corporeo giorno^{-1}). I fattori di pendenza (e i rischi unitari) si ricavano da modelli di estrapolazione statistica e, in accordo con l'Agenzia

Statunitense per la Protezione dell'Ambiente (35), i valori scelti corrispondono al limite di confidenza superiore del 95° percentile e sono quindi prudenziali. Nei calcoli applicati nello studio per la VDS condotto da ARPA, i rischi unitari o i fattori di pendenza per le sostanze cancerogene rilevate nell'aria sono stati selezionati secondo il seguente ordine di priorità: (i) OMS, (ii) Agenzia Statunitense per la Protezione dell'Ambiente, (iii) Agenzia Californiana per la Protezione dell'Ambiente (iv) altre fonti (36).

La classificazione delle sostanze cancerogene stabilita dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) è la seguente:

- Gruppo 1: cancerogeno per l'essere umano (basato su prove sufficienti negli animali da esperimento);
- Gruppo 2A: probabilmente cancerogeno per l'essere umano (basato su prove limitate negli esseri umani e prove sufficienti negli animali da esperimento);
- Gruppo 2B: possibile cancerogeno per l'essere umano (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 l'essere umano;
- Gruppo 4: probabilmente non cancerogeno l'essere umano.

Il rischio cancerogeno per inalazione è stato calcolato utilizzando la seguente formula (35, 36):

$$\text{Rischio cancerogeno} = \left(\text{dose inalata} \frac{\text{mg}}{\text{kg peso corporeo/giorno}} \right) \left(FP_{\text{inal}} \frac{\text{kg peso corporeo/giorno}}{\text{mg}} \right) (1 \times 10^6)$$

dove FP_{inal} è il fattore di pendenza per inalazione.

Per la caratterizzazione del rischio, l’Agenzia Statunitense per la Protezione dell’Ambiente (27, 35) considera un rischio di cancro in eccesso inferiore a 1 caso su 1.000.000 di persone esposte nell’arco della vita abbastanza basso da essere trascurabile e rischi superiori a 1 caso su 10.000 sufficientemente alti da richiedere un intervento urgente.

Per le sostanze non cancerogene, la soglia di esposizione è definita come dose al di sotto della quale non è probabile che si verifichi un effetto nocivo. Il rischio non cancerogeno è espresso in termini di indice di pericolo, dato dalla somma dei quozienti di pericolo 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. Si suppone che un indice di pericolo ≤ 1 sia accettabile. Queste stime sono da utilizzare come riferimenti operativi, che possono essere successivamente utilizzati per indirizzare la gestione

del rischio, comprese azioni specifiche per la salute pubblica.

(b) Carico delle malattie e impatto economico (solo in relazione alle emissioni di $PM_{2,5}$)

La Tabella 2 riassume i rischi relativi utilizzati per calcolare gli impatti sulla salute dell’inquinamento dell’aria ambiente da $PM_{2,5}$ sulla mortalità nella popolazione di età ≥ 30 anni e la morbilità, espressa in ricoveri ospedalieri della popolazione generale per disturbi respiratori e cardiovascolari. ΔC è la concentrazione incrementale a livello del suolo ($\mu g/m^3$) sopra il livello di fondo, ossia 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 distribuzione spaziale della popolazione per calcolare l’esposizione ponderata in funzione della popolazione.

Tabella 2. Rischi relativi associati all’esposizione al $PM_{2,5}$

Esito di salute	Popolazione a rischio	Rischio relativo $RR = exp(\gamma \cdot \Delta C)$	Fonte
Mortalità prematura (lungo termine)	Uomini e donne ≥ 30 anni	$\gamma = 0,0068$ (95% IC: 0,0039 ; 0,0086) ΔC , concentrazione incrementale di $PM_{2,5}$	10
Ricoveri per disturbi circolatori	Popolazione totale (entrambi i sessi, tutte le età)	$\gamma = 0,00091$ (95% IC: 0,00017 ; 0,0016)	36
Ricoveri per disturbi respiratori	Popolazione totale (entrambi i sessi, tutte le età)	$\gamma = 0,0019$ (95% IC: 0 ; 0,0039)	36

L’impatto sulla salute è calcolato con l’equazione:

$$Impatto\ sulla\ salute = Rischio\ per\ la\ salute \times \frac{Mortalità\ o\ morbilità\ di\ riferimento\ nella\ popolazione\ esposta}{Mortalità\ o\ morbilità\ di\ riferimento\ nella\ popolazione\ esposta}$$

Per la mortalità, il rischio per la salute (frazione attribuibile) è calcolato come segue:

$$Frazione\ attribuibile = \left(1 - \frac{1}{RR} \right)$$

Per la morbilità, il rischio per la salute è calcolato come $(RR - 1)$. Lo stesso valore di RR è applicato sia alle sottopopolazioni femminili sia a quelle maschili.

Il costo unitario (costo per ricovero ospedaliero o morte) include le spese dirette e indirette (costi di mercato) per il sistema sanitario e per il paziente e la famiglia, comprese le spese mediche sostenute di tasca propria e la perdita di produttività (costo della malattia), 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 economica del benessere (utilità) e sono generalmente dedotte dal comportamento o dalle scelte di consumo delle persone (preferenze rivelate) o ricavate da indagini di valutazione contingente (preferenze dichiarate) in cui agli intervistati viene chiesto di fare compromessi tra diverse opzioni.

Per la valutazione economica, le morti premature sono state monetizzate utilizzando il valore di una vita statistica, che rappresenta il denaro che le persone sono disposte a pagare per una riduzione marginale della probabilità di morire, o la disponibilità della società a pagare per prevenire un esito mortale di natura anonima. Per questa analisi è stato usato il valore italiano di una vita statistica,

pari a €3 milioni ai prezzi nominali del 2015. Nell'analisi di incertezza, il valore di una vita statistica è stato modellato assumendo una distribuzione triangolare, con stime basse e alte pari a €1,5 e €4,5 milioni (95% IC: €1,9 e €4,2 milioni). Per valutare i ricoveri, sono stati applicati i costi dell'assistenza sanitaria e delle cure: €4.000 (95% IC: €3.200 ; €4.800) per ricovero per malattie circolatorie e €2.900 (95% IC: €2.600 ; €3.300) per ricovero per malattie respiratorie. (Tutti i costi economici di questo studio sono espressi ai prezzi nominali del 2015). Ulteriori dettagli sui metodi di analisi economica e sui valori dei costi unitari sono forniti da Desaignes et al. (39), Hunt et al. (40) e dall'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (OCSE) (37, 41-43).

È stato utilizzato un approccio basato su una valutazione qualitativa per caratterizzare i possibili impatti sulla salute di quei determinanti per i quali non è stato possibile trovare dati affidabili o una funzione di esposizione-risposta. È questo il caso degli impatti sulla salute dei metalli pesanti nell'aria ambiente, della contaminazione alimentare, delle pratiche di gestione dei rifiuti e della mancanza di spazi verdi urbani. Sono stati applicati i criteri di probabilità e significatività dei possibili impatti sulla salute; dove la significatività è associata alla sensibilità della popolazione interessata, alla portata del cambiamento e alla durata potenziale dell'esposizione (24).

4. Identificazione dei determinanti della salute interessati

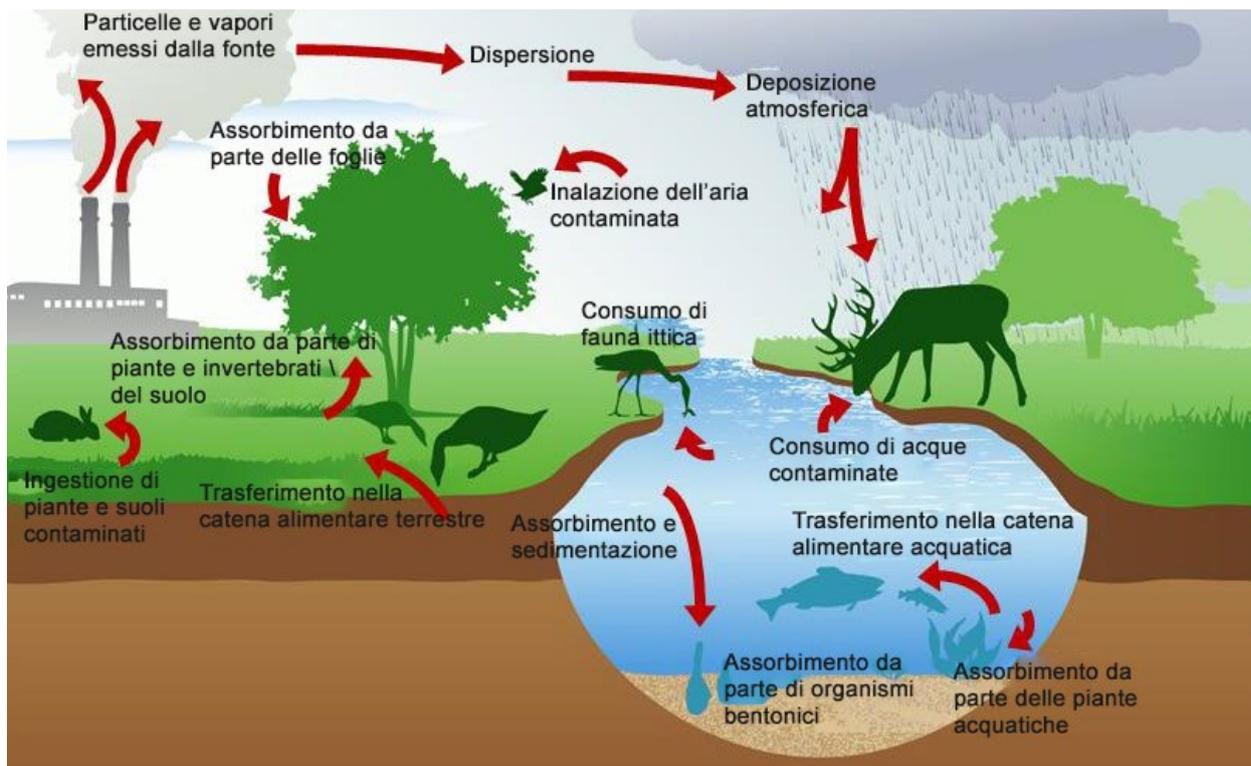
La caratterizzazione degli impatti dell'esposizione sulla salute in un sito inquinato complesso come quello di Taranto è complicata dalla presenza di una combinazione di sostanze chimiche e pericoli, dalla concomitanza di diverse vie di esposizione residenziale e/o lavorativa, da modelli di tempo e spazio altamente variabili, e dalla molteplicità dei fattori eziologici relativi alle malattie legate all'ambiente in cui sono rilevanti anche fattori concomitanti quali: biologia, cultura, caratteristiche professionali e socio-economiche. Gli effetti associati sulla salute possono essere acuti o cronici, gravi o lievi, specifici o, più spesso, aspecifici (44, 45).

La Fig. 8 offre una panoramica di tale complessità, palesando che, sebbene la maggiore attenzione in questo caso si concentri sulle emissioni di inquinanti nell'aria ambiente, potrebbero essere presenti molte altre vie di esposizione, che devono essere affrontate in un'analisi esaustiva dell'esposizione. Un quadro completo di come, quando e dove si verificano 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 gli elementi riportati sopra siano chiaramente identificati. I percorsi di esposizione potenzialmente rilevanti implicano che ci sia qualche incertezza su alcuni di questi elementi e che siano necessarie ulteriori

informazioni (74). Nel caso dell'impianto ex-Ilva sono state considerate diverse fonti potenziali come le ciminiere, le discariche, i parchi minerali all'aperto e il trasporto via mare e via terra del materiale grezzo e lavorato. La Fig. 9 rappresenta un esempio delle molteplici vie di esposizione possibili con le ciminiere come fonte. L'importanza di ciascuna via dipende 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, aree balneari) e dal modello di esposizione della popolazione (74, 46, 47).

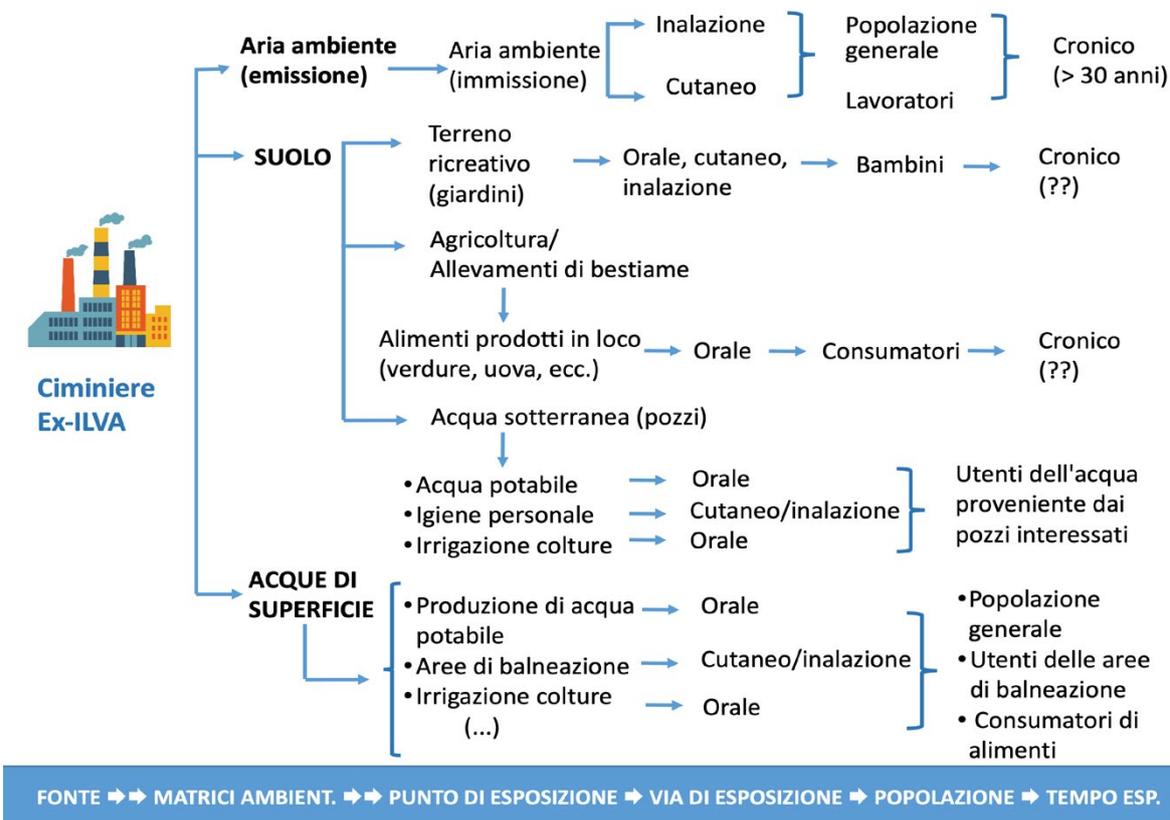
Le informazioni relative ai diversi elementi di ogni via di esposizione permetteranno di escludere quelli non significativi dalle vie di esposizione complete rilevanti per la salute pubblica che richiederebbero un'analisi più approfondita. In questo caso, si ritiene che queste informazioni siano reperibili (p.es., da programmi per il controllo della qualità dell'acqua potabile o della presenza di contaminanti negli alimenti, dalle reti di qualità dell'aria ambiente, dal controllo dei suoli contaminati) ma potrebbero essere sparse, essendo state compilate da vari servizi. Per fare progressi con questo tipo di approccio sono necessari gruppi multidisciplinari e collaborazione intersettoriale.

Fig. 8. Vie di esposizione potenzialmente pericolose – modalità di destinazione e trasporto con mezzi diversi



Fonte: riferimento bibliografico 46. Riprodotto con l'autorizzazione dell'Agenzia Statunitense per la Protezione dell'Ambiente.

Fig. 9. Analisi delle possibili vie di esposizione relative a una delle diverse fonti di inquinamento dell'acciaiera



4.1 Inquinamento dell'aria ambiente

Secondo il rapporto della VDS (36), il 66% del totale del PM_{10} emesso nell'area nel 2010 era originato dal complesso siderurgico ex-Ilva. Il contributo di questa industria è risultato ancora più rilevante quando sono stati presi in considerazione gli inquinanti organici atmosferici come il benzo[*a*]pirene e le polliclorodibenzo-*para*-diossine e furani, con il 99% delle loro emissioni totali attribuibili all'ex-Ilva. Le attività industriali nell'area erano e sono tuttora responsabili delle emissioni di altre sostanze altamente tossiche, come metalli pesanti, idrocarburi policiclici aromatici, solventi organici, policlorobifenili (PCB) e diossina, le cui concentrazioni non vengono misurate periodicamente, ma solo durante specifiche campagne *ad hoc*. Poiché le altezze delle ciminiere degli impianti industriali differiscono notevolmente, 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 (2).

Oltre alle emissioni industriali, il trasporto marittimo e il traffico urbano giocano un ruolo importante nell'inquinamento atmosferico locale, come confermato da diversi studi condotti nell'area. Il rapporto della VDS (35) afferma che il traffico (urbano ed extraurbano) è stato responsabile di circa l'11% del totale dei composti organici volatili non metanici emessi nel 2010, seguito dal 10,2% di ammoniaca, 9,4% di ossidi di azoto, 6,2% di biossido di azoto, 4,7% di PM_{10} e 2% di anidride carbonica. Il contributo delle attività del porto di Taranto alle emissioni totali non è stato trascurabile, soprattutto in relazione agli ossidi di azoto (24,1%), al PM_{10} (16,5%), al biossido di zolfo (15,9%) e ai composti organici volatili non metanici (7,2%).

Mangia et al. (2) hanno analizzato l'influenza delle condizioni meteorologiche locali nel periodo 2006–2010 sulla variazione spaziale dei tre principali inquinanti misurati

regolarmente in tutte le stazioni della rete di monitoraggio della qualità dell'aria: biossido di azoto, biossido di zolfo e PM_{10} . L'analisi sostiene l'ipotesi che le diverse zone della città siano influenzate in modo diverso dalle emissioni, a seconda delle condizioni meteorologiche. I suddetti autori hanno scoperto che il sito industriale può essere caratterizzato principalmente dalle serie temporali delle emissioni di biossido di zolfo, che si verificano in concentrazioni medie più elevate e sono correlate positivamente con l'intensità eolica nelle stazioni di monitoraggio poste sottovento rispetto al sito industriale. Hanno concluso che il PM_{10} non è un "buon" indicatore delle fonti antropogeniche locali a causa del grande contributo della risospensione del suolo e del trasporto aereo regionale e a lungo raggio, come le intrusioni di masse d'aria sahariana. La stazione di monitoraggio di Paolo VI, 5 km a nord del sito industriale, ha registrato le più alte concentrazioni medie di biossido di zolfo, che erano 1,5 volte i valori registrati nella stazione più vicina al sito industriale (Machiavelli). Concludono sulla necessità di georeferenziare la popolazione della città in diverse aree, ciascuna caratterizzata con le concentrazioni locali degli inquinanti, e sull'essere cauti nell'utilizzare la "vicinanza" al sito industriale come indicatore di esposizione, considerato il rilascio degli inquinanti a diverse altezze.

In un'analisi di follow-up condotta dall'ARPA, le concentrazioni annuali di PM_{10} misurate nelle centraline di controllo della qualità dell'aria di Taranto hanno mostrato livelli comparabili negli anni, diminuendo dal 2012. Gli esperti dell'ARPA hanno spiegato che la diminuzione è dovuta alla riduzione della produzione industriale e alle misure di risanamento adottate dal settembre 2012 per limitare il carico di emissioni industriali nei giorni di vento forte, dato che l'agglomerato urbano si trova sottovento rispetto allo stabilimento industriale. Nessun sito nel comune di Taranto ha superato le concentrazioni medie annue di

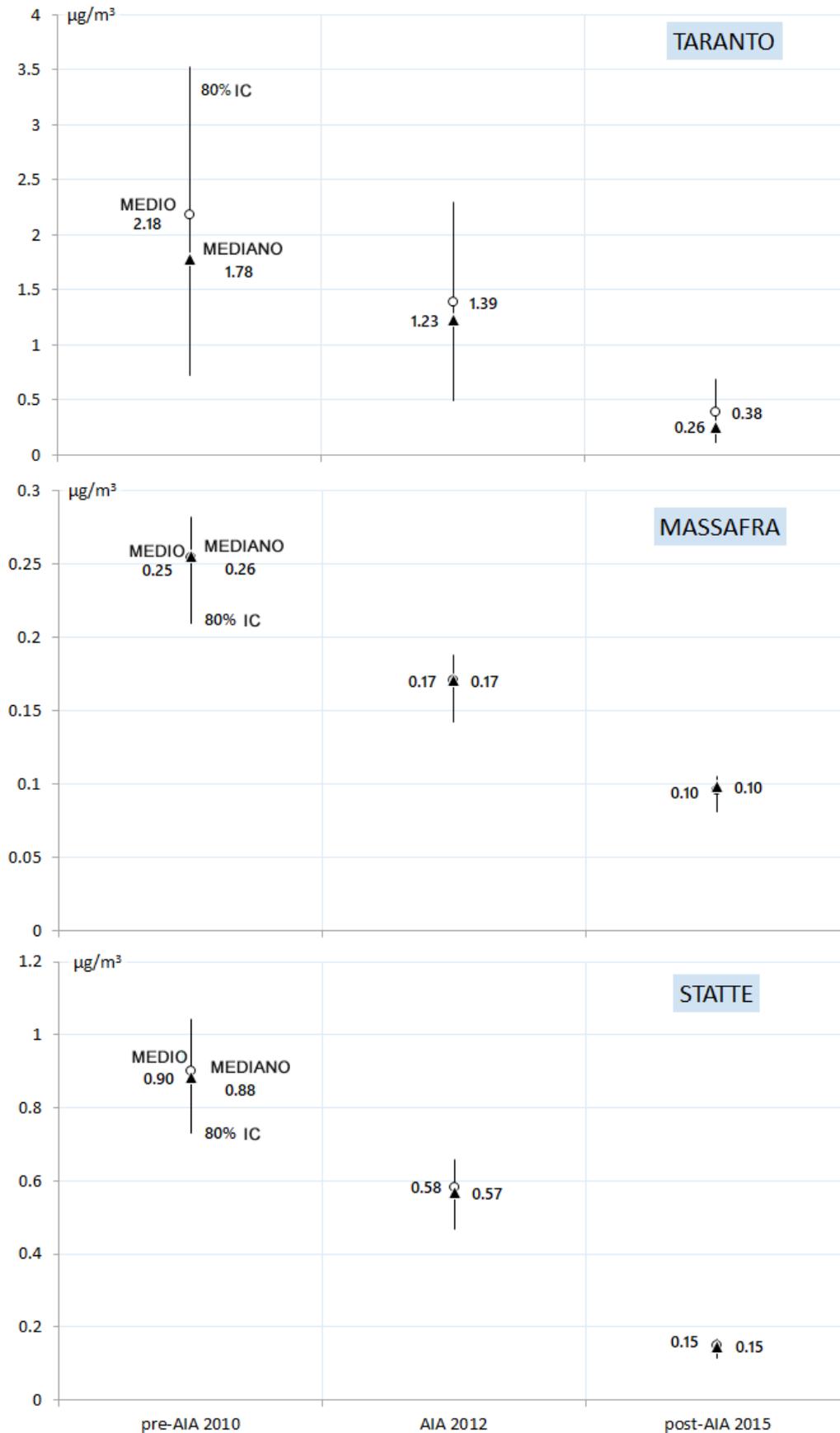
PM₁₀ di 40 µg/m³, né il numero massimo di 35 giorni di concentrazioni giornaliere di PM₁₀ superiori a 50 µg/m³, come raccomandato dalle normative nazionali e dell'Unione Europea sulla qualità dell'aria (36). La caratterizzazione delle concentrazioni di PM_{2,5} nell'aria presso le stazioni della rete regionale della qualità dell'aria a Taranto nel 2016 non ha mostrato alcun superamento del valore limite annuale per la tutela della salute umana, ossia 25 µg/m³. Le concentrazioni medie annue più elevate sono state registrate a Machiavelli nei mesi di gennaio, luglio e dicembre.

La Tabella 3 e la Fig. 10 mostrano le concentrazioni medie annuali di PM_{2,5} nell'esercizio

condotto per questo progetto per i tre scenari valutati (2010 pre-AIA, 2012 implementazione dell'AIA e 2015 post-AIA) per Taranto, Massafra e Statte, e l'area della VDS. Tra il 2010 e il 2012, si è verificata una diminuzione netta del 34% per l'esposizione umana al PM_{2,5} nell'intera area della VDS e un'ulteriore diminuzione media del 66% dagli scenari 2012 e 2015. La differenza complessiva tra il 2010 e il 2015 è stata di circa il 78% per l'intera area della VDS e per i comuni di Taranto, Massafra e Statte. Per l'analisi di incertezza (Monte Carlo), si è ipotizzato che le concentrazioni seguissero una distribuzione lognormale con una deviazione standard geometrica di 1,10.

