

**Indagini epidemiologiche nei siti inquinati:
basi scientifiche, procedure metodologiche
e gestionali, prospettive di equità**

A cura di
Fabrizio Bianchi (a) e Pietro Comba (b)

*(a) Istituto di Fisiologia Clinica, Sezione di Epidemiologia,
Consiglio Nazionale delle Ricerche, Pisa*

*(b) Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria,
Istituto Superiore di Sanità, Roma*

Istituto Superiore di Sanità

Indagini epidemiologiche nei siti inquinati: basi scientifiche, procedure metodologiche e gestionali, prospettive di equità.

A cura di Fabrizio Bianchi e Pietro Comba

2006, ii, 199 p. Rapporti ISTISAN 06/19

Facendo seguito al documento: “Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell’Unione Europea” (Rapporto ISTISAN 05/1), il presente rapporto si propone di approfondire la riflessione su finalità e procedure degli studi sullo stato di salute delle popolazioni residenti nei siti inquinati. A questo fine, alcuni argomenti inerenti il disegno dello studio, la valutazione dell’esposizione, il ruolo del biomonitoraggio e le procedure per valutare il rischio ambientale e occupazionale sono stati oggetto di trattazione monografica. Sono state inoltre descritti studi svolti in diverse regioni (Piemonte, Liguria, Lazio, Molise, Campania e Sicilia) con riferimento a popolazioni residenti in prossimità di poli industriali e siti di smaltimento di rifiuti tossici. Particolare rilievo infine è stato dato alla trattazione di questioni di fondo che interessano quanti si occupano di tutela ambientale e sanità pubblica: la valutazione d’impatto sanitario, la partecipazione della popolazione ai processi decisionali, la comunicazione con il pubblico, il perseguimento dell’equità. Il presente rapporto si propone di essere uno strumento di lavoro per gli operatori dei Dipartimenti di Prevenzione delle ASL e per il sistema ARPA-APAT (Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente-Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i servizi Tecnici), nella prospettiva del perseguimento di un approccio integrato alla problematica ambiente-salute.

Parole chiave: Ambiente e salute, Siti inquinati, Epidemiologia

Istituto Superiore di Sanità

Epidemiologic studies in polluted sites: scientific background, methodology, management, and aspects of equity.

Edited by Fabrizio Bianchi and Pietro Comba

2006, ii, 199 p. Rapporti ISTISAN 06/19 (in Italian)

Following the document: “Epidemiological studies in sites of national interest for environmental remediation in Italian regions funded by European Union structural funds” (ISTISAN Report 05/1), the present report aims at providing an in depth review on the rationale and procedures of health studies in polluted sites. In this frame, some issues concerning study design, exposure assessment, role of biomonitoring and disentangling of occupational and environmental risks have been object of monographic chapters. Studies performed in different Italian regions (Piedmont, Liguria, Latium, Molise, Campania and Sicily) have investigated the health status of populations resident in the neighbourhood of major industrial settlements and toxic wastes dumping sites. Special emphasis, finally, has been given to some core issues that are of relevance for all those engaged in the environmental health domain: health impact assessment, public participation in decision-making, communication and search for equitable solutions. The present Report is intended to be a tool for professional operating in the Prevention Departments of the Local Health Units and in the Environmental Protection Agencies, in order to pursue an integrated approach to environmental health.

Key words: Environmental health, Polluted sites, Epidemiology

Si ringraziano Daniele Savelli per la sua preziosa opera di coordinamento dei contributi del presente rapporto e di supporto organizzativo, ricerca e reperimento delle fonti bibliografiche, e Antonella Martino per il suo qualificato lavoro di revisione editoriale.

Per informazioni su questo documento scrivere a: pietro.comba@iss.it

Il rapporto è accessibile online dal sito di questo Istituto: www.iss.it.

Presidente dell’Istituto Superiore di Sanità e Direttore responsabile: *Enrico Garaci*
Registro della Stampa - Tribunale di Roma n. 131/88 del 1° marzo 1988

Redazione: *Paola De Castro, Sara Modigliani e Sandra Salinetti*
La responsabilità dei dati scientifici e tecnici è dei singoli autori.

© Istituto Superiore di Sanità 2006

INDICE

Introduzione

Luciana Gramiccioni 1

SEZIONE 1 - INDAGINI EPIDEMIOLOGICHE NEI SITI INQUINATI

Disegno dello studio epidemiologico nei siti inquinati: aspetti di validità, fattibilità

Pietro Comba, Lucia Fazzo 5

Valutazione dell'esposizione ad inquinanti ambientali

Ivano Iavarone 18

Studio di coorte nel contesto dei siti inquinati

Roberto Pasetto, Roberta Pirastu 34

Biomonitoraggio in epidemiologia ambientale

Fabrizio Bianchi 51

SEZIONE 2 - HEALTH IMPACT ASSESSMENT, EQUITÀ, COMUNICAZIONE

Valutazione di impatto sanitario: uno strumento di valutazione e di partecipazione

Marco Martuzzi, Manuela Cocchi 71

Istanza dell'equità in salute pubblica

Caterina Botti 78

Finalità e criticità del processo di comunicazione

Liliana Cori 85

SEZIONE 3 - CASE STUDIES

Stato di salute della popolazione e discariche di rifiuti: l'esperienza della Campania

Renato Pizzuti, Lucia Martina, Michele Santoro 117

Politiche di bonifica dei siti contaminati: primi risultati di un'indagine nazionale presso la popolazione

Margherita Turvani, Anna Alberini, Stefania Tonin, Aline Chiamai 129

Esperienza della Sicilia sulle aree a rischio ambientale

Achille Cernigliaro, Valeria Fano, Salvatore Scondotto, Francesco Forastiere,
Sebastiano Pollina Addario, Sebastiana Caruso, Carlo A. Perucci, Antonio Mira 140

Esperienza del Lazio sulla valle del fiume Sacco: studi epidemiologici in un'area contaminata da composti organoclorurati persistenti	
Valeria Fano, Daniela Porta, Valerio Dell'Orco, Francesco Blasetti, Elena De Felip, Alessandro Di Domenico, Fiorella Fantini, Antonio Corbo, Mariangela D'Ovidio, Francesco Forastiere, Carlo A. Perucci	147
Incidenza dei tumori maligni in un quartiere di Genova sede di un impianto siderurgico (1986-1998)	
Valerio Gennaro, Claudia Casella, Elsa Garrone , Maria Antonietta Orengo, Antonella Puppo, Emanuele Stagnaro, Paolo Viarengo , Marina Vercelli	158
Esperienza del Piemonte: studio epidemiologico, <i>risk assessment</i>, valutazione	
Ennio Cadum, Daniela Rivetti, Moreno Demaria , Giovanna Berti	168
Polo industriale di Termoli e sito di interesse nazionale per le bonifiche di Guglionesi: risultati preliminari dello studio di mortalità	
Stefania Trinca, Pierluigi Altavista, Alessandra Binazzi, Marina Mastrantonio, Raffaella Uccelli, Marcella Stumpo, Nicola Rocchia, Luciana Cossa, Nicola Vanacore, Pietro Comba	185
Studi epidemiologici sui siti inquinati in Italia: valutazione delle esperienze e nuove prospettive	
Pietro Comba, Fabrizio Bianchi, Roberta Pirastu, Benedetto Terracini	196

INTRODUZIONE

Luciana Gramiccioni

Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Nel 2005, il Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS), in collaborazione con il Ministero della Salute e dell'Ambiente, presentava il Rapporto ISTISAN 05/01: "Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea". Veniva così trattato per la prima volta in maniera sistematica in Italia il problema della valutazione dello stato di salute delle popolazioni che risiedono nei siti inquinati.

Tre principali motivazioni soggiacevano all'avvio di questo specifico filone di attività. In primo luogo, la necessità di riprendere, a livello nazionale, una tematica fortemente radicata nella comunità scientifica internazionale e nelle sedi istituzionali europee. In secondo luogo la nozione che diversi siti di interesse nazionale per le bonifiche erano stati individuati proprio a seguito di ricerche epidemiologiche, in alcuni casi svolte dall'ISS (Biancavilla: vedi Comba *et al. Arch Environ Health* 2003;58:229-32; Broni: vedi Amendola *et al. Epidemiol Prev* 2002;27:86-90). Infine la consapevolezza che non è sufficiente raccomandare l'effettuazione di indagini sullo stato di salute di popolazioni spesso esposte a complesse miscele di agenti inquinanti, se non si rendono contestualmente disponibili gli strumenti per l'effettuazione degli studi stessi: conoscenze scientifiche, metodologie accreditate, formazione, risorse.

In questo quadro, il Rapporto ISTISAN 05/01 ha sicuramente contribuito a creare un linguaggio comune fra quanti si occupano di ambiente e salute, chiarendo in particolare il razionale, gli obiettivi e le procedure da impiegare negli studi epidemiologici relativi ai siti inquinati.

Il nuovo Rapporto che oggi presentiamo, redatto sostanzialmente dallo stesso gruppo di lavoro responsabile del precedente testo, integrato da alcuni nuovi, graditi, coautori, si propone di proseguire sul cammino già intrapreso approfondendo un serie di temi e presentando diversi *case-studies* di estremo interesse.

I principali elementi di novità presenti nel Rapporto sono così sintetizzabili:

- importanti indagini sono state svolte dalle strutture tecnico-scientifiche delle Regioni Sicilia, Campania, Lazio, Piemonte e Liguria che, operando con metodologie innovative, hanno dimostrato il valore della ricerca sanitaria applicata ai problemi ambientali;
- documenti di indirizzo su temi fondanti come la valutazione d'impatto sanitario, la comunicazione, la partecipazione della popolazione e l'equità sono stati prodotti dal Centro Europeo Ambiente e Salute dell'OMS, dai Ministeri della Salute e dell'Ambiente, e da ricercatori delle Università di Siena e Venezia;
- una articolata messa a punto del ruolo del biomonitoraggio nelle indagini di epidemiologia ambientale è stata curata da Fabrizio Bianchi dell'Istituto di Fisiologia Clinica del CNR, co-editor del Rapporto;
- i ricercatori di questo Dipartimento hanno fornito contributi metodologici sul disegno dello studio epidemiologico nei siti inquinati, la stima dell'esposizione e la valutazione del ruolo eziologico dell'ambiente generale, e dell'ambiente di lavoro, ed hanno prodotto il primo studio organico sul sito di interesse nazionale di Guglionesi e l'adiacente polo industriale di Termoli, nel Molise.

La pubblicazione e diffusione di questo nuovo Rapporto contribuiranno certamente all'armonizzazione del lavoro di quanti operano sui temi in esame nelle strutture centrali, regionali e periferiche, innanzitutto rinforzando l'istanza dell'unitarietà della materia trattata e della necessità di integrare le competenze ambientali a quelle sanitarie. La consapevolezza della centralità di questa istanza è alla base dell'attività svolta dal nostro Dipartimento in tante sedi, in particolare, per quanto riguarda il tema specifico dell'epidemiologia ambientale, ha motivato la nostra collaborazione alle iniziative avviate dal Gruppo di Epidemiologia Ambientale del Sistema agenziale ARPA-APAT (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente-Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici).

Nei prossimi anni, l'insieme delle attività relative alle tematiche salute e ambiente, compresa la misura dello stato di salute delle popolazioni residenti nei siti inquinati, verranno svolte nell'ambito del nuovo ciclo di programmazione dei Fondi Strutturali 2007-2013, e per quanti hanno responsabilità in questa importante partita, il presente Rapporto si propone di essere strumento di studio, approfondimento, riflessione.

Sezione 1

Indagini epidemiologiche nei siti inquinati

DISEGNO DELLO STUDIO EPIDEMIOLOGICO NEI SITI INQUINATI: ASPETTI DI VALIDITÀ E FATTIBILITÀ

Pietro Comba e Lucia Fazzo

Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Introduzione

Gli obiettivi degli studi epidemiologici nei siti inquinati sono stati passati in rassegna da Terracini (1) nel Rapporto ISTISAN: “Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell’Unione Europea”. Nel medesimo Rapporto sono state presentate le metodologie più comunemente utilizzate che presuppongono l’utilizzo dei dati di mortalità (2) e dei ricoveri ospedalieri (3), nonché dei flussi informativi prodotti dai registri tumori (4) e dai registri delle malformazioni (5). Successivamente alla pubblicazione del Rapporto, due importanti studi hanno ulteriormente provato le nuove, grandi opportunità che i sistemi informativi della mortalità e dei ricoveri ospedalieri offrono alla sorveglianza epidemiologica nei siti inquinati. In Sicilia, l’Osservatorio Epidemiologico Regionale ha prodotto il primo rapporto sullo stato di salute della popolazione residente nelle aree a rischio ambientale (6), e in Sardegna un gruppo di lavoro istituito dall’Assessore alla Sanità ha fornito una descrizione dello stato di salute della popolazione residente in 18 siti inquinati sedi di attività industriali, minerarie e militari, nonché nelle aree urbane (7). Entrambi i documenti, oltre a presentare una notevole mole di dati, suggeriscono percorsi interpretativi di estremo interesse, e fra le indicazioni operative riportate nelle conclusioni raccomandano la conduzione di alcuni studi *ad hoc*. Lo sviluppo di studi di epidemiologia analitica sul campo, per saggiare specifiche ipotesi eziologiche, generate dagli studi svolti a partire dai sistemi informativi correnti è peraltro uno dei punti qualificanti dell’epidemiologia ambientale (8, 9).

Obiettivo del presente contributo è esaminare i problemi del disegno degli studi di epidemiologia analitica da svolgere nei siti inquinati, con particolare riferimento agli aspetti di validità e alle valutazioni di fattibilità. Verrà quindi discusso il contributo che tali studi possono fornire all’individuazione dei nessi causali, ai processi decisionali relativi all’attività di risanamento ambientale e all’attività di comunicazione con gli amministratori e la popolazione.

Valutazione dell’opportunità di svolgere un nuovo studio epidemiologico

La valutazione della necessità di effettuare uno studio epidemiologico, o più in generale della sua prevedibile utilità in un particolare contesto, richiede l’esplicitazione di una serie di premesse, criteri e condizioni da verificare; per una trattazione sistematica si rinvia a Savitz (10); in questa sede interessa in particolare mettere in evidenza i punti che seguono.

In primo luogo va ricordato che l’efficacia della ricerca epidemiologica deve essere definita in relazione a obiettivi specifici e verificabili. La finalità dell’epidemiologia eziologica, infatti, è produrre evidenze che contribuiscano alla comprensione delle cause delle malattie con l’obiettivo di prevenirle, ma il risultato della singola ricerca viene solitamente espresso da

misure di associazione fra definizioni operative di esposizione e malattia. Bisogna dunque chiedersi in che modo l'informazione prodotta da uno studio risponda a un quesito specifico e possa contribuire a formulare un'influenza causale da parte di chi dovrà interpretare lo studio stesso¹.

A questo proposito vanno formulate due considerazioni. La prima è che il processo dell'inferenza causale non ha un esito dicotomico, ossia non porta a una conclusione di presenza o assenza di un nesso causale; ci si trova piuttosto davanti a un gradiente continuo di interpretazione. La seconda è che nessuno studio epidemiologico da solo può esaurire la problematica della natura causale di un'associazione emersa dai dati, ma sarà comunque necessario disporre di una serie di studi validi che, accumulandosi e integrandosi con i risultati di altri approcci disciplinari, corroborino l'ipotesi eziologica in esame a un punto tale da ritenerla una ragionevole base di processi decisionali.

In questo quadro, anche uno studio "debole", ad esempio caratterizzato da una misura dell'esposizione basata su indicatori surrogati (i *proxy* della letteratura anglosassone) o da bassa potenza statistica, può dare un contributo (modesto) alla valutazione di causalità. Perché lo studio sia utilizzabile a questo fine, l'autore deve naturalmente fornire tutti gli elementi rilevanti in merito alla metodologia adottata e ai risultati conseguiti.

Validità del disegno e della conduzione dello studio

Nello studio epidemiologico di tipo eziologico l'errore è costituito dallo scostamento fra i risultati ottenuti e la vera relazione causale fra esposizione e malattia (10).