Tabella 3. Esposizione incrementale al PM_{2,5} (µg/m³) georeferenziata e ponderata per la popolazione degli adulti età ≥ 30 anni e per la popolazione totale, per i tre scenari valutati

Sesso	Scenario					
	concentrazione pre-AIA 2010		concentrazione AIA 2012		concentrazione post-AIA 2015	
	Popolazione di età ≥ 30	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età ≥ 30	Popolazione di tutte le età	Popolazione di età ≥ 30	Popolazione di tutte le età
Taranto						
Maschile	2,15	2,17	1,37	1,38	0,38	0,38
Femminile	2,19	2,20	1,40	1,40	0,38	0,39
Entrambi	2,17	2,18	1,39	1,39	0,38	0,38
Massafra						
Maschile	0,25	0,25	0,17	0,17	0,10	0,10
Femminile	0,25	0,25	0,17	0,17	0,10	0,10
Entrambi	0,25	0,25	0,17	0,17	0,10	0,10
Statte						
Maschile	0,90	0,91	0,59	0,59	0,15	0,15
Femminile	0,91	0,90	0,58	0,58	0,15	0,15
Entrambi	0,90	0,90	0,58	0,59	0,15	0,15
Area VDS						
Entrambi	1,97	1,98	1,30	1,30	0,44	0,44

Fig. 10. Distribuzione degli incrementi di concentrazioni di PM_{2.5} nell'aria ambiente per località e scenario.

L'ARPA ha anche analizzato l'evoluzione di altri inquinanti atmosferici nell'ambito dell'attuazione dell'AIA per il periodo 2010-2016. Il benzo[*a*]pirene è stato misurato sui filtri PM₁₀ campionati quotidianamente (per 24 ore) nelle stazioni situate a Taranto in via Machiavelli, via Alto Adige e a Talsano. Il valore limite medio annuo per il benzo[*a*]pirene pari a 1 ng/m³ non è stato superato in nessuno dei siti di monitoraggio dal 2012 (36). Anche

i metalli pesanti (arsenico, cadmio, nichel, piombo) sono stati analizzati nei filtri PM₁₀ per le stazioni di Taranto di Machiavelli, Deledda, Adige e a Talsano e Martina Franca, con una copertura temporale percentuale di 59, 54, 24, 19 e 24 giorni, rispettivamente. La Tabella 4 riporta i valori medi annuali dei 4 metalli per il 2015 e il 2016, tutti inferiori ai valori obiettivo fissati dal Decreto Legislativo 155/2010 (36).

Tabella 4. Concentrazioni medie annuali (ng/m³) dei metalli pesanti, misurate con i filtri PM₁₀ della rete della qualità dell'aria

Metallo pesante	Anno	Stazione di monitoraggio della qualità dell'aria					Valore obiettivo
		Taranto-Machiavelli	Taranto-Deledda	Taranto-Adige	Talsano	Martina Franca	
Arsenico	2015	0,3	0,4	0,1	0,3	0,5	6
	2016	0,4	0,8	0,2	0,4	2,3	
Cadmio	2015	0,2	0,2	0,1	0,2	0,3	5
	2016	0,1	0,2	0,1	0,1	0,6	
Nichel	2015	1,4	1,6	1,6	1,2	1,4	20
	2016	2,5	2,9	1,9	1,9	3,0	
Piombo	2015	4,2	5,9	3,6	4,5	3,5	500
	2016	4,5	6,6	2,9	3,2	3,2	

Vimercati et al. (48) hanno condotto uno studio trasversale di biomonitoraggio tra gennaio 2010 e aprile 2012 volto a caratterizzare l'esposizione umana ai metalli pesanti. Hanno misurato i livelli di arsenico inorganico e metaboliti metilati (acido monometilarsinico e acido dimetilarsinico), piombo, cadmio, cromo e manganese nei campioni di urina di 279 soggetti residenti a Taranto e zone limitrofe. Hanno scoperto che le concentrazioni urinarie mediane per quasi tutti i metalli pesanti erano più elevate rispetto ai valori di riferimento italiani, specialmente per cromo e piombo. Differenze statisticamente significative sono state riportate anche tra i comuni, con valori mediani più alti per cromo e piombo nei residenti di Statte e di Paolo VI all'interno di Taranto, specialmente in coloro che avevano riferito di aver mangiato crostacei e/o frutti di mare nelle 48-72 ore

precedenti il campionamento. Le concentrazioni urinarie mediane di arsenico, mercurio e manganese nella popolazione dello studio rientravano nei limiti di riferimento italiani, sebbene il 95° percentile dell'escrezione urinaria di questi metalli nella popolazione di Statte eccedesse tale limite e fosse significativamente superiore rispetto al resto dei quartieri e dei sottogruppi. Si è suggerito che alcune attività dell'impianto siderurgico siano all'origine dell'esposizione umana misurata, ma gli autori non sono riusciti a 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 sorveglianza e valutazione. Hanno suggerito che in futuro sarebbe auspicabile istituire 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.

Le emissioni in atmosfera dello stabilimento ex-Ilva riportate al Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti per il 2010 e il 2015 fino al 2018 e per il 2019 come Arcelor Mittal Italia sono mostrate nella Tabella 5. Tra il 2010 e il 2018 si nota un'importante tendenza al ribasso, anche se il team del progetto raccomanda che i

dati riportati sulle emissioni siano confermati in modo indipendente da ARPA Puglia, in quanto si notano differenze significative per il 2010 (si vedano le note a piè di pagina). Questi cambiamenti dovrebbero essere dovuti a miglioramenti tecnologici dell'impianto e/o a una drastica riduzione della produzione di acciaio. Resta da vedere se l'inversione delle tendenze alla diminuzione della maggior parte degli inquinanti osservata nel 2019 sia solo temporanea (come nel 2016 per gli ossidi di azoto e di zolfo e per il piombo).

Tabella 5. Emissioni nell'aria dallo stabilimento ex-Ilva nel 2010, 2015–2018 e come Arcelor Mittal Italia nel 2019

Composto	2010 ^a	2015	2016	2017	2018	2019 ^b
	tonnellate/anno					
Ossidi di azoto	8190	3980	4310	3400	3202	4983
Ossidi di zolfo	7650	2680	3150	3030	3508	5339
Particolato (PM ₁₀)	1360	158	129	310	264	256
Composti organici volatili non metanici	719	184	ND	563	243	184
	kg/anno					
Arsenico	157	ND	94,8	62,6	25,4	ND
Cadmio	138	ND	23,8	26,7	16,7	ND
Nichel	425	466	345	276	277	545
Piombo	9020	342	930	2 230	616	1 258

^a I dati sulle emissioni dell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera in Puglia per il 2010, registrati nel rapporto della VDS (36) per gli inquinanti: ossidi di azoto e di zolfo, PM₁₀, e composti organici volatili non metanici, sono stati, rispettivamente, 10056, 10035, 2343 e 3261 tonnellate. Non sono state riportate cifre per le emissioni di metalli pesanti.

^b Dati sulle emissioni riportati con il nome dell'impianto: Arcelor Mittal Italia.
ND: non disponibile.

4.2 Sicurezza alimentare

Seguendo il modello di esposizione sopra descritto (Fig. 9), una plausibile via di esposizione umana è la deposizione atmosferica e il ruscellamento dell'acqua piovana degli inquinanti rilasciati dall'impianto siderurgico verso i terreni agricoli, i pascoli, le colture foraggere e le aree di pesca. La potenziale

contaminazione delle acque, sia sotterranee che superficiali, può anche trasferirsi durante 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 per la salute umana (14, 46). In siti

complessi, come il sito di interesse nazionale di Taranto, una caratterizzazione completa di questa via di esposizione richiederebbe il monitoraggio di tutti gli alimenti coltivati nell'area, tenendo conto anche della variabilità stagionale (49).

Pascuzzi et al. (50), in uno studio condotto nell'area rurale di Statte che vanta una notevole produzione agricola e zootecnica, hanno dimostrato che le policlorodibenzo-*para*-diossine e i PCB presenti nell'aria ambiente si trasferiscono nei terreni 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. I loro risultati hanno evidenziato anche che le policlorodibenzo-*para*-diossine e i PCB presenti nelle matrici ambientali (aria, suolo e acque sotterranee) si trasferiscono ai tessuti vegetali e possono entrare nella catena alimentare causando rischi per la salute umana. Le concentrazioni rientrano nell'intervallo di quelle riportate in precedenza da Diletti et al. (51). 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 (52).

Le emissioni di diossine, benzo[*a*]pirene e altre sostanze chimiche cancerogene 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 km²), con caratteristiche lagunari, diviso in due seni (Primo Seno e Secondo Seno) che hanno rispettivamente una profondità massima di 13 m 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 un'elevata stratificazione delle acque, soprattutto in estate. Il bacino del Mar Piccolo è influenzato da: urbanizzazione, attività portuali, acquacoltura e pesca commerciale. I principali

impatti ambientali sono dovuti a: 9 condotte di scarico delle acque reflue, il cantiere navale della Marina Militare Italiana con i suoi bacini di carenaggio (nel Primo Seno), un grande allevamento di mitili distribuito su entrambi i seni, la flotta di pescherecci nel Primo Seno, e piccoli fiumi e sorgenti di acqua dolce che fanno defluire nel bacino le acque dei terreni agricoli circostanti (53).

Ogni anno nel Mar Piccolo si producono circa 30.000 tonnellate di mitili. Solo una percentuale del raccolto è per il consumo locale, mentre la maggior parte viene esportata in altri Paesi dell'Unione Europea, in particolare in Spagna. L'urbanizzazione estensiva e l'industrializzazione dell'area tarantina hanno portato alla 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 rappresentano una significativa fonte a lungo termine di contaminanti per la colonna d'acqua e per il biota acquatico (54).

Un confronto con altre aree mediterranee dimostra che il bacino rappresenta una delle aree più inquinate del Mar Mediterraneo per alcuni metalli pesanti (come cadmio, piombo e mercurio) (55). Alti livelli di queste sostanze chimiche sono stati trovati anche nel biota acquatico con un rischio significativo soprattutto per la salute umana (55–58). Dal 2011, i livelli di diossina e degli equivalenti tossici di PCB diossina-simili nel Primo Seno hanno superato i limiti stabiliti dal regolamento CE 1259/2011 della Commissione Europea (59), con conseguente divieto di commercializzazione e consumo del mitilo *Mytilus galloprovincialis* proveniente da quest'area, con un importante impatto economico (54).

Sono stati avviati programmi 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 influenzare indirettamente la qualità del

bacino, in particolare nel progetto Ricerca Italiana per il MARE (54).

4.3 Gestione dei rifiuti

Le discariche all'aperto con rifiuti non pericolosi e pericolosi presenti nell'area all'interno e all'esterno dell'acciaieria possono rappresentare una minaccia per la salute umana a causa di: dispersione di composti volatili e risospensione di particolato nell'aria ambiente; contaminazione del suolo e percolazione dei contaminanti nelle acque sotterranee utilizzate per l'irrigazione o per il consumo umano; contatto diretto con i materiali di scarto, soprattutto da parte dei bambini, in assenza di barriere fisiche. Lo scarico di acque reflue industriali non trattate nelle acque superficiali è un'altra fonte di inquinamento. Il team del progetto non ha avuto informazioni sufficienti per quantificare l'entità di questi rischi, ma dovrebbero essere studiati per i potenziali impatti sulla salute.

Secondo il rapporto sulle performance ambientali delle città italiane pubblicato annualmente dall'organizzazione non governativa Legambiente, Taranto è classificata nel livello più basso in termini di qualità ambientale, occupando le posizioni 82 e 86 su 104 città rispettivamente per il 2017 e il 2019 (60, 61). Questi rapporti richiamano in particolare l'attenzione sulla cattiva gestione sia delle acque reflue che dei rifiuti solidi urbani. Nello specifico è stato riportato che:

- solo l'87% della popolazione di Taranto ha accesso alla rete fognaria urbana;
- la produzione media di rifiuti solidi urbani nel 2017 e nel 2019 era rispettivamente di 524 e 553 kg/abitante;
- la percentuale di differenziazione dei rifiuti solidi urbani per un trattamento differenziato e un possibile riciclo era

solo del 17,2% nel 2017 e anche 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'Unione Europea hanno riciclato il 57% dei rifiuti solidi urbani generati e una media del 20% è stata sottoposta a recupero energetico (62).

La Direttiva quadro sui rifiuti (63) 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 incidere negativamente sul paesaggio o sui luoghi di particolare interesse. Definisce inoltre una gerarchia in 5 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 ottemperare agli obiettivi di questa direttiva, i paesi dell'Unione Europea avrebbero dovuto adottare le misure necessarie entro il 2020 per garantire che la preparazione per il riutilizzo, la differenziazione e il riciclaggio delle frazioni dei rifiuti solidi urbani (come carta, metallo, plastica e vetro) fossero aumentati fino a un minimo complessivo del 50% del peso. Le percentuali proposte per il riciclo dei rifiuti solidi urbani dovrebbero aumentare fino a un minimo del 55% del peso entro il 2025, del 60% entro il 2030 e del 65% entro il 2035. La città di Taranto è lontana dal raggiungere tali obiettivi, il che ha importanti implicazioni sul degrado di aria, suolo, acqua e sulla salute umana.

4.4 Spazi verdi urbani

La rilevanza dello stabilimento siderurgico come motore economico, non solo per la città di Taranto ma per l'intera provincia, insieme alla sua lunga storia, hanno condizionato lo sviluppo della città e dei suoi dintorni, senza che all'epoca fosse data priorità alla costruzione di spazi verdi urbani. Alla Quinta Conferenza Ministeriale su Ambiente e Salute tenutasi a Parma nel 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 (64).

Il miglioramento dell'accesso agli spazi verdi nelle città è incluso nell'Obiettivo di sviluppo sostenibile 11.7 delle Nazioni Unite, come segue:

Entro il 2030, fornire accesso universale a spazi verdi e pubblici sicuri, inclusivi e accessibili, in particolare per donne e bambini, persone anziane e persone con disabilità (65).

Inoltre, 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 (66).

L'Atlante urbano europeo (67) 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 sugli spazi verdi urbani e la salute, pubblicata dall'OMS nel 2016 (68), che è stata utilizzata come fonte principale per questo capitolo, sono stati inclusi anche gli spazi "verdi/blu", che comprendono aree confinanti con acqua (p.es.: fiumi, laghi, spiagge, scogliere) come caratteristiche importanti e attraenti per le persone, da utilizzare e fruire.

Nei rapporti pubblicati da Legambiente sulle performance ambientali delle città italiane (60, 61), vengono presi in considerazione anche gli spazi verdi urbani e gli alberi lungo le strade. Le differenze tra i dati riportati da Legambiente nel 2017 e nel 2019 (Tabella 6) mostrano un piccolo aumento di aree verdi, percorsi pedonali e mobilità sostenibile (piste ciclabili) a Taranto, che tuttavia detiene performance ambientali ben più scarse di altre città.

Tabella 6. Performance ambientale di Taranto per gli anni 2017 e 2019 relativi agli spazi verdi urbani e alla ciclabilità, confrontati con i punteggi minimi e massimi riportati per le altre città italiane

Indicatore	Taranto		Altre città italiane
	2017	2019	Min-max ^a
Estensione della superficie stradale pedonale (m ² /abitante)	0,1	0,1	0,0-5,1
Numero di alberi/100 abitanti	8,0	9,0	4-203
Spazio verde urbano (m ² /abitante)	6,5	13,9	3,6-997,2
Piste ciclabili equivalenti (m/100 abitanti)	0,4	3,4	0,0-44,4
Lunghezza totale delle piste ciclabili (km)	Non riportata	26,0	1-222

Fonte: riferimento bibliografico 60 e 61.

^a: Dati estratti dal riferimento bibliografico 67.



5. Caratterizzazione degli impatti sulla salute

5.1 Impatti sulla salute legati all'inquinamento atmosferico

L'inquinamento dell'aria ambiente è associato a una serie di malattie, sintomi e condizioni sub-cliniche che compromettono la salute e la qualità della vita sia dopo esposizioni a breve termine che di lunga durata. Le esposizioni acute sono state associate all'insorgenza di patologie acute nell'arco di pochi giorni come l'infarto del miocardio o l'ictus, e addirittura alla morte nel caso di individui suscettibili (69–75). I risultati relativi agli effetti cronici negli adulti, riportati dallo Studio europeo di coorte sugli effetti dell'inquinamento atmosferico (ESCAPE), mostrano un'associazione tra esposizione cronica agli inquinanti atmosferici e mortalità per tutte le cause, ed eventi cardiovascolari (76–79) e un aumento del rischio di sviluppare tumori al polmone, al cervello, al seno e all'apparato digerente (75, 80–83). I risultati recentemente pubblicati dello studio ELAPSE (Effetti dell'inquinamento atmosferico a basso livello: uno studio europeo) hanno ribadito la correlazione positiva tra mortalità e inquinamento dell'aria ambiente in Europa (84). Nel 2017, la Società europea di medicina respiratoria e la Società americana di medicina respiratoria hanno rilasciato una dichiarazione congiunta sull'ampio spettro di effetti negativi dell'inquinamento atmosferico sulla salute, tra cui patologie di natura neurologica e metabolica, che non erano state segnalate in precedenza (85). Nel rapporto sull'impatto globale delle malattie per l'anno 2016 (86), l'inquinamento atmosferico è stato considerato il quinto fattore di rischio di malattia e mortalità a livello mondiale, dopo dieta, fumo, ipertensione e

diabete, e il solo inquinamento dell'aria ambiente è responsabile di oltre 4,2 milioni di morti premature all'anno a livello mondiale. Una valutazione effettuata da un gruppo di lavoro convocato dalla IARC nel 2013 (87) ha concluso che l'inquinamento atmosferico esterno è cancerogeno per gli esseri umani e che la componente di particolato dell'inquinamento atmosferico è più strettamente associata all'aumento dell'incidenza del cancro, in particolare del cancro ai polmoni. È stata inoltre osservata un'associazione tra l'inquinamento atmosferico esterno e i tumori del tratto urinario e della vescica.

È stato riscontrato che livelli molto bassi di inquinanti atmosferici esercitano effetti sulla salute. 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 una soglia per tale esposizione al di sotto della quale è probabile che non si verificano effetti sulla salute, soprattutto nel caso del $PM_{2,5}$ (88). La revisione delle linee guida dell'OMS sulla qualità dell'aria del 2005 (88) fornisce indicazioni sulle soglie e sui limiti per gli inquinanti atmosferici che presentano rischi per la salute, sebbene l'OMS raccomandi di raggiungere le concentrazioni più basse possibili di PM. Gli attuali standard europei per il PM sono ancora al di sopra di quelli raccomandati dall'OMS, con valori limite medi annui per il PM_{10} e il $PM_{2,5}$ fissati rispettivamente a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ossia il doppio delle linee guida dell'OMS per la qualità dell'aria media annua del 2005,

pari a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM10 e 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM_{2.5}. Pascal et al. (89) hanno dimostrato che il rispetto della linea guida dell'OMS di 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per la concentrazione media annuale di PM_{2.5} per il periodo 2004-2006 in 25 città europee avrebbe aggiunto in media 22 mesi di aspettativa di vita alla popolazione di 30 anni d'età, corrispondenti a 19.000 morti premature posticipate. L'equivalente monetario associato ammonterebbe a circa €31.000 milioni all'anno, con i decessi stimati come valore di una morte statistica.

5.1.1 Revisione delle evidenze scientifiche su Taranto

Diversi studi epidemiologici condotti a partire dalla fine degli anni '80 hanno evidenziato un elevato rischio di mortalità a Taranto per tutte le cause, per tutti i tumori (in particolare polmone, pleura, vescica e sistema linfoematopoietico), per le malattie respiratorie e per la polmonite (90-93).

Le prime analisi condotte a Taranto nel quadro del progetto SENTIERI hanno riguardato lo stato di salute della popolazione per i periodi 1995-2002 e 2003-2009. La popolazione regionale è stata usata come riferimento per la standardizzazione indiretta e per gli esiti di salute per i quali erano disponibili sufficienti o limitate evidenze scientifiche di possibile associazione con l'esposizione ambientale legata alle attività industriali di Taranto (94, 95). In entrambi i periodi, la salute dei residenti a Taranto e Statte è risultata altamente compromessa. Il numero di decessi nel periodo 2003-2009, corretto per deprivazione (29), ha mostrato costantemente un eccesso per entrambi i sessi. Questi includono decessi per tutte le cause, per tutti i tipi di cancro, per il cancro ai polmoni e per le malattie cardiovascolari e respiratorie acute e 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 (in particolare cancro ai polmoni, 76%), malattie del sistema cardiovascolare

(28%), respiratorio (64%) e digestivo (47%). Al quartiere Tamburi sono stati osservati eccessi di mortalità tra gli uomini per tutte le neoplasie maligne (11%) e le malattie cardiovascolari (10%), soprattutto le cardiopatie ischemiche (20%). Tra le donne, a Paolo VI, sono stati registrati eccessi di mortalità per tutti i tumori (23%), in particolare per il cancro al polmone, alla pleura e al fegato, per le malattie cardiovascolari (18%), per la broncopneumopatia cronica ostruttiva e per le malattie dell'apparato digerente. A Tamburi, sono stati osservati eccessi di mortalità tra le donne per le malattie cardiovascolari (15%), in particolare le cardiopatie ischemiche, per la broncopneumopatia cronica ostruttiva (39%) e per le malattie renali (57%) (94, 95). L'analisi dei ricoveri ha confermato i risultati della mortalità, documentando il maggior impatto sanitario sui residenti di Paolo VI, seguiti da quelli di Tamburi, dove sono stati osservati eccessi tra gli uomini per il cancro al polmone (61% e 29% a Paolo VI e Tamburi, rispettivamente), malattie neurologiche (43% e 26%, rispettivamente), cardiovascolari (32% e 18%, rispettivamente), respiratorie (52% e 36%, rispettivamente) e renali (35% in entrambi i quartieri). 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%, rispettivamente), malattie digestive (25% e 18%, rispettivamente) e malattie renali (47% e 35, rispettivamente); a Paolo VI, il tumore pleurale (235%) e il cancro al seno (33%) sono stati riscontrati in eccesso tra le donne. La storia lavorativa di molti soggetti impiegati nelle industrie della zona è stata ricostruita attraverso il database dell'ente assicurativo nazionale, che ha indicato un'alta percentuale di impiego presso l'acciaieria (95).

La VDS condotta dall'ARPA, dall'Agenzia Regionale Strategica per la Salute e gli Affari Sociali della Puglia e dall'ASL di Taranto, in ottemperanza alla Legge Nazionale 232/2012 e alla Legge Regionale 21 della Puglia, comprendeva uno studio epidemiologico con un doppio approccio: un'analisi *case-crossover*

sugli effetti acuti dell'inquinamento atmosferico e uno studio di coorte sugli effetti cronici, in cui i dati demografici sono stati collegati ai registri delle cause di morte per il periodo 1998–2008 e dei ricoveri ospedalieri per il periodo 1998–2010. La mortalità e i rischi di ospedalizzazione sono stati calcolati per quartiere e posizione socioeconomica utilizzando i modelli di Cox. I risultati dello studio di coorte, pubblicati da Mataloni et al. (96), hanno confermato i risultati del progetto SENTIERI, secondo cui le popolazioni dei quartieri più vicini all'area industriale (Paolo VI, Tamburi e Borgo) hanno subito maggiori effetti sulla salute, con rischi elevati per: tutte le neoplasie maligne, i tumori al pancreas e al polmone, le malattie cardiache (soprattutto ischemiche), respiratorie (soprattutto acute) e dell'apparato digerente. Il rischio di mortalità era particolarmente elevato tra i residenti di entrambi i sessi nel quartiere Paolo VI per quasi tutte le patologie e per i gruppi di status socioeconomico inferiore. Quest'ultimo dato è stato inaspettato, poiché il quartiere Tamburi era sempre stato considerato a più alto rischio, in quanto più vicino all'acciaieria. Il quartiere Paolo VI è stato costruito negli anni '60 per ospitare i lavoratori dell'acciaieria, anche se nel tempo vi si sono trasferite persone provenienti da altri quartieri, in particolare Tamburi e Borgo. La popolazione di Paolo VI all'epoca dello studio era ancora relativamente giovane (55–57% < 34 anni) e oltre il 65% dei residenti di Paolo VI e Tamburi rientrava nell'indice socioeconomico più basso, laddove il 62% dei residenti del più lontano quartiere di San Vito rientrava nell'indice socioeconomico più alto (96). I risultati sono stati in parte spiegati dall'esposizione sul luogo di lavoro, dall'abitudine al fumo e dalla bassa classe socioeconomica nel caso degli uomini, ma non per le donne. Secondo l'Indagine multiscopo nazionale, come riportato da Vigotti et al. (92), nel 2005 la percentuale di donne fumatrici a Taranto era del 10,4% (IC 95%: 8,4 ; 12,5), mentre la stima regionale era del 10,0% (IC 95%: 9,1 ; 11,0). Come sottolineato nel capitolo 4, Mangia et al. (2) hanno riportato che le condizioni meteorologiche prevalenti nel quartiere Paolo VI

determinano un inquinamento atmosferico maggiore rispetto ad altri quartieri, il che potrebbe spiegare gli alti tassi di mortalità tra le donne che vivono in quest'area. Le differenze nell'impatto sulla salute nei diversi quartieri di Taranto sono state confermate in uno studio successivo di Vigotti et al. (3).