Anche se è problematico dimostrare la validità di uno studio, intesa come assenza di errori sistematici, è possibile rimuovere o ridurre le fonti di tali errori (i *bias* degli autori anglosassoni) attraverso una serie di procedure, come in particolare lo scrutinio sistematico del lavoro per assicurarsi che non vengano trascurate importanti limitazioni (10).

Come l'errore casuale non è "presente o assente", ma si misura su una scala continua, così dovrebbe avvenire anche per il *bias*. Come uno studio grande ha meno errore casuale di uno studio piccolo, così uno studio ben disegnato ha meno errore sistematico di uno studio mal disegnato. Idealmente, i quesiti che ci si dovrebbe porre sono: "Di quanto il *bias* di selezione può spostare la stima puntiforme della misura di associazione, e gli estremi dell'intervallo di confidenza?" Nella valutazione di uno studio, in particolare, occorrerebbe concentrarsi sui pochi *bias* che ragionevolmente comportano le maggiori distorsioni delle stime. Nel libro di Savitz

¹ Le problematiche inerenti la valutazione dei nessi causali negli studi epidemiologici nei siti inquinati sono state trattate da Terracini nel suo contributo precedentemente citato, al quale pertanto si rinvia (1). Interessa in questa sede ricordare che un particolare studio epidemiologico di tipo analitico, ad esempio uno studio caso-controllo, potrà con i suoi risultati corroborare una data ipotesi, o produrre elementi di confutazione dell'ipotesi medesima. Dalla replicazione di più studi indipendenti, un'ipotesi eziologica acquisterà o perderà credibilità; sulla base di questo, aumenterà o diminuirà nella comunità scientifica il consenso intorno a tale ipotesi, e questo si tradurrà in una più o meno elevata sopravvivenza dell'ipotesi stessa (11). Il punto rilevante quindi è stabilire quando un'ipotesi epi-de-miologica che stabilisce o suggerisce un nesso causale possa essere considerata valida. Il dibattito su questo argomento è aperto, esiste però un consenso su due aspetti: l'utilità pratica del concetto di causa e l'opportunità di codificare criteri pragmatici per valutare la causalità. La pragmaticità dell'epidemiologia, o meglio, il nesso tra un approccio pragmatico e la formulazione di ipotesi causali in epidemiologia è asserito fra gli altri, da Susser (12), Vineis (13), Rothman e Greenland (14) e Parascandola e Weed (15). L'utilizzo di criteri strutturati per valutare il nesso causale è stato trattato da Terracini (1), che ha chiarito che nessuno dei criteri da solo fornisce evidenza indiscutibile a favore o contro l'ipotesi causa-effetto e nessuno è richiesto come *sine qua non*. Non è necessario che tutti i criteri siano sempre verificati, ma indubbiamente la possibilità di verificarne alcuni ha un notevole peso al fine di valutare la credibilità di un'ipotesi eziologica.

precedentemente citato, le fonti di errore che possono inficiare la validità di uno studio vengono schematizzate come segue.

Misclassificazione della malattia

Occorre chiarire la natura dell'errore e le sue possibili conseguenze, avendo in mente la sequenza degli eventi biologici, comportamentali e medici richiesti perché il caso sia riconosciuto come tale in uno studio.

In uno studio si parlerà di “sensibilità” come proporzione di soggetti con la malattia in esame correttamente identificata (veri positivi); e “specificità” come proporzione di soggetti senza quella malattia correttamente identificata (veri negativi), rispetto ad un *gold standard*. Alcune proporzioni di falsi positivi e falsi negativi sono in realtà inevitabili, anche se processi di revisione e della qualità delle diagnosi possono diminuirli, comunque rimane un errore sistematico relativo alla non conoscenza dei *gold standard*.

Nel caso degli studi di mortalità, nel corso degli anni si sono accumulate osservazioni che consentono di stimare i margini di errore con cui si lavora. Date le caratteristiche delle banche dati di mortalità, in particolare l'esaustività della rilevazione e la costanza dei criteri di codifica, questi margini di errore, a livello di popolazione, sono generalmente giudicati accettabili, mentre sul caso singolo il valore predittivo del dato può essere inadeguato. Si consideri l'uso dei dati di mortalità per tumore maligno della pleura come estimatore indiretto della mortalità per mesotelioma pleurico. Nel nostro paese circa il 75% dei deceduti per mesotelioma pleurico sono correttamente assegnati al codice della Classificazione Internazionale delle Malattie (ICD) 1630-1639 (16). Confrontando invece i deceduti per tumore maligno della pleura in Toscana con un *gold standard* rappresentato dai casi accertati dal Registro Regionale Mesoteliomi, si osservano percentuali di falsi negativi e falsi positivi, rispettivamente del 18% e del 40% (17).

L'utilizzo delle Schede di Dimissione Ospedaliera (SDO) richiede ancora particolare attenzione e valutazione non solo per quanto riguarda la scelta di quale diagnosi presente nella scheda analizzare (la diagnosi principale e quelle secondarie), ma per la qualità stessa delle diagnosi riportate, che potrebbe essere saggiata con le cartelle cliniche dei singoli pazienti, da considerare come *gold standard*, laddove possibile, anche solo per un sottogruppo dei soggetti in studio per valutare la sensibilità e specificità delle SDO utilizzate. Questa procedura è stata utilizzata ad esempio nella Regione Lazio per valutare la possibilità di stimare l'incidenza del mesotelioma pleurico a partire dalle SDO (18).

I falsi positivi, generalmente, tendono ad essere più facilmente identificabili e corretti, rispetto ai falsi negativi. Fattori legati, non al rischio di malattia, ma alla verosimiglianza che venga diagnosticata la malattia di interesse, possono essere erroneamente visti come fattori di rischio per quella malattia. Una eccessiva suddivisione della patologia in esame può portare a problemi di potenza statistica, per cui se un livello maggiore di aggregazione è biologicamente plausibile, gli studi risulteranno maggiormente informativi. Questo tuttavia può portare ad una perdita di validità: quando, ad esempio, uniamo in uno studio eziologico due entità nosologiche caratterizzate da diversi fattori di rischio, come i linfomi non-Hodgkin con i linfomi Hodgkin in un'unica categoria dei linfomi. La scelta quindi dipende dalla inferenza eziologica malattia-esposizione che si vuole indagare.

Per capire le implicazioni della misclassificazione della malattia sui risultati dello studio occorre in particolare capire se l'errore sia indipendente o dipendente dall'esposizione in esame.

Negli studi di coorte, una sottodiagnosi non differenziale non produce *bias*, se la malattia in esame è presente in uguale entità tra gli esposti e i non esposti, mentre una sovrastima di uguale entità tra i due gruppi porterà la stima dell'associazione verso il valore nullo.

Negli studi caso-controllo, si genererà un campione con un certo bias se nella popolazione da dove vengono selezionati i controlli restano dei “casi” (ovvero dei malati), con un certo effetto sui risultati soprattutto per le malattie rare. In contrasto, si possono avere casi falsi positivi, che, particolarmente per le malattie rare, genereranno un bias che sposterà la grandezza dell’associazione verso il valore nullo. Quindi, soprattutto per le malattie rare è bene restringere al massimo la definizione di “caso”.

Per ridurre il *bias* da misclassificazione l’obiettivo è concentrarsi sull’entità patologica plausibilmente associata all’esposizione. Una procedura che può essere d’aiuto è confrontare i risultati all’interno di categorie di crescente certezza diagnostica.

La certezza della diagnosi può essere categorizzata in “definita”, “probabile” e “possibile”, con una percentuale decrescente di casi attribuiti ad ognuna di queste categorie. Poiché la specificità è maggiore per le definizioni più restrittive, quando c’è un gradiente di associazione nelle diverse categorie di certezza della diagnosi, il risultato più valido è chiaramente quello avuto per i casi più definiti.

È comunque informativo il confronto fra le diverse categorie di certezza diagnostica nel saggiare la grandezza dell’impatto della misclassificazione della malattia. Inoltre, la nostra iniziale certezza di diagnosi potrebbe non essere corretta, per cui restringendo l’analisi ai soli casi certi (quindi della categoria “definita”) perderemmo di precisione senza guadagnare in validità. Se, invece, non si osserva alcun gradiente, si è portati a pensare che ci siano veri casi in tutte le categorie di certezza diagnostica, per cui si possono unire tutti i casi identificati, acquistando in precisione con minore perdita di validità. Va, comunque, considerato che in linea di principio diverse associazioni potrebbero riflettere un’associazione diversa con *outcomes* diversi.

Per malattie rare, infine, il problema principale è la presenza di falsi positivi, dal momento che una modesta perdita in specificità può risultare in uno “schiacciamento” dei pochi veri positivi fra tanti falsi positivi. La sensibilità è critica per aumentare la precisione, mentre falsi negativi che non verranno considerati come casi, ma inseriti in un ampio gruppo di veri negativi, avranno un impatto modesto sulle misure di associazione. Quindi, il *bias* sarà minimo quando useremo la definizione di malattia più restrittiva.

Bias di selezione

Questo errore si manifesta con modalità diverse a seconda del disegno dello studio adottato e può costituire una proporzione di una specifica misura dell’associazione esposizione-malattia presa in esame.

Nello studio di coorte il problema riguarda la validità della scelta della popolazione di riferimento. Sia che si tratti della popolazione generale, sia che si tratti di una coorte di “non esposti”, il quesito è: i tassi di mortalità (o morbosità) della popolazione di riferimento sono effettivamente quelli che i membri della coorte avrebbero sperimentato, ove non fossero stati esposti all’agente in esame? Naturalmente esiste anche una valenza più banale del *bias* di selezione, che riguarda il caso in cui la coorte sia definita concettualmente in modo corretto, ma le fonti dei dati non siano complete, e si perda selettivamente una componente della coorte stessa, con possibilità di distorsione dei risultati. Se la sorgente di non-comparabilità tra esposti e non esposti è misurabile, può essere “aggiustata” sul piano statistico. Negli studi di coorte si può valutare il *bias* di selezione confrontando i tassi nel gruppo dei non esposti della coorte con quelli della popolazione generale. Questo, però, può dare dei problemi se vengono utilizzate sorgenti diverse di dati.

Nello studio caso-controllo bisogna chiedersi se l’entità di riferimento (i controlli) costituisca realmente un campione casuale della popolazione che ha generato i casi, e quindi se la

prevalenza delle esposizioni di interesse fra i controlli rifletta quella che caratterizza la popolazione generale.

Negli studi caso-controllo si deve paragonare la prevalenza di esposizione tra i controlli con quella della popolazione che ha generato i casi. È quindi più semplice scegliere controlli per esposizioni non legate a scelte individuali attinenti la sfera personale. Così si può aggiustare la stima dell'associazione, con un'analisi per strati, se la prevalenza dell'esposizione è stata ben campionata in ogni singolo strato.

Gli studi caso-controllo in genere vengono effettuati per malattie rare, per cui si tende a prendere il maggior numero di casi possibile, per raggiungere la potenza statistica: questo può rendere più complessa la scelta dei controlli. Il metodo migliore sarebbe la scelta casuale dalla popolazione base, con diversi scrutini: l'ideale è lo studio caso-controllo innestato in una coorte. Un'alternativa è definire la popolazione a rischio, ad esempio residente in una particolare area geografica da cui si estraggono i casi, e campionare da questa anche i controlli; in questo caso il problema è individuare tutti i casi presenti in quella popolazione, da registri oppure con indagini *ad hoc* per lo studio. Concettualmente è lo studio più informativo, ma non sempre fattibile. Un'altra esigenza nella scelta dei controlli è la coincidenza temporale con il verificarsi dei casi considerati. Ovviamente questa non ha alcun peso, invece, se la prevalenza dell'esposizione rimane costante nel tempo. Si ha, quindi, la necessità di disporre dei registri della popolazione storica, per poter eliminare, dai casi e dai controlli, i residenti mobili e considerare solo i residenti al momento della diagnosi dei casi. Nel caso ciò non sia possibile l'unica alternativa è considerare popolazioni ampie, e aggiustare stratificando per livelli di non-coerenza temporale tra i casi e i controlli: confrontando la misura aggiustata con quella non aggiustata si può determinare la direzione del *bias* e stimare la grandezza dell'effetto residuo, così come viene fatto per l'esame dei confondenti residui.

La prima cosa da fare, nel disegno dello studio, per ridurre al minimo il *bias* di selezione, è esplicitare bene i termini di "eligibilità" dei casi. Se, infatti, saranno ben definiti i casi, allora sarà ben definita la popolazione che li ha generati.

La scelta dei controlli deve essere, idealmente, casuale dalla popolazione base, ma non sempre questo è fattibile, per problemi pratici, come ad esempio l'inaccessibilità di alcuni individui della popolazione. Si possono allora generare errori di inclusione, ovvero controlli non appartenenti alla popolazione base, e di esclusione, ovvero segmenti della popolazione base non rappresentati; entrambi andrebbero esplicitati quantitativamente. Si dovrà quindi focalizzare l'attenzione sulla natura e la distribuzione dell'esposizione in studio e considerare la deviazione dal teorico e valutarne l'eventuale impatto sulla stima della prevalenza dell'esposizione. Alcune volte, si può comparare la prevalenza dell'esposizione dei controlli con quella nella popolazione esterna: se ci si accorge di aver campionato di più in alcuni segmenti, si possono calcolare le misure di associazione stratificate per grado di *bias* di selezione. Se non è possibile quantificare esattamente il *bias* di selezione, lo si potrà controllare nell'analisi dei dati come viene fatto per il confondimento. Va sottolineato che il *bias* ha effetto solo se la caratteristica per cui si ha una non-confrontabilità tra i casi e i controlli è legata all'esposizione. Se non è così, allora si può restringere il campionamento dei controlli tra quelli che non hanno quella caratteristica. Chiaramente rimane da fare una valutazione sulla possibilità che gli omessi non determinino una distorsione della prevalenza dell'esposizione.

Tenendo presente sul piano concettuale queste varie istanze, si formulano quindi scelte operative che tengano conto delle caratteristiche dei flussi informativi nell'area in esame e si esplicitano i criteri adottati e le loro implicazioni sul piano della validità dello studio (19).

Bias da non rispondenza

È inevitabile negli studi epidemiologici uno scostamento fra il numero di soggetti arruolati perché rispecchiavano i criteri di eleggibilità, e il numero di soggetti per i quali si ha successo nell'acquisizione dell'informazione. Ovviamente, se la non rispondenza tende a zero, si può considerare che i suoi effetti siano trascurabili e l'obiettivo di minimizzare la non rispondenza è senz'altro condivisibile.

Il *bias* di non rispondenza è ubiquitario e spesso non casuale, e ciò richiede che si riduca al massimo la possibilità di non rispondenza, già nel disegno dello studio. Ad esempio, si può preferire partire da studi che interessano particolari popolazioni motivate e selezionate, che avranno quindi prevedibilmente una maggiore percentuale di adesione allo studio. Il coinvolgimento della popolazione, oltre ad avere risvolti positivi sull'accessibilità di determinate informazioni, aiuterà anche a diminuire il numero dei soggetti, pur eleggibili, non disponibili a partecipare allo studio (20).

Se la non rispondenza è casuale, le perdite riducono la precisione che può essere compensata aumentando la frazione della popolazione in esame. Il problema sussiste se le perdite sono non casuali, e quelli che rimangono nello studio sono sistematicamente diversi dal campione iniziale per le caratteristiche prese in considerazione (rischio di malattia negli studi di coorte; prevalenza di esposizione negli studi caso-controllo). Più chiaramente le perdite sono legate al verificarsi della malattia negli studi di coorte, o alla prevalenza dell'esposizione negli studi caso-controllo, e maggiore sarà l'entità dell'effetto.

Se le perdite sono dipendenti da fattori misurati, come l'età e il livello di istruzione, ma casuali nei singoli strati di questi fattori, l'aggiustamento per questi fattori eliminerà il *bias*.

La domanda da porsi è se l'omissione di alcuni particolari soggetti eleggibili possa inficiare la stima del tasso di malattia negli studi di coorte, ovvero la prevalenza di esposizione negli studi caso-controllo. Per patologie con un numero elevato di fattori predittivi, il rischio di un *bias* per non rispondenza è maggiore (negli studi sul tumore polmonare o su malattie coronariche, si deve fare particolare attenzione sull'esposizione al fumo, visto che diversi autori hanno dimostrato che i fumatori tendono ad una maggiore non rispondenza rispetto ai non fumatori). Al contrario, negli studi su malattie con meno fattori predittivi il rischio di distorsione dovuta ad una non rispondenza è minore.

Negli studi di coorte, la perdita di soggetti tra gli esposti e i non esposti, se non è dipendente dallo stato di salute, non genera un *bias* nella misura di associazione: questo accade anche se le perdite sono diverse tra i due gruppi di esposizione, così come se le perdite sono malattie-dipendenti ma di uguale entità tra gli esposti e i non esposti. Solo se le perdite sono differenziali per esposizione e stato di malattia, si avrà un *bias* di selezione. Quindi, il problema è se la grandezza della relazione esposizione-malattia nei partecipanti è diversa da quella nei non partecipanti.

Il primo obiettivo da perseguire è quindi minimizzare il numero dei non rispondenti. Successivamente, si dovrà valutare la presenza e la direzione della eventuale distorsione. La prima cosa sarà, allora, caratterizzare bene i non rispondenti rispetto all'esposizione e alla malattia e ad altri fattori predittivi della malattia. Negli studi di coorte, è importante la presenza o meno della malattia nei non rispondenti. Se si riescono a recuperare in una fase successiva alcuni degli iniziali non rispondenti, si potrà valutare la percentuale di malati tra questi e supporre tale percentuale vera per tutti i non rispondenti. Inoltre, la descrizione dei non rispondenti può aiutare a raffinare il metodo dello studio. Se si può presupporre, con buona approssimazione, che i recuperati abbiano caratteristiche Comuni con i rimanenti non rispondenti, si potrà stimare l'effetto della non rispondenza sulle misure di associazione.

Se l'analisi dei non rispondenti dà profili simili a quelli dei rispondenti, allora si può ritenere che si tratti realmente di un campione casuale e le misure di associazione date dall'analisi dei soli partecipanti potranno essere stimate come equivalenti a quelle di tutti i soggetti eligibili. I *subset* della base dello studio nei quali le perdite sono minori possono essere esaminati e comparati con quelli con un numero maggiore di perdite, e si possono valutare così le misure di associazione nello spettro dei diversi gradi di non rispondenza.

Comunque, è bene sempre esplicitare il maggior numero di informazioni così da aiutare anche il lettore dello studio a trarre inferenze maggiormente informative.

Misclassificazione dell'esposizione

Questo è il punto cruciale del protocollo di uno studio di epidemiologia ambientale e si rinvia, per una trattazione sistematica del tema, al capitolo di Iavarone in questo medesimo Rapporto.

Variabili di confondimento

Il confondimento è il fenomeno per il quale i gruppi confrontati non sono in realtà pienamente comparabili a causa della distribuzione di una o più covariate. In altre parole, se alla popolazione esposta venisse tolta l'esposizione, essa manterrebbe tassi di incidenza della malattia in esame diversi da quelli della popolazione di riferimento (più elevati o più bassi) a causa della diversa distribuzione di una o più covariate che sono al contempo fattori predittivi di malattia accertati. Per valutare il *bias* da confondimento, va quindi, controllata l'influenza di determinanti degli esiti in studio che siano direttamente associati con l'esposizione: l'entità del confondimento dipende dalla sua associazione con l'esposizione e con l'*outcome*, che dovrà essere quantificata, con l'analisi stratificata o con la regressione. Andrà allora aggiustata la stima, creando sottogruppi nei quali il fattore predittivo non sia legato all'esposizione.

Si deve tenere presente, però, che se il fattore è completamente predittivo della malattia e modifica l'effetto di altri (il fumo rispetto all'esposizione all'asbesto nell'eziologia del carcinoma polmonare) non è opportuno controllare il confondimento, ma va trattato nella prospettiva dell'interazione.

La plausibilità del confondimento deve essere ben stimata ed esaminata, considerando quindi variabili misurabili, da inserire nell'analisi statistica per controllare l'effetto nella stima dell'associazione.

Le variabili di confondimento più facili da misurare, e quindi da controllare, sono quelle per cui esiste un'accessibilità delle fonti di informazione.

Le ipotesi di confondimento sono soggette a critiche e valutazioni, così come le ipotesi di causalità tra esposizione e malattia. Le stime aggiustate possono quindi essere anch'esse errate, se le variabili di confondimento non sono ben misurate e valutate. Un utile inquadramento al problema è stato messo a punto da Blair *et al.* (21) e, più recentemente, da Kriebel *et al.* (22).

Errore casuale

L'errore casuale può distorcere i risultati di uno studio verso l'alto o verso il basso. Esso riflette in primo luogo le dimensioni numeriche dello studio e quindi la sua potenza statistica. Gli intervalli di confidenza che possono risultare più o meno ampi, forniscono in prima battuta un'indicazione della maggiore o minore precisione delle stime dei parametri di interesse.

Alla luce di quanto esposto in merito alla validità del disegno dello studio, e alle considerazioni svolte sulle principali fonti d'errore e le tecniche per prevenirle, si possono formulare alcune considerazioni sul significato dei risultati ottenuti.

I risultati di un singolo studio epidemiologico raramente consentono di trarre conclusioni definitive su una problematica a carattere eziologico; la prassi più condivisa è quella di effettuare periodicamente revisioni dell'insieme delle evidenze disponibili, e su quella base formulare valutazioni che potranno evolvere con l'aumentare delle conoscenze. Criteri per effettuare la valutazione delle evidenze scientifiche sono stati messi a punto da diverse istituzioni internazionali; un'esperienza particolarmente valida e sulla quale si è costruito nel tempo un amplissimo consenso è quella dell'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro di Lione (IARC). Nel preambolo alle Monografie IARC (consultabile sul sito www.iarc.fr) sono dettagliatamente esplicitati i criteri in questione, e si rinvia a tale documento per una trattazione più esaustiva.

Vi è accordo fra i diversi autori che hanno trattato il tema della causalità in epidemiologia in merito all'importanza della riproducibilità dei risultati di una particolare indagine, e molti documenti raccomandano di replicare un dato studio proprio perché si possa valutare la riproducibilità di un risultato. Su questo specifico punto Savitz (10) formula alcune considerazioni.

In primo luogo, va chiarito che negli studi epidemiologici la replicabilità può venire approssimata, ma non ottenuta in modo dimostrabile, in quanto le popolazioni oggetto di indagine possono differire per le modalità di esposizione all'agente in esame, per la distribuzione di confondenti e modificatori d'effetto e per la presenza di soggetti maggiormente suscettibili, e inoltre i disegni di studio adottati possono risultare non del tutto sovrapponibili per i criteri di selezione dei soggetti, la ricerca dei non rispondenti o altro.

Avendo chiare queste problematiche, ci si può comunque prefiggere di svolgere studi sostanzialmente analoghi al fine di effettuare poi analisi *pooled*, cioè fondere le basi di dati ed elaborarle congiuntamente. L'analisi *pooled* comporta un miglioramento della precisione delle stime, dovuto alla accresciuta potenza statistica, ed è considerata la modalità più appropriata per lo studio delle esposizioni "rare". Questa ultima espressione non si riferisce necessariamente alla rarità dell'agente in quanto tale, ma può indicare la relativa rarità di una tipologia di esposizione, ad esempio abitazioni che abbiano livelli di campo magnetico a 50 Hz dell'ordine delle unità di microtesla, ovvero livelli di campo elettromagnetico a radiofrequenza dell'ordine delle decine di Volt/metro. La conduzione di diversi studi con protocolli confrontabili e la loro successiva analisi *pooled* può rappresentare quindi l'approccio più indicato per giungere a stime del rischio precise, o più precise di quelle precedentemente disponibili, nel caso di esposizioni rare e di particolare interesse (23). Le potenzialità dell'analisi *pooled* e della metanalisi, cioè la procedura in cui non si "fondono" le basi di dati ma solo i risultati, desumibili da studi già pubblicati, sono state discusse da Blettner *et al.* (24) e da Weed (25) con specifici riferimenti alle valutazioni di causalità, e per una discussione sistematica si rinvia a questi autori e al testo di Savitz precedentemente citato (10).

L'istanza di replicare gli studi appare dunque nel complesso ampiamente condivisa, così come l'effettuazione delle analisi *pooled*, nella misura in cui sono verificati i requisiti richiesti per questo tipo di trattamento di dati.

Più in generale, disponendo di una serie di studi su uno stesso tema, se si osserva un innalzamento delle misure di associazione al crescere della qualità della valutazione dell'esposizione, l'ipotesi causale viene notevolmente corroborata. Un supporto indiretto alla credibilità di un'ipotesi eziologica può derivare dalla coerenza fra studi che, con diversa metodologia e protocolli, trattano un problema che, sul piano concettuale, è lo stesso o quanto meno ha delle analogie.

Si sono già citati a questo proposito gli studi sulle aree a rischio ambientale della Sicilia (6) e della Sardegna (7), nei quali si sono confrontati i risultati dell'analisi della mortalità e delle SDO. La concordanza dei risultati di questi due approcci è, infatti, considerata un elemento di persuasività scientifica dei risultati.

Analoga situazione può verificarsi in uno studio di tipo analitico. Si consideri ad esempio la coorte dei residenti in prossimità dell'elettrodotto di Longarina (Ostia Antica): un incremento sia della mortalità (26) sia di ricoveri per tumori (27) è stato osservato in particolare fra i soggetti con oltre 30 anni di residenza e di latenza, e fra coloro le cui abitazioni erano più vicine alla linea elettrica (zona A). Entrambi gli approcci, inoltre, hanno mostrato un incremento significativo di tumori maligni del pancreas, soprattutto nella "zona A". Lo studio sullo stato di salute della popolazione attualmente residente a Longarina, condotto secondo le procedure descritte nel Rapporto di Vanacore *et al.* (28), utilizza anch'esso i medesimi criteri di categorizzazione dell'esposizione, per poter essere quanto prima reso comparabile con i primi due studi. In particolare, potrà dare maggiori informazioni avvalendosi anche dell'analisi delle SDO su patologie non fatali.

Fattibilità dello studio

Avendo esaminato le motivazioni alla base dell'effettuazione degli studi epidemiologici, e i requisiti di validità, è ora opportuno considerare gli aspetti di fattibilità, che richiedono l'esame di una serie di questioni connesse all'attuazione di quanto definito nella fase di disegno dello studio.

Concorrono alla fattibilità di uno studio questioni attinenti all'esistenza e all'accessibilità dei dati, e questioni altrettanto importanti, ma che esulano dalle finalità del presente contributo, quali la disponibilità di personale, fondi, risorse informatiche e soprattutto l'adeguata formazione di ricercatori, tecnici e rilevatori.

I due aspetti sui quali si ritiene opportuno soffermarsi sono l'accertamento dell'esistenza dei dati da rilevare e le problematiche legate all'accesso ai dati stessi.

Per gli studi di coorte, il requisito ineludibile è disporre di un elenco nominativo completo dei soggetti che rispecchiano il criterio di ammissibilità, corredato dei principali dati anagrafici.

Per quanto riguarda i dati sanitari bisognerà valutare la disponibilità delle banche dati a livello territoriale. Saranno fattibili studi maggiormente informativi laddove sono disponibili fonti comprendenti dati nominativi di esiti sanitari: registri di mortalità (i cosiddetti ReNCaM, Registro Nominativo delle Cause di Morte), registri specifici di patologia (registri mesoteliomi, registro difetti congeniti), Sistemi Informativi Ospedalieri (SDO, Schede di Dimissione Ospedaliera), che negli anni passati hanno subito processi di validazione della qualità dei dati riportati. In queste basi di dati, con procedure di *record linkage*, si dovranno cercare le informazioni sugli esiti del follow-up dei soggetti studiati (negli studi di coorte); negli studi caso-controllo le basi dei dati in esame potranno invece essere le fonti primarie dei casi stessi.

Gli studi su ampie aree geografiche potranno trarre comunque delle prime informazioni utilizzando dati aggregati, a livello comunale o meglio per sezioni di censimento, come detto all'inizio di questo capitolo.

Un punto nevralgico negli studi di epidemiologia ambientale, per cui ci si trova spesso dinanzi ad un problema di fattibilità dello studio stesso sono i dati da utilizzare per la stima dell'esposizione. A tal proposito, come detto in precedenza, si rimanda al capitolo di Iavarone, in questo stesso Rapporto.

Utilizzo dello studio nei processi decisionali

Negli anni passati si è assistito ad un ampio dibattito sull'utilizzo dei risultati degli studi epidemiologici nei processi decisionali, caratterizzato da una certa polarizzazione della discussione. Alcuni autori sostenevano la sostanziale continuità fra produzione di dati epidemiologici e loro applicazione, fondendo ricerca scientifica e attività di sanità pubblica, mentre altri teorizzavano una discontinuità fra le due fasi, sostenendo che l'autore di uno studio epidemiologico ha la finalità di descrivere i fenomeni, mentre altri soggetti istituzionali con responsabilità amministrative e politiche, potranno utilizzarli in modo più o meno esteso (29-38).

Più recentemente, si sta delineando un approccio nel complesso più equilibrato, nel quale viene assunta la consapevolezza di due questioni entrambe reali, anche se in parte configgenti (10). Gli studi epidemiologici, fatte salve le loro diversificazioni in termini di obiettivi, metodi e livelli istituzionali coinvolti, sono intrinsecamente finalizzati alla prevenzione delle malattie, e quindi non hanno una reale legittimazione al di fuori di una prospettiva applicativa, anche se non necessariamente diretta né immediata. Al tempo stesso, le decisioni che la società nel suo complesso prende su una molteplicità di temi che hanno delle implicazioni sanitarie sono il frutto di complesse dinamiche alle quali contribuisce la conoscenza dei rischi per la salute, ma contribuiscono anche considerazioni relative a molti altri ordini di problemi.

In questo complesso quadro molto spesso si ritiene che laddove l'evidenza dell'inferenza causale esposizione-malattia non sia conclusiva, caso che avviene nella maggior parte degli studi epidemiologici per la loro stessa natura, i risultati dell'indagine epidemiologica non debbano essere utilizzati per le decisioni politiche. Ma la società, nel suo complesso, continua a fare le sue scelte senza poter attendere i risultati di ulteriori studi più sofisticati (certo, importanti per l'avanzamento delle conoscenze): si pensi, ad esempio, anche alle scelte individuali degli stili di vita, come la dieta. Le decisioni verranno quindi prese in base ad altre valutazioni, da quelle tossicologiche a quelle economiche, includendo la percezione del rischio da parte della popolazione. L'obiettivo non è avere l'evidenza epidemiologica dominante sulle altre considerazioni, ma assicurarsi che la sua influenza sia commisurata alla sua qualità. Compito, quindi, di chi interpreta e comunica i risultati non è provare la verità assoluta, ma caratterizzare accuratamente lo stato dell'evidenza epidemiologica e, quindi, il suo grado di incertezza, così che questa possa essere appropriatamente pesata (10).

Nella consapevolezza dell'importanza di queste diverse istanze, si delineano alcune condizioni per l'utilizzo degli studi epidemiologici nei processi decisionali, in particolare l'accesso all'informazione da parte non solo dei tecnici e degli amministratori, ma anche dell'opinione pubblica e delle varie strutture che hanno funzioni di garanzia nei confronti dei cittadini, e il coinvolgimento della popolazione nei processi decisionali che la riguardano.

Conclusioni

Lo studio epidemiologico nei siti inquinati ha la duplice finalità di chiarire i nessi causali fra le esposizioni che caratterizzano il sito e la comparsa di determinate patologie, e di fornire elementi conoscitivi utili all'attività di risanamento ambientale.

Lo studio è spesso reso difficoltoso dai problemi inerenti la valutazione dell'esposizione, dalle incertezze sulla scelta degli esiti da associare agli agenti presenti nel sito, dalle ridotte dimensioni numeriche delle popolazioni che esperiscono elevati livelli di esposizione e dalle altre questioni trattate in questo capitolo o in altri capitoli del presente Rapporto.

In alcune condizioni, come discusso da Terracini (1), si acquisisce la consapevolezza che non sussistano le condizioni per effettuare uno studio epidemiologico valido, ed è quindi opportuno esplicitare tale conclusione, anche se ciò contrasta con le aspettative degli interlocutori istituzionali e dell'opinione pubblica.