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 di interesse nazionale (compresa Taranto) non solo per la popolazione adulta, come nei precedenti rapporti, ma anche per i neonati (< 1 anno), per i bambini e gli adolescenti (1–14 e 15–19 anni, rispettivamente), e per i giovani (20–24 e 25–29 anni), con un'analisi della frequenza delle malformazioni congenite. I periodi di studio per questo quinto rapporto erano il 2003–2013 per i dati di mortalità e 2002–2015 per l'ospedalizzazione e l'oncologia (75). I risultati riportati per la popolazione adulta di Taranto sono stati simili a quelli presentati in precedenza (95, 96), con un eccesso di mortalità per le cause analizzate e soprattutto per: ipertensione (SMR: 131; IC 90%: 122 ; 141 negli uomini; SMR: 121; IC 90%: 114 ; 128 nelle donne), cardiopatia ischemica (SMR: 119; IC 90%: 113 ; 125 negli uomini; SMR: 110; IC 90%: 104 ; 115 nelle donne), cirrosi e altre malattie epatiche croniche (SMR: 138; IC 90%: 123 ; 155 negli uomini; SMR: 125; IC 90%: 109 ; 143 nelle donne), cancro del polmone (SMR: 126; IC 90%: 119 ; 134 negli uomini; SMR: 137; IC 90%: 122 ; 155 nelle donne), mesotelioma (SMR: 403; IC 90%: 330 ; 494 negli uomini; SMR: 228; IC 90%: 148 ; 353 nelle donne) e per altre malattie dell'apparato respiratorio, in particolare per le malattie respiratorie acute negli uomini (SMR: 124; IC 90%: 103 ; 150) e quelle croniche nelle donne (SMR: 112; IC 90%: 101 ; 124). L'incertezza delle stime non ha permesso di delineare un chiaro profilo di mortalità per neonati, bambini, adolescenti e giovani (75).

Il quinto rapporto SENTIERI ha inoltre registrato tassi di ospedalizzazione in eccesso negli adulti di entrambi i sessi per tutti i

principali gruppi di malattie, tra cui il cancro ai polmoni e il mesotelioma, ma non per le malattie dell'apparato respiratorio o urinario. I risultati più evidenti in altri gruppi di età sono stati l'eccesso di ricoveri per il linfoma di Hodgkin nei neonati, e per leucemia mieloide e malattie linfoidi nei giovani, sebbene queste stime siano imprecise. Negli uomini sono stati segnalati eccessi di incidenza per i tumori a fegato e pancreas, per il melanoma e per altri tumori maligni a pelle, mammella, rene, vescica e tiroide; nelle donne sono stati segnalati eccessi di incidenza per i tumori a stomaco e fegato, per il melanoma e per altri tumori maligni a pelle, mammella, utero, tiroide e per la leucemia linfocitica acuta. Nei neonati 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 erano linfomi non-Hodgkin (SMR: 275; IC 90%: 129 ; 516). 6 casi di sarcomi dei tessuti molli e ossei (diagnosticati solo tra gli uomini) hanno contribuito all'eccesso di incidenza di tumori nella popolazione di età 0-19 anni (SMR: 356; IC 90%: 155 ; 704). Nel sottogruppo di età 20-29 anni è stato registrato un eccesso di incidenza del 70% di cancro alla tiroide, con 30 nuovi casi, principalmente tra le donne (25 casi; SMR: 151; IC 90%: 127 ; 256). Un eccesso di incidenza di tumori germinali, trofoblastici e delle cellule gonadiche è stato registrato in uomini di 20-24 anni (11 casi; SMR: 183; IC 90%: 103; 303) e tra giovani donne di 25-29 anni (4 casi; SMR: 401; IC 90%: 137; 918). Sul totale di 25.853 gravidanze nel periodo 2002-2015 a Taranto sono stati segnalati 600 casi di malformazioni congenite, che rivelano una prevalenza più alta rispetto alla regione (SMR: 109; IC 90%: 101 ; 116) e che interessano principalmente il sistema nervoso e gli arti. Ciò conferma i risultati di un'analisi precedente (97). L'eccesso del 24% di malformazioni congenite del tratto urinario era al limite della significatività statistica. Una recente indagine sull'associazione tra condizioni ambientali ed esiti della gravidanza per il periodo 2003-2013 ha anche mostrato che la città di Taranto aveva il più alto RR per i neonati con basso peso

alla nascita (< 2500 g) (RR: 1,47; IC 95%: 1,38 ; 1,56) rispetto al rischio per l'intera regione Puglia (98).

I risultati riportati nel quinto rapporto SENTIERI (75) sono stati attribuiti per lo più all'esposizione all'inquinamento atmosferico, in particolare a: $PM_{2,5}$, biossido di zolfo e metalli pesanti, come il cadmio, rilasciati durante le attività industriali. Bartolomeo et al. (99) hanno fornito una mappa 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 ha anche mostrato che le neoplasie e le malattie cardiache, respiratorie e digestive tendono a concentrarsi nei quartieri vicini all'area industriale, confermando i risultati precedenti.

In tutti questi studi, l'esposizione umana è stata caratterizzata dalle descrizioni passate dell'inquinamento del sito e dalla distanza dalle principali fonti inquinanti, in particolare l'impianto siderurgico, che sono indicatori indiretti di esposizione. Uno studio epidemiologico aggiornato condotto con la coorte definita per lo studio della VDS ha messo in relazione la residenza con i dati di mortalità per il periodo 2006-2014 e i ricoveri ospedalieri per il periodo 2013-2016, assegnando un valore di esposizione (concentrazioni di PM_{10} e anidride solforosa) per ogni soggetto della coorte. L'esposizione individuale è stata ricostruita dal 1965 (anno di avvio dell'impianto siderurgico) al 2014 integrando i risultati di un modello di dispersione atmosferica con i dati di produttività dell'ex-Ilva, i dati quinquennali sulle emissioni dello stabilimento (ISPRA), i dati della rete di monitoraggio della qualità dell'aria di Taranto e la storia residenziale individuale (36). I risultati hanno indicato la persistenza di alcuni effetti critici sulla salute riportati nella precedente analisi, con aumenti marginalmente significativi nel tempo ed eccessi di mortalità rispetto ai dati regionali per i tassi di mortalità negli uomini e nelle donne per tutte le cause, per il tumore pleurale, per il mieloma multiplo, per il tumore al pancreas,

per le malattie del sistema cardiovascolare (in particolare per le malattie ischemiche e l'ipertensione arteriosa) e dell'apparato digerente. Gli uomini hanno inoltre riscontrato un eccesso di mortalità per tutti i tumori e per i tumori a polmone, vescica, rene, stomaco e colon-retto, nonché per l'asma bronchiale. Il tasso di mortalità per malattie respiratorie negli uomini ha mostrato una diminuzione nel tempo, ma con rischi per i residenti di Taranto 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 4 a 5 volte superiori a quelli attesi, con diagnosi di circa 20 casi all'anno invece di 4 o 5 casi, su una popolazione di 200.000 persone). È stato quindi sostenuto che, soprattutto per il bene delle generazioni future, l'amianto debba essere totalmente rimosso dalle discariche associate al sito industriale (7).

Per quanto concerne i ricoveri ospedalieri nel periodo 2013–2016, la VDS aggiornata ha riportato che incrementi di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} e biossido di zolfo hanno comportato eccessi statisticamente significativi di ricoveri per entrambi i sessi, rispetto alla regione, per malattie neurologiche, cardiache, del tratto digestivo e renali, cancro alla tiroide e infezioni respiratorie. Negli uomini sono stati registrati eccessi anche per cancro alla prostata, patologie del sistema nervoso centrale e pneumoconiosi; nelle donne sono stati riscontrati eccessi anche per cancro ai polmoni e al seno. È stato segnalato un numero maggiore di casi di aborto spontaneo tra le donne dell'area esposte al biossido di zolfo durante la gravidanza. Nei comuni all'interno dell'area a rischio (Taranto, Statte, Massafra, Montemesola, Crispiano) è stato osservato un eccesso statisticamente significativo di ricoveri ospedalieri per entrambi i sessi per tutti i tumori maligni e per il tumore al polmone, ed eccessi di tumore al pancreas e linfoma non Hodgkin per gli uomini. L'esame

dell'andamento temporale dei tassi nel quadriennio oggetto di studio ha indicato una leggera diminuzione dei ricoveri per tutte le malattie, sebbene i tassi nei comuni di Taranto e Statte siano sempre stati superiori a quelli della regione Puglia (36).

Leogrande et al. (6) hanno adottato un approccio di "differenza nella differenza" per esaminare la relazione tra i cambiamenti di esposizione nel tempo associati allo stabilimento ex-Ilva con le differenze nei tassi di mortalità causa-specifici nei residenti a Taranto inseriti in studi precedenti (96), ma aggiornandone la sopravvivenza fino al 2014. Si è ipotizzato che questo approccio annullasse il ruolo di potenziali fattori confondenti individuali e comportamentali (p.es., l'abitudine al fumo), dato che i confronti sono stati effettuati all'interno della stessa popolazione. La valutazione dell'esposizione è stata condotta combinando le concentrazioni di PM_{10} e biossido di azoto misurate presso le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria e i risultati di un modello lagrangiano di dispersione delle particelle, che ha generato stime dell'esposizione media annua al PM_{10} di origine industriale, ponderata sulla popolazione, per ogni anno del periodo 2008–2014, per area e per classe di età. I dati sulle cause di morte sono stati ricavati dal registro di mortalità dell'ASL di Taranto per le seguenti cause di morte: cause naturali e malattie del sistema cardiocircolatorio, cardiache e respiratorie. I cambiamenti nelle esposizioni e nella mortalità sono stati analizzati utilizzando la regressione di Poisson. Gli 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 del PM_{10} industriale, dovuto principalmente a malattie respiratorie (8,74%; IC 95%: 1,50% ; 16,51%). Le associazioni sono risultate statisticamente significative solo per gli anziani (≥ 65 anni), con un IC ristretto al 95%, suggerendo che, almeno per l'esposizione a breve termine al PM, la popolazione anziana è a maggior rischio di mortalità, coerentemente con altri studi (100).

Benedetti et al. (101) hanno condotto uno studio sulla distribuzione spaziale delle malattie renali calcolando i tassi standardizzati di ospedalizzazione dei residenti a Taranto con una prima diagnosi di malattia renale all'atto della dimissione ospedaliera e differenziando tra aree a bassa e ad alta esposizione in base alla georeferenziazione residenziale e alle mappe delle concentrazioni annuali di cadmio e $PM_{2,5}$ stimate da un sistema di modellistica. I risultati hanno mostrato un eccesso di ricoveri statisticamente significativo del 28% per le malattie renali negli uomini di età 20–59 anni e un eccesso non statisticamente significativo del 25% nelle donne della stessa fascia di età residenti in un'area ad alta esposizione al momento della diagnosi. Non sono stati osservati eccessi nelle persone di età ≥ 60 anni e si sono riscontrati risultati contrastanti nei soggetti di età 0–19 anni. Nell'area a bassa esposizione, i tassi standardizzati di ospedalizzazione variavano tra 0,82 e 1,04, senza risultati statisticamente significativi. L'area ad alta esposizione comprendeva il quartiere Paolo VI, densamente popolato, e la zona Tamburi-Isola-Porta Napoli-Lido Azzurro, più vicina all'area industriale. L'eccesso di ospedalizzazione negli uomini di età 20–59 anni ha suggerito una possibile componente lavorativa concomitante. Va notato che l'effetto nefrotossico dell'esposizione ambientale e/o lavorativa ai metalli pesanti può essere esacerbato dalla co-esposizione ad altre sostanze nefrotossiche come solventi e idrocarburi (102, 103). Questi risultati corroborano anche quelli dello studio trasversale di biomonitoraggio di Vimercati et al. (48) descritto al capitolo 4.

Sono stati studiati gli effetti neurocognitivi nei bambini in età scolastica (6–12 anni, 50% maschi) di Taranto esposti a metalli pesanti nell'ambiente e con uno status socioeconomico disagiato (104). L'esposizione è stata valutata tramite il biomonitoraggio umano (piombo e selenio nei campioni di sangue, arsenico e cadmio nelle urine, e mercurio e manganese nei capelli) e la distanza tra l'indirizzo di casa e la fonte di esposizione. Sono state identificate le 5 sottozone di Tamburi,

Statte, Paolo VI, Taranto e Talsano a distanza incrementale dal sito industriale, in base ai dati medi annuali di monitoraggio dell'aria e alla deposizione di particelle di inquinanti urbani misurati nel 2010 dall'ARPA della Regione Puglia. Le funzioni cognitive dei bambini sono state valutate utilizzando la scala di intelligenza Wechsler per bambini e la batteria di test neuropsicologici computerizzati di Cambridge. Sono stati utilizzati modelli misti lineari per valutare le associazioni. L'arsenico nelle urine, e il cadmio e il manganese nei capelli sono risultati inversamente correlati alla distanza dalla fonte di emissione (β : -0,04, 95% IC: -0,06 ; -0,01; β : -0,02; 95% IC: -0,05 ; -0,001; β : -0,02; 95% IC: -0,05 ; -0,003, rispettivamente), mentre la scala di intelligenza Wechsler per i bambini e i suoi sottopunteggi (eccetto l'indice di velocità di elaborazione) mostravano un'associazione positiva con la distanza. Le concentrazioni di piombo nel sangue e di cadmio nelle urine erano associate negativamente al punteggio del quoziente intellettuale totale e a tutti i sottopunteggi, ma non hanno raggiunto la significatività. Il manganese nei capelli e il piombo nel sangue erano associati positivamente sulla batteria Cambridge rispettivamente tra gli errori di memoria di lavoro spaziale (β : 2,2; 95% IC: 0,3 ; 3,9) e il tempo di reazione del compito del segnale di arresto (β : 0,05; 95% IC: 0,02 ; 0,1). Nessuno degli altri test neurocognitivi della batteria Cambridge è stato influenzato in modo significativo dall'esposizione ai metalli. I bambini con lo status socioeconomico più elevato hanno mostrato in media un quoziente intellettuale superiore di 5 punti rispetto al livello più basso (β : 4,8; 95% IC: 0,3 ; 9,6) e il termine di interazione tra il piombo nel sangue e lo status socioeconomico ha mostrato un significativo impatto negativo del piombo sulla memoria di lavoro nello status socioeconomico più basso (β : -4,0; 95% IC: -6,9 ; -1,1). È stato dimostrato che l'esposizione ambientale ai metalli pesanti ha un impatto cognitivo negativo in questi bambini. L'esposizione al piombo, anche a livelli molto bassi, ha esercitato un effetto neurocognitivo quando anche lo status socioeconomico era basso.

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 umana (HHRA) in relazione all'inquinamento atmosferico, sviluppate per scenari politici con diverse metodologie, scale spaziali e temporali. Si dovrebbe prendere in considerazione la metodologia disponibile più aggiornata per: la quantificazione dell'esposizione, la caratterizzazione del rischio e la stima del carico di malattia, per garantire che le HHRA sull'inquinamento atmosferico siano più complete e coerenti. Inoltre, si dovrebbero concordare principi generali per l'applicazione dei metodi di HHRA a livello locale, nazionale e internazionale (105).

Come riportato nel capitolo 3, la valutazione del rischio è uno degli approcci usati per quantificare i potenziali impatti sulla salute. Parallelamente all'approccio epidemiologico descritto sopra, la VDS ha adottato anche una HHRA basata sull'evidenza tossicologica degli effetti delle emissioni prima e dopo l'implementazione dell'AIA nell'acciaieria (36). Sono stati riportati indici di rischio > 1 per le malattie dell'apparato respiratorio, che hanno interessato 582 abitanti. È stato suggerito che le sostanze che hanno maggiormente contribuito fossero l'arsenico generato dall'impianto ex-Ilva e l' H_2S prodotto principalmente dallo stabilimento Eni, con contributi minori dalle discariche Vergine e Italcave. La valutazione del rischio cancerogeno dovuto alle emissioni dell'impianto ha mostrato che la probabilità di sviluppare un tumore nel corso della vita fosse > 1 caso aggiuntivo ogni 10.000 abitanti associato a diversi inquinanti (cfr. Tabella 7) per una popolazione di circa 14.000 persone dopo l'AIA. Livelli di rischio di questa entità sono considerati dall'Agenzia Statunitense per la Protezione dell'Ambiente come sufficientemente elevati per attivare un intervento (27, 35). Va sottolineato che l'approccio della HHRA utilizzato non ha incluso gli effetti aggiuntivi o sinergici dell'esposizione contemporanea a molte sostanze chimiche o gli effetti aggiuntivi dell'esposizione agli stessi contaminanti

provenienti da altre vie (74). Come mostrato nella Tabella 7, il contributo maggiore al rischio di cancro da inalazione è stato fornito dall'impianto ex-Ilva, con l'ipotesi di una soglia di 1 su 10.000 abitanti.

Un'ulteriore quantificazione epidemiologica degli impatti sulla salute dell'esposizione al $PM_{2,5}$ emesso dall'impianto ex-Ilva è stata fornita da Galise et al. (10) (cfr. capitolo 3 per la popolazione di riferimento e l'approccio alla valutazione dell'esposizione). In breve, questi autori hanno stimato l'esposizione ponderata per la popolazione come media delle concentrazioni ponderate di $PM_{2,5}$ di tutte le sezioni censite nel modello di dispersione lagrangiano. Le funzioni di concentrazione-risposta disponibili (37 e aggiornamenti) sono state utilizzate per stimare: il numero di morti premature per cause naturali, malattie cardiovascolari e respiratorie, e cancro al polmone, attribuibili all'esposizione al $PM_{2,5}$, e i rischi cumulativi incrementali associati nel corso della vita per il cancro al polmone nei tre scenari di emissioni per l'implementazione dell'AIA nell'impianto ex-Ilva (nel 2010, 2012 e 2015). In generale, gli autori hanno osservato una riduzione degli impatti stimati delle emissioni di $PM_{2,5}$ tra gli scenari pre e post AIA, calcolati per Taranto, con una diminuzione media dell'82% per il numero di decessi attribuibili a cause naturali (da 28 a 5 casi) e del 69,3% per i decessi per malattie cardiovascolari (da 15 a 4,6 casi). Nel quartiere di Tamburi, queste diminuzioni sono state rispettivamente del 77,6% e del 76%. È stata riportata anche una riduzione del numero totale di decessi attribuibili al cancro ai polmoni e alle malattie respiratorie, ma i numeri erano contenuti (da 2 a 0 e da 3 a 0 casi, rispettivamente, nella VDS per Taranto). Tuttavia, i rischi cumulativi incrementali nell'arco della vita superiori alla soglia di accettabilità di 1 caso in eccesso per 10.000 abitanti sono stati riportati per lo scenario del 2010 (4,3 a Taranto e 26 a Tamburi) e del 2012 (2,7 nell'area di Taranto e 11 a Tamburi). A Tamburi, il rischio cumulativo incrementale nell'arco della vita era anche superiore a 1 caso in eccesso per 10.000 abitanti 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 valutazione. Questi risultati corroborano quelli della HHRA nelle relazioni della VDS.

Tabella 7. Rischi di cancro dovuti all'esposizione per inalazione, calcolati per 9 inquinanti nello scenario post-AIA considerando le emissioni dell'impianto ex-Ilva e il rischio di cancro aggiuntivo (Totale) calcolato sommando i rischi di cancro associati alle emissioni di altre fonti nel sito di interesse nazionale di Taranto (p.es., lo stabilimento Eni)

Inquinante	Esito sulla salute	Classificazione IARC (cfr. capitolo 2)	Eccesso di casi di cancro da esposizione per inalazione per 10.000 abitanti nell'arco della vita	
			Ex-Ilva	Totale
Benzo[a]pirene	Tumori agli apparati respiratorio e gastrointestinale	1	111,17	111,17
Benzene	Leucemia	1	5,74	8,4
Cadmio	Tumori all'apparato respiratorio (p.es.: polmone, trachea, bronchi) e al rene	1	4,58	4,63
Arsenico	Cancro al polmone e altri tumori dell'apparato respiratorio	1	3,54	3,57
Cromo esavalente	Cancro al polmone	1	0,69	2,38
Piombo	Cancro al seno e al cervello	2A	0,72	0,72
Naftalene	Sistema respiratorio (adenomi e carcinomi laringei, alveolari e bronchiolari)	2B	2,58	2,58
Nichel, metallico	Cancro ai polmoni	2B	1,99	2,34
Diossine	Effetti sulla riproduzione e sullo sviluppo, interferente endocrino, cancro	1	2,06	2,08

Fonte: adattato dal riferimento bibliografico 36.

5.1.2 Valutazioni quantitative dell'impatto sanitario ed economico condotte in questo progetto

Nella Tabella 8 è riassunta la mortalità prematura non accidentale da $PM_{2,5}$ (cause naturali) riportata per località e sesso negli adulti di età ≥ 30 anni, e per scenario d'impatto. Gli IC di 95% sono stati determinati con una simulazione Monte Carlo che tiene conto dell'incertezza del tasso di mortalità di base nella popolazione ≥ 30 anni, dell'esposizione della popolazione e del RR associato. Il tasso di mortalità da esposizione al $PM_{2,5}$ corrisponde al numero di

decessi per entrambi i sessi normalizzato per milione di popolazione di età ≥ 30 anni in ogni comune o area. Per l'area della VDS, nello scenario pre-AIA (2010) sono state calcolate 27 (IC 95%: 14 ; 43) morti premature, che si prevede diminuiscano dell'82% fino a 5 (IC 95%: 2 ; 8) morti per lo scenario post-AIA (2015). Gli uomini rappresentano il 59% della mortalità totale. Le stime di impatto per lo scenario AIA 2012 sono più alte del 255% rispetto allo scenario post-AIA (2015), ma inferiori del 37% rispetto ai valori dello scenario pre-AIA (2010). I risultati centrali sono molto simili a quelli calcolati da Galise et al. (10).

Tabella 8. Morti premature non accidentali dovute a esposizione a $PM_{2,5}$ (IC 95%)

Sesso	Scenario		
	pre-AIA (2010)	AIA 2012	post-AIA (2015)
Taranto			
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 ⁶)	180	114	31
Massafra			
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 ⁶)	21	14	8
Statte			
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 ⁶)	75	48	12
Area VDS			
Maschile	16 (8 ; 25)	10 (5 ; 16)	3 (1 ; 4)
Femminile	11 (6 ; 18)	7 (4 ; 11)	2 (1 ; 3)
Sessi combinati	27 (14 ; 43)	17 (9 ; 27)	5 (2 ; 8)
Tasso combinato (per 10 ⁶)	156	100	28

I ricoveri in eccesso per malattie cardiovascolari (ICD10: I00-99) sono presentati nella Tabella 9 e quelli per cause respiratorie (ICD10: J00-99) nella Tabella 10. Tutti i ricoveri ospedalieri riguardano la popolazione di Taranto. Gli IC al 95% sono stati determinati con una simulazione Monte Carlo che tiene conto dell'incertezza del tasso di morbilità di base nella popolazione totale (di tutte le età),

dell'esposizione della popolazione e del RR associato. Il tasso di morbilità dovuta a $PM_{2,5}$ corrisponde al tasso di ospedalizzazione di entrambi i sessi per malattie cardiocircolatorie o respiratorie normalizzato per milione di popolazione totale in ogni comune o area. (I numeri potrebbero non corrispondere a causa di arrotondamenti.)