Se invece appaiono verificate le condizioni generali per realizzare uno studio, è compito dell'epidemiologo stabilire quale sia, nel contesto in esame, il giusto punto di incontro fra l'istanza dell'informatività (il valore dell'informazione prodotta dallo studio) e quella della fattibilità, ricordando che nessuno studio per quanto raffinato è in grado di rispondere a tutti i quesiti rilevanti, mentre anche uno studio relativamente semplice può fornire un contributo utile, a patto che obiettivi e limiti siano esplicitati con chiarezza.

Il punto di incontro fra le esigenze spesso confliggenti di produrre conoscenze utili e di avere un approccio realistico è determinato dagli aspetti di validità estesamente discussi in questo contributo. Non si tratta di formulare valutazioni astratte, ma di applicare in un contesto concreto procedure ben codificate dalla comunità scientifica internazionale.

Facendo riferimento agli studi epidemiologici svolti nei siti di interesse nazionale per le bonifiche, abbiamo numerosi esempi di attuazione pratica dei concetti generali precedentemente illustrati. L'ipotesi che il *cluster* di decessi per tumore maligno della pleura osservato a Biancavilla (39) fosse dovuta a misclassificazione della causa di morte è stata confutata attraverso la revisione della documentazione clinica e istologica dei casi (40), mentre l'ipotesi che gli incrementi di rischio di tumore epatico e di tumore polmonare osservati rispettivamente fra gli autoclavisti e gli insaccatori del petrolchimico di Porto Marghera fossero dovuti a confondimento da alcol e da fumo anziché al cloruro di vinile, è stata confutata con uno studio *ad hoc* (41). Più in generale, se si dispone di elementi che documentino che una determinata popolazione è stata esposta a livelli particolarmente elevati di uno o più agenti inquinanti, si hanno maggiori probabilità di mettere in luce un incremento della mortalità o morbosità per patologie associate alle tipologie di esposizione in esame (42).

È dunque nella prassi, nel processo di produzione, interpretazione e utilizzo delle conoscenze relative ad un ambito territoriale ben definito per il quale si stanno prendendo decisioni in merito al risanamento ambientale, che si collocano le fasi di pianificazione e conduzione nello studio epidemiologico. Le basi scientifiche dello studio, al tempo stesso, devono essere radicate nella metodologia validata a livello nazionale e internazionale. In questo spazio, il singolo epidemiologo può fornire il proprio contributo professionale ed è quindi opportuno il massimo sforzo per promuovere le attività di formazione, ricerca e realizzazione di progetti innovativi.

Bibliografia

1. Terracini B. Aree di bonifica: inquadramento teorico e metodologico. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
2. Martuzzi M, Mitis F. Metodi e strumenti per studi epidemiologici di mortalità su base geografica in Italia. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
3. Fano V, Forastiere F, Perucci CA. Utilizzo dei dati delle schede di dimissione ospedaliera per le analisi geografiche in epidemiologia ambientale. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).

4. Terracini B. Registri tumori in Italia e loro pertinenza alle aree ad alto rischio ambientale. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
5. Bianchi F. Metodi e strumenti per studi epidemiologici su eventi riproduttivi su base geografica in Italia, con particolare riferimento ai registri delle anomalie congenite. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
6. Fano V, Cernigliaro A, Scondotto S *et al.* *Stato di salute della popolazione residente nelle aree ad elevato rischio ambientale e nei siti di interesse nazionale della Sicilia*. Notiziario OE. Palermo: Regione Sicilia Assessorato Sanità Dipartimento Osservatorio Epidemiologico; 2005.
7. Biggeri A, Lagazio C, Catelan D, Pirastu R, Casson F, Terracini B. Ambiente e salute in Sardegna. *Epidemiol Prev* 2006;30(1) suppl.:1-64.
8. Comba P. Integrazione dell'approccio geografico e dell'approccio analitico in epidemiologia ambientale. *Epidemiol Prev* 1994;18:4-7.
9. Comba P, Belli S, Pasetto R, Pirastu R. Studi di epidemiologia analitica nei siti di interesse nazionale per le bonifiche. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
10. Savitz DA. *Interpreting epidemiologic evidence: strategies for study design and analysis*. Oxford, New York: Oxford University Press; 2003.
11. Botti C, Comba P, Pirastu R, Vineis P. Causalità in epidemiologia: popolazioni, individui e spiegazioni alternative. *Epidemiol Prev* 1999;23:260-7.
12. Susser M. What is a cause and how do we know one? A grammar for pragmatic epidemiology. *Am J Epidemiol* 1991;133:635-48.
13. Vineis P. Causality assessment in epidemiology. *Theoretical Med* 1991;12:171-81.
14. Rothman KJ, Greenland S (Ed.). *Modern epidemiology*. New York, Baltimora: Lippincott Raven; 1998.
15. Parascandola M, Weed DL. Causation in epidemiology. *J Epidemiol Comm Health* 2001;55:905-12.
16. Bruno C, Maiozzi P, Comba P, Vetrugno T. Accuracy of death certification of pleural mesothelioma in Italy. *Eur J Epidemiol* 1996;12:421-3.
17. Gorini G, Merler E, Chellini E, Crocetti E, Costantini AS. Is the ratio of pleural mesothelioma mortality to pleural cancer mortality approximately unity for Italy. *Br J Cancer* 2002;86:1970-1.
18. Palange S, Ascoli V, Carnovale-Scalzo C, Forastiere F, D'Ippoliti D, Lo Presti E, Di Domenicantonio R, Pasetto R. Stime di incidenza del mesotelioma pleurico nel Lazio, 1997-2000. *Med Lav* 2004;95:45-54.
19. Belli S, Benedetti M, Comba P, Lagravinese D, Martucci V, Martuzzi M, Morleo D, Trinca S, Viviano G. Case-control study on cancer risk associated to residence in neighbourhood of a petrochemical plant. *Eur J Epidemiol* 2004;19(1):49-54.
20. Leung MW, Yen IH, Minkler M. Community-based participatory research: a promising approach for increasing epidemiology's relevance in the 21st century. *Int J Epidemiol* 2004;33:499-506.
21. Blair A, Stewart WF, Stewart PA, Sandler DP, Axelson O, Vineis P, Checkoway H, Savitz D, Pearce N, Rice C. A philosophy for dealing with hypothesized uncontrolled confounding in epidemiological investigations. *Med Lav* 1995;86:106-10.
22. Kriebel D, Zeka A, Eisen EA, Wegman DH. Quantitative evaluation of the effects of uncontrolled

- confounding by alcohol and tobacco in occupational cancer studies. *Int J Epidemiol* 2004;33:1040-5.
23. Greenland S, Sheppard AR, Kaune WT, Poole C, Kelsh MA. A pooled analysis of magnetic fields, wire codes, and childhood leukemia. *Epidemiology* 2000;11:624-34.
 24. Blettner M, Sauerbrei W, Schlehofer B, Scheuchenpflug T, Friedenreich C. Traditional reviews, meta-analyses and pooled analyses in epidemiology. *Int J Epidemiol* 1999;28:1-9.
 25. Weed DL. Interpreting epidemiological evidence: how meta-analysis and causal inference methods are related. *Int J Epidemiol* 2000;29:387-90.
 26. Fazzo L, Grignoli M, Iavarone I, Polichetti A, De Santis M, Fano V, Forastiere F, Palange S, Pasetto R, Vanacore N, Comba P. Studio preliminare di mortalità per causa di una popolazione con esposizione residenziale a campi magnetici a 50 Hz, in un quartiere del comune di Roma. *Epidemiol Prev* 2005;29:243-52.
 27. Fazzo L, Tancioni V, Vanacore N, Papini P, Iavarone I, Farchi S, Bruno C, Polichetti A, Borgia P, Comba P. Cause specific morbidity study of a population exposed to 50 Hz magnetic fields. *Epidemiology* (in stampa).
 28. Vanacore N, Benedetti M, Conte D, De Nardo P, Fabrizio E, Giovani A, Gobba F, Isidori A, Lorenzi F, Massimi E, Mastrocola C, Meco G, Napolitani I, Nordio M, Pacifici R, Polichetti A, Raucci U, Tubani L, Comba P. *Approccio metodologico multidisciplinare allo studio degli effetti neuro-comportamentali associati all'esposizione a campo magnetico a 50Hz*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2004. (Rapporti ISTISAN 04/01).
 29. Terris M. Epidemiology as a guide to health policy. *Ann Rev Public Health* 1980;1:323-44.
 30. Rothman KJ, Poole C. Science and policy making. *Am J Public Health* 1985;75:340-1.
 31. Poole C, Rothman KJ. Epidemiologic science and public health policy. *J Clin Epidemiol* 1990;43:1270.
 32. Axelson O. Etica, politica e interpretazione dell'evidenza scientifica dei rischi per la salute dovuti a esposizioni ambientali e professionali. *Epidemiol Prev* 1990;42:8-11.
 33. Teret S. So what? *Epidemiology* 1993;4:93-4.
 34. Diez-Roux AV, Benach J, Tapia JA. Should policy recommendations be excluded from epidemiologic research papers? *Epidemiology* 1994;5:637-8.
 35. Editorial. Our policy on policy. *Epidemiology* 2001;12:371-2.
 36. Szklo M. The evaluation of epidemiologic evidence for policy-making. *Am J Epidemiol* 2001;154:13-7.
 37. Matanoski GM. Conflicts between two cultures: implications for epidemiologic researchers in communicating with policy-makers. *Am J Epidemiol* 2001;154:36-42.
 38. Weed DL, Mink PJ. Roles and responsibilities of epidemiologists. *Ann Epidemiol* 2002;12:67-72.
 39. Di Paola M, Mastrantonio M, Carboni M, Belli S, Grignoli M, Comba P, Nesti M. *La mortalità per tumore maligno nella pleura in Italia negli anni 1988-1992*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 1996. (Rapporti ISTISAN 96/40).
 40. Paoletti L, Batisti D, Bruno C, Di Paola M, Gianfagna A, Mastrantonio M, Nesti M, Comba P. Unusually high incidence of malignant pleural mesothelioma in a town of Eastern Sicily: an epidemiological and environmental study. *Arch Environ Health* 2000;55:392-8.
 41. Pirastu R, Baccini M, Buggeri A, Comba P. Studio epidemiologico dei lavoratori esposti a cloruro di vinile nello stabilimento di Porto Marghera: aggiornamento della mortalità. *Epidemiol Prev* 2003;27:161-72.
 42. Fazzo L, Comba P. Il ruolo dei gruppi ad alto rischio nello studio delle relazioni tra ambiente e salute. *Ann Ist Super Sanità* 2004;40:417-26.

VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE AD INQUINANTI AMBIENTALI

Ivano Iavarone

Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

La corretta valutazione dell'esposizione umana agli inquinanti presenti nell'ambiente rappresenta uno dei principali elementi critici dell'epidemiologia e del *risk assessment*, con implicazioni rilevanti nella pianificazione degli interventi di prevenzione e di bonifica (1-3). Il processo di stima delle esposizioni ambientali, e delle loro reciproche interazioni è, infatti, la più importante sorgente di incertezza negli studi epidemiologici, limitando la capacità di questi ultimi a definire in termini causali il ruolo dell'ambiente come determinante della salute umana (1). Tali criticità originano principalmente da alcune caratteristiche peculiari dell'inquinamento ambientale e dalla molteplicità ed eterogeneità dei possibili scenari di esposizione (2-5).

Introduzione

L'inquinamento ambientale può essere definito come qualunque alterazione nei cicli biogeochimici e/o nei flussi energetici degli ecosistemi naturali. Sebbene alcuni eventi naturali (incendi spontanei, vulcanismo, erosione, movimenti tellurici, ecc) possano contribuire all'inquinamento ambientale, in questa sede ci riferiremo esclusivamente all'inquinamento di origine antropica.

Nel corso degli ultimi decenni, parallelamente alla crescita dell'urbanizzazione e dell'industrializzazione, sempre più frequentemente si rileva la presenza di gruppi di popolazione residenti in prossimità di siti caratterizzati da contaminazione ambientale.

Tale condizione può riferirsi a emissioni da parte di sorgenti di tipo fisso e puntiforme quali ad esempio centrali energetiche, raffinerie, industrie di vario tipo, inceneritori e discariche di rifiuti, sebbene per queste ultime sia più corretto parlare di rilascio di inquinanti in quanto l'emissione è direttamente associata a specifici processi industriali di produzione o trasformazione (6). La contaminazione ambientale può anche originare da sorgenti non puntiformi, come l'uso intensivo di prodotti chimici in agricoltura (fertilizzanti, pesticidi), oppure da sorgenti multiple e mobili come i veicoli a motore, i cui gas di scarico rappresentano la più importante fonte di inquinamento atmosferico nelle aree urbane con elevato traffico su strada. Situazioni più complesse sono poi quelle tipiche di siti industriali ad attività produttive multiple sviluppatasi in stretta contiguità con i centri abitati.

L'ambiente urbano e l'attività industriale presentano spesso una distribuzione geografica sovrapponibile, in quanto un'intensa industrializzazione è un elemento abitualmente riscontrabile nelle periferie delle grandi città. L'ambiente urbano è dunque una entità territoriale particolarmente critica dal punto di vista di sanità pubblica, soprattutto per il suo potenziale impatto sulla salute: circa il 48% della popolazione mondiale (75% nei paesi industrializzati e 42% nelle regioni in via di sviluppo) vive oggi negli agglomerati urbani (7) dove, a causa delle elevate concentrazioni di attività antropiche in spazi limitati, è esposta a miscele di agenti fisici e chimici potenzialmente dannosi.

Il connubio centri abitati-insediamenti industriali non rappresenta d'altra parte un fenomeno recente, in quanto si è sviluppato per decenni attraverso complesse relazioni che appaiono vantaggiose, se non vitali, sia per gli impianti industriali sia per le città. Anche la consapevolezza della nocività di questo binomio trae origini nel passato. All'inizio del 19° secolo, infatti, a partire dalla comparsa dei primi incidenti industriali rilevanti, si è andato evolvendo il concetto di prevenzione e di controllo dei rischi sanitari associati alla vicinanza dei centri abitati ad impianti industriali (8). In seguito all'incidente di Seveso, avvenuto nel 1976, gli stati dell'Unione Europea hanno deciso di dotarsi di una politica comune in materia di prevenzione dei grandi rischi industriali. In particolare, la direttiva europea detta "direttiva Seveso" (82/501/CEE) ha imposto a ciascun stato membro di identificare i siti a rischio di incidente rilevante connesso con determinate attività industriali. Tale Direttiva si è poi evoluta nel corso del tempo, fino ad arrivare alla Direttiva 96/82/CE ("Seveso 2"), in vigore in Italia dal 1999, le cui disposizioni prevedono altre misure specifiche, quali ad esempio il censimento degli stabilimenti a rischio con identificazione delle sostanze pericolose, l'esistenza in ogni stabilimento di un piano di prevenzione e di un piano di emergenza, il controllo dell'urbanizzazione attorno a ciascun sito, l'informazione degli abitanti delle zone limitrofe, l'individuazione di un'autorità preposta all'ispezione e al controllo (Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale, in Italia).

Occorre però evidenziare che l'esempio degli incidenti industriali rilevanti è esemplificativo di circostanze relativamente rare, associate ad un rilascio ingente di inquinanti nell'ambiente, spesso di natura accidentale e di breve durata.

Le situazioni più frequenti sul territorio riguardano in realtà contaminazioni localizzate che si sono instaurate gradualmente nel tempo, e in alcuni casi subdolamente (9). I fenomeni di contaminazione che generalmente si rilevano in specifici distretti ambientali originano, infatti, per lo più dalla persistenza nel tempo di emissioni di inquinanti di bassa entità. Esse possono essere associate: a) al rilascio non autorizzato di sostanze nei corpi idrici superficiali, nell'aria, nel suolo e quindi indirettamente nelle falde acquifere; b) al malfunzionamento dei sistemi di contenimento e di abbattimento di inquinanti negli impianti industriali; oppure c) ad attività produttive e/o di trattamento di rifiuti (centrali energetiche, raffinerie, industrie chimiche, inceneritori, utilizzo di prodotti chimici in agricoltura, ecc.) che, pur in ottemperanza delle normative vigenti, possono determinare nel tempo un accumulo locale di inquinanti potenzialmente dannosi sia per l'uomo che per l'ecosistema.