Tabella 9. Eccesso di ricoveri ospedalieri per disturbi cardiocircolatori dovuti all'esposizione al PM_{2,5}

Sesso	Scenario		
	pre-AIA (2010)	AIA 2012	post-AIA (2015)
Taranto			
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 ⁶)	34	22	6
Massafra			
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 ⁶)	4	3	1
Statte			
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 ⁶)	14	9	2
VDS area			
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	7 (1 ; 15)	4 (1 ; 9)	1 (0,2 ; 3)
Tasso combinato (per 10 ⁶)	30	19	5

Tabella 10. Eccesso di ricoveri ospedalieri per disturbi respiratori dovuti all'esposizione al PM_{2,5}

Sesso	Scenario		
	pre-AIA (2010)	AIA 2012	post-AIA (2015)
Taranto			
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 ⁶)	38	24	7
Massafra			
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 ⁶)	4	3	2
Statte			
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 ⁶)	16	10	3
Area VDS			
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	8 (0 ; 19)	5 (0 ; 12)	1 (0,2 ; 3)
Tasso combinato (per 10 ⁶)	33	21	6

Come per la mortalità prematura, i ricoveri ospedalieri diminuirebbero dell'83% nel passaggio dallo scenario pre-AIA (7, IC 95%: 1 ; 15 ricoveri per disturbi cardiocircolatori e 8, IC 95%: 0 ; 19 ricoveri per disturbi respiratori) allo scenario post-AIA (1, IC 95%: 0,2 ; 3 per entrambi gli eventi cardiocircolatori e respiratori). Quindi, in totale, si potrebbero evitare 13 ricoveri per disturbi cardiocircolatori e respiratori. Si prevedono 6 ricoveri in meno nel passaggio dallo scenario pre-AIA (2010) allo scenario AIA 2012.

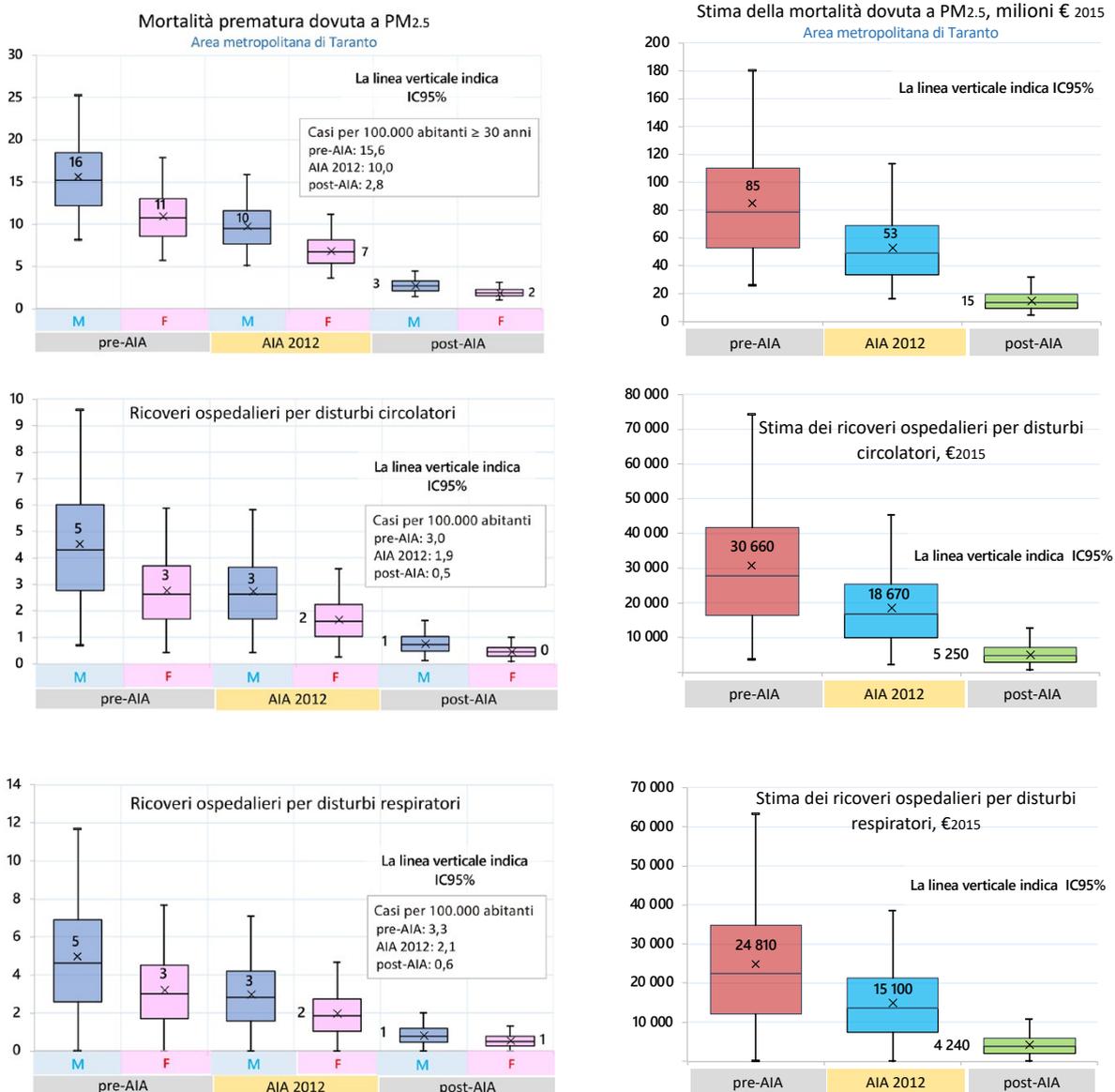
I risultati degli impatti sulla salute sono anche riportati graficamente nella Fig. 11 (riquadri a sinistra).

I risultati della valutazione economica (costi esterni) per l'area metropolitana di Taranto sono presentati nella Fig. 11 (riquadri a destra). Per la mortalità, il costo combinato per entrambi i sessi è di €85 (IC 95%: 26 ; 180) milioni per lo scenario pre-AIA (2010), €53 (IC 95%: 16 ; 113) milioni per lo scenario AIA 2012, ed €15 (IC 95%: 5 ; 32) milioni per lo scenario post-AIA (2015). Rispetto alla situazione pre-AIA, nello scenario post-AIA si potrebbe ottenere una

riduzione di €70 (CI 95%: 21 ; 148) milioni (82% di riduzione) all'anno (280 euro pro capite). Il beneficio economico derivante dalla riduzione dei ricoveri, tuttavia, è minore, €46.000 (IC 95%: 3000 ; 114.000) 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. Il beneficio economico dell'onere sanitario evitato nel passaggio da pre a post

AIA è equivalente a 1,5% del prodotto interno lordo locale. È degno di nota il fatto che il beneficio economico calcolato in questa analisi sia una sottostima del beneficio totale per la salute derivante dalla riduzione delle emissioni nell'aria ambiente, poiché non sono state considerate altre categorie di morbilità evitate, come la perdita di produttività. In genere, il costo totale della morbilità può rappresentare fino al 10% del costo della mortalità (706).

Fig. 11. Risultati delle valutazioni dell'impatto sanitario ed economico dell'esposizione al PM_{2.5} nell'area metropolitana di Taranto, suddivisi per scenario



F: femminile; M: maschile; CHA: ricovero per disturbo cardiocircolatorio; RHA: ricovero per disturbo respiratorio
I diagrammi a scatola e baffi mostrano la media (x), la mediana, lo scarto interquartile (IQR) e l'IC al 95%.

5.2 Impatti sulla salute legati ad altri determinanti

Sebbene non ci siano sufficienti dati dettagliati sull'esposizione per poter quantificare gli impatti sulla salute degli altri determinanti rilevanti per la VIS di Taranto (catena alimentare, gestione dei rifiuti, spazi verdi), riassumiamo di seguito le evidenze scientifiche relative agli effetti sulla salute delle esposizioni osservate. Tali evidenze sono utili sia per una valutazione qualitativa degli impatti delle attività lavorative nel settore siderurgico, sia per identificare politiche a favore della salute per l'area in questione.

5.2.1 Sicurezza alimentare

Come riassunto al paragrafo 4.2, diverse ricerche hanno riportato il rilascio di sostanze tossiche bioaccumulabili persistenti come le policlorodibenzo-*para*-diossine, i PCB e i metalli pesanti (arsenico, cadmio, mercurio, piombo, cromo, zinco) derivanti dall'attività industriale e dalla cattiva gestione dei rifiuti a Taranto, che hanno colpito per molti anni i terreni agricoli e la produzione ittica a chilometri di distanza (50–58). Una caratterizzazione quantitativa affidabile dei rischi potenziali per la salute umana (approccio con HHRA) legati al consumo di alimenti locali richiederebbe un monitoraggio completo delle concentrazioni di sostanze chimiche in tali alimenti, tenendo conto delle variazioni stagionali e del modello di consumo della popolazione interessata. Ciò consentirebbe di quantificare una stima dell'esposizione agli inquinanti cancerogeni e non cancerogeni, di mettere in relazione i livelli con i valori guida basati sulla salute e di calcolare l'indice di pericolo e/o l'eccesso di rischio di cancro per l'esposizione orale (74, 46). Una caratterizzazione completa di questa via di esposizione richiederebbe anche l'analisi dell'esposizione potenziale 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 trovino abbastanza vicini da essere interessati dalla dispersione di inquinanti atmosferici. Il team del progetto non ha avuto accesso a questo tipo di informazioni, ma ha presunto che tali programmi siano condotti dalle autorità sanitarie pubbliche locali.

Le diossine (policlorodibenzo-*para*-diossine e dibenzofurani) e i PCB diossina-simili sono tossici e molto persistenti nell'ambiente e tendono a bioaccumularsi nella catena alimentare, in particolare nel grasso animale. Si tratta di un percorso di esposizione rilevante per la popolazione generale e rappresenta una preoccupazione per la salute pubblica. Le diossine penetrano nell'ambiente come miscele di una varietà di singoli bifenili clorurati, noti come congeneri, nonché come impurità. Una volta nell'ambiente, le diossine non si decompongono facilmente e possono quindi permanere a lungo. Circolano facilmente tra aria, acqua e suolo. Le diossine aderiscono saldamente al terreno e di solito non vengono trasportate in profondità con l'acqua piovana; l'evaporazione sembra essere un modo importante con cui le diossine più leggere lasciano il terreno. Le diossine trasportate dall'aria possono accumularsi nelle foglie e nelle parti non interrate delle piante e delle colture alimentari. I livelli sono più elevati nei tessuti degli animali che si trovano in alto nella catena alimentare, soprattutto nei pesci e nei mammiferi marini (come foche e balene), raggiungendo livelli che possono essere molte migliaia di volte superiori che nell'acqua (107). Sono stati condotti molti studi per esaminare come le diossine influenzino la salute dei lavoratori e della popolazione generale, anche se i risultati per quest'ultima sono incoerenti. La cloracne è la manifestazione di tossicità più inequivocabile osservata a seguito di esposizioni accidentali, lavorative e insolite

alle diossine, e i bambini sembrano esserne particolarmente sensibili. La cloracne, tuttavia, si verifica solo a seguito di un'esposizione elevata (con livelli sierici > 20.000 pg/g di grasso), che non è rilevante per derivarne un valore di riferimento sanitario per la popolazione generale (108). L'esposizione a policlorodibenzo-*para*-diossine e furani, e ai PCB diossina-simili è stata anche correlata a effetti di disturbo 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) (107, 108). Altri studi indicano un aumento del rischio di malattie cardiovascolari (p.es., l'ipertensione) e mortalità, disturbi gastrointestinali (p.es.: disturbi epigastrici postprandiali, dolore epigastrico con o senza sensazione di bruciore, cefalea postprandiale e intolleranza ai cibi grassi), effetti avversi dell'esposizione di fondo sul sistema immunitario durante lo sviluppo, morbidità tiroidea, effetti neurologici (riflessi anormali e deficit di memoria, apprendimento e quoziente intellettivo). Le indicazioni di tumori correlati ai PCB in diversi siti, in particolare fegato, vie biliari, intestino e pelle (melanoma), forniscono prove limitate che i PCB siano cancerogeni per l'essere umano, mentre vi sono prove sufficienti che i PCB siano carcinogeni epatici per gli animali (107). Tuttavia, non è stata trovata una chiara relazione dose-risposta tra l'esposizione e lo sviluppo del cancro (108).

L'arsenico inorganico è classificato come agente cancerogeno per l'essere umano (gruppo IARC 1), in quanto è associato a un aumento del rischio di cancro a fegato, vescica, polmoni e pelle (109-111). L'ingestione a lungo termine di arsenico è stata associata a lesioni cutanee, cancro, neurotossicità, malattie cardiovascolari, alterazioni del metabolismo del glucosio e diabete. Stanno emergendo prove di un impatto negativo sullo sviluppo fetale e infantile, in particolare

una riduzione di peso alla nascita, sebbene siano necessarie ulteriori prove sulle relazioni dose-risposta e sui tempi critici di esposizione inerenti a questi esiti (111). Il Gruppo di esperti scientifici sui contaminanti nella catena alimentare dell'EFSA ha concluso nel 2009 che la dose settimanale tollerabile provvisoria di 15 µg/kg di peso corporeo stabilita dal Comitato congiunto di esperti FAO/OMS sugli additivi alimentari non era più adeguata, poiché erano stati segnalati effetti avversi sulla salute a livelli di esposizione inferiori rispetto a quelli verificati dal Comitato. Il gruppo di esperti EFSA ha modellato i dati dose-risposta provenienti dagli studi epidemiologici e ha identificato un limite di confidenza della dose di riferimento più basso, 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. Poiché la stima dell'esposizione alimentare all'arsenico inorganico per i consumatori di livello medio e alto in Europa rientra in questo intervallo, non esiste un limite di esposizione sicuro per alcuni consumatori (111). Diversi studi hanno dimostrato che la maggior parte dell'arsenico presente nel pesce e nei frutti di mare è nella forma meno tossica dell'arsenico organico, mentre l'arsenico inorganico rappresenta solo una quantità tra 0,02 e 11% (55, 112). Alcune evidenze suggeriscono che l'esposizione a vita ai composti metilici possa danneggiare la vescica urinaria e i reni (110).

Il cadmio, una volta assorbito, viene trattenuto nel rene e nel fegato umani con una emivita biologica considerevole di 10-30 anni. Il cadmio è tossico principalmente per il rene, soprattutto per le cellule tubulari prossimali, dove si accumula nel tempo. L'esposizione prolungata e/o elevata può portare a danni tubulari e progredire verso l'insufficienza renale con una diminuzione della velocità di filtrazione glomerulare, portando infine all'insufficienza renale. Il cadmio può anche causare demineralizzazione ossea sia direttamente, danneggiando l'osso, sia

indirettamente, come conseguenza di una disfunzione renale. Nelle donne in gravidanza esposte al cadmio sono state segnalate insufficienze del sistema riproduttivo (113). Un gruppo di lavoro convocato dalla IARC ha classificato il cadmio come cancerogeno umano (Gruppo 1) sulla base di studi sull'esposizione lavorativa e di dati sull'esposizione della popolazione generale, che hanno rilevato associazioni statisticamente significative con un aumento del rischio di cancro, tra cui a: polmone, endometrio, vescica e seno (114). Il cadmio è genotossico: induce stress ossidativo e inibizione della riparazione del DNA (113). La dose settimanale tollerabile provvisoria di cadmio è stata fissata a 2,5 µg/kg di peso corporeo a settimana (113). Gli alimenti costituiscono la principale fonte di cadmio per i non fumatori: i cereali e i prodotti a base di cereali, le verdure, le noci, i legumi, le radici amidacee e le patate, nonché la carne e i prodotti a base di carne contribuiscono maggiormente all'esposizione umana. Livelli elevati sono stati riscontrati anche in alghe, pesci, frutti di mare, integratori alimentari, funghi e cioccolata (113).

Lo zinco è essenziale per la salute umana, ma in eccesso può essere dannoso. È stato riferito che un'assunzione cronica elevata di zinco può provocare gravi malattie neurologiche attribuibili alla carenza di rame (114, 116). Il Comitato scientifico dell'alimentazione della Commissione Europea (117) ha fissato il livello massimo di assunzione tollerabile di 25 mg al giorno per gli adulti, comprese le donne in gravidanza e in allattamento, sulla base di risultati di studi sull'integrazione dello zinco fino a 14 settimane. Secondo l'Agenzia Statunitense per le Sostanze Tossiche e il Registro delle Malattie, ingerire quantità elevate di zinco per diversi mesi può anche causare anemia, danni al pancreas e diminuzione dei livelli di colesterolo lipoproteico ad alta densità (118).

Il piombo è un metallo pesante tossico e bioaccumulabile che, una volta assorbito,

viene trasferito ai tessuti molli, tra cui fegato e reni, e alle ossa; si deposita con un'emivita di circa 30 giorni nel sangue e di 10–30 anni nelle ossa (119, 120). Gli studi epidemiologici sulla tossicità del piombo si basano su parametri di esposizione interna piuttosto che su misurazioni di esposizione esterna, come la concentrazione nell'acqua o nell'aria o la dose ingerita. Il parametro di dose interna più comune è la concentrazione di piombo nel sangue (tipicamente espressa in µg/dL), che riflette principalmente l'esposizione durante i mesi precedenti e non necessariamente il carico maggiore di piombo nelle ossa (120). Gli esiti sulla salute più ampiamente studiati sono: effetti neurologici, renali, cardiovascolari, ematologici, immunologici, riproduttivi e dello sviluppo. I deficit cognitivi nei bambini, che si verificano alla concentrazione ematica più bassa (≤ 5 µg/dL), sono gli effetti meglio documentati; questi possono comportare diminuzioni della funzione neurologica per tutta la vita. I bambini nascono con un carico di piombo derivato dal trasferimento materno in utero e successivamente continuano ad assorbire il piombo materno mediante l'allattamento. I bambini sono più vulnerabili a causa di comportamenti (p.es., portare le mani alla bocca) che aumentano la probabilità di ingerire piombo dalle polveri superficiali e a causa di un maggiore assorbimento gastrointestinale del piombo ingerito rispetto agli adulti, probabilmente dovuto a una combinazione di differenze fisiologiche, dietetiche e nutrizionali (120). Il Gruppo di esperti scientifici sui contaminanti nella catena alimentare dell'EFSA ha concluso che l'attuale dose settimanale tollerabile provvisoria di 25 µg/kg di peso corporeo non è più adeguata e ha osservato che non vi sono prove di una soglia per diversi *endpoint* critici, tra cui la neurotossicità nello sviluppo e gli effetti renali negli adulti (119).

Il mercurio può entrare e bioaccumularsi nella catena alimentare, più frequentemente sotto forma di metilmercurio; il mercurio inorganico non si accumula in alcuna misura.

Il gruppo di esperti scientifici sui contaminanti nella catena alimentare dell'EFSA ha ritenuto che il consumo di pesce e di altri frutti di mare costituisca l'esposizione alimentare più rilevante al metilmercurio proveniente dagli alimenti (a eccezione del latte umano) nella popolazione europea (121). I pesci più grandi e più vecchi che vivono in acque contaminate accumulano le quantità più elevate di metilmercurio nei loro corpi. I pesci d'acqua salata (soprattutto squali e pesci spada), che vivono a lungo e possono raggiungere dimensioni molto grandi, tendono ad avere i livelli più alti di mercurio nel corpo. Le piante come mais, grano e piselli hanno livelli molto bassi di mercurio, anche quando sono coltivate in terreni contenuti mercurio a livelli significativamente più alti rispetto all'ambiente. I funghi possono accumulare livelli elevati se coltivati in terreni contaminati (122). Il sistema nervoso è molto sensibile al mercurio. Negli avvelenamenti accidentali in cui le persone hanno consumato pesce contaminato con grandi quantità di metilmercurio, o semi-trattati con metilmercurio, o altri composti organici di mercurio, hanno sviluppato danni permanenti a cervello e reni. Non è altrettanto certo se l'esposizione al mercurio inorganico provochi danni al cervello o ai nervi, poiché non passa facilmente dal sangue al cervello (122). Il Gruppo di esperti sui contaminanti nella catena alimentare dell'EFSA ha stabilito una dose settimanale tollerabile per il metilmercurio di 1,3 µg/kg di peso corporeo e per il mercurio inorganico di 4 µg/kg di peso corporeo, entrambi espressi come mercurio (121).

Il cromo esiste in una varietà di stati di ossidazione, con gli stati trivalente (III) ed esavalente (VI) relativamente stabili e largamente predominanti. Mentre il cromo (III) è un componente dietetico naturale presente in una varietà di alimenti e anche negli integratori alimentari, il cromo (VI) è comunemente associato ai processi industriali, che possono contaminare l'acqua potabile e gli alimenti.

Il Gruppo di esperti scientifici sui contaminanti dell'EFSA ha concluso che l'esposizione alimentare rappresenta il contributo più importante all'esposizione complessiva al cromo (VI) della popolazione generale. Un gruppo di lavoro convocato dalla IARC ha classificato i composti di cromo (VI) come cancerogeni per l'essere umano (Gruppo 1) in riferimento a cancro a polmoni, naso e seni paranasali, sulla base di prove derivanti da studi sull'esposizione lavorativa. Le tossicità subcronica e cronica riportate dopo l'esposizione al cromo (VI) comprende alcuni effetti ematologici e gastrointestinali, ma i risultati sono incoerenti (123).

Le descrizioni dello stato di salute di base della popolazione di Taranto da parte di vari gruppi di ricerca (3, 75, 95, 96, 101) riportano sistematicamente effetti critici sulla salute che potrebbero essere correlati all'esposizione a metalli pesanti non solo per inalazione (particolato) ma anche tramite dieta. È il caso dei rischi di eccesso di mortalità e morbilità legati alle malattie renali associate all'esposizione al cadmio o al mercurio, e agli effetti neurocognitivi nei bambini in relazione all'esposizione a piombo o metilmercurio.

Importanti effetti indiretti della contaminazione della catena alimentare sono gli impatti sull'economia locale e sulla forza lavoro, che a loro volta potrebbero influire sulla salute mentale della popolazione (p.es.: ansia, suicidio) e limitare l'accesso ai bisogni primari di base, portando a un'alimentazione inadeguata. Questi aspetti richiedono un'analisi più dettagliata e l'accesso alle informazioni locali.

5.2.2 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 la sesta conferenza ministeriale europea su ambiente e salute, tenutasi a

Ostrava (Cechia) nel giugno 2017 (124), quando i 53 Stati membri della Regione Europea dell'OMS si sono impegnati 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 illegali dei 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 rifiuti solidi urbani e dei rifiuti pericolosi, 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 complicato la valutazione sistematica degli effetti sulla salute (125-128). Come riportato nei paragrafi precedenti, sostanze come il cadmio, l'arsenico, il cromo esavalente e alcune diossine sono state classificate dai gruppi di lavoro IARC come cancerogeni di Gruppo 1 sulla base di studi tossicologici su animali da esperimento o su popolazioni umane esposte a dosi molto elevate. Le evidenze epidemiologiche relative all'esposizione umana a basse dosi ambientali di tali sostanze e al cancro sono tuttavia ancora contraddittorie (124, 126). L'identificazione di effetti significativi sulla salute legati ai rifiuti solidi urbani e ai rifiuti pericolosi è complicata anche da possibili effetti sinergici o aggiuntivi derivati dell'esposizione a più pericoli, o dalla possibilità di effetti cronici dovuti a basse dosi mantenute nel tempo (128, 129). È stato proposto che, nella progettazione di nuovi studi epidemiologici, venga data priorità alle sostanze che sono intrinsecamente più tossiche o virulente (nel caso dei pericoli biologici), persistono più a lungo o si bioaccumulano nell'ambiente, e ad altre minacce come l'alta reattività a contatto con acqua o aria (124).

Altri fattori che condizionano la corretta caratterizzazione degli impatti sulla salute legati ai rifiuti solidi urbani e a quelli pericolosi sono: la dimensione della popolazione interessata, la disponibilità dei dati sui fattori confondenti, come le caratteristiche e le abitudini sociodemografiche delle popolazioni esposte, e la caratterizzazione della contaminazione ambientale nei punti di esposizione (125). Diverse pratiche di gestione dei rifiuti possono provocare il rilascio di varie sostanze che influenzano una serie di matrici ambientali (127). Per esempio, l'aria è la prima via di trasporto ambientale durante la combustione dei rifiuti, che può generare sottoprodotti come diossine; mentre l'ingestione di prodotti lattiero-caseari e altri alimenti contaminati rappresenta una fonte indiretta di esposizione (130) (cfr. paragrafi 4.2 e 5.2). Altre pratiche, come lo smaltimento dei rifiuti nei vari impianti di discarica, possono provocare l'emissione di H₂S, anidride solforosa, metano, ammoniaca e vapori di mercurio, composti organici volatili, idrocarburi policiclici aromatici, diossine e percolati contaminati da metalli pesanti, pesticidi, principi farmaceutici e microrganismi patogeni che possono influenzare le acque sotterranee (131, 132). In sintesi, è difficile definire un modello di esposizione completo che comprenda le diverse vie di esposizione che possono interessare le popolazioni (14). La Fig. 12 riassume i collegamenti tra le pratiche di gestione dei rifiuti solidi urbani e i possibili esiti negativi per la salute, come riportato da Vinti et al. (127).

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

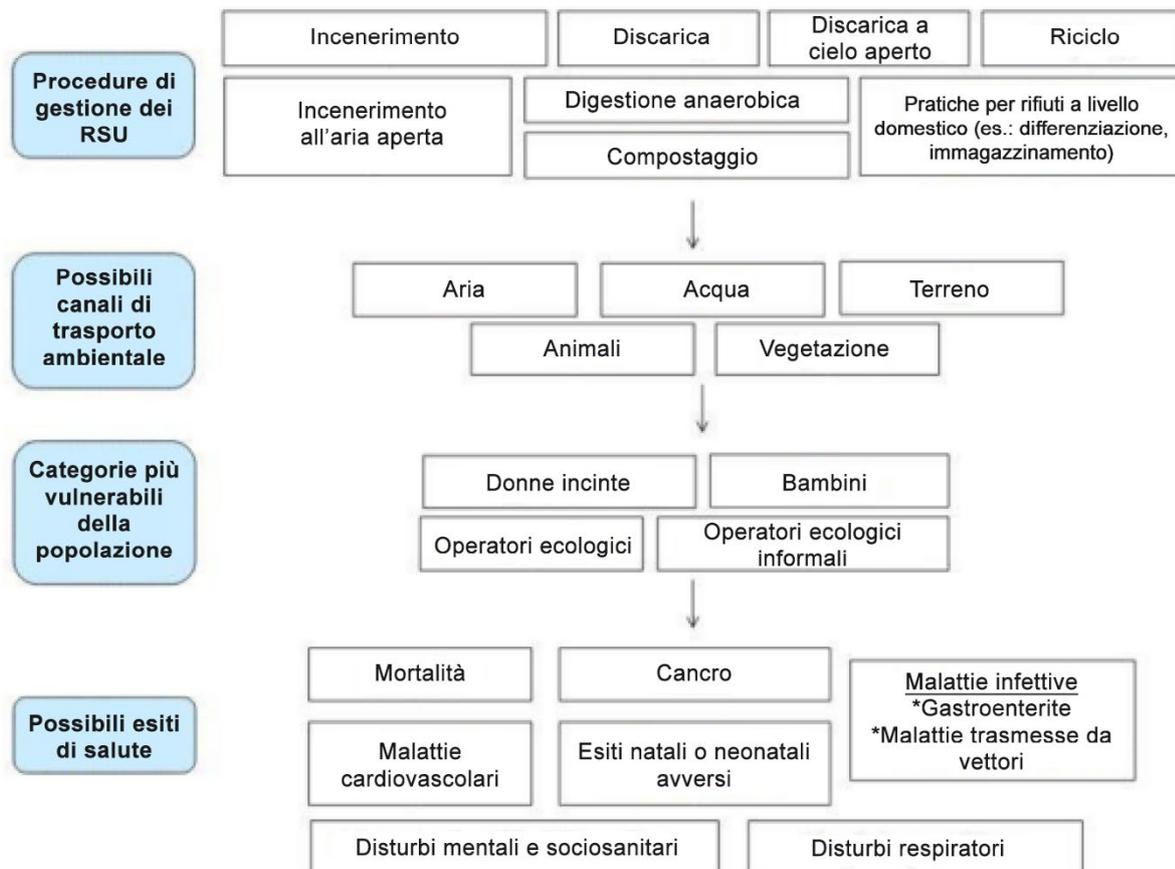
Discariche

Gli effetti sulla salute riportati in associazione con il vivere nei pressi di una discarica

sono: malformazioni congenite e difetti alla nascita, aborti spontanei e basso peso alla nascita (133, 134), alcuni tipi di cancro ai polmoni, linfoma non-Hodgkin (124, 135-138), tutte le malattie respiratorie e le infezioni respiratorie acute in persone di età ≤ 14 anni (138), riduzione della capacità vitale forzata nei bambini di 6-12 anni con un aumento della concentrazione di PM_{2,5} (139), irritazione della mucosa e sintomi al tratto respiratorio superiore (140), e altri sintomi lievi (132, 141). Sono state trovate alcune prove di deterioramento della salute mentale e sociale, come l'alterazione delle attività quotidiane e stati d'animo negativi (140). Tuttavia nessuna di queste associazioni è conclusiva, a causa: della scarsa 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 fattori confondenti come la deprivazione

della popolazione esposta (122, 134-137). Mataloni et al. (138) non hanno trovato alcuna evidenza di un aumento della mortalità per altri tipi di cancro (ossia colon-retto, rene, fegato, pancreas, laringe, vescica, stomaco, cervello e tessuto linfatico) né per malattie dei sistemi cardiovascolare, digestivo, cardiaco ischemico, respiratorio e urinario. Elliott et al. non hanno trovato alcuna prova di aumento dei casi di anomalie congenite (134). La recente revisione sistematica di Vinti et al. (127) ha dimostrato che l'implementazione degli standard operativi più restrittivi imposti dalle normative dell'Unione Europea (142) 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 talvolta emettono percolato a causa dell'espansione termica del materiale, delle pieghe introdotte durante l'installazione o della densità iniziale

Fig. 12. Collegamenti tra le pratiche di gestione dei rifiuti solidi e i possibili esiti negativi per la salute



Fonte: riferimento bibliografico 127. Riprodotto con l'autorizzazione dell'autore.

dei difetti, causando un rischio potenziale per i corpi idrici e i loro consumatori, che non è stato completamente esaminato.

Inceneritori

Gli studi condotti sugli inceneritori tra il 1969 e il 1996 hanno fornito stime quantitative di eccesso di rischio per tumori a stomaco, colon, fegato e polmone (143, 144). Altri hanno trovato risultati indicativi ma incoerenti per il linfoma non-Hodgkin e altri sarcomi dei tessuti molli, principalmente correlati all'emissione di diossine (144-147). L'aumento di incidenza tumorale e di mortalità non è stato tuttavia riscontrato in modo coerente negli studi condotti in impianti in cui erano stati apportati miglioramenti tecnici. In particolare, Viel et al. (148) non hanno trovato prova di aumento dell'incidenza del cancro invasivo al seno nelle donne di 20-59 anni e hanno persino riscontrato una riduzione significativa dell'incidenza nelle donne di età ≥ 60 anni. Ranzi et al. (149) non hanno trovato prove di aumento del rischio di malattie cardiovascolari o respiratorie, né dell'incidenza di cancro negli uomini o nelle donne, sebbene abbiano riscontrato un aumento della mortalità per tutti i tumori, e per tumori a stomaco, colon, fegato e seno tra le donne. Altri effetti sulla salute per i quali le prove sono limitate, ma su cui bisogna continuare a concentrarsi, sono le malformazioni congenite, come i disturbi del tratto urinario, i difetti orofacciali e altri esiti avversi alla nascita (150-153). Le evidenze sugli effetti cronici o acuti nel sistema respiratorio non sono conclusive, sebbene alcuni studi indichino un'associazione (124).

Compostaggio

Le minacce alla salute associate al compostaggio includono le emissioni di: alcuni gas a effetto serra (come anidride carbonica e metano), composti organici volatili e aerosol che possono contenere batteri, funghi, attinomiceti, endotossine e β -(1-3)glucani che possono causare disturbi respiratori, cutanei

e oculari (135). Tali effetti sono stati studiati nei lavoratori degli impianti di compostaggio, soprattutto in quelli con sistemi aperti (155). Studi su popolazioni residenti in prossimità di impianti di compostaggio hanno rilevato un'associazione con disturbi irritativi dell'apparato respiratorio (156).

Vi è una lacuna nella letteratura relativa agli effetti sulla salute associati al trasferimento dei rifiuti solidi urbani, alle stazioni di trattamento e trasferimento, agli impianti di riciclaggio, agli impianti di compostaggio e ai digestori anaerobici, in quanto potrebbero comportare rischi per la salute a causa della presenza di tossine, particolato e agenti infettivi per contatto diretto, aerosolizzazione e altre vie (127).

5.2.3 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 hanno effetti importanti sulla salute e sul benessere, fanno lievitare i costi sanitari e riducono la produttività della forza lavoro (86). Molti di questi disturbi sono legati allo stress cronico e a fattori legati allo stile di vita, come l'insufficiente attività fisica, e ad altri determinanti della salute, come l'inquinamento atmosferico. In un contesto ambientale più ampio, gli spazi verdi urbani possono modificare alcuni determinanti della salute, prevenendo e riducendo il carico delle malattie non trasmissibili (68, 157).

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 (158-160). Gli spazi

verdi possono quindi apportare benefici alla salute migliorando la qualità dell'aria, in particolare riducendo i tassi di mortalità e morbilità per le malattie cardiovascolari (cfr. paragrafo 5.1). È stato riportato che la vicinanza residenziale a spazi verdi riduce il rischio di mortalità per ictus (161), con tassi di sopravvivenza più elevati dopo un ictus ischemico (162). Uno studio condotto in Lituania, tuttavia, ha rilevato che la distanza dagli spazi verdi esercita un'influenza minima o nulla sui fattori di rischio cardiovascolare noti o sulla prevalenza di cardiopatie coronariche o ictus (163). Pertanto le prove di un impatto positivo indiretto degli spazi verdi sono incoerenti e sono necessarie ulteriori ricerche.

Qualora la progettazione delle aree verdi non sia ottimizzata, soprattutto nel caso di strade ad alta densità di traffico, si possono ipotizzare impatti negativi indiretti sulla salute. Jin et al. (164) hanno considerato che, in questi casi, gli alberi possono agire come una tettoia chiusa che impedisce la dispersione a livello locale delle emissioni veicolari, con conseguente maggiore esposizione umana agli inquinanti atmosferici.

Impatto indiretto derivante dalla promozione di maggiore attività fisica

L'inattività fisica è riconosciuta come uno dei principali fattori di rischio per le malattie non trasmissibili e per la salute generale delle popolazioni (86). Associazioni positive tra la disponibilità di spazi verdi nelle vicinanze e l'aumento dei livelli di attività fisica da parte di adulti in età lavorativa, bambini e anziani sono state riportate in modo costante da numerosi gruppi di ricerca (p.es., 165-171). Alcuni studi hanno anche posto l'accento sulla qualità degli spazi verdi disponibili, dimostrando che quelli di qualità più elevata favoriscono un livello maggiore di attività fisica e una salute autovalutata migliore (172-175).

È stato dimostrato che l'aumento dell'attività fisica ha effetti benefici sia qualitativi che

quantitativi sulla salute, migliorando la salute cardiovascolare (176, 177), la salute mentale (178, 179), lo sviluppo neurocognitivo (180, 181) e il benessere generale. L'attività fisica si è dimostrata efficace anche nella prevenzione dell'obesità (182), del diabete di tipo 2 (183, 184), del cancro (185), dell'osteoporosi (186) e della fragilità o sarcopenia nelle persone di età ≥ 65 anni (187).

Sebbene l'attività fisica negli spazi verdi abbia molti benefici, può anche essere associata a un aumento del rischio di incidenti e lesioni, come cadute e annegamenti (68).

Impatto indiretto derivante dalla riduzione del rumore urbano

Il rumore ambientale (proveniente da strade, ferrovie, aerei e industrie) è una minaccia importante e crescente per la salute umana. Ciò è dovuto alla continua urbanizzazione, all'aumento del volume del traffico, all'incremento delle attività industriali e alla diminuzione della disponibilità di luoghi tranquilli nelle città. L'esposizione a lungo termine al rumore può avere una serie di effetti sulla salute, tra cui fastidio, disturbi del sonno, disturbi del sistema cardiovascolare e metabolico, e deterioramento cognitivo nei bambini (188). Secondo il rapporto più recente dell'Agenzia Europea dell'Ambiente, il rumore ambientale contribuisce a 48.000 nuovi casi di cardiopatia ischemica e 12.000 morti premature all'anno. Inoltre, è stato stimato che 22 milioni di persone soffrano di elevata irritabilità cronica e 6,5 milioni di persone soffrano di disturbi cronici del sonno (189).

Le prove più solide sulle relazioni causa-effetto tra rumore e salute sono state pubblicate dall'Ufficio Regionale per l'Europa dell'OMS nelle linee guida per la regione europea (188), con raccomandazioni sui livelli massimi di esposizione oltre i quali potrebbero verificarsi aumenti significativi degli effetti negativi sulla salute. I 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 forniscono raccomandazioni né per i luoghi esposti al rumore da una combinazione di fonti né per i gruppi vulnerabili. Questa guida propone diversi risultati sulla salute, utilizzabili per quantificare gli impatti sulla salute legati al rumore, a seconda della fonte (strada, ferrovia, aria).

È stato dimostrato che uno spazio verde urbano ben progettato può attutire il rumore o la percezione negativa di esso proveniente da fonti non naturali come il traffico e fornire sollievo dal rumore della città, sebbene non sia stata riportata alcuna stima quantitativa dell'impatto (68). Alcuni studi hanno anche analizzato gli effetti positivi che i suoni naturali delle fontane e degli uccelli hanno nel mascherare l'inquinamento acustico del traffico, riducendo l'intensità percepita del rumore (190, 191).

Impatto indiretto derivante dalla 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", 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 vengono esaminate in modo adeguato poiché le morti e la distruzione da esse causate non sono sempre immediatamente evidenti. Tra il 1998 e il 2017, più di 166.000 persone sono decedute a causa delle ondate di calore, comprese le oltre 70.000 morti durante quella del 2003 in Europa (192). L'eccesso di 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 degli arti inferiori, eruzione cutanea sul collo, crampi, mal di testa, irritabilità, letargia e debolezza. Il calore può causare una grave disidratazione e incidenti cerebrovascolari acuti e contribuire alla trombogenesi. Gli impatti sulla salute associati sono più gravi nelle sottopopolazioni vulnerabili, come gli anziani (192).

Un modo per mitigare l'effetto isola urbana di calore è quello di utilizzare le infrastrutture verdi urbane per promuovere un "effetto isola di raffreddamento". Una revisione sistematica di Aram et al. (193), basata su informazioni provenienti da immagini satellitari e studi sul campo, ha dimostrato che i parchi di dimensioni superiori a 10.000 m² hanno le più elevate: intensità media di effetto rinfrescante e gittata di tale effetto, ossia una riduzione di 1–2 °C a 350 m dal confine dei parchi. Questi autori hanno anche scoperto che gli elementi e le qualità naturali degli spazi verdi urbani, così come le caratteristiche climatiche, possono influenzare fortemente l'effetto rinfrescante degli spazi verdi urbani. Grilo et al. (194) hanno dimostrato che anche gli spazi verdi più piccoli possono regolare il microclima, alleviando la temperatura di 1–3 °C e aumentando l'umidità del 2–8% fino a 60 m oltre i limiti dei parchi. Le caratteristiche specifiche che hanno influenzato l'effetto di raffreddamento sono state la densità degli alberi e la morfologia, l'aspetto e il livello di esposizione delle superfici grigie alla radiazione solare.

Effetti positivi diretti sulla salute legati agli spazi verdi urbani

Alcuni degli effetti più ampiamente documentati degli spazi verdi urbani sono i benefici per la salute mentale e la riduzione dello stress. Sono stati osservati benefici ristoratori e di rilassamento a breve termine dopo brevi passeggiate in uno spazio verde (195); inoltre, camminare in un ambiente naturale produce benefici cognitivi a breve

termine più marcati rispetto a camminare in un ambiente urbano residenziale (196). Sono state osservate risposte psico-neuro-endocrine agli ambienti boschivi, tra cui concentrazioni più basse di cortisolo, frequenza cardiaca più bassa, pressione sanguigna più bassa, maggiore attività nervosa parasimpatica e minore attività nervosa simpatica rispetto alle passeggiate in ambienti urbani (68). L'uso del cortisolo come biomarcatore ha dimostrato che l'esposizione a spazi verdi riduce lo stress cronico (197, 198).

Una revisione sistematica condotta da Vanaken e Danckaerts (199) 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. Le associazioni benefiche sono persistite dopo l'aggiustamento per confondenti demografici e socioeconomici.

È stato condotto uno studio trasversale su 958 adulti di Barcellona, in Spagna, le cui abitazioni erano a distanza di 100 m, 300 m e 500 m da diversi indicatori di verde, ossia: verde circostante, quantità di copertura verde e accesso a grandi spazi verdi. L'aumento della vegetazione circostante è stato associato a minore probabilità di storia di consumo di benzodiazepine (odds ratio: 0,62; IC 95%: 0,43 ; 0,89 per un aumento di un intervallo interquartile negli indicatori della vegetazione circostante in una zona cuscinetto di 300 m), mentre l'accesso a grandi spazi verdi è stato associato a una minore depressione auto-riferita (odds ratio: 0,18; IC 95%: 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 (200).

Un altro effetto benefico legato all'accesso agli spazi verdi è l'aumento dell'esposizione delle persone agli schemi naturali della luce diurna, che aiuta a mantenere i ritmi

circadiani e migliora i modelli di sonno. Un sonno 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 i disturbi neurocognitivi come la demenza (68). Uno studio condotto in Australia ha dimostrato che le persone che vivono in un quartiere più verde hanno rischi minori di sonno insufficiente (< 6 ore) (201). Negli Stati Uniti, Grigsby-Toussaint et al. (202) hanno riscontrato che l'accesso agli ambienti naturali riduce la prevalenza di sonno insufficiente auto-riferito negli adulti, soprattutto di sesso maschile.

Effetti negativi diretti sulla salute legati agli spazi verdi urbani

Sebbene, come riportato sopra, l'esposizione agli spazi verdi urbani abbia numerosi impatti positivi diretti e indiretti sulla salute umana, si dovrebbe tenere conto di alcuni potenziali aspetti negativi durante la progettazione di infrastrutture verdi. Un possibile effetto è l'aumento del rischio di reazioni allergiche e asmatiche, soprattutto nei bambini, anche se le prove non sono conclusive (203). La valutazione delle condizioni di salute di base della popolazione e delle allergie prevalenti consentirebbe una migliore selezione di piante e alberi da incorporare nei futuri parchi e spazi verdi urbani (204).

Altri potenziali inconvenienti sono i vettori di malattie e le infezioni zoonotiche trasmesse da artropodi come le zecche (encefalite da zecche e malattia di Lyme), le zanzare (febbre chikungunya, febbre dengue) e i flebotomi (leishmaniosi viscerale) (68). Particolarmente problematica è la "zanzara tigre asiatica" (*Aedes albopictus*): una specie di zanzara invasiva che è fonte di preoccupazione per la salute pubblica in Europa a causa del suo grave fastidio e della sua capacità vettoriale per agenti patogeni tra cui quelli di dengue, chikungunya, febbre gialla e infezione da virus Zika. In uno studio condotto sull'isola

di Maiorca, in Spagna, per analizzare la presenza e l'assenza di questa specie in 228 siti (205), *Ae. albopictus* è stata associata a piscine circondate da giardini, piante e fonti di acqua dolce. Bellini et al. (206) hanno proposto una guida completa, pratica e tecnica, sull'organizzazione delle attività di controllo

dei vettori incentrate su *Ae. albopictus*, che include azioni coordinate come misure di controllo standardizzate e controllo di qualità, protocolli di monitoraggio, attività per le parti interessate e le comunità locali, e un piano di emergenza per il controllo dei vettori per ridurre il rischio di epidemia.



6. Implicazioni dei risultati

Per decenni, Taranto e i comuni circostanti (in particolare Massafra e Statte) sono stati oggetti di studio in merito agli impatti ambientali. Molti studi condotti nell'area a partire dagli anni '90 hanno dimostrato che l'ex stabilimento Ilva (ora Arcelor Mittal Italia) è stato di gran lunga il maggior responsabile del continuo deterioramento dell'ambiente, che si ripercuote sulla qualità dell'aria ambiente, del suolo e delle acque sotterranee, nonché sulla produzione alimentare locale, con importanti conseguenze per la salute umana. La situazione ha portato nel 1997 a dichiarare l'area "ad alto rischio di crisi ambientale" e a una serie di procedimenti legali per chiarire la responsabilità degli ex proprietari dell'impianto. Ne è derivato anche l'obbligo per i proprietari di adottare misure per mitigare o eliminare gli impatti ambientali e sanitari. L'acciaieria è stata anche il più grande datore di lavoro non solo della città di Taranto, ma dell'intera provincia. Il caso ha quindi 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 e sull'evoluzione dello stato di salute dei cittadini della zona, confrontandoli con una popolazione di riferimento in regioni meno contaminate d'Italia. Gli studi epidemiologici analitici (caso-controllo e coorti) tendevano a porre l'accento sulle possibili associazioni relative all'esposizione all'inquinamento dell'aria ambiente, soprattutto al particolato

(PM₁₀ e PM_{2,5}). I risultati di questi studi sono estremamente preziosi e possono essere considerati come pezzi separati di un puzzle complesso. L'approccio della VIS è stato adottato per questo progetto al fine di fornire una visione integrata e olistica, con l'obiettivo finale di sostenere le decisioni identificando: tutti i possibili determinanti della salute che potrebbero essere influenzati positivamente o negativamente in scenari alternativi, le possibili interazioni tra i determinanti, e i loro possibili impatti sulla salute e sull'equità sanitaria della popolazione. Questo approccio consente anche di applicare metodi qualitativi o quantitativi, a seconda dell'evidenza scientifica esistente per ciascun determinante della salute e della disponibilità di dati.

Sfortunatamente, la pandemia COVID-19 ha reso impossibile al team del progetto la conduzione di visite in loco che avrebbero fornito conoscenze di prima mano non ottenibili tramite riunioni virtuali. Le attività in loco avrebbero permesso di identificare un contesto più informativo, e gli incontri e le interviste con le parti locali interessate avrebbero fornito ulteriori informazioni sulle attività e sugli scenari futuri per l'impianto industriale, in aggiunta alle informazioni che il team ha ottenuto attraverso i canali di comunicazione virtuali e le interazioni on-line. Date queste circostanze, la VIS è stata basata su una revisione delle prove su come le emissioni dell'impianto ex-Ilva possano influenzare la dispersione e le concentrazioni di particolato (PM_{2,5}) a Taranto sotto tre scenari legati all'attuazione delle misure richieste nell'ambito dell'AIA nel 2012.

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

- riesaminando in modo indipendente le evidenze epidemiologiche accumulate a oggi (confermando ampiamente i precedenti risultati);
- producendo o aggiornando stime degli impatti sulla salute dovuti all'esposizione al PM_{2,5} prefigurabili sotto tre scenari di emissioni che riflettono i piani attuali;
- fornendo una quantificazione economica degli effetti sulla salute previsti in ogni scenario;
- integrando i risultati in un quadro più ampio della VIS, che tiene conto (qualitativamente) anche degli effetti dell'esposizione nella popolazione attraverso la catena alimentare, la gestione dei rifiuti e gli spazi verdi urbani;
- identificando ulteriori direzioni per la ricerca, al fine di chiarire il ruolo di ulteriori vie di esposizione che attualmente sono meno ben documentate.

Questa valutazione ha incluso i cambiamenti nei determinanti della salute riportati nel capitolo "Ambiente e salute" del piano strategico per Taranto (*Taranto futuro prossimo*), in parte associati alle attività dell'impianto siderurgico, al fine di promuovere una maggiore inclusione del settore sanitario nello sviluppo di politiche future per l'area. Gli ulteriori fattori determinanti per la salute sono stati: la sicurezza alimentare, la produzione e la gestione dei rifiuti, e gli spazi verdi urbani. Sono stati anche utilizzati gli approcci metodologici più adatti per la caratterizzazione dei probabili effetti sulla salute relativi ai determinanti sanitari. La valutazione quantitativa degli impatti sanitari ed economici associati all'esposizione umana è stata condotta riferendosi alle variazioni delle concentrazioni di PM_{2,5} nell'aria ambiente. I probabili impatti dei

determinanti della salute sono stati affrontati esaminando le evidenze scientifiche.

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 agli esiti della salute, e dell'interconnessione tra i diversi determinanti della salute. Per i siti contaminati, ciò comporta lo sviluppo di un modello di esposizione completo per definire gli inquinanti e come, quando e dove si verificano o si sia verificata l'esposizione (14). Un quadro completo può essere ottenuto identificando tutte le possibili vie di esposizione e gli elementi che definiscono ciascuna di queste vie (fonte, ambiente interessato, destinazione e meccanismi di trasporto; punti di esposizione, percorso di esposizione e popolazione interessata). Nel caso di Taranto, la maggiore attenzione è stata rivolta alle emissioni di inquinanti atmosferici, specialmente al particolato, anche se sono numerose le altre vie di esposizione che potrebbero svolgere un ruolo importante.

Diversi studi hanno dimostrato una plausibile esposizione umana tramite dieta, risultante dalla deposizione atmosferica e dal deflusso dell'acqua piovana con metalli pesanti, diossine, benzo[*a*]pirene e altri contaminanti rilasciati dall'impianto siderurgico che colpiscono terreni agricoli, pascoli e colture foraggere, nonché la 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 di esposizione molto bassi, e sono classificati come cancerogeni per l'essere umano (Gruppo 1 IARC). Dovrebbero essere esaminate anche altre fonti che potrebbero contribuire all'esposizione umana complessiva tramite dieta, come la gestione dei rifiuti e lo smaltimento delle acque reflue, su cui il team del progetto ha trovato poche evidenze pubblicate. Sarebbe interessante anche raccogliere dati su altri mezzi ambientali potenzialmente interessati, come il suolo nelle aree ricreative, le acque sotterranee e i bacini idrici utilizzati per il consumo locale di acqua

potabile, per determinare se la deposizione di inquinanti atmosferici in tali mezzi contribuisca in modo significativo al rischio complessivo per la salute. Il team del progetto ha ipotizzato che queste informazioni siano disponibili (p.es.: da programmi per il controllo della qualità dell'acqua potabile e della presenza di contaminanti negli alimenti, da reti di qualità dell'aria ambiente, dal controllo dei suoli contaminati), ma potrebbero essere disperse tra i diversi servizi.