A prescindere dalle modalità attraverso cui si realizza la contaminazione ambientale occorre notare che i siti inquinati sono prevalentemente localizzati in aree con ritardi nello sviluppo e interessano spesso gruppi di popolazione appartenenti ad un basso livello socio-economico. Inoltre, la natura involontaria delle esposizioni di origine ambientale annette un carattere di priorità alle politiche di controllo e di prevenzione dei rischi sanitari ad esse associati. A tal riguardo, l'evoluzione dei concetti di giustizia ambientale ed equità sociale come tematiche di gestione dei rischi associati all'inquinamento ha portato, negli ultimi anni, ad una crescente consapevolezza nel dover attuare interventi di bonifica delle aree contaminate. Tali interventi dovrebbero essere mirati, attraverso il ripristino delle peculiarità degli ecosistemi naturali, a garantire a tutti il medesimo livello di protezione e le stesse opportunità di partecipare ai processi decisionali delle politiche sanitarie-ambientali (10, 11).

A tal riguardo, le attività di gestione dei rifiuti attraverso la bonifica dei siti inquinati costituisce uno strumento con cui l'Unione Europea sta perseguendo la coesione economica e sociale fra le regioni degli Stati membri. In particolare, viene assegnata massima priorità (Obiettivo 1) agli interventi nelle aree che presentano ritardi nello sviluppo, con un Prodotto Interno Lordo (PIL) *pro capite* inferiore al 75% della media comunitaria (12). In Italia, l'applicazione della Legge 426/1998 ha consentito di individuare inizialmente 7 regioni

corrispondenti all'Obiettivo 1 della Comunità Europea, identificando 17 siti definiti di interesse nazionale sulla base dell'impatto ambientale associato all'estensione delle aree interessate e alla quantità e pericolosità degli inquinanti presenti. Attualmente i siti di interesse nazionale inseriti nel Programma Nazionale di Bonifica (DM 468/2001) sono circa 50 e comprendono aree industriali dismesse, in corso di riconversione o ancora in attività, siti ove si sono verificati in passato incidenti rilevanti e aree interessate da una diffusa presenza di discariche di rifiuti non autorizzate (13). Occorre precisare che le regioni non devono bonificare solo le aree comprese nei siti di interesse nazionale, ma sono tenute a completare dettagliati piani regionali di bonifica (4). Nella Regione Sardegna, ad esempio, i siti di interesse nazionale sono 2, ma il Programma Operativo Regionale (POR) ha rilevato complessivamente 691 aree contaminate, di cui 403 da discariche di Rifiuti Solidi Urbani (RSU), 100 da attività mineraria dismessa, 77 da perdite di carburante da parte di distributori, 104 da attività industriali e 5 da amianto (12).

In queste situazioni a causa dell'alta concentrazione di diverse attività antropiche in aree delimitate, gruppi di popolazione possono essere esposti a varie combinazioni di agenti fisici e chimici potenzialmente nocivi. La molteplicità ed eterogeneità delle sorgenti di emissione e quindi degli inquinanti prodotti in queste aree, rendono molto complesso identificare gli agenti di interesse sanitario e a quantificarne i contributi in termini di impatto sulla salute. D'altra parte, la necessità di comprendere quanto l'inquinamento ambientale possa contribuire ad aumentare l'incidenza e la mortalità per specifiche patologie e/o l'esacerbazione di condizioni morbose ha assunto oggi una posizione di rilievo nella scala di priorità delle istituzioni di sanità pubblica dei paesi industrializzati.

In linea con le precedenti considerazioni il presente contributo intende: a) fornire alcuni elementi di riflessione sulle principali problematiche inerenti la stima dell'esposizione nel contesto ambientale; b) riassumere tali problematiche in termini di implicazioni nel disegno e nella conduzione di studi epidemiologici; c) proporre strategie di approccio multidisciplinari e multifasiche per la caratterizzazione degli scenari di esposizione in aree contaminate.

Problematiche connesse alla stima dell'esposizione ad inquinanti ambientali

Un primo concetto su cui è opportuno soffermarsi è che la determinazione dei livelli ambientali di un agente non è di per se una misura dell'esposizione della popolazione a tale agente, ma un suo indicatore (*proxy*) la cui validità dipende da vari fattori (2). Ad esempio, tra le variabili potenzialmente in grado di influenzare l'assunzione di un contaminante con la dieta occorre non solo considerare le concentrazioni differenziali dello stesso nei diversi alimenti (ed eventualmente anche nell'acqua potabile), ma anche stimare quanto e con che frequenza tali alimenti vengono consumati; per quanto riguarda gli inquinanti atmosferici l'esposizione umana può essere influenzata dalla localizzazione e tipologia dell'abitazione rispetto alle sorgenti di emissione, dalla mobilità della popolazione, dalle modalità di trasporto impiegate, dal tempo trascorso in ambienti *indoor/outdoor* (14). Inoltre, in questi come in molti possibili diversi esempi, altri importanti determinanti dell'esposizione possono essere rappresentati da fattori individuali quali età, livello socio-economico, stato di salute e da parametri meteorologici e ambientali.

Per valutare adeguatamente l'esposizione occorre dunque quantificare l'entità, la durata e la frequenza dell'interazione uomo/ambiente rispetto all'agente di interesse. Tale valutazione risulta essere più complessa di quanto sperimentato nell'ambito degli studi di epidemiologia occupazionale, dove la presenza di specifici agenti legati ai processi produttivi, il contesto

spaziale e temporale ben definito e la possibilità di raggruppare i soggetti esposti sulla base della loro attività lavorativa attuale e pregressa rendono più agevole e più accurato il processo di stima dell'esposizione.

A differenza del contesto lavorativo, occorre invece rilevare che le varie forme di inquinamento ambientale sono in genere estremamente diffuse (a), di bassa intensità (b), molto variabili nel tempo e nello spazio (c) e complesse nella loro composizione (d). Queste caratteristiche, tra loro collegate, incidono in vario modo sulla validità e/o accuratezza delle stime di esposizione e sulla valutazione dei rischi sanitari ad esse associati.

a) L'inquinamento viene generalmente suddiviso in atmosferico, dell'acqua e del suolo, seguendo schematicamente la compartimentazione ambientale adottata in ecologia. Anche se tale classificazione è utile da un punto di vista descrittivo, occorre puntualizzare che la maggior parte degli inquinanti entrano nei cicli biogeochimici e nei flussi energetici e vengono rapidamente distribuiti, seppure trasformati, in tutti i comparti dell'ecosistema, compresa la catena alimentare. Il fatto che uno stesso inquinante possa essere presente in più matrici ambientali e/o che possa essere assunto attraverso diverse modalità di esposizione (inalazione, ingestione e assorbimento dermico) determina un aumento dell'incertezza nel processo di stima dell'esposizione umana. Occorre dunque integrare le informazioni sui livelli di un inquinante nei diversi mezzi ambientali con quelle relative ai processi di assunzione interessati. A tal riguardo, alcuni agenti, quali i metalli, possono interessare più matrici ambientali e la catena alimentare. Ad esempio essi possono entrare nella catena trofica contaminando le coltivazioni agricole attraverso la deposizione nel suolo o sulla superficie fogliare. In questo caso la dieta rappresenta l'esposizione rilevante per gruppi di soggetti che utilizzano alimenti prodotti localmente in aree rurali contaminate. L'assunzione di metalli attraverso l'inalazione delle polveri potrebbe essere invece preponderante nell'ambiente urbano, dove le sorgenti di emissione sono rappresentate soprattutto dai gas di scarico autoveicolari. I composti organici quali la diossina e i policlorobifenili (PCBs) in genere, a causa della loro idrofobicità e dell'estrema persistenza ambientale, si accumulano ad esempio nelle riserve lipidiche degli animali che si nutrono di vegetali contaminati. Si stima che circa il 95% dell'esposizione umana alla diossina avvenga attraverso la dieta, e in particolare il consumo di grasso animale (15).

b) Un'altra conseguenza della dispersione degli inquinanti nell'ambiente è che generalmente le loro concentrazioni sono contenute. Questa caratteristica implica la necessità di adottare strumenti di rilevazione con soglie di sensibilità basse e tecnicamente complessi, altrimenti la validità delle misure può venire compromessa da elevati errori tecnici (4). Inoltre, la mancanza o insufficienza di dati diretti sui rischi per la popolazione potenzialmente associati a bassi livelli di esposizione ad inquinanti ambientali comporta spesso l'utilizzo di procedure indirette di stima, quali l'estrapolazione da dati sperimentali o di epidemiologia occupazionale. Nella sperimentazione, ma anche nell'ambiente di lavoro, i livelli di dose o di esposizione possono però risultare anche alcuni ordini di grandezza superiori a quelli generalmente riscontrati, per gli stessi agenti, nell'ambiente di vita. Quindi, la stima del rischio viene realizzata a partire da relazioni dose-risposta costruite su intervalli di esposizione (o dose) che non vengono praticamente mai sperimentate dalla popolazione generale.

c) La variabilità temporale e spaziale nei livelli ambientali degli inquinanti dipende dalla presenza differenziale sul territorio di vari tipi di sorgenti, da variazioni temporali nell'intensità delle loro emissioni e da fattori meteorologici e geomorfologici. Tale variabilità può aumentare il grado di incertezza nelle stime dell'esposizione, diminuendo l'affidabilità dei valori medi sia a livello individuale (elevata variabilità intrasoggetto) che di gruppo (varianza tra soggetti dello stesso gruppo). Queste caratteristiche, che possono introdurre distorsioni nella stima delle relazioni tra esposizione ed effetti sanitari, devono essere attentamente considerate nel disegno di studi di epidemiologia ambientale (4, 16-18).

d) Nell'ambiente di vita la popolazione generale è contemporaneamente esposta ad un ampio spettro di inquinanti di possibile interesse sanitario. L'esposizione può ad esempio riguardare agenti di natura diversa ma che hanno una comune origine (es. miscele complesse di inquinanti atmosferici prodotti della combustione di combustibili fossili), o un'origine differente (sottoprodotti della clorazione, insetticidi organoclorurati e metalli nelle acque). Vi possono essere agenti che derivano da diversi processi di contaminazione e completamente differenti nelle caratteristiche chimico-fisiche (IPA, radon, arsenico) che possono indurre gli stessi effetti (tumore del polmone). La presenza di esposizioni multiple rende complesso stabilire in che grado un determinato effetto sia attribuibile ad uno o più agenti o ad una loro interazione.

Questa problematica nasce in realtà dal fatto che i meccanismi biologici che sono alla base delle interazioni "ambiente-salute" sono poco conosciuti, e che le patologie potenzialmente associate all'inquinamento ambientale sono per lo più ad eziologia multipla. Riguardo quest'ultimo aspetto, infatti, è necessario ricordare che, tranne poche eccezioni (morbo di Minamata, sindrome dell'olio tossico) (4), non esistono quadri clinici o patologie specifiche da "cause ambientali", ma l'inquinamento può agire aumentando la probabilità di insorgenza di malattie che riconoscono una eziologia multifattoriale. In altre parole, le patologie attribuibili all'inquinamento ambientale, sebbene potenzialmente accresciute nella frequenza e distribuzione, sono indistinguibili sotto il profilo clinico e morfologico da quelle causate da fattori di rischio associati alla dieta, all'attività lavorativa, allo stile di vita o ad abitudini voluttuarie come fumo di sigaretta e consumo di alcolici. In altre parole la sfida che si pone oggi è stimare quanta parte dell'eccesso di rischio riscontrato in un determinato contesto ambientale sia effettivamente attribuibile all'inquinamento (9).

Implicazioni negli studi epidemiologici

La qualità della valutazione dell'esposizione a contaminanti ambientali è uno dei principali determinanti della validità degli studi epidemiologici e del processo di *risk assessment*. Infatti, riuscire a stimare in che misura l'esposizione di breve e di lungo periodo ai livelli di inquinamento misurati nell'ambiente di vita contribuisca a spiegare incrementi nell'incidenza di effetti acuti e cronici è tra i temi più problematici che si trovano oggi ad affrontare le istituzioni di sanità pubblica del mondo occidentale e dei paesi in via di sviluppo.

La difficoltà nella stima dell'esposizione umana ad agenti ambientali, come visto nel precedente paragrafo, origina da alcune peculiari caratteristiche dei processi di inquinamento. Tra le principali implicazioni nella conduzione di uno studio epidemiologico occorre in particolare ricordare, senza pretesa di esaustività, che:

- L'ampia diffusione del fenomeno dell'inquinamento ambientale ha come diretta conseguenza l'impossibilità di disporre di sottogruppi di popolazione "non esposti" (2) come base di confronto per stimare il contributo relativo dell'ambiente nell'insorgenza di specifiche patologie. D'altra parte, nelle situazioni in cui le relazioni dose-risposta per gli effetti di agenti ambientali sulla salute umana siano conosciute e l'evidenza è consolidata da studi analitici indipendenti condotti da più autori in diverse aree geografiche, si è in grado di stimare la proporzione di tali effetti attribuibile all'esposizione di interesse nella popolazione in studio, per esempio quella residente in un'area contaminata. Esempi in tal senso provengono dalla metodologia impiegata nei processi di valutazione di impatto sanitario (*Health Impact Assessment*, HIA). A tal riguardo si segnala il contributo di Martuzzi in questo stesso rapporto. L'ambiente urbano, per le sue caratteristiche di entità spaziale definita e per la disponibilità di

informazioni correnti sui dati sanitari e sulle misure di inquinanti atmosferici fornite dalle reti di monitoraggio ambientale, è il contesto ambientale che forse si presta meglio a valutazioni di questo tipo. Un esempio di tale approccio è fornito dalla valutazione di impatto sulla salute dell'inquinamento atmosferico da polveri, effettuato dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) sulle popolazioni residenti in otto delle maggiori città italiane (19). La mortalità totale, i ricoveri ospedalieri e alcune condizioni di morbosità sono state analizzate in relazione alle concentrazioni medie urbane di PM₁₀. I coefficienti delle relazioni dose-risposta sono stati desunti, attraverso procedure di meta-analisi, da studi precedentemente pubblicati. Questi coefficienti sono stati utilizzati per stimare i tassi attesi per un dato livello di concentrazione di PM₁₀ scelto *a priori*; i tassi attesi sono poi stati confrontati con quelli osservati per stimare la proporzione e il numero di casi per anno attribuibili a livelli di PM₁₀ in eccesso rispetto a due valori di riferimento, 20 e 30 µg/m³, corrispondenti a valori realisticamente raggiungibili attraverso la riduzione delle emissioni.