Questo progetto ha confermato le indagini approfondite condotte dall'ARPA e da altri gruppi di ricerca, che hanno dimostrato che i principali inquinanti atmosferici emessi dall'acciaieria fossero: il particolato, le diossine e i metalli pesanti. L'analisi delle evidenze ha mostrato l'importanza di includere le condizioni meteorologiche e climatiche nella modellazione della dispersione degli inquinanti e di georeferenziare la popolazione della città al fine di regolare meglio i livelli di esposizione ponderati per quartiere per condurre ulteriori analisi degli impatti sulla salute. I risultati provenienti da diverse fonti hanno indicato in modo coerente i quartieri Paolo VI e Tamburi come i più colpiti, seguiti da Porta Napoli, Lido Azzurro e dal vicino comune di Statte. I dati della rete di monitoraggio della qualità dell'aria, gestita sotto la supervisione dell'ARPA, hanno mostrato nel corso degli anni livelli comparabili di PM_{10} nelle aree colpite, diminuiti dal 2012 a seguito di una riduzione della produzione di acciaio e di una serie di misure di risanamento nell'acciaieria dal settembre 2012, come richiesto dall'AIA (36). I dati hanno inoltre mostrato una diminuzione netta tra il 2010 e il 2015 di PM_{10} e $PM_{2,5}$, di circa l'82% per l'intera area della VDS e per i comuni di Taranto, Massafra e Statte. Negli studi di biomonitoraggio della popolazione del quartiere Paolo VI sono state riportate anche dosi interne più elevate dovute all'esposizione a diversi metalli pesanti rispetto agli altri quartieri e superiori ai corrispondenti valori di riferimento per la popolazione italiana (48).

La revisione delle evidenze sullo stato di salute dei residenti di Taranto e Statte, ottenute in diverse fasi del progetto SENTIERI e di altri studi epidemiologici (75, 94-96, 99), ha mostrato un profilo di salute compromesso, con rischi di morte o di ospedalizzazione consistentemente più elevati per una serie di cause in entrambi i sessi, in particolare per tutti i tumori, per il cancro al polmone e per le malattie cardiovascolari e respiratorie, acute e croniche. Altri impatti rilevanti sulla salute si riferivano ad aumenti di mortalità e morbilità dovuti a malattie dell'apparato digerente, epatiche e renali, mesotelioma, disturbi neurologici e insufficienze riproduttive. In generale, per tutte le patologie, gli impatti maggiori sono stati registrati nei residenti del quartiere Paolo VI, seguiti da quelli di Tamburi, dove oltre il 65% della popolazione appartiene alla classe socioeconomica più bassa, mentre nei quartieri più lontani, come San Vito, il 62% dei residenti apparteneva alla classe socioeconomica più alta. Una preoccupazione sollevata con l'ultimo aggiornamento del progetto SENTIERI (75) è rappresentata da un eccesso di incidenza di tumori sistemici nei neonati e nei bambini, con un totale di 22 casi di linfedema, di cui 7 erano linfomi non-Hodgkin. L'analisi ha anche riportato un eccesso del 70% nell'incidenza di tumori alla tiroide nella popolazione di 20-29 anni (soprattutto donne) ed eccessi di tumori a cellule germinali, trofoblastiche e gonadiche tra uomini di 20-24 anni e donne di 25-29 anni. Inoltre, sono stati segnalati 600 casi di malformazioni congenite – una prevalenza più alta rispetto alla media regionale – che hanno interessato soprattutto il sistema nervoso e gli arti, confermando i risultati di uno studio precedente (97). Una recente indagine ha anche mostrato che la città di Taranto aveva il RR più alto inerente al basso peso alla nascita (< 2500 g) rispetto ai dati dell'intera regione Puglia (98). In questi studi, con disegni ecologici e di coorte, la selezione degli esiti sanitari si basava su evidenze scientifiche, sufficienti o limitate, di una possibile associazione con l'esposizione a inquinanti ambientali (principalmente: particolato, diossine, amianto e

metalli pesanti), mentre la caratterizzazione dell'esposizione umana si è avvalsa di indicatori indiretti di esposizione, come la distanza dall'impianto siderurgico.

Studi epidemiologici più recenti hanno migliorato la caratterizzazione della possibile associazione tra esposizione e salute, introducendo misurazioni indirette dell'esposizione umana agli inquinanti atmosferici. Così, i dati della rete della qualità dell'aria di Taranto sono stati combinati all'interno di modelli di dispersione degli inquinanti con le fonti di emissione, la topografia e le condizioni meteorologiche. I risultati inerenti all'esposizione al PM_{10} e al biossido di zolfo indicano la persistenza degli esiti di mortalità e morbilità riportati per la popolazione di Taranto, con rischi in eccesso da 4 a 5 volte il livello atteso per il mesotelioma pleurico, causato dall'esposizione all'amianto (36). Nella relazione della valutazione in loco da parte di una delegazione del Parlamento Europeo presso l'ex stabilimento Ilva e a Taranto nel 2017 si afferma che, per il bene delle generazioni future, è essenziale che l'amianto sia totalmente rimosso dalle discariche utilizzate dal sito industriale (7).

Leogrande et al. (6) hanno adottato un approccio di tipo "differenza nella differenza" per tenere conto dei potenziali fattori confondenti individuali e comportamentali e hanno stimato un aumento del rischio di mortalità legato all'esposizione a breve termine a concentrazioni di PM_{10} industriali, principalmente provocato da cause respiratorie (8,74%, IC 95%, 1,50 ; 16,51) e statisticamente significativo negli anziani (≥ 65 anni).

Gli studi epidemiologici che affrontano l'impatto sulla salute legato all'esposizione concomitante ai metalli pesanti depositati nel particolato e allo stato socioeconomico disagiato hanno anche confermato alcuni dei risultati riportati in precedenza. Per esempio, è stato riportato un eccesso statisticamente significativo del 28% di ricoveri ospedalieri

per malattie renali negli uomini di 20–59 anni residenti in aree ad alta esposizione al cadmio e al $PM_{2,5}$ (Paolo VI e i quartieri Tamburi-Isola-Porta Napoli-Lido Azzurro) (101). Sono stati osservati effetti neurocognitivi tra gli scolari (età 6–12 anni, 50% maschi) in uno studio di biomonitoraggio sulla co-esposizione a metalli neurotossici (arsenico, cadmio, manganese, mercurio, piombo e selenio). In particolare, sono stati osservati effetti dovuti all'esposizione al piombo anche a livelli esigui, quando lo stato socioeconomico era basso (104).

Le stime quantitative degli impatti dell'inquinamento atmosferico sulla salute, ottenute con un approccio basato sul rischio o con un approccio epidemiologico (peso delle malattie), rappresentano un input sempre più critico per le decisioni politiche. Una HHRA, basata principalmente su evidenze tossicologiche e dati ambientali misurati o stimati nei punti di esposizione (modellazione), fornisce informazioni direttamente utili per stabilire se una popolazione è a rischio di essere colpita da effetti non cancerogeni o cancerogeni. Essa supporta il processo decisionale in merito alla necessità di interventi urgenti per proteggere la salute della popolazione mediante l'identificazione dei percorsi di esposizione più rilevanti e dei sottogruppi più vulnerabili. I risultati possono consentire di definire le azioni future più adatte per la salute pubblica, come il monitoraggio medico, l'educazione e la sorveglianza sanitarie, e ricerche specifiche sulle sostanze. L'HHRA condotta nell'ambito della VDS di Taranto ha fornito risultati coerenti con quelli di studi epidemiologici paralleli, mostrando un eccesso di rischio (indice di pericolo > 1) per le malattie del sistema respiratorio, principalmente legate all'esposizione all'arsenico presente nel particolato atmosferico. Questo studio ha anche mostrato che il rischio cancerogeno era superiore alla soglia di rischio accettabile di 1:10.000 abitanti per l'esposizione per inalazione a diversi inquinanti nello scenario post-AIA, con il benzo[a]pirene che contribuisce maggiormente al rischio (36).

Galise et al. (70) hanno osservato che – nonostante l'attuazione parziale delle misure di mitigazione presso l'impianto siderurgico che hanno portato a diminuzioni nette dell'82% e del 69,3% del numero totale di decessi attribuibili rispettivamente a cause naturali e a malattie cardiovascolari – il rischio cumulativo e incrementale di sviluppare un tumore nel corso della vita era ancora superiore alla soglia accettabile di 1 caso aggiuntivo ogni 10.000 abitanti per la popolazione del quartiere Tamburi. Anche i nostri calcoli hanno mostrato un impatto positivo sulla salute dovuto alla riduzione delle emissioni di $PM_{2,5}$ tra il periodo pre-AIA (2010) e post-AIA (2015), con una riduzione simile del tasso di morte naturale prematura (82%) e una diminuzione leggermente maggiore dei ricoveri per malattie circolatorie e respiratorie (83%) nell'area della VDS. Il beneficio economico annuale di tali riduzioni di emissioni ha rappresentato un risparmio fino a €70 milioni per i casi di morte prematura, mentre il costo dei ricoveri per malattie circolatorie e respiratorie è stato di circa €50.000. Si può quindi concludere che qualsiasi ulteriore azione per ridurre il particolato e molti altri inquinanti, come i metalli pesanti e i composti organici, potrebbe avere un beneficio fortemente positivo per la salute e per ridurre i costi associati.

È importante sottolineare che i benefici sanitari ed economici calcolati in questa analisi sono una sottostima dei benefici totali per la salute derivanti dalla riduzione delle emissioni nell'aria ambiente, in quanto non sono state considerate altre categorie di morbilità evitate, come la salute dei bambini, i deficit cognitivi e l'assenteismo. 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 necessarie per ridurre le emissioni, stimate per un totale di €1,14 miliardi. Per quanto concerne la sostenibilità a medio e lungo termine, gli investimenti per migliorare le prestazioni ambientali dell'impianto e la de-carbonizzazione generale porterebbero

una serie di co-benefici per la salute, che attualmente sono poco conosciuti e richiedono ulteriori ricerche.

I rapporti pubblicati da Legambiente (60, 67) mostrano che la città di Taranto gode attualmente di prestazioni ambientali inferiori rispetto ad altre città italiane, occupando le posizioni 82 e 86 su 104 rispettivamente per il 2017 e il 2019. Questi rapporti richiamano in particolare l'attenzione sulla cattiva gestione delle acque reflue e dei rifiuti solidi urbani, con una percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti pari al 15,2% nel 2019, ben lontana dal valore minimo del 50% richiesto dalla direttiva quadro europea sui rifiuti per l'anno 2020. Allo stesso modo, ci si può aspettare un miglioramento in quegli elementi legati alla mobilità sostenibile e alla disponibilità di spazi verdi che sono condizionati in una certa misura dall'attività industriale, evolvendo gradualmente dagli attuali 13,9 m²/abitante di spazi verdi verso il massimo riportato da Legambiente per un'altra città italiana pari a 997 m²/abitante.

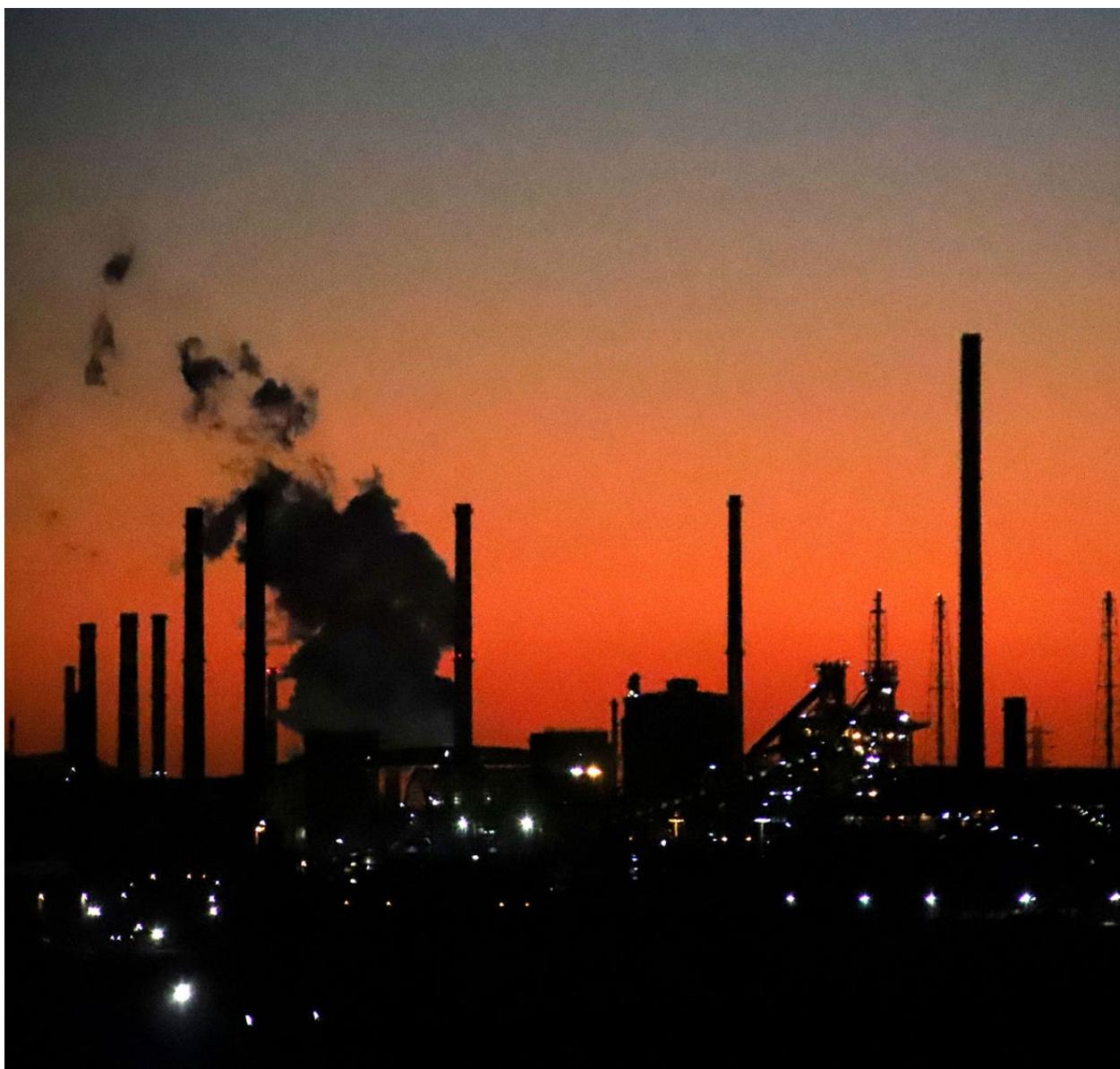
L'esposizione a sostanze persistenti e altamente tossiche nei rifiuti solidi urbani indica che questa è una fonte rilevante da affrontare in futuro per la caratterizzazione degli impatti sanitari e dello stato di salute della popolazione tarantina. Un primo passo implicherebbe la caratterizzazione delle vie di esposizione umana potenziali e note (la via aerea in relazione all'inalazione, ma anche la via orale a causa della contaminazione della catena alimentare e la via cutanea nel caso dei lavoratori) e di monitorare i mezzi ambientali a cui le persone potrebbero essere esposte.

La presenza di sostanze tossiche nella catena alimentare a Taranto dovrebbe essere studiata in un approccio integrato con la metodologia della HHRA. L'approccio della HHRA applicato in questo studio non ha permesso di analizzare le conseguenze degli effetti aggiuntivi o sinergici dovuti all'esposizione concomitante a più sostanze chimiche o agli

effetti aggiuntivi dovuti all'esposizione agli stessi contaminanti attraverso vie diverse.

La revisione delle prove scientifiche ha mostrato che l'aumento della percentuale di superficie dedicata agli spazi verdi urbani potrebbe potenzialmente modificare altri fattori determinanti per la salute, come la qualità dell'aria, l'attenuazione del rumore urbano, la riduzione degli effetti delle isole urbane di calore o la promozione dell'attività fisica. Questi impatti indiretti e altri diretti, come i benefici sulla salute mentale e la riduzione dello stress, aiuterebbero a prevenire o a ridurre il peso associato delle malattie non trasmissibili.

Data l'importanza dello stabilimento ex-Ilva per l'economia locale, è necessario affrontare un quadro più ampio, andando oltre i confini geografici della città di Taranto e del sito di interesse nazionale, 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 in *Taranto futuro prossimo*. La "valutazione" comprende la produzione di evidenze complete e dettagliate, nonché la partecipazione sia del settore sanitario sia dei promotori della salute nel processo di *governance* di questi sviluppi.



7. Conclusioni e messaggi chiave

I dati e le analisi descritti in questo rapporto sono estesi, dettagliati e complessi, per cui potrebbero essere difficili da trasmettere ad alcuni tipi di pubblico, specialmente quelli non avvezzi agli aspetti tecnici. A causa del forte interesse e di alcune controversie che circondano il caso Taranto, i risultati devono essere formulati nel modo più semplice possibile. Qui di seguito sono elencati i messaggi principali elaborati in modo sintetico. Nonostante la possibile presenza di alcune semplificazioni, lo scopo è fornire informazioni per facilitare un dibattito pubblico costruttivo che coinvolga tutte le parti interessate: il pubblico, i media e la comunità politica. Le analisi condotte nel quadro del progetto OMS indicano quanto segue.

- L'impatto ambientale dello stabilimento ex-Ilva è stato considerevole, ma non ancora del tutto caratterizzato. Mentre le emissioni dirette nell'aria sono relativamente ben monitorate, si conoscono meno le altre vie di esposizione che coinvolgono altre matrici come il suolo o l'acqua.
- Le emissioni nell'aria dallo stabilimento ex-Ilva causano ulteriori decessi e altri impatti negativi sulla salute, con i relativi costi economici. Tali impatti sono proporzionali ai livelli di emissioni nei diversi scenari considerati.
- Le stime dell'impatto fisico presentate in questo rapporto sono pienamente in linea con quelle delle precedenti valutazioni, effettuate dalle autorità regionali e da altri ricercatori. L'equivalente economico quantificato di morti e morbidità prevenibili è di €70 milioni all'anno.
- Le stime rappresentano solo una parte dell'impatto totale delle attività dell'impianto sulla salute nel corso degli anni e si riferiscono ai soli esiti gravi nelle persone di età ≥ 30 anni.
- L'impatto diretto totale di altri tipi di contaminazione sulla salute, e su bambini e giovani, non può essere quantificato con un livello di precisione comparabile. In particolare, è probabile che la contaminazione del suolo, dell'acqua, della catena alimentare e dei flussi dei rifiuti abbia impatti aggiuntivi di entità sconosciuta sulla salute.
- Anche i risultati e gli impatti sulla salute meno gravi della mortalità, o inerenti ai bambini, non sono rispecchiati nelle cifre riportate.
- La valutazione dell'impatto sulla salute dei determinanti indiretti più "intangibili", come la qualità dell'ambiente urbano e la perdita di opportunità che offre un ambiente cittadino pulito, è ancora più difficile, in parte a causa della mancanza di dati e dei limiti della metodologia della VIS.
- Gli impatti delle emissioni dello stabilimento ex-Ilva sulla salute interessano una popolazione che è già stata esposta a fattori di rischio da diversi decenni.

- I dati sugli indicatori di salute – come la mortalità, la morbilità e gli effetti riproduttivi – mostrano ripetutamente che il profilo di salute degli abitanti di Taranto e dintorni è subottimale.
- Studi approfonditi sull'area suggeriscono la presenza di forti pressioni sulla salute umana, in molti casi, ma non sempre, dovute alle attività dello stabilimento.
- Le attività industriali hanno caratterizzato il degrado ambientale dell'area, soprattutto fino ai primi anni 2000, dopodiché sono documentati alcuni miglioramenti.
- Attualmente l'importanza relativa dei fattori di rischio associati allo stabilimento ex-Ilva e ad altre attività non può essere stabilita nel suo complesso.
- Data l'importanza dello stabilimento ex-Ilva per l'economia locale, è necessario considerare un contesto più ampio, spingendosi oltre i confini geografici della città di Taranto e del sito di interesse nazionale, adottando un modello sanitario più completo, in linea con i recenti iter procedurali della VIS.
- A questo proposito, si raccomanda di condurre una valutazione sistematica delle implicazioni sanitarie dei programmi di sviluppo ambiziosi come quelli delineati nel piano strategico *Taranto futuro prossimo*.
- Tale “valutazione” comprende la produzione di evidenze complete e dettagliate, e anche la partecipazione del settore sanitario e dei promotori della salute al processo di *governance* degli sviluppi.
- La partecipazione del settore sanitario e dei promotori della salute è essenziale anche per inquadrare il dibattito in modo opportuno, in particolare in relazione agli obiettivi dell'agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile.
- Le politiche e gli investimenti futuri, sia quelli specifici per lo stabilimento ex-Ilva (come i piani di decarbonizzazione) sia quelli di portata più ampia, dovrebbero essere vagliati attraverso la “lente” della salute umana adottando un approccio che integri una VIS esaustiva.

Riferimenti bibliografici

1. Taranto (in Taranto). Rome: Istituto Nazionale di Statistica Italia; 2020 (https://www.istat.it/storage/ASI/2020/Asi_2020.pdf).
2. Mangia C, Gianicolo EA, Bruni A, Vigotti MA, Cervino M. Spatial variability of air pollutants in the city of Taranto, Italy and its potential impact on exposure assessment. *Environ Monit Assess.* 2013;185(2):1719–35 (doi: 10.1007/s10661-012-2663-4).
3. Vigotti MA, Mataloni F, Bruni A, Minniti C, Gianicolo EA. Mortality analysis by neighbourhood in a city with high levels of industrial air pollution. *Int J Public Health.* 2014;59(4):645–53 (doi: 10.1007/s00038-014-0554-x).
4. Taranto futuro prossimo. Piano Strategico di sviluppo e valorizzazione del territorio tarantino [Near future of Taranto. Strategic plan for the development and enhancement of the Taranto area]. Bari: Agenzia Regionale Strategica per lo Sviluppo Ecosostenibile del Territorio; 2019 (https://partecipazione.regione.puglia.it/uploads/decidim/attachment/file/2206/PS_Taranto_2019.pdf, accessed 8 May 2022).
5. Lucifora A, Bianco F, Vagliasindi GM. Environmental crime and corporate mis-compliance: A case study on the ILVA steel plant in Italy. Catania: University of Catania; 2015 (https://www.ecologic.eu/sites/default/files/news/2015/efface_environmental_and_corporate_mis-compliance.pdf, accessed 21 May 2022).
6. Leogrande S, Alessandrini ER, Stafoggia M, Morabito A, Nocioni A, Ancona C et al. Industrial air pollution and mortality in the Taranto area, southern Italy: A difference-in-differences approach. *Environ Int.* 2019;132:105030 (doi: 10.1186/s12889-021-11832-3).
7. Mission report and recommendations following the visit to Taranto on 18 and 19 July 2017 (CR\1151674EN). Brussels: European Parliament; 2018 (<https://www.europarl.europa.eu/committees/en/fact-finding-visit-to-italy-17-19-july-2/product-details/20170705MIS00281>, accessed 8 May 2022).
8. Arconzo G. Note critiche sul “decreto legge ad llvam”, tra legislazione provvedimento, riserva di funzione giurisdizionale e dovere di repressione e prevenzione dei reati [Critical notes on the “decree law ad llvam”, between provisional legislation, reservation of judicial function and duty of repression and prevention of crimes]. *Diritto Penale Contemporaneo.* 2013;1:16–7 (https://dpc-rivista-trimestrale.criminaljusticenetnetwork.eu/pdf/DPC_Trim_1_2013-22-33.pdf, accessed 8 May 2022). (in Italian)
9. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). Text with EEA relevance. *Off J. L.334:17–119* (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010L0075&from=EN>, accessed 8 May 2022).
10. Galise I, Serinelli M, Morabito A, Pastore T, Tanzarella A, Laghezza V et al. L’impatto ambientale e sanitario delle emissioni dell’impianto siderurgico di Taranto e della centrale termoelettrica di Brindisi [Integrated environmental health impact of emissions from a steel plant in Taranto and from a power plant in Brindisi (Apulia Region, southern Italy)]. *Epidemiol Prev.* 2019;43(5–6):329–37 (doi: 10.19191/EP19.5-6.P329.102) (in Italian).
11. European Parliament. Resolution of 13 December 2012 on a new sustainable and competitive steel industry, based on a petition received (2012/2905 (RSP)). *Off J.* 2015;C434:144–5 (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52012IP0510&from=EN>, accessed 8 May 2022).
12. Directive 2004/35/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage. *Off J.* 2004;L143:56–75 (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32004L0035&from=en>, accessed 8 May 2022).
13. Master plan Taranto. Oltre le 3T (Tolleranza, Talenti, e Tecnologia), per supportare la transizione energetica e sostenibilità [Beyond the 3T (tolerance, talent and technology), to support the energy and sustainability transition]. Milan: European House–Ambrosetti–Total E&P Italia; 2021 (https://eventi.ambrosetti.eu/ttbasilicata2020/wp-content/uploads/sites/128/2021/01/MPT_PAPER_2021_ps.pdf, accessed 8 May 2022). (in Italian)
14. Martin-Olmedo P, Ranzi A, Santoro M, Dack S, de Hoogh K, Martuzzi M et al. Methods and data needs to assess health impacts of chemicals in industrial contaminated sites. *Epidemiol Prev.* 2019;43(4):223–37 (doi: 10.19191/EP19.4.A01.068).
15. Gothenburg consensus paper on health impact assessment: Main concepts and suggested approaches. Brussels: European Centre for Health Policy; 1999 (http://www.healthedpartners.org/ceu/hia/hia01/01_02_gothenburg_paper_on_hia_1999.pdf, accessed 9 May 2022).