- Dati i bassi livelli di esposizione solitamente riscontrati nell'ambiente di vita i potenziali rischi per la salute ad essi associati sono generalmente contenuti se confrontati ad esempio con quelli tipici degli ambienti lavorativi. La conseguenza diretta è la necessità di disporre di una maggiore potenza statistica negli studi di epidemiologia ambientale per evidenziare effetti sulla popolazione di modesta entità (4). L'incremento della potenza di uno studio si ottiene generalmente aumentando la dimensione delle popolazioni in studio, oppure secondo modalità specifiche che dipendono dal tipo di indagine epidemiologica (5). I bassi livelli di rischio tipicamente associati ad esposizioni ambientali, inoltre, rendono il fenomeno del confondimento particolarmente serio in epidemiologia ambientale. Va rilevato, infatti, che molteplici elementi concorrono a modificare l'entità del rischio individuale associato all'esposizione agli agenti ambientali. In aggiunta a fattori quali il sesso, l'età, le condizioni di salute e il livello socio-economico, occorre tener conto adeguatamente anche del contributo delle esposizioni professionali e dello stile di vita (dieta, fumo, alcool, ecc.). Oltre a tali variabili, vanno anche considerati i fattori di suscettibilità genetica, quali la variabilità interindividuale nella capacità di riparazione del danno indotto sul DNA da agenti mutageni e cancerogeni e nella abilità a disattivare o attivare le sostanze tossiche assunte dall'ambiente. Sebbene la proporzione di patologie tumorali attribuibile ai fattori genetici sia contenuta (20), la loro inclusione in studi epidemiologici è estremamente rilevante per la comprensione dei meccanismi patogenetici alla base dell'interazione ambiente-salute. (1, 21-24).
- La variabilità spazio-temporale nella distribuzione degli inquinanti ambientali può dare origine ad un'elevata incertezza nelle stime dell'esposizione umana. Il metodo più efficiente per tenere conto di questo fenomeno consiste nell'effettuare misure dirette di esposizione mediante tecniche di monitoraggio personale (2, 4, 16, 17). L'uso di misure dirette di per sé non è però una garanzia per evitare errori nelle stime di esposizione. Una strategia di monitoraggio dell'esposizione per poter fornire valori medi individuali affidabili deve essere basata su misure personali ripetute nel tempo e pianificata in modo da integrare tutte le possibili sorgenti di variabilità. Di estrema rilevanza nel disegno di un'indagine epidemiologica e nell'analisi e interpretazione dei risultati è la definizione di una strategia di campionamento che tenga conto sia delle caratteristiche dell'inquinante sia degli stili di vita e dei pattern di attività delle popolazioni in studio. A tal fine, preliminarmente alla conduzione dello studio epidemiologico vero e proprio è fondamentale realizzare uno studio pilota finalizzato ad identificare, su un numero sufficiente di soggetti, le possibili sorgenti di variabilità. Se, ad esempio, i livelli

atmosferici di un inquinante risultano variare in funzione del giorno della settimana, della stagione e delle diverse zone dell'area in studio, sarà necessario prevedere un calendario di monitoraggio per lo studio epidemiologico che contempli un numero di misure tale da integrare la variabilità associata ai fattori che sono risultati, nello studio pilota, predittivi dell'esposizione personale.

- La presenza di esposizioni multiple, come visto, comporta difficoltà nel quantificare i contributi relativi di singoli agenti sull'incidenza di effetti sanitari, o in altre parole la quota di casi attribuibili all'esposizione al contaminante di interesse rispetto ad altre esposizioni ambientali e/o lavorative. D'altra parte, l'esempio della valutazione di impatto ambientale dell'esposizione ad inquinanti atmosferici nel contesto urbano descritto precedentemente (19) dimostra che la stima degli effetti sanitari attribuibili alla presenza di una contaminazione ambientale sia in alcuni casi possibile senza dover necessariamente valutare l'esposizione ad altri possibili fattori di rischio nella popolazione dell'area in studio. Occorre, però, puntualizzare che tali valutazioni si basano sulla conoscenza *a priori* delle relazioni dose-risposta fornite da studi epidemiologici di tipo analitico, sulla possibilità di disporre per la popolazione in studio di dati completi e accurati sull'occorrenza degli effetti sanitari di interesse e di misure ambientali validate attraverso cui stimare l'intensità dell'esposizione.

La corretta ricostruzione del profilo di esposizione a fattori di rischio ambientali ha dunque importanti implicazioni nella validità delle stime degli effetti sanitari ad essi associati. In generale, le conseguenze dell'errore di misura dell'esposizione sulle stime di rischio dipendono dallo studio epidemiologico adottato (analitico o ecologico), dalla tipologia delle variabili di esposizione (qualitative/quantitative-categoriche/continue) e dalla distribuzione dell'errore (differenziale/non differenziale) rispetto allo stato di salute (sano/malato) dei soggetti in studio. Per una dettagliata trattazione degli effetti dell'errore di misura dell'esposizione sulle stime di effetto si rimanda a pubblicazioni specifiche (4, 5, 16, 17, 21). Anche l'errore di misura di un fattore di confondimento influenza i risultati del controllo statistico degli effetti di questo fattore sulla relazione tra esposizione di interesse e stima del rischio relativo ad essa associato. Ai fini di questa trattazione, ci limitiamo a segnalare che le diverse combinazioni dell'errore (differenziale/non differenziale) nell'esposizione di interesse e in altri fattori di rischio portano ad un complesso scenario di effetti sulla relazione dose-risposta che possono risultare in amplificazioni o attenuazioni degli effetti di confondimento. Per quanto concerne gli studi ecologici, dove il fenomeno del confondimento è più complesso e il suo controllo più difficile da effettuare rispetto agli studi analitici, che raccolgono informazioni su base individuale, gli effetti delle possibili combinazioni dell'errore di stima dell'esposizione all'agente di interesse e ai fattori confondenti sono meno prevedibili.

La scelta dell'indicatore di esposizione ottimale dipende inoltre dalla tipologia degli effetti oggetto dello studio: per effetti acuti, sub-cronici o cronici occorrerà stimare rispettivamente l'esposizione media individuale su periodi di tempi brevi (recenti), medio-lunghi o in finestre temporali molto ampie. Per valutare esposizioni a breve termine possono, ad esempio, essere impiegati dosimetri personali per il campionamento dell'aria in zona respiratoria o biomarcatori di esposizione (es. acido tt-muconico e tioeteri urinari rispettivamente per esposizioni a benzene e a idrocarburi policiclici aromatici). Per quanto concerne le patologie cronic-degenerative, caratterizzate da periodi di latenza spesso lunghi, occorre dunque stimare correttamente le esposizioni di interesse nelle finestre temporali rilevanti da un punto di vista causale, laddove l'inizio dell'esposizione può collocarsi anche molti anni indietro nel tempo. Poiché però l'ambiente di vita muta repentinamente, è molto difficoltoso ricostruire retrospettivamente i diversi scenari di esposizione sperimentati nel tempo dalle popolazioni. Inoltre, soltanto pochi

indicatori biologici, come ad esempio la diossina, sono in grado di integrare esposizioni su finestre temporali più ampie, in quanto permangono per lungo tempo nell'organismo.

Scenari di esposizione ad inquinanti ambientali, approccio analitico integrato

Le diverse modalità attraverso cui la popolazione è esposta ai vari inquinanti presenti nell'ambiente di vita possono essere rappresentate attraverso specifici scenari di esposizione. L'agenzia di protezione ambientale statunitense in un recente documento (25) definisce "scenario di esposizione" l'insieme di informazioni, dati, assunzioni, inferenze, e in alcuni casi il giudizio di esperti, che concorrono a valutare, stimare o quantificare l'esposizione umana. Questo documento fa seguito ad una precedente pubblicazione (*Exposure Factors Handbook*), (14) in cui sono stati ampiamente descritti i dati sui parametri fisiologici, sugli stili di vita e sui pattern di attività necessari a costruire gli scenari di esposizione (consumo di acqua potabile, frutta, vegetali, carni, pesce, ingestione accidentale di suolo, tassi di assunzione per inalazione, ingestione e assorbimento, peso corporeo, ecc.). Un contributo di questo stesso rapporto utilizza le indicazioni dell'US EPA per un esercizio di *risk assessment* applicato ad un'area contaminata in Italia.

Occorre precisare che gli scenari descritti dall'agenzia statunitense si riferiscono però a singoli agenti e a singole modalità di esposizione sebbene sia recentemente aumentato l'interesse nell'analisi, caratterizzazione e possibile quantificazione dei rischi associati a esposizioni multiple e a miscele complesse. L'US EPA ha definito, ad esempio, una piattaforma attraverso cui valutare il rischio cumulativo ossia il rischio complessivo associato a diverse vie e modalità di esposizione ad agenti multipli (26). Gli esempi dei possibili scenari di esposizione suggeriti dall'US EPA (25) si basano su un approccio deterministico (singoli valori per ogni parametro (es. *point estimates*). L'uso di metodi probabilistici, a differenza dell'approccio basato su stime puntuali, consente in realtà una migliore caratterizzazione del grado di variabilità e/o di incertezza nelle stime di esposizione/dose con una quantificazione del grado di verosimiglianza dei possibili effetti dell'esposizione (27).

In generale, vi sono poche specifiche situazioni nelle quali è possibile definire scenari di esposizione e di effetto. Ciò accade quando la contaminazione ambientale è associata ad uno specifico inquinante di cui sono noti l'origine, le caratteristiche, il destino ambientale, le modalità di assunzione e gli effetti sull'uomo (amianto, CVM). In realtà i fenomeni di inquinamento ambientale concernono, come precedentemente illustrato, solitamente più agenti, diversi comparti dell'ecosistema e varie tipologie di esposizione; a ciò si aggiunge spesso una limitata disponibilità di informazioni sui possibili effetti sanitari. Inoltre, risulta in genere difficoltoso definire chiaramente le aree coinvolte e le popolazioni potenzialmente esposte. In queste circostanze l'analisi dei possibili rischi per la popolazione residente in siti inquinati deve iniziare necessariamente affrontando i seguenti punti: 1) individuare quali siano i possibili meccanismi di azione attraverso cui l'inquinante di interesse induce effetti sulla salute umana; 2) definire l'area e la popolazione interessata dal fenomeno di contaminazione e le modalità di esposizione rilevanti; 3) valutare quanto specifiche sorgenti di inquinamento ambientali incidano sull'entità delle esposizioni umane tra le popolazioni residenti in un'area contaminata.

- 1) Prima di condurre studi epidemiologici *ad hoc*, occorre innanzitutto effettuare una caratterizzazione del grado di pericolosità per la salute umana dell'agente ambientale di interesse (*risk characterization*). Questa valutazione dovrebbe essere condotta a partire da una rassegna delle evidenze fornite da tutta la letteratura scientifica disponibile, non

soltanto da quella di tipo epidemiologico. Le informazioni sulle relazioni struttura/attività, sulla tossicocinesi e tossicodinamica di un agente (dose biologicamente attiva), sui possibili organi bersaglio e sulla concordanza dei dati tossicocinetici e metabolici in studi comparativi tra diverse specie acquistano un ruolo fondamentale nella valutazione complessiva delle evidenze di eventuale nocività di un agente. È altrettanto importante considerare tutti i possibili scenari di effetti, la cancerogenicità, la mutagenicità, la tossicità acuta e cronica, la neurotossicità, la immunotossicità e gli effetti sulla riproduzione e sullo sviluppo. La conoscenza dei meccanismi biologici attraverso cui un agente ambientale induce effetti nocivi sull'uomo è inoltre un elemento importante in termini di valutazione preliminare della dimensione temporale dell'esposizione rilevante per l'uomo. Nel caso più semplice, per gli agenti che esplicano i loro effetti attraverso esposizioni di breve durata si prefigura un processo di valutazione dell'esposizione incentrato su eventi contaminanti di recente accadimento. Nel caso di effetti di tipo cronico o sub-cronico è invece necessario ricostruire la storia del processo di contaminazione per valutare l'esposizione della popolazione nelle finestre temporali rilevanti. Quando, inoltre, gli effetti di un agente si manifestano attraverso meccanismi biologici a soglia si può valutare *a priori* se i livelli di esposizione stimati consentano o meno di escludere effetti sull'uomo. Per gli agenti di cui sono noti gli effetti sulla salute, ma le basi biologiche sottese a tali effetti non si conoscono o non sono sufficientemente chiare, si assume conservativamente che vi sia, come per i cancerogeni di tipo genotossico una linearità della relazione dose-risposta anche a bassi livelli di esposizione. Quest'ultimo caso è rappresentato, ad esempio, dall'inquinamento atmosferico da polveri o da ozono, prodotti principalmente dalla combustione di combustibili fossili, per i quali le stime di impatto sulla popolazione esposta in ambiente urbano sono calcolate assumendo l'assenza di una soglia nelle relazioni dose-risposta (28).

- 2) Identificare l'area interessata da un fenomeno di contaminazione ambientale significa definire la popolazione potenzialmente esposta e quindi a rischio per possibili effetti sanitari. Tale processo, ben documentato nella fase di valutazione dell'esposizione delle procedure di risk assessment, si basa sull'analisi delle caratteristiche dell'inquinante (proprietà chimico-fisiche, destino ambientale, fenomeni di trasporto e di ricaduta), della sorgente di emissione (tasso di rilascio/emissione) e del sito inquinato (parametri meteorologici e geomorfologici). L'analisi del destino ambientale dell'inquinante e dei fenomeni di trasporto e ricaduta a cui esso è sottoposto nell'ambiente consentono, infatti, di descrivere quali comparti dell'ecosistema (e quindi quali modalità di esposizione) siano maggiormente interessati. Altrettanto rilevanti sono le informazioni sulla potenzialità dell'agente ad essere bioaccumulato o a dar luogo ad inquinanti secondari e sulla velocità del suo processamento nei cicli biogeochimici. Occorre inoltre aggiungere che la definizione di area contaminata e di popolazione potenzialmente esposta ha anche una dimensione temporale: le contaminazioni possono essere fortemente localizzate nel tempo (incidenti industriali), oppure, più comunemente, possono essere associate ad un graduale rilascio di inquinanti nell'ambiente che può modificarsi nel tempo a causa, ad esempio, di variazioni nel tasso delle emissioni e nell'efficienza dei sistemi di contenimento e abbattimento delle attività industriali. Queste considerazioni implicano che l'estensione dell'area contaminata e la dimensione della popolazione esposta possano subire cambiamenti temporali. Come anticipato nel precedente punto 1), tale fenomeno assume una valenza diversa a seconda della tipologia degli effetti e dei meccanismi di azione dell'agente inquinante. Da un punto di vista epidemiologico, per effetti di tipo acuto la definizione della popolazione a rischio e la stima dell'esposizione è relativamente più agevole, in quanto si basa sulla determinazione dei livelli ambientali

dell'inquinante in una finestra temporale piccola e recente; per effetti di tipo cronico, invece, occorre effettuare una ricostruzione retrospettiva dei livelli di contaminazione ambientali per poter definire con sufficiente margine di sicurezza la popolazione potenzialmente esposta.

- 3) Il terzo punto è legato ad una domanda chiave, e cioè se i livelli di inquinamento registrati nei siti contaminati contribuiscano in modo significativo ad un incremento nell'esposizione di interesse, o se essa sia anche dovuta ad altre sorgenti non direttamente associate al processo di contaminazione di interesse (esposizioni lavorative e/o ambientali di altra origine), di cui bisogna quindi valutarne l'esistenza e il possibile ruolo. Occorre precisare, infatti, che poiché molti inquinanti possono essere prodotti da un'ampia tipologia di sorgenti, risultando praticamente ubiquitari nell'ambiente, le emissioni di una specifica fonte puntiforme, laddove le procedure di abbattimento dei contaminanti siano applicate come prescritto dalle normative, possono a volte contribuire solo marginalmente ad un aumento dell'esposizione di interesse (6).

Conoscere *a priori* quali sia la natura degli agenti inquinanti in un'area contaminata e i possibili effetti sull'uomo consente di formulare ipotesi eziologiche e di indirizzare i processi di valutazione direttamente verso la realizzazione di studi analitici. Per certe associazioni altamente specifiche (amianto/mesotelioma pleurico), in una fase iniziale dello studio, è possibile prevedere i rischi attesi attraverso procedure di *risk assessment*, anche in assenza di valutazione diretta degli effetti nell'area in studio, sulla base della sola stima dell'esposizione nella popolazione residente (9).

Occorre però puntualizzare che nella maggioranza dei casi di contaminazione ambientale si ha una limitata conoscenza degli inquinanti, dei processi di inquinamento, delle modalità di esposizione interessate e dei rischi potenziali per la salute. Un esempio in tal senso è rappresentato dalle discariche di rifiuti, per le quali, spesso, l'inquinamento viene definito soltanto in termini generali e aspecifici rispetto alla moltitudine dei contaminanti presenti (rifiuti industriali, agricoli, urbani, speciali e di tipo misto), alla tipologia dei siti di raccolta (autorizzati e non) e alle modalità della loro gestione. La presenza diffusa di discariche sul territorio, spesso in stretta contiguità con i centri abitati, rende inoltre ancor più complesso la definizione delle aree e delle popolazioni potenzialmente coinvolte. Recentemente (29) è stato stimato che circa 3300 sostanze sono state trovate in siti pericolosi inclusi nella lista nazionale prioritaria (*National Priority List*, NPL) statunitense.

In tali situazioni non è proponibile un approccio valutativo basato sulla diretta realizzazione di indagini epidemiologiche di tipo analitico. La possibilità di condurre studi di coorte o caso-controllo richiede infatti la preventiva acquisizione delle conoscenze necessarie a formulare una ipotesi causale, quali quelle discusse nei tre punti precedentemente illustrati. Eseguire uno studio analitico nel contesto ambientale presuppone di fatto la disponibilità di informazioni in merito alla potenza statistica, alla identificazione geografica e temporale della popolazione da studiare e alla stima dell'esposizione. La pianificazione di un'indagine analitica deve essere invece eseguita sulla base dei risultati di studi di fattibilità.

In realtà, per la maggior parte dei fenomeni di contaminazione ambientale, l'approccio più indicato nella valutazione dei rischi per la salute è quello di tipo multidisciplinare/multifasico, nel quale tipicamente lo studio analitico in ambito residenziale si colloca in una fase avanzata. A tal riguardo, in questo medesimo rapporto vengono presentati due esempi di applicazione di questo approccio in Italia: il primo riguarda un'area contaminata, in diversi comparti dell'ecosistema, da composti organoclorurati persistenti; il secondo documento si riferisce all'inquinamento da cromo esavalente e solventi clorurati nelle acque di una falda acquifera sotterranea superficiale. Entrambi gli studi adottano una strategia di valutazione in cui la caratterizzazione della pericolosità degli agenti contaminanti precede la valutazione

dell'esposizione. Quest'ultima è basata su una serie di approcci descrittivi/esplorativi che includono la caratterizzazione del processo di contaminazione spaziale e temporale nell'area in studio, la descrizione delle caratteristiche, del destino ambientale e dei fenomeni di trasporto degli inquinanti di interesse, la determinazione delle esposizioni rilevanti per l'uomo e la definizione dell'area e della popolazione potenzialmente interessata al fenomeno di contaminazione.

È importante che questa strategia di valutazione sia la prima ad essere effettuata. Solo in una seconda fase, quando si è definita l'area e la popolazione interessata dal fenomeno di contaminazione, può essere determinato lo stato di salute della popolazione attraverso, ad esempio, analisi dei dati correnti di mortalità e/o di morbosità per causa e indagini trasversali con valutazione dell'occorrenza di eventi sanitari di interesse e delle esposizioni rilevanti. La possibilità di impiego di appropriati indicatori biologici di esposizione e di effetto e deve essere attentamente valutata in relazione all'evento di contaminazione in studio, come indicato in un altro contributo di questo medesimo rapporto. Ricordiamo in questa sede che, da un punto di vista epidemiologico, il vantaggio degli indicatori biologici dipende dalla loro specificità rispetto all'agente ambientale studiato e dalla loro persistenza nell'organismo rispetto alla latenza degli effetti potenzialmente associati.

Gli studi di coorte di mortalità o incidenza condotti sui lavoratori di industrie responsabili della contaminazione ambientale in siti specifici possono essere un ulteriore utile strumento per valutare la componente del rischio sanitario tra la popolazione esposta professionalmente in queste aree. Tali studi possono fornire alcune utili indicazioni sulla tipologia dei possibili effetti attesi, sebbene le esposizioni in ambito professionale siano in genere sensibilmente superiori a quelle sperimentate dalla popolazione residente. In questo stesso documento vengono al riguardo descritti e commentati i risultati di quattro studi italiani su coorti professionali eseguiti in aree contaminate dalle stesse industrie ove i lavoratori delle coorti erano in servizio.

Il processo di generazione di ipotesi eziologiche si basa tradizionalmente anche sulle evidenze fornite dai risultati di studi ecologici (o geografici), nei quali l'unità di osservazione è solitamente il gruppo piuttosto che il soggetto. Tale approccio può in realtà rappresentare anche una possibile alternativa a studi su base individuale quando:

1. la variabilità dei livelli di esposizione individuali all'interno dei gruppi di popolazione identificati è trascurabile (omogeneità) rispetto alla variabilità tra i valori medi di gruppo (eterogeneità o contrasto);
2. un adeguato controllo dei fattori di confondimento sia possibile.

In realtà queste due condizioni vengono raramente osservate nelle indagini geografiche, portando così al problema della "*fallacia ecologica*"(4), ossia all'impossibilità, rispetto agli studi analitici su base individuale, di interpretare i risultati in termini strettamente causali. Comunque, nell'impossibilità di adottare strategie di misura dell'esposizione e di valutazione degli effetti su base individuale, l'adozione dello studio geografico presenta alcuni riconosciuti vantaggi, fra i quali i bassi costi e tempi brevi di realizzazione. Inoltre, la distribuzione spaziale delle patologie in un'area contaminata può essere considerata in prima approssimazione come un indicatore dell'esposizione di interesse. In tal modo gli studi geografici descrittivi forniscono gli elementi per una analisi preliminare in una determinata area, evidenziando possibili difformità di popolazione nello stato di salute. Per ovviare, almeno in parte, alla difficoltà di tenere conto della variabilità interindividuale nei livelli di esposizione, è importante che lo studio geografico sia condotto per piccola area, in modo da rendere i soggetti appartenenti allo stesso gruppo il più possibile omogenei rispetto alla distribuzione ambientale dei contaminanti di interesse. Con questa metodologia si possono introdurre problemi di analisi dovuti al fatto che fluttuazioni casuali nel numero di eventi sanitari di interesse diventino preminenti rispetto alla variabilità della frequenza degli stessi.

Queste difficoltà sono state però per lo più risolte grazie allo sviluppo di metodi di correzione (30). L'approccio per piccola area potrebbe inoltre facilitare il controllo per fattori, ad esempio lo stato socio-economico, che potrebbero essere condivisi dai soggetti residenti nella stessa zona abitativa (sezione di censimento). Per quanto riguarda il confondimento va precisato che negli studi geografici vi possono essere gli effetti di un confondimento sia su base individuale (non misurabile), sia di tipo ecologico, ovvero ad opera di fattori di rischio che possono essere correlati con le stime aggregate di esposizione e di effetto. In alcuni casi, tuttavia è stato dimostrato che fattori che sono risultati confondenti in studi su base individuale non lo sono in uno studio geografico (4).

Le strategie di valutazione dell'esposizione che vengono impiegate negli studi ecologici consistono generalmente nell'uso di indicatori indiretti riferiti a gruppi di individui. Nel caso di inquinanti atmosferici emessi da singole specifiche sorgenti (inceneritori, industrie chimiche, ecc.) (6), ma anche ad esempio da linee ad alta tensione, tali indicatori sono principalmente rappresentati da:

- localizzazione della residenza (distanza dalla sorgente);
- misure ambientali;
- modelli previsionali.

Il primo approccio assume che l'esposizione decresca con la distanza dall'origine dell'emissione, ed è basato sul raggruppamento della popolazione in aree concentriche intorno a sorgenti puntiformi, o in fasce parallele a sorgenti di tipo lineare. La scelta delle distanze dipende in genere dal tipo di esposizione e dalla densità della popolazione residente. Questo semplice indicatore implica chiaramente bassi costi e risorse limitate, ma può essere utile solo in una fase esplorativa e preliminare di uno studio per contribuire alla generazione di ipotesi eziologiche. Può infatti facilmente comportare una misclassificazione dell'esposizione tra i soggetti in studio; non tiene conto dell'influenza delle condizioni ambientali e della topografia dell'area (ove si applichi), e delle caratteristiche della sorgente. Inoltre, non considera i tempi di permanenza dei soggetti in ciascuna area e la loro mobilità tra le diverse aree, né altre possibili sorgenti di inquinamento (fisse e/o mobili).

Il secondo approccio, che prevede la determinazione dei livelli ambientali di un agente, risulta più affidabile del precedente metodo per stimare l'esposizione. I dati sulle caratteristiche della sorgente possono essere molto utili nell'identificare gli inquinanti atmosferici di interesse o nel predire i livelli ambientali del campo magnetico intorno ad una linea ad alta tensione, ma da soli non sono un surrogato valido delle misure ambientali nell'area in studio.

Una corretta strategia di monitoraggio ambientale che preveda misure a diverse distanze dalla sorgente è invece preferibile per la stima dell'esposizione, a patto che le misure siano in grado di integrare le possibili sorgenti di variabilità spaziale e temporale nell'area in studio (vantaggio delle misure ripetute rispetto a misure spot). Inoltre, per inquinanti aerei soggetti a fenomeni di ricaduta, oltre a misure atmosferiche, può essere importante effettuare un monitoraggio del suolo, della vegetazione e delle acque.

Ad esempio, in seguito all'incidente dell'impianto di Seveso, durante il quale una grande quantità di diossina è stata rilasciata nell'ambiente circostante, sono stati misurati i livelli di questo inquinante nel suolo nella direzione dei venti dominanti per identificare la massima estensione delle aree contaminate (31).

Successive determinazioni della concentrazione di diossina nel plasma di soggetti residenti in queste aree ha mostrato che il carico corporeo di questo composto era ben correlato con i livelli di contaminazione del suolo.

Per quanto riguarda i campi magnetici, ad esempio, la determinazione diretta dei livelli nelle case consente di tener conto di altre possibili fonti che sfuggirebbero ad una stima dell'esposizione basata sulla sola distanza dalla sorgente oggetto dello studio.

Il terzo approccio, utilizzato tipicamente nella stima dell'esposizione ad inquinanti aerei emessi da sorgenti puntiformi, prevede l'impiego di modelli di dispersione. Tali modelli richiedono informazioni sul tasso di emissione di inquinanti, sulle caratteristiche tecniche della sorgente (tra cui altezza del punto di emissione), dati meteorologici quali temperatura, intensità e direzione dei venti, e predicono i livelli atmosferici degli inquinanti all'altezza del suolo. La maggior parte dei modelli disponibili sono in grado di stimare livelli massimi di concentrazione su brevi e lunghi periodi intorno al punto di emissione, con un'approssimazione migliore rispetto all'utilizzo della semplice distanza dalla sorgente. L'accuratezza di questi modelli è però fortemente influenzata dalla qualità dei dati di partenza. Comunque, studi di validazione basati sulla correlazione tra i livelli misurati e le concentrazioni stimate mostrano una buona affidabilità dei modelli di dispersione di inquinanti atmosferici, particolarmente per stime a lungo termine. Nelle condizioni ideali (tasso di emissione conosciuto, topografia dell'area uniforme e piatta) le stime prodotte dai modelli previsionali differiscono di un fattore 2 dalle misure dirette (32). Diversi approcci basati su misure ambientali, distanza e modelli matematici sono stati utilizzati in uno studio finalizzato ad identificare la popolazione potenzialmente esposta ad inquinanti atmosferici (arsenico e rame) emessi da un inceneritore di rifiuti (33). Ognuno dei metodi utilizzati ha fornito una stima diversa della dimensione della popolazione potenzialmente esposta; i modelli previsionali, che incorporavano la direzione del vento, sono risultati migliori rispetto all'uso della distanza, mentre le stime attraverso campionamento diretto erano naturalmente le più accurate. D'altra parte, data la natura spot delle misure eseguite in ogni sito l'accuratezza dell'informazione per stimare la presenza di esposizioni rilevanti (livelli ambientali superiori ai limiti imposti dalle normative) diminuiva con la distanza dalla sorgente. Gli autori hanno calcolato che per ottenere una migliore stima area-specifica sarebbero state necessarie misure in 392 siti di campionamento contro gli 83 selezionati nello studio. In alternativa, i risultati dello studio mostrano che l'impiego di mappe di contorno (create con modelli georeferenziali a partire dalle misure negli 83 siti e includendo la direzione dei venti) potrebbe fornire stime accurate con meno punti di campionamento.

Dal punto di vista della valutazione dell'esposizione, occorre dunque puntualizzare che la validità di uno studio ecologico in siti inquinati dipende dalla corretta caratterizzazione dell'area e della popolazione interessate dalla contaminazione e dalla possibilità di ottenere informazioni (presenti e passate) il più possibile accurate sulle sorgenti di esposizione. La possibilità di adottare una strategia di monitoraggio ambientale che tenga adeguatamente conto della variabilità spaziale (scelta dei siti di campionamento) e temporale (numero delle misure per sito) dell'agente di interesse consente infatti di avvicinare in termini accuratezza e validità ad una strategia di monitoraggio dell'esposizione su base individuale. Ove ciò non sia possibile è appropriato valutare l'opportunità di impiegare strategie di valutazione dell'esposizione basate su un adeguato bilanciamento tra misure ambientali e modelli previsionali. Laddove sia necessario effettuare una ricostruzione retrospettiva dei livelli di contaminazione ambientale si dovrebbero integrare, ove possibile, i dati correnti (forniti dalle strategie di monitoraggio sopra descritte) con le informazioni storiche disponibili sui processi di contaminazione nell'area (dati relativi alla produzione e ai sistemi di abbattimento e contenimento delle emissioni nelle attività industriali, caratteristiche fisiche e di funzionamento di linee elettriche ad alta tensione, tipologia e variazioni temporali nelle dimensioni e nello stoccaggio di rifiuti nei siti di discarica, ecc.).

Conclusioni

Le ricorrenti segnalazioni di possibili incrementi di patologie nei siti inquinati generano spesso condizioni di allarme nelle popolazioni interessate e di crescente attenzione da parte dei mezzi di informazione, eventi a cui sono chiamate a far fronte le istituzioni di sanità pubblica. D'altra parte adeguate politiche di controllo, sorveglianza, intervento e di comunicazione dei rischi per la salute associati ai fenomeni di contaminazione ambientale non possono che scaturire dai risultati di appropriati studi multidisciplinari. I risultati di un singolo studio epidemiologico, infatti, raramente permettono di giungere a conclusioni decisive su una problematica a carattere eziologico. L'approccio valutativo dovrebbe essere pianificato prevedendo invece l'interazione degli epidemiologi con altre diverse professionalità, con un orientamento di tipo multifasico.

Soltanto attraverso una strategia valutativa di questo tipo è possibile verificare la legittimità delle istanze di salute sollevate dalle popolazioni residenti in aree contaminate. La valutazione delle esposizioni ambientali, e delle loro interazioni reciproche nell'influenzare lo stato di salute delle popolazioni, rappresenta una fase nevralgica di questo processo. La prassi da condividere in campo ambientale dovrebbe essere basata su una serie di approcci descrittivi/esplorativi che includono innanzitutto la caratterizzazione del processo di contaminazione spaziale e temporale nell'area in studio, la determinazione delle esposizioni rilevanti per l'uomo e la definizione delle popolazioni potenzialmente interessate dal fenomeno di contaminazione.

Bibliografia

1. Weis BK, Balshaw D, Barr JR, Brown D, Ellisman M, Liroy P, Omenn G, Potter JD, Smith MT, Sohn L, Suk WA, Sumner S, Swenberg J, Walt DR, Watkins S, Thompson C, Wilson SH. Personalized exposure assessment: promising approaches for human environmental health research. *Environ Health Perspect* 2005;113(7):840-8.
2. World Health Organization. Human exposure assessment. Environmental Health Criteria 214. Geneva: WHO; 2000.
3. Bianchi F, Terracini B. Potenzialità, criticità e prospettive dell'integrazione ambiente-salute. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
4. Steenland K, Savitz DA (Ed.). *Topics in environmental epidemiology*. New York, Oxford: Oxford University Press; 1997.
5. Talbot EO, Craun GF (Ed.). *Introduction to environmental epidemiology*. Boca Raton, New York, London, Tokyo: Lewis Publishers; 1995.
6. Kibble A, Harrison R. Point sources of air pollution. *Occup Med* (London). 2005;55(6):425-31.
7. World Urbanization Prospects: *The 2003 revision*. Department of Economic and Social Affairs Population Division- United Nations. New York: United Nations Publication (ST/ESA/SER.A/237); 2004.
8. Cahen B. Implementation of new legislative measures on industrial risks prevention and control in urban areas. *J Hazard Mater* 2006;130(3):293-9.
9. Terracini B. Aree oggetto di bonifica: inquadramento teorico e metodologico. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).