16. Preamble to the Constitution of the World Health Organization as adopted by the International Health Conference, New York, 19–22 June, 1946 (Official Records of the World Health Organization, no. 2, pp. 100). Geneva: World Health Organization; 1948 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/85573>, accessed 9 May 2022).
17. Ståhl T, Wismar M, Ollila E, Lahtinen E, Leppo K, editors. Health in all policies. Prospects and potentials. Helsinki: Finnish Ministry of Social Affairs and Health; 2006;299 (<https://eurohealthobservatory.who.int/publications/m/health-in-all-policies-prospects-and-potentials>, accessed 9 May 2022).
18. White paper “Together for health: A strategic approach for the EU 2008–2013 (COM (2007) 630 final). Brussels: European Commission; 2007:11 (https://ec.europa.eu/health/ph_overview/Documents/strategy_wp_en.pdf).
19. Dahlgren G, Whitehead M. Policies and strategies to promote social equity in health. Stockholm: Institute for Futures Studies; 1991.
20. Dahlgren G, Whitehead M. (1991). Policies and strategies to promote social equity in health. Background document to WHO – Strategy paper for Europe. Arbetsrapport/Institutet för Framtidsstudier; 2007:14 (<https://www.iffs.se/media/1326/20080109110739filmZ8UVQv2wQFShMRF6cuT.pdf>, accessed 1 June 2022).
21. Harris-Roxas B, Harris E. Differing forms, differing purposes: A typology of health impact assessment. *Environ Impact Assess Rev*. 2011;31:396–403 (doi.org/10.1016/j.eiar.2010.03.003).
22. Martin-Olmedo P, Mekel O. Risk assessment, impact assessment and evaluation. Chapter 2. In: Guliš G, Mekel O, Ádám B, Cori L, editors. Assessment of population health risks of policies. Dordrecht: Springer, 2014:13–35 (<https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4614-8597-1>, accessed 16 May 2022).
23. Chadderton C, Elliott E, Green L, Lester J, Williams G. Health impact assessment; a practical guidance. Cardiff: Wales HIA Support Unit, Public Health Wales and Cardiff University; 2012 (<https://www.wales.nhs.uk/sites3/Documents/522/Whiasu%20Guidance%20Report%20%28English%29%20V2%20WEB.pdf>, accessed 9 May 2022).
24. Cave B, Classen T, Fischer-Bonde B, Humboldt-Dachroeden S, Martín-Olmedo P, Mekel O et al. 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. Fargo (ND): International Association for Impact Assessment, and Utrecht: European Public Health Association; 2020 (<https://eupha.org/repository/sections/HIA/Human%20Health%20Ensuring%20Protection%20Main%20and%20Appendices.pdf>, accessed 9 May 2022).
25. Winkler MS, Viliani F, Knoblauch AM, Cave B, Divall M, Ramesh G et al. Health impact assessment international best practice principles (Special Publication Series No. 5). Fargo (ND): International Association for Impact Assessment; 2021 (https://www.iaia.org/uploads/pdf/SP5%20HIA_21_5.pdf, accessed 9 May 2022).
26. Guerriero C. Cost-Benefit Analysis of Environmental Health Interventions. Elsevier Academic Press; 2019 (<https://www.elsevier.com/books/cost-benefit-analysis-of-environmental-health-interventions/guerriero/978-0-12-812885-5>, accessed 15 June 2022).
27. Risk assessment guidance for superfund. Vol. 1 Human health evaluation manual (EPA/540/1-89/002). Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response, Environmental Protection Agency; 1989:291 (https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf, accessed 9 May 2022).
28. Guidelines for human exposure assessment (EPA/100/B-19/001). Washington DC: Environmental Protection Agency; 2019:223 (https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-01/documents/guidelines_for_human_exposure_assessment_final2019.pdf, accessed 9 May 2022).
29. De Santis M, Pasetto R, Minelli G, Conti S. Materiali e metodi dell'analisi della mortalità nel Progetto SENTIERI [Methods for mortality analysis in SENTIERI Project]. *Epidemiol Prev*. 2011;35 (Suppl 4,5–6):24–8 (https://www.quotidiano.net/file_generali/documenti/PDF/2012/08/ep2011sentieri2-lr-bis.pdf, accessed 9 May 2022). (in Italian)
30. Committee of Human and Environmental Exposure in the 21st Century, exposure science in the 21st century. A vision and a strategy. Washington DC: Nuclear Research Council; 2012:210 (doi: 10.17226/13507).
31. Public health assessment guidance manual (update). Atlanta (GA): Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2005:357 (<https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/>, accessed 9 May 2022).
32. Exposure factors handbook: 2011 edition (EPA/600/R-09/052F). Washington DC: National Center for Environmental Assessment, Environmental Protection Agency; 2011 (https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NCEA&direntryid=236252, accessed 9 May 2022).
33. Human biomonitoring for environmental chemicals. Washington DC: National Research Council; 2006:317 (<https://nap.nationalacademies.org/catalog/11700/human-biomonitoring-for-environmental-chemicals>, accessed 9 May 2022).
34. Rapporto sulla valutazione del danno sanitario stabilimento ILVA di Taranto [Report on the evaluation of health damage due to the Ilva plant of Taranto]. Bari: Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente; 2013. (in Italian)

35. Guideline for carcinogenic risk assessment (EPA/630/P-03/001F). Washington DC: Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum; 2005 (https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-09/documents/cancer_guidelines_final_3-25-05.pdf, accessed 9 May 2022).
36. Rapporto sulla valutazione del danno sanitario stabilimento ILVA di Taranto [Report on the evaluation of health damage due to the Ilva plant of Taranto]. Bari: Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente, Agenzia Regionale Strategica per la Salute e il Sociale and Azienda Sanitaria Locale; 2018 (<https://va.minambiente.it/it-IT/ps/Procedure/VdSI/LVA>).
37. 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. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2013 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/153692>, accessed 9 May 2022).
38. Mortality risk valuation in environment, health and transport policies. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development; 2012 (https://www.oecd-ilibrary.org/environment/mortality-risk-valuation-in-environment-health-and-transport-policies_9789264130807-en, accessed 9 May 2022).
39. Desaignes B, Ami D, Bartczak A, Braun-Kohlová M, Chilton S, Czajkowski M et al. Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecol Indicators*. 2011;11:902–10 (doi: 10.1016/j.ecolind.2010.12.006).
40. Hunt A, Ferguson J, Hurley F, Searl A et al. Social costs of morbidity impacts of air pollution (OECD Environment Working Papers, No. 99). Paris; Organization for Economic Co-operation and Development; 2016 (https://www.oecd-ilibrary.org/environment/social-costs-of-morbidity-impacts-of-air-pollution_5jm55j7cq0lv-en, accessed 9 May 2022).
41. The cost of air pollution: Health impacts of road transport. Paris; Organization for Economic Co-operation and Development; 2014 (https://www.oecd-ilibrary.org/environment/the-cost-of-air-pollution_9789264210448-en, accessed 9 May 2022).
42. The economic consequences of outdoor air pollution. Paris; Organization for Economic Co-operation and Development; 2016 (<https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/the-economic-consequences-of-outdoor-air-pollution-9789264257474-en.htm>, accessed 9 May 2022).
43. Cost–benefit analysis and the environment: Further developments and policy use. Paris; Organization for Economic Co-operation and Development; 2018 (https://www.oecd-ilibrary.org/environment/cost-benefit-analysis-and-the-environment_9789264085169-en, accessed 9 May 2022).
44. Pasetto R, Martin-Olmedo P, Martuzzi M, Iavarone I. Exploring available options in characterising the health impact of industrially contaminated sites. *Ann Ist Super San*. 2016;52(4):476–82 (doi: 10.4415/ANN_16_04_03).
45. Iavarone I, Pasetto R. ICSHNet. Environmental health challenges from industrial contamination. *Epidemiol Prev*. 2018;42(5–6, Suppl 1):5–7 (doi: 10.19191/EP18.5-6.S1).
46. Public Health Assessment Guidance Manual (update). Atlanta (GA): US Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2005.
47. EPA EcoBox tools by exposure pathways – exposure pathways in ERA. Washington DC: US Environmental Protection Agency; 2014 (<https://www.epa.gov/ecobox/epa-ecobox-tools-exposure-pathways-exposure-pathways-era>, accessed 9 May 2022).
48. Vimercati L, Baldassarre A, Gatti MF, Gagliardi T, Serinelli M, De Maria L et al. Non-occupational exposure to heavy metals of the residents of an industrial area and biomonitoring. *Environ Monit Assess*. 2016;188(12):673 (doi: 10.1007/s10661-016-5693-5).
49. Vanni F, Scaini F, Beccalo E. Agricultural areas in potentially contaminated sites: Characterization, risk, management. *Ann Ist Super Sanit*. 2016;52(4):500–4 (https://www.iss.it/documents/20126/45616/ANN_16_04_07.pdf, accessed 9 May 2022).
50. Pascuzzia S, Russoa G, Scarascia Mugnozzaa G, Verdiana G, Lagattollab G. 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). *Proc Environ Sci*. 2013;19:671–80 (doi: 10.1016/j.proenv.2013.06.076).
51. Diletti G, Ceci R, Scortichini G, Migliorati G. Dioxin levels in livestock and grassland near a large industrial area in Taranto. (Italy). *Organohalogen Comp*. 2009;7:2359–63 (<https://dioxin20xx.org/wp-content/uploads/pdfs/2009/09-478.pdf>, accessed 9 May 2022).
52. Esposito V, Maffei A, Ficocelli S, Spartera M, Giua R, Assennato G. Dioxins from industrial emissions to the environment. The Taranto case study. *Ital J Occup Environ Hyg*. 2012;3:42–8 (https://www.researchgate.net/publication/288941090_Dioxins_from_industrial_emission_to_the_environment_The_Taranto_case_study).
53. Di Leo A, Cardellicchio N, Giandomenico S, Spada L. Mercury and methylmercury contamination in *Mytilus galloprovincialis* from Taranto Gulf (Ionian Sea, southern Italy). *Food Chem Toxicol*. 2010;48:3131–6 (doi.org/10.1016/j.fct.2010.08.008).
54. Giandomenico S, Cardellicchio N, Spada L, Annicchiarico C, Di Leo A. 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*. 2016;23(13):12596–612 (doi: 10.1007/s11356-015-5280-2).

55. Spada L, Annicchiarico C, Cardellicchio N, Giandomenico S, Di Leo A. Mercury and methylmercury concentrations in Mediterranean seafood and surface sediments, intake evaluation and risk for consumers. *Int J Hyg Environ Health*. 2012;215:418–26 (doi: 10.1016/j.ijheh.2011.09.03)
56. Cardellicchio N, Annicchiarico C, Assennato G, Blonda M, Di Leo A, Giandomenico S et al. Preliminary results of pollutants biomonitoring in coastal marine and transitional waters of Apulia Region (southern Italy). *Fresenius Environ Bull*. 2010;19(9):1841–7 (https://www.prt-parlar.de/download_feb_2010/, accessed 9 May 2022).
57. Giandomenico S, Annicchiarico C, Assennato G, Cardellicchio N, Di Leo A, Ungaro N et al. Chlorinated compounds and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) collected from Apulia Region coasts. *Mar Pollut Bull*. 2013;73(1):243–51 (doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.05.013).
58. Spada L, Annicchiarico C, Cardellicchio N, Giandomenico S, Di Leo A. Heavy metals monitoring in the mussel *Mytilus galloprovincialis* from the Apulian coast (southern Italy). *Mediterranean Mar Sci*. 2013;14:99–108 (doi: 10.12681/mms.323).
59. Di Leo A, Annicchiarico C, Cardellicchio N, Giandomenico S, Conversano M, Castellano G et al. 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*. 2014 ;21(23) :13196–207 (doi: 10.1007/s11356-014-2495-6).
60. Fiorillo A, Laurenti M, Bono L, editors. Ecosistema urbano: rapporto sulle performance ambientali delle città 2018 [Urban ecosystem: report on the environmental performance of cities 2018]. Rome: Legambiente; 2018 (https://www.legambiente.it/sites/default/files/docs/ecosistema_urbano_2018_2.pdf, accessed 9 May 2022).
61. Laurenti M, Bono L, editors. Ecosistema urbano: rapporto sulle performance ambientali delle città 2020 [Urban ecosystem: report on the environmental performance of cities 2020]. Rome: Legambiente; 2020 (<https://www.legambiente.it/wp-content/uploads/2020/11/Ecosistema-Urbano-2020.pdf>, accessed 9 May 2022). (in Italian)
62. Waste management indicators. Luxembourg: Eurostat; 2019 (https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_management_indicators&oldid=461870, accessed 9 May 2022).
63. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. *Off J. L* 312.22.11.2008, p. 3 (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008L0098-20180705&from=EN>, accessed 9 May 2022).
64. 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; 2010 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/107985>, accessed 9 May 2022).
65. United Nations Sustainable Development Goal 11.7. New York City (NY): United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2014 (<https://sdgs.un.org/goals>).
66. Action plan for implementation of the European strategy for the prevention and control of noncommunicable diseases 2012–2016. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2012 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/352659>, accessed 9 May 2022).
67. Urban atlas. Copenhagen: European Environment Agency; 2021 (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/urban-atlas>, accessed 9 May 2022).
68. Urban green spaces and health: A review of evidence. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2016 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/345751>, accessed 10 May 2022).
69. Belleudi V, Faustini A, Stafoggia M, Cattani G, Marconi A, Perucci CA et al. Impact of fine and ultrafine particles on emergency hospital admissions for cardiac and respiratory diseases. *Epidemiology*. 2010;21:414–23 (doi: 10.1097/EDE.0b013e3181d5c021).
70. Basagaña X, Jacquemin B, Karanasiou A, Ostro B, Querol X, Agis D et al. Short term effects of particulate matter constituents on daily hospitalizations and mortality in five south-European cities: Results from the MED-PARTICLES project. *Environ Int*. 2015 ;75, :151–8 (doi: 10.1016/j.envint.2014.11.011).
71. Alessandrini ER, Stafoggia M, Faustini A, Berti G, Canova C, De Togni A et al. Association between short-term exposure to PM_{2.5} and PM₁₀ and mortality in susceptible subgroups: A multisite case–crossover analysis of individual effect modifiers. *Am J Epidemiol*. 2016;184(10):744–54 (doi: 10.1093/aje/kww078).
72. Samoli E, Atkinson RW, Analitis A, Fuller GW, Green DC, Mudway I et al. Associations of short-term exposure to traffic-related air pollution with cardiovascular and respiratory hospital admissions in London (UK). *Occup Environ Med*. 2016;73(5):300–7 (doi: 10.1136/oemed-2015-103136).
73. Renzi M, Stafoggia M, Faustini A, Cesaroni G, Cattani G, Forastiere F. Analysis of temporal variability in the short-term effects of ambient air pollutants on nonaccidental mortality in Rome, Italy (1998–2014). *Environ Health Perspect*. 2017;125(6):067019 (doi: 10.1289/EHP19).
74. Stafoggia M, Schneider A, Cyrus J, Samoli E, Andersen ZJ, Bedada GB et al. Association between short-term exposure to ultrafine particles and mortality in eight European urban areas. *Epidemiology*. 2017;28(2):172–180 (doi: 10.1097/EDE.0000000000000599).

75. Zona A, Iavarone I, Buzzoni C, Conti S, Santoro M, Fazzo L et al. SENTIERI: Studio epidemiologico dei residenti in siti contaminati prioritari nazionali. Quinta relazione [SENTIERI, epidemiological study of residents in national priority contaminated sites. Fifth report]. *Epidemiol Prev.* 2019;43(2-3, Suppl 1):1-208 (doi: 10.19191/EP19.2-3.S1.032).
76. Beelen R, Stafoggia M, Raaschou-Nielsen O, Jovanovic Andersen Z, Xun WW, Katsouyanni K et al. Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: An analysis of 22 European cohorts. *Epidemiology.* 2014;25(3):368-78 (doi: 10.1097/EDE.0000000000000076).
77. Cesaroni G, Forastiere F, Stafoggia M, Andersen ZJ, Badaloni C, Beelen R et al. 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. *Br Med J.* 2014;21:348 (doi: 10.1136/bmj.f7412).
78. Stafoggia M, Cesaroni G, Peters A, Andersen Z, Badaloni C, Beelen R et al. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of cerebrovascular events: Results from 11 European cohorts within the ESCAPE project. *Environ Health Perspect.* 2014;122(9):919-25 (doi: 10.1289/ehp.1307301).
79. Fuks KB, Weinmayr G, Basagaña X, Gruzjeva O, Hampel R, Oftedal B et al. 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). *Eur Heart J.* 2017;38(13):983-90 (doi: 10.1093/eurheartj/ehw413).
80. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Beelen R, Samoli E, Stafoggia M, Weinmayr G et al. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: Prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncol.* 2013;14(9):813-22 (doi: 10.1016/S1470-2045(13)70279-1).
81. Andersen ZJ, Stafoggia M, Weinmayr G, Pedersen M, Galassi C, Jørgensen JT et al. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of postmenopausal breast cancer in 15 European cohorts within the ESCAPE project. *Environ Health Perspect.* 2017;125(10):107005 (doi: 10.1289/EHP1742).
82. Andersen ZJ, Pedersen M, Weinmayr G, Stafoggia M, Galassi C, Jørgensen JT et al. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of brain tumor: The European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Neuro-Oncol.* 2018;20(3):420-32 (doi: 10.1093/neuonc/nox163).
83. Nagel G, Stafoggia M, Pedersen M, Andersen ZJ, Galassi C, Munkenast J et al. 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). *Int J Cancer.* 2018;143(7):1632-43 (doi: 10.1002/ijc.31564).
84. Stafoggia M, Oftedal B, Chen J, Rodopoulou S, Renzi M, Atkinson RW et al. Long-term exposure to low ambient air pollution concentrations and mortality among 28 million people: results from seven large European cohorts within the ELAPSE project. *Lancet Planet Health.* 2022;6: e9-18 (doi: org/10.1016/S2542-5196(21)00277-1).
85. Thurston GD, Kipen H, Annesi-Maesano I, Balmes J, Brook RD, Cromar K et al. A joint ERS/ATS policy statement: What constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework. *Eur Resp J.* 2017;49(1):1600419 (doi: 10.1183/13993003.00419-2016).
86. GBD 2016 Disease and Injury Incidence and Prevalence Collaborators. 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.* 2017;390(10100):1211-59 (doi: 10.1016/S0140-6736(17)32154-2).
87. Straif K, Cohen A, Samet J, editors. Air pollution and cancer (IARC Scientific Publication No. 161). Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2013 (<https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Scientific-Publications/Air-Pollution-And-Cancer-2013>, accessed 10 May 2022).
88. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. Geneva: World Health Organization; 2006 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/69477>, accessed 10 May 2022).
89. Pascal M, Corso M, Chanel O, Declercq C, Badaloni C, Cesaroni G et al. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Sci Total Environ.* 2013;449:390-400 (doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.077).
90. Martuzzi M, Mitis F, Biggeri A, Terracini B, Bertollini R. Ambiente e stato di salute della popolazione nelle aree ad alto rischio di crisi ambientale in Italia [Environment and health status of the population in areas at high risk of environmental crisis in Italy]. *Epidemiol Prev.* 2002;6(Suppl):1-53 (<https://europepmc.org/article/med/12647605>, accessed 16 May 2022).
91. Mitis F, Martuzzi M, Biggeri A, Bertollini R, Terracini B. Industrial activities in sites at high environmental risk and their impact on the health of the population. *Int J Occup Environ Health.* 2005;11:88-95 (doi: 10.1179/oe.2005.11.1.88).
92. Vigotti MA, Cavone D, Bruni A, Minerba S, Conversano M. Analisi della mortalità in un sito con emissioni da fonte puntuale: il caso Taranto [Analysis of mortality at a site with point source emissions: the Taranto case]. In: Comba P, Bianchi F, Iavarone I, Pirastu R, editors. Impatto sulla salute dei siti inquinati: Metodi e strumenti per la ricerca e le valutazioni [Health impact of polluted sites: Methods and tools for research and assessments] (ISTISAN 07/500). Rome: Istituto Superiore di Sanità; 2007;155-65 (<https://www.iss.it/documents/20126/45616/07-50.1204799444.pdf/27301283-e0b1-e741-2539-6f7eb1349852?t=1581098476498>, accessed 10 May 2022).

93. Martinelli D, Mincuzzi A, Minerba S, Tafuri S, Conversano M, Caputi G et al. Malignant cancer mortality in Province of Taranto (Italy). Geographic analysis in an area of high environmental risk. *J Prev Med Hyg.* 2009;50:181–90 (<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20411653/>, accessed 11 May 2022).
94. Comba P, Pirastu R, Conti S, De Santis M, Iavarone I, Marsili G et al. Ambiente e salute a Taranto: Studi epidemiologici e raccomandazioni di salute pubblica [Environment and health in Taranto, southern Italy: Epidemiological studies and public health recommendations]. *Epidemiol Prev* 2012;36(6):305–20 (<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23293255/>, accessed 11 May 2022).
95. Pirastu R, Comba P, Iavarone I, Zona A, Conti S, Minelli G et al. Environment and health in contaminated sites: The case of Taranto, Italy. *J Environ Public Health.* 2013;2013:753719 (doi: 10.1155/2013/753719).
96. Mataloni F, Stafoggia M, Alessandrini E, Triassi M, Biggeri A, Forastiere F. Studio di coorte sulla mortalità e morbosità nell'area di Taranto [Cohort study on mortality and morbidity in the Taranto area]. *Epidemiol Prev.* 2012;36(5):237–52 (https://epiprev.it/articoli_scientifici/studio-di-coorte-sulla-mortalita-e-morbosita-nell-area-di-taranto, accessed 11 May 2022).
97. Santoro M, Minichilli F, Pierini A, Astolfi G, Bisceglia L, Carbone P et al. Congenital anomalies in contaminated sites: A multisite study in Italy. *Int J Environ Res Public Health.* 2017;14(3):292 (doi: 10.3390/ijerph14030292).
98. Trerotoli P, Bartolomeo N, Leogrande S, Triggiani S, Mincuzzi A, Serio G et al. Survey of low birthweight and extremely low birthweight events in a high environmental risk area of Apulia, Italy. *Int J Environ Res.* 2020;15:11–7 (doi: [10.1007/s41742-020-00294-x](https://doi.org/10.1007/s41742-020-00294-x)).
99. Bartolomeo N, Trerotoli P, Serio G, Triggiani S, Leogrande S, Mincuzzi A et al. Le mappe della salute a Taranto. Risultati dell'indagine IESIT 2 (2018) [Health maps in Taranto. Results of the IESIT 2 study (2018)]. Bari: Agenzia Regionale Strategica per la Salute e il Sociale, Osservatorio Epidemiologico Regionale Regione Apulia, Azienda Sanitaria Locale Taranto; 2018 (https://www.sanita.puglia.it/ricerca_det/-/journal_content/56/890301/le-mappe-della-salute-a-taranto-indagine-iesit-2, accessed 11 May 2022).
100. Bell ML, Zanobetti A, Dominici F. Evidence on vulnerability and susceptibility to health risks associated with short-term exposure to particulate matter: A systematic review and meta-analysis. *Am J Epidemiol.* 2013;178(6):865–76 (doi: 10.1093/aje/kwt090).
101. Benedetti M, De Santis M, Manno V, Minerba S, Mincuzzi A, Morabito A et al. Spatial distribution of kidney disease in the contaminated site of Taranto (Italy). *Am J Ind Med.* 2017;60(12):1088–99 (doi: 10.1002/ajim.22781).
102. Jakubowski M. Influence of occupational exposure to organic solvents on kidney function. *Int J Occup Med Environ Health.* 2005;18(1):5–14 (<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16052886/>, accessed 11 May 2022).
103. Jacob S, Hery M, Protois JC, Rossert J, Stengel B. New insight into solvent-related end-stage renal disease: Occupations, products and types of solvents at risk. *Occup Environ Med.* 2007;4:843–8 (doi: 10.1136/oem.2007.032482).
104. Lucchini RG, Guazzetti S, Renzetti S, Conversano M, Cagna G, Fedrighi C et al. Neurocognitive impact of metal exposure and social stressors among schoolchildren in Taranto, Italy. *Environ Health.* 2019;18(1):67 (doi: 10.1186/s12940-019-0505-3).
105. WHO expert meeting: Methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level, Bonn, Germany, 12–13 May 2014. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2014 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/143712>, accessed 11 May 2022).
106. Narain U, Sall C. Methodology for valuing the health impacts of air pollution: Discussion of challenges and proposed solutions. Washington DC: International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank; 2016 (doi: [10.1596/24440](https://doi.org/10.1596/24440)).
107. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). Atlanta (GA): Agency for Toxic Substances and Disease Registry; Division of Toxicology and Environmental Medicine, Applied Toxicology Branch; 2000 (<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp17.pdf>, accessed 11 May 2022).
108. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *EFSA J.* 2019;16(11):5333 (doi: 10.2903/j.efsa.2018.5333).
109. Arsenic, metals, fibres, and dusts (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 23), Suppl. 7, 100C. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2012 (<https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono100C.pdf>, accessed 11 May 2022).
110. Toxicological profile of arsenic. Atlanta (GA): Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology and Environmental Medicine, Applied Toxicology Branch; 2007, updated 2016 (<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp2.pdf>, accessed 11 May 2022).
111. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific opinion on arsenic in food. *EFSA J.* 2009;7(10):1351 (doi: [10.2903/j.efsa.2009.1351](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1351)).
112. Muñoz O, Devesa V, Suárez MA, Vélez D, Montoro R, Urieta I et al. Total and inorganic arsenic in fresh and processed fish products. *J Agric Food Chem.* 2000;48(9):436–76 (doi: 10.1021/jf000282m#).
113. Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. *EFSA J.* 2009;980:1–139 (doi: 10.2903/j.efsa.2009.980).

114. Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Vol. 58), Suppl. 7, 100C. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2012 (<https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Beryllium-Cadmium-Mercury-And-Exposures-In-The-Glass-Manufacturing-Industry-1993>, accessed 11 May 2022).
115. Hedera P, Peltier A, Fink JK, Wilcock S, London Z, Brewer GJ. 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*. 2009;30:996–9 (doi: 10.1016/j.neuro.2009.08.008).
116. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies. Scientific opinion on dietary reference values for zinc. *EFSA J*. 2014;12(10):3844 (doi:10.2903/j.efsa.2014.3844).
117. 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). Brussels: European Commission; 2002.
118. Public health statement for zinc. Washington DC: Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2005 (<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp60-c1-b.pdf>, accessed 13 May 2022).
119. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific opinion on lead in food. *EFSA J*. 2010;8(4):1570 (doi:epdf/10.2903/j.efsa.2010.1570).
120. Toxicological profile of lead. Atlanta (GA): Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology and Environmental Medicine, Applied Toxicology Branch; 2020 (<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp13.pdf>, accessed 13 May 2022).
121. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific opinion on lead in food. *EFSA J*. 2012;10(12):2985 (doi: 10.2903/j.efsa.2010.1570).
122. Public health statement for mercury. Atlanta (GA): Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 1999 (<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp46-c1.pdf>, accessed 13 May 2022).
123. Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking water. *EFSA J*. 2014;12(3):3595 (doi: 10.2903/j.efsa.2014.3595).
124. Declaration of the Sixth Ministerial Conference on Environment and Health, Ostrava, Czech Republic, 13-15 June 2017. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2017 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/347444>).
125. Waste and human health: Evidence and needs: WHO meeting report 5–6 November 2015: Bonn, Germany. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2015 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/354227>, accessed 13 May 2022).
126. Fazzo L, Minichilli F, Santoro M, Ceccarini A, Della Seta M, Bianchi F et al. Hazardous waste and health impact: A systematic review of the scientific literature. *Environ Health*. 2017;16(1):107 (doi: 10.1186/s12940-017-0311-8).
127. Vinti G, Bauza V, Clasen T, Medlicott K, Tudor T, Zurbrügg C et al. Municipal solid waste management and adverse health outcomes: A systematic review. *Int J Environ Res Public Health*. 2021;18(8):4331 (doi: 10.3390/ijerph18084331).
128. Kienzler A, Bopp SK, van der Linden S, Berggren E, Worth A. Regulatory assessment of chemical mixtures: Requirements, current approaches and future perspectives. *Regul Toxicol Pharmacol*. 2016;80:321–34 (doi: 10.1016/j.yrtph.2016.05.020).
129. Bopp SK, Kienzler A, Richarz AN, van der Linden SC, Paini A, Parissis N et al. Regulatory assessment and risk management of chemical mixtures: Challenges and ways forward. *Crit Rev Toxicol*. 2019;49(2):174–89 (doi: 10.1080/10408444.2019.1579169).
130. Xu P, Chen Z, Wu L, Chen Y, Xu D, Shen H et al. Health risk of childhood exposure to PCDD/Fs emitted from a municipal waste incinerator in Zhejiang, China. *Sci Total Environ*. 2019;689:937–44 (doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.425).
131. Wu C, Liu J, Liu S, Li W, Yan L, Shu M et al. Assessment of the health risks and odour concentration of volatile compounds from a municipal solid waste landfill in China. *Chemosphere*. 2018;202:1–8 (doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.068).
132. Yu Y, Yu Z, Sun P, Lin B, Li L, Wang Z et al. Effects of ambient air pollution from municipal solid waste landfill on children's non-specific immunity and respiratory health. *Environ Pollut*. 2018;236:382–90 (doi: 10.1016/j.envpol.2017.12.094).
133. Palmer SR, Dunstan FD, Fielder H, Fone DL, Higgs G, Senior ML. Risk of congenital anomalies after the opening of landfill sites. *Environ Health Perspec*. 2005;113:1362–5 (doi: 10.1289/ehp.7487).
134. Elliott P, Richardson S, Abellan JJ, Thomson A, de Hoogh C, Jarup L et al. Geographic density of landfill sites and risk of congenital anomalies in England. *Occup Environ Med*. 2009;66(2):81–9 (doi: 10.1136/oem.2007.038497).
135. Giusti L. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Manage*. 2009;29(8):2227–39 (doi: 10.1016/j.wasman.2009.03.028).
136. Porta D, Milani S, Lazzarino AI, Perucci CA, Forastiere F. Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environ Health*. 2009;8:60 (doi: 10.1186/1476-069X-8-60).
137. Mattiello A, Chiodini P, Bianco E, Forgione N, Flammia I, Gallo C et al. Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas: A systematic review. *Int J Public Health*. 2013;58(5):725–35 (doi: 10.1007/s00038-013-0496-8).
138. Mataloni F, Badaloni C, Golini MN, Bolignano A, Bucci S, Sozzi R et al. Morbidity and mortality of people who live close to municipal waste landfills: A multisite cohort study. *Int J Epidemiol*. 2016;45:806–15 (doi : 10.1093/ije/dyw052).

139. Gumede PR, Savage MJ. Respiratory health effects associated with indoor particulate matter (PM_{2.5}) in children residing near a landfill site in Durban, South Africa. *Air Qual Atmos Health*. 2017;10:853–60 (doi.org/10.1007/s11869-017-0475-y).
140. Heaney CD, Wing S, Campbell RL, Caldwell D, Hopkins B, Richardson D et al. Relation between malodor, ambient hydrogen sulfide, and health in a community bordering a landfill. *Environ Res*. 2011;111:847–52 (doi: 10.1016/j.envres.2011.05.021).
141. Kret J, Dalidowitz Dame L, Tutlam N, DeClue RW, Schmidt S, Donaldson K et al. A respiratory health survey of a subsurface smoldering landfill. *Environ Res*. 2018;166:427–36 (doi: 10.1016/j.envres.2018.05.025).
142. Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the Landfill of Waste. Brussels: European Commission; 1999 (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A1999L0031>, accessed 14 May 2022).
143. Elliott P, Shaddick G, Kleinschmidt I, Jolley D, Walls P, Beresford J et al. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *Br J Cancer*. 1996;73(5):702–10 (doi: 10.1038/bjc.1996.122).
144. Elliott P, Eaton N, Shaddick G, Carter R. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: Histopathological and case-note review of primary liver cancer cases. *Br J Cancer*. 2000;82(5):1103–6 (doi: 10.1054/bjoc.1999.1046).
145. Zambon P, Ricci P, Bovo E, Casula A, Gattolin M, Fiore AR et al. Sarcoma risk and dioxin emissions from incinerators and industrial plants: a population-based case-control study (Italy). *Environ Health*. 2007;6:19 (doi: 10.1186/1476-069X-6-19).
146. Viel JF, Arveux P, Baverel J, Cahn JY. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am J Epidemiol*. 2000;152(1):13–9 (doi: 10.1093/aje/152.1.13).
147. Viel JF, Daniau C, Gorla S, Fabre P, de Crouy-Chanel P, Sauleau EA et al. Risk for non-Hodgkin's lymphoma in the vicinity of French municipal solid waste incinerators. *Environ Health*. 2008;7(1):51 (doi: 10.1186/1476-069X-7-51).
148. Viel JF, Clément MC, Hågi M, Grandjean S, Challier B, Danzon A. Dioxin emissions from a municipal solid waste incinerator and risk of invasive breast cancer: A population-based case-control study with GIS-derived exposure. *Int J Health Geographics*. 2008;7(1):4 (doi: 10.1186/1476-072X-7-4).
149. Ranzi A, Fano V, Erspamer L, Lauriola P, Perucci CA, Forastiere F. Mortality and morbidity among people living close to incinerators: A cohort study based on dispersion modeling for exposure assessment. *Environ Health*. 2011;10:22 (doi: 10.1186/1476-069X-10-22).
150. Cordier S, Lehébel A, Amar E, Anzivino-Viricel L, Hours M, Monfort C et al. Maternal residence near municipal waste incinerators and the risk of urinary tract birth defects. *Occup Environ Med*. 2010;67:493–9 (doi: 10.1136/oem.2009.052456).
151. Candela S, Ranzi A, Bonvicini L, Baldacchini F, Marzaroli P, Evangelista A et al. Air pollution from incinerators and reproductive outcomes: A multisite study. *Epidemiology*. 2013;24:863–70 (doi: 10.1097/EDE.0b013e3182a712f1).
152. Ashworth DC, Elliott P, Toledano MB. Waste incineration and adverse birth and neonatal outcomes: A systematic review. *Environ Int*. 2014;69:120–32 (doi: 10.1016/j.envint.2014.04.003).
153. Ghosh RE, Freni-Sterrantino A, Douglas P, Parkes B, Fecht D, de Hoogh K et al. Fetal growth, stillbirth, infant mortality and other birth outcomes near UK municipal waste incinerators; retrospective population based cohort and case-control study. *Environ Int*. 2019;122:151–8 (doi: 10.1016/j.envint.2018.10.060).
154. Parkes B, Hansell AL, Ghosh RE, Douglas P, Fecht D, Wellesley D et al. Risk of congenital anomalies near municipal waste incinerators in England and Scotland: Retrospective population-based cohort study. *Environ Int*. 2020;134:104845 (doi: 10.1016/j.envint.2019.05.039).
155. Sykes P, Morris RH, Allen JA, Wildsmith JD, Jones KP. Workers' exposure to dust, endotoxin and β -(1-3) glucan at four large-scale composting facilities. *Waste Manage*. 2011;31(3):423–30 (doi: 10.1016/j.wasman.2010.10.016).
156. Domingo JL, Nadal M. Domestic waste composting facilities: A review of human health risks. *Environ Int*. 2009;35(2):382–9 (doi: 10.1016/j.envint.2008.07.004).
157. Shortt NK, Rind E, Pearce J, Mitchell R. Integrating environmental justice and socioecological models of health to understand population-level physical activity. *Environ Plann A Econ Space*. 2014;46:1479–95 (doi: 10.1068/a46113).
158. Liu C, Li X. Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry Urban Greening*. 2012;11:121–8 (doi: 10.1016/j.ufug.2011.03.002).
159. Baró F, Chaparro L, Gómez-Baggethun E, Langemeyer J, Nowak D, Terradas J. Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio*. 2014;43:466–79 (doi: 10.1007/s13280-014-0507-x).
160. Calfapietra C, Morani A, Sgrigna G, Di Giovanni S, Muzzini V, Pallozzi E et al. Removal of ozone by urban and peri-urban forests: evidence from laboratory, field, and modeling approaches. *J Environ Qual*. 2016;45:224–33 (doi: 10.2134/jeq2015.01.0061).
161. Hu Z, Liebens J, Rao KR. Linking stroke mortality with air pollution, income, and greenness in northwest Florida: An ecological geographical study. *Int J Health Geographics*. 2008;7:20 (doi: 10.1186/1476-072X-7-20).
162. Wilker EH, Wu CD, McNeely E, Mostofsky E, Spengler J, Wellenius GA et al. Green space and mortality following ischemic stroke. *Environ Res*. 2014;133:42–8 (doi: 10.1016/j.envres.2014.05.005).

163. Tamosiunas A, Grazuleviciene R, Luksiene D, Dedele A, Reklaitiene R, Baceviciene M et al. Accessibility and use of urban green spaces, and cardiovascular health: Findings from a Kaunas cohort study. *Environ Health*. 2014;13:20 (doi: 10.1186/1476-069X-13-20).
164. Jin SJ, Guo JK, Wheeler S, Kan LY, Che SQ. Evaluation of impacts of trees on PM_{2.5} dispersion in urban streets. *Atmos Environ*. 2014;99:277–87 (doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.10.002).
165. Cochrane T, Davey RC, Gidlo C, Smith GR, Fairburn J, Armitage CJ et al. Small area and individual level predictors of physical activity in urban communities: A multi-level study in Stoke-on-Trent, England. *Int J Environ Res Public Health*. 2009;6:654–77 (doi: 10.3390/ijerph6020654).
166. Schipperijn J, Bentsen P, Troelsen J, Toftager M, Stigsdotter UK. Associations between physical activity and characteristics of urban green space. *Urban Forestry Urban Greening*. 2013;12:109–16 (doi: 10.1016/j.ufug.2012.12.002).
167. Hartig T, Mitchell R, De Vries S, Frumkin H. Nature and health. *Annu Rev Public Health*. 2014;35:207–28 (doi: 10.1146/annurev-publhealth-032013-182443).
168. Lachowycz K, Jones AP. Does walking explain associations between access to greenspace and lower mortality? *Soc Sci Med*. 2014;107:9–17 (doi: 10.1016/j.socscimed.2014.02.023).
169. Sugiyama T, Cerin E, Owen N, Oyeyemi AL, Conway TL, Van Dyck D et al. Perceived neighbourhood environmental attributes associated with adults' recreational walking: IPEN Adult study in 12 countries. *Health Place*. 2014;28:22–30 (doi: 10.1016/j.healthplace.2014.03.003).
170. Gardsjord HS, Tveit MS, Nordh H. Promoting youth's physical activity through park design: Linking theory and practice in a public health perspective. *Landscape Res*. 2014;39:70–81 (doi: 10.1080/01426397.2013.793764).
171. James P, Banay RF, Hart JE, Laden F. A review of the health benefits of greenness. *Curr Epidemiol Rep*. 2015;2:131–42 (doi: 10.1007/s40471-015-0043-7).
172. Aspinall PA, Thompson CW, Alves S, Sugiyama T, Brice R, Vickers A. Preference and relative importance for environmental attributes of neighbourhood open space in older people. *Environ Plann B Plann Design*. 2010;37:1022–39 (doi: 10.1068/b36024).
173. Almanza E, Jerrett M, Dunton G, Seto E, Pentz AM. A study of community design, greenness, and physical activity in children using satellite, GPS and accelerometer data. *Health Place*. 2012;18:46–54 (doi: 10.1016/j.healthplace.2011.09.003).
174. De Jong K, Albin M, Skärbäck E, Grahn P, Björk J. 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 Place*. 2012;18:1374–80 (doi: 10.1016/j.healthplace.2012.07.001).
175. Lachowycz K, Jones AP, Page AS, Wheeler BW, Cooper AR. What can global positioning systems tell us about the contribution of different types of urban greenspace to children's physical activity? *Health Place*. 2012;18:586–94 (doi: 10.1016/j.healthplace.2012.01.006).
176. Alves AJ, Viana JL, Cavalcante SL, Oliveira NL, Duarte JA, Mota J et al. Physical activity in primary and secondary prevention of cardiovascular disease: Overview updated. *World J Cardiol*. 2016;8(10):575–83 (doi: 10.4330/wjc.v8.i10.575).
177. Young DR, Hivert MF, Alhassan S, Camhi SM, Ferguson JF, Katzmarzyk PT et al. Sedentary behavior and cardiovascular morbidity and mortality: A science advisory from the American Heart Association. *Circulation*. 2016;134(13):e262–79 (doi: 10.1161/CIR0000000000000440).
178. White RL, Babic MJ, Parker PD, Lubans DR, Astell-Burt T, Lonsdale C. Domain-specific physical activity and mental health: A meta-analysis. *Am J Prev Med*. 2017;52(5):653–66 (doi: 10.1016/j.amepre.2016.12.008).
179. Ruegsegger GN, Booth FW. Health benefits of exercise. *Cold Spring Harbor Perspect Med*. 2018;8(7):a029694 (doi: 10.1101/cshperspect.a029694).
180. Tandon PS, Tovar A, Jayasuriya AT, Welker E, Schober DJ, Copeland K et al. The relationship between physical activity and diet and young children's cognitive development: A systematic review. *Prev Med Rep*. 2016;3:379–90 (doi: 10.1016/j.pmedr.2016.04.003).
181. Álvarez-Bueno C, Cervero-Redondo I, Sánchez-López M, Garrido-Miguel M, Martínez-Hortelano JA, Martínez-Vizcaíno V. Pregnancy leisure physical activity and children's neurodevelopment: A narrative review. *BJOG*. 2018;125(10):1235–42 (doi: 10.1111/1471-0528.15108).
182. Hills AP, Andersen LB, Byrne NM. Physical activity and obesity in children. *Br J Sports Med*. 2011;45(11):866–70 (doi: 10.1136/bjsports-2011-090199).
183. Aune D, Norat T, Leitzmann M, Tonstad S, Vatten LJ. Physical activity and the risk of type 2 diabetes: A systematic review and dose-response meta-analysis. *Eur J Epidemiol*. 2015;30(7):529–42 (doi: 10.1007/s10654-015-0056-z).
184. Smith AD, Crippa A, Woodcock J, Brage S. Physical activity and incident type 2 diabetes mellitus: A systematic review and dose-response meta-analysis of prospective cohort studies. *Diabetologia*. 2016;59(12):2527–45 (doi: 10.1007/s00125-016-4079-0).
185. Patel AV, Friedenreich CM, Moore SC, Hayes SC, Silver JK, Campbell KL et al. American College of Sports Medicine roundtable report on physical activity, sedentary behavior, and cancer prevention and control. *Med Sci Sports Exercise*. 2019;51(11):2391–402 (doi: 10.1249/MSS.0000000000002117).
186. McPhee JS, French DP, Jackson D, Nazroo J, Pendleton N, Degens H. Physical activity in older age: Perspectives for healthy ageing and frailty. *Biogerontology*. 2016;17(3):567–80 (doi: 10.1007/s10522-016-9641-0).

187. Oliveira JS, Pinheiro MB, Fairhall N, Walsh S, Chesterfield Franks T, Kwok W et al. 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. *J Phys Activity Health*. 2020;17(12):1247–58 (doi: 10.1123/jpah.2020-0323).
188. Environmental noise guidelines for the European Region. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2018 (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/279952>, accessed 16 May 2022).
189. Environmental noise in Europe – 2020. Copenhagen: European Environment Agency; 2020 (<https://www.eea.europa.eu/publications/environmental-noise-in-europe>, accessed 16 May 2022).
190. Coensel BD, Vanwetswinkel S, Botteldooren D. Effects of natural sounds on the perception of road traffic noise. *J Acoust Soc Am*. 2011;129:EL148–53 (doi: 10.1121/1.3567073).
191. Galbrun L, Ali TT. Acoustical and perceptual assessment of water sounds and their use over road traffic noise. *J Acoust Soc Am*. 2013;133:227–37 (doi: 10.1121/1.4770242).
192. Heatwaves and health: Guidance on warning-system development. Geneva: World Meteorological Organization and World Health Organization; 2015 (https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=17215#.YoI2QC8RqIt, accessed 16 May 2022).
193. Aram F, Higuera García E, Solgi E, Mansournia S. Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*. 2019;5(4):e01339 (doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e01339).
194. Grilo F, Pinho P, Aleixo C, Catita C, Silva P, Lopes N et al. Using green to cool the grey: Modelling the cooling effect of green spaces with a high spatial resolution. *Sci Total Environ*. 2020;724:138182 (doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138182).
195. Aspinall P, Mavros P, Coyne R, Roe J. The urban brain: Analysing outdoor physical activity with mobile EEG. *Br J Sports Med*. 2015;49:272–76 (doi: 10.1136/bjsports-2012-091877).
196. Gidlow CJ, Jones MV, Hurst G, Masterson D, Clark-Carter D, Tarvainen MP et al. Where to put your best foot forward: Psycho-physiological responses to walking in natural and urban environments. *J Environ Psychol*. 2016;45:22–9 (doi: 10.1016/j.jenvp.2015.11.003).
197. Honold J, Lakes T, Beyer R, van der Meer E. Restoration in urban spaces: Nature views from home, greenways, and public parks. *Environ Behav*. 2016;48:796–825 (doi: 10.1177/0013916514568556).
198. Gidlow CJ, Randall J, Gillman J, Smith GR, Jones MV. Natural environments and chronic stress measured by hair cortisol. *Landscape Urban Plann*. 2016;148:61–7 (doi: 10.1016/j.landurbplan.2015.12.009).
199. Vanaken GJ, Danckaerts M. Impact of green space exposure on children's and adolescents' mental health: A systematic review. *Int J Environ Res Public Health*. 2018;15(12):2668 (doi: 10.3390/ijerph15122668).
200. Gascon M, Sánchez-Benavides G, Dadvand P, Martínez D, Gramunt N, Gotsens X et al. Long-term exposure to residential green and blue spaces and anxiety and depression in adults: A cross-sectional study. *Environ Res*. 2018;162:231–9 (doi: 10.1016/j.envres.2018.01.012).
201. Astell-Burt T, Feng X, Kolt GS. Does access to neighbourhood green space promote a healthy duration of sleep? Novel findings from a cross-sectional study of 259 319 Australians. *Br Med J Open*. 2013;3(8):e003094 (doi: 10.1136/bmjopen-2013-003094).
202. Grigsby-Toussaint DS, Turi KN, Krupa M, Williams NJ, Pandi-Perumal SK, Jeanlouis G. Sleep insufficiency and the natural environment: Results from the US Behavioral Risk Factor Surveillance System survey. *Prev Med*. 2015;8:78–84 (doi: 10.1016/j.ypmed.2015.07.011).
203. Ferrante G, Asta F, Cilluffo G, De Sario M, Michelozzi P, La Grutta S. The effect of residential urban greenness on allergic respiratory diseases in youth: A narrative review. *World Allergy Organ J*. 2020;13(1):100096 (doi: 10.1016/j.waojou.2019.100096).
204. Cariñanos P, Grilo F, Pinho P, Casares-Porcel M, Branquinho C, Acil N et al. Estimation of the allergenic potential of urban trees and urban parks: Towards the healthy design of urban green spaces of the future. *Int J Environ Res Public Health*. 2019;16(8):1357 (doi: 10.3390/ijerph16081357).
205. Sanz-Aguilar A, Rosselló R, Bengoa M, Ruiz-Pérez M, González-Calleja M, Barceló C et al. Water associated with residential areas and tourist resorts is the key predictor of Asian tiger mosquito presence on a Mediterranean island. *Med Vet Entomol J*. 2018;32(4):443–50 (doi: 10.1111/mve.12317).
206. Bellini R, Michaelakis A, Petrić D, Schaffner F, Alten B, Angelini P et al. Practical management plan for invasive mosquito species in Europe: I. Asian tiger mosquito (*Aedes albopictus*). *Travel Med Infect Dis*. 2020;35:101691 (doi: 10.1016/j.tmaid.2020.101691).