10. US EPA 2001. *Environmental Justice in EPA Permitting Reducing Pollution in High-Risk Communities is Integral to the Agency's Mission*. A Report by a Panel of the National Academy Of Public Administration for the United States Environmental Protection Agency; December 2001. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/compliance/resources/publications/ej/napa-epa-permitting.pdf>; ultima consultazione 05/06/2006.
11. US EPA. *Ensuring risk reduction in communities with multiple stressors: environmental justice and cumulative risks/impacts*. Prepared by the National Environmental Justice Advisory Council Cumulative Risks/Impacts Work Group; National environmental justice advisory council (NEJAC-US EPA); December 2004. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/compliance/resources/publications/ej/nejac/nejac-cum-risk-rpt-122104.pdf>; ultima consultazione 05/06/2006.
12. Cori L, Tassoni E. Attività di bonifica e fondi strutturali. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
13. Musmeci L. Criteri per l'individuazione delle aree oggetto di bonifica: siti di interesse nazionale. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
14. US EPA *Exposure factors handbook*. Volumes I-III. Washington, DC: Environmental Protection Agency, Office of Research and Development; 1997. (EPA/600/P-95/002Fa). Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/front2.pdf>; ultima consultazione 05/06/2006.
15. US EPA 2001. *Dioxin: summary of the dioxin reassessment science*. Information sheet 1. October 15, 2004 Update. INFO_SHEET1[1].pdf. Disponibile all'indirizzo: http://oaspub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=435879; ultima consultazione 05/06/2006.
16. Armstrong BK, White E, Saracci R. *Principles of exposure measurement in epidemiology*. Oxford, New York, Tokio: Oxford University Press; 1992
17. Armstrong BG. Effect of measurement error on epidemiological studies of environmental and occupational exposures. *Occup Environ Med* 1998;55:651-6.
18. Rothman KJ, Greenland S. *Modern epidemiology*. 2nd ed. Philadelphia: Lippincott Raven Publishers; 1998.
19. Martuzzi M, Galassi C, Ostro B, Forestiere F, Bertollini R. *Health Impact Assessment of air pollution in the eight major Italian cities*. World Health Organization-European Centre for Environment and Health; 2002.(EURO/02/5040650).
20. Vineis P. Individual susceptibility to carcinogens. *Oncogene* 2004;23:6477-83.
21. Moolgavkar S, Krewski D, Zeise L, Cardis E, Møller H (Ed.). *Quantitative estimation and prediction of human cancer risks*. IARC Scientific Publication no. 131; 1999.
22. Shulte PAI, Perera FP. *Molecular epidemiology: principles and practices*. San Diego, California: Academic Press, Inc.; 1993.
23. Cogliano VJ, Luebeck EG, Zapponi GA (Ed.). *Perspectives on biologically based cancer risk assessment*. New York. Kluwer Academic/Plenum Publishers; 1999.
24. Toniolo P, Boffeta P, Shuker DEG, Rothman N, Hulka B, Pearce N. (Ed.). *Application of biomarkers in cancer epidemiology*. IARC Scientific Publication no. 142; 1997.
25. US EPA 2003. Example Exposure Scenarios. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-03/036. Available from: National Information Service, Springfield, VA; PB2003-103280. Disponibile all'indirizzo: http://oaspub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=435481; ultima consultazione 05/06/2006.
26. US EPA 2003. *Framework for Cumulative Risk Assessment*. *Risk Assessment Forum*. US

- Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460. EPA/630/P-02/001F. May 2003. Disponibile all'indirizzo: http://oaspub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=36941; ultima consultazione 05/06/2006.
27. World Health Organization. Harmonization project document no. 3. *Principles of characterizing and applying human exposure models*. Geneva: WHO;. Disponibile all'indirizzo: http://whqlibdoc.who.int/publications/2005/9241563117_eng.pdf; ultima consultazione 05/06/2006.
 28. Hurley F, Hunt A, Cowie H, Holland M, Miller B, Pye S, Watkiss P. *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFÉ: Volume 2 Health Impact Assessment*. (AEAT/ED51014/Methodology Volume 2 Issue 1). Oxon, United Kingdom: AEA Technology Environment; 2005.
 29. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Division Of Toxicology in cooperation with the US. EPA. *2005 CERCLA priority list of hazardous substances that will be the subject of toxicological profiles and support document*. Atlanta: US Department of Health and Human Services; November 2005.
 30. Martuzzi M, Mitis F. Metodi e strumenti per studi epidemiologici di mortalità su base geografica in Italia. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
 31. Bertazzi PA, Consonni D, Bachetti S *et al*. Health effects of dioxin exposure: a 20-year mortality study. *Am J Epidemiol* 2001;153:1031-44.
 32. Williams ML. Atmospheric dispersal of pollutants and the modelling of air pollution. In: Harrison RM (Ed.). *Pollution: Causes, Effects and Control*, 3rd edn. Cambridge. *R Soc Chem* 1996:221-40.
 33. Williams FLR, Ogston SA. Identifying populations at risk from environmental contamination from point sources. *Occup Environ Med* 2002;59:2-8.

STUDIO DI COORTE NEL CONTESTO DEI SITI INQUINATI

Roberto Pasetto (a) e Roberta Pirastu (b)

(a) Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

(b) Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università degli Studi "La Sapienza", Roma

Introduzione

L'inquadramento teorico e metodologico degli studi di epidemiologia ambientale nei siti inquinati, la descrizione dei principali disegni e la strategia per la scelta degli stessi, è presentata nel Rapporto ISTISAN 05/01 (1).

Lo studio di coorte è una delle tipologie di studio epidemiologico analitico che può contribuire alla descrizione epidemiologica dei siti inquinati (2), per il suo carattere analitico può consentire la verifica di ipotesi (1).

Tale tipologia di indagine è caratterizzata dalla definizione di una popolazione identificata rispetto alle esposizioni di interesse per l'ipotesi allo studio e seguita nel tempo per l'occorrenza di eventi sanitari. Gli elementi comuni a tutti gli studi di coorte sono i seguenti: 1) identificazione di una popolazione in studio, o *coorte*, di persone esposte ai fattori di interesse; 2) identificazione di una popolazione di controllo o *popolazione di riferimento*; 3) osservazione (follow-up) della coorte nel tempo; 4) comparazione dei tassi degli eventi sanitari di interesse della coorte con quelli di una o più popolazioni di riferimento (3).

La principale distinzione degli studi di coorte in riferimento al tempo è tra quelli di tipo prospettico in cui una popolazione è seguita dal momento della sua enumerazione nel futuro, e quelli di tipo retrospettivo storico, dove la popolazione è ricostruita a partire da un momento nel passato ed è seguita poi nei periodi successivi, in entrambi i casi nell'arco di tempo del follow-up si verifica l'occorrenza degli eventi sanitari di interesse. La fonte dei dati sull'esposizione sono documenti o archivi, cartacei o elettronici che permettano una enumerazione esaustiva dei soggetti allo studio. L'evento sanitario è accertato da dati correnti quali le basi di dati di mortalità e/o di ricovero, ovvero dall'accertamento clinico *ad hoc* della patologia di interesse.

Negli studi prospettici, i metodi di selezione della coorte e la qualità e completezza dei dati raccolti possono essere più facilmente controllati rispetto agli studi retrospettivi, i quali però offrono la possibilità di studiare esposizioni specifiche, quando si incontrano una o più delle seguenti condizioni: a) l'esposizione può essere attribuita in modo valido e preciso ai singoli individui componenti la coorte, in quanto è disponibile documentazione accurata; b) l'esposizione è "caratteristica" della popolazione selezionata (ad esempio popolazione lavorativa) mentre è particolarmente rara e diffusa e caratterizzata da una bassa concentrazione nella popolazione generale; c) i periodi di induzione e di latenza degli eventi di interesse sono lunghi; d) esistono condizioni materiali o sociali che rendono difficoltoso o non opportuno uno studio prospettico (4).

Nella trattazione seguente si indicheranno gli obiettivi degli studi di coorte nei siti inquinati, si descriveranno, attraverso numerosi esempi, diverse tipologie di studi di coorte di epidemiologia ambientale, quindi si valuterà l'utilità dello studio di coorte in funzione delle informazioni disponibili.

Obiettivi degli studi di coorte nei siti inquinati

Come precedentemente indicato, lo studio di coorte permette di verificare l'ipotesi di associazione tra una o più esposizioni ed esiti sanitari, esso ha il vantaggio, rispetto ad altri modelli di studio come quello caso-controllo, di valutare allo stesso tempo più esiti ed eventi sanitari di interesse *a priori* come possono essere anche fatte delle osservazioni *ex novo*.

Il singolo studio di coorte può dare informazioni sul rapporto causale, principalmente verificando i criteri della sequenza temporale e della forza di associazione, può dare inoltre indicazioni sulla relazione dose-risposta in funzione della disponibilità dei dati sull'esposizione e sui confondenti (5). Lo studio di coorte può essere utilizzato anche a fini di sorveglianza epidemiologica sia di effetti di esposizioni professionali (3) sia ambientali (6).

Le indagini di coorte retrospettive storiche forniscono un quadro storico del "carico di malattia" della popolazione studiata o su *sottopopolazioni* caratterizzate per qualche specifico aspetto dell'inquinamento in studio.

Studi di coorte prospettici potrebbero consentire di monitorare il "carico di malattia" con una migliore caratterizzazione dell'esposizione, verificando potenziali effetti a breve e a lungo termine. Inoltre, nel caso di operazioni di bonifica, potrebbero consentire di verificare in termini sanitari l'efficacia degli interventi eseguiti.

Sia gli studi retrospettivi storici che quelli prospettici, possono contribuire all'individuazione di priorità di ordine sanitario di cui tenere conto nella definizione o rimodulazione degli interventi di risanamento ambientale.

Lo studio di epidemiologia analitica in generale può contribuire alla caratterizzazione epidemiologica di un sito inquinato, può dare, cioè, risposte a quesiti specifici emersi dalla valutazione descrittiva del profilo epidemiologico di una popolazione, ottenuta, ad esempio, dalla valutazione della mortalità con studio ecologico a livello comunale. Gli obiettivi da perseguire possono variare in relazione alle esigenze del contesto particolare, dando peso soprattutto alle evidenze già acquisite riguardo l'inquinamento, ad esempio nei siti oggetto di bonifica, alle evidenze sulla caratterizzazione dell'area (7).

Studi di coorte nei siti inquinati: alcuni esempi in Italia

Lo studio di coorte è uno dei modelli principali dell'epidemiologia, le tipologie e gli ambiti in cui è stato utilizzato sono numerosi. A partire dal disegno di studio di base sono stati evoluti modelli alternativi quali lo studio caso-coorte e lo studio caso-controllo annidato nella coorte (8). Descrivendo le sue applicazioni all'epidemiologia ambientale nei siti inquinati, non si vuole fare un elenco esaustivo delle possibilità di utilizzo e dei modelli applicabili, ma verificare le esperienze più comuni fin ora effettuate in Italia. Una prima considerazione riguarda le caratteristiche dei siti dichiarati ufficialmente inquinati e rispetto ai quali sono state pianificate operazioni di bonifica. Tra i 17 siti identificati come di interesse nazionale nelle 7 regioni italiane Obiettivo 1 (con prodotto interno lordo (PIL) *pro capite* inferiore al 75% della media europea), e cioè Basilicata, Calabria, Campania, Molise, Puglia, Sardegna e Sicilia, 13 sono aree industriali (3). Pertanto la maggioranza di tali siti ha un inquinamento di origine industriale ed è anche per questo motivo che, tra i pochi studi di epidemiologia analitica finora effettuati, 4 sono studi di coorte professionale (9).

Nello studio di coorte professionale, tipicamente la popolazione selezionata è quella dei lavoratori, il modello è di tipo retrospettivo storico e molto spesso viene valutata solo la mortalità. Nei siti con inquinamento di origine industriale, viene di solito suggerita l'esecuzione

di studi di coorte professionale in quanto essi possono contribuire a valutare la componente occupazionale di un aumentato rischio sanitario nella popolazione generale (10).

Un'altra tipologia di studio di coorte applicato ai siti inquinati, si basa sulla definizione dell'area interessata dell'inquinamento a seguito della quale viene selezionata la coorte in funzione della residenza. Questo criterio si basa su assunzioni relative all'esposizione, in pratica la residenza viene considerata un indicatore surrogato di esposizione basato su valutazioni dirette dell'esposizione che portano alla definizione di aree a diverso rischio di esposizione, cioè con diversi livelli di inquinante.

Un esempio noto è quello della coorte di Seveso, "arruolata" in seguito all'incidente industriale che, nel luglio 1976, portò alla fuoriuscita di grandi quantità di diossina da un impianto chimico vicino alla cittadina di Seveso. Sulla base di valutazioni di monitoraggio ambientale, sono state distinte 3 aree con diversi livelli di contaminazione da diossina e, classificati gli individui in base alla residenza nelle diverse aree. La popolazione così selezionata è stata seguita nel tempo per valutare effetti a breve e a lungo termine (6).

Casi di studio: Portoscuso e Gela

Portoscuso

Nell'area di Portoscuso (classificata "ad alto rischio di crisi ambientale" Legge n. 349/1986; nella quale sono localizzati alcuni stabilimenti "a alto rischio tecnologico" Decreto n. 334/1999; per la quale è stato finanziato il Piano di disinquinamento per il risanamento del Sulcis-Iglesiente DPCM del 23 aprile 1993) è localizzata l'area industriale di Portovesme dove, a partire dall'inizio degli anni '70 sono attive una fonderia di piombo e zinco (Enirisorse ex Samim), uno stabilimento per la produzione di allumina dalla bauxite (Eurallumina ex ALSAR) e uno per la produzione di alluminio ad anodi precotti (ALCOA), in tutti e tre gli stabilimenti sono stati condotti studi di coorte; nell'area sono inoltre presenti centrali elettriche, miniere dismesse (principalmente carbone, piombo, zinco) come anche impianti di stoccaggio e trattamento di rifiuti speciali.

Lo studio di mortalità dei 918 lavoratori della fonderia piombo-zinco osservati per il periodo 1972-2001 (11) mostra un incremento di mortalità per malattie dell'apparato respiratorio (Rapporto Standardizzato di Mortalità, SMR) 1,25; osservati, oss. 15; Intervallo di Confidenza (IC) al 95%, 0,75-2,07); la mortalità per tumore del polmone (SMR 1,21; oss. 18; IC 95% 0,76-1,92) aumenta, in modo significativo, per categorie di livelli stimati crescenti di esposizione al piombo; nella coorte si sono verificati 3 decessi per tumore della pleura con un SMR pari a 535 (12). Tra gli addetti alla produzione di alluminio ad anodi precotti (ALCOA) il più recente aggiornamento della mortalità (1972-2001) mostra un incremento per tumore del pancreas anche tenendo conto delle abitudini al fumo (SMR 264; oss. 6; IC 95% 130-550), tra coloro a più elevata esposizione a idrocarburi policiclici aromatici (IPA) l'SMR è pari a 500 (oss. 4; IC 95% 207-1.208) (13). I risultati per la coorte dell'Eurallumina (1972-1997), dove si produce l'allumina dalla bauxite, mostrano un'aumentata mortalità per tumore del pancreas (SMR 152; oss. 2; IC 95% 38-600) e dell'apparato urinario (SMR 212; oss. 5; IC 95% 90-499) (12).

I risultati degli studi di coorte condotti nell'area sono coerenti con la letteratura epidemiologica nella quale studi di coorte nell'industria dell'alluminio riportano, in relazione all'esposizione ad idrocarburi policiclici aromatici, un eccesso di rischio per tumori della vescica (14-16), del pancreas (14, 15) e del polmone (17).

Le osservazioni degli studi di coorte di Portoscuso sono coerenti anche con l'evidenza epidemiologica di un aumentato rischio per malattie dell'apparato respiratorio in ambiente di lavoro associato con l'esposizione a polveri e a sostanze quali il biossido di zolfo e il biossido di azoto (18-21), per il tumore della pleura l'associazione causale con l'esposizione professionale ad asbesto è accertata (22) e nello sviluppo della pneumoconiosi l'importanza dell'esposizione a polveri (carbone, silice, asbesto), specialmente nell'attività mineraria, è nozione acclarata in medicina del lavoro ed epidemiologia (23, 24). Una forte evidenza di aumentato rischio per il tumore della vescica è documentato per i lavoratori dell'industria, inclusa anche quella dell'alluminio, probabilmente per la presenza di ammine aromatiche in catrame e fuliggine (25).

L'area di Portoscuso è inclusa nel recente rapporto sulle aree a rischio della Sardegna (26) che ha identificato a priori 18 aree "potenzialmente contaminate" per le quali sono state condotte, per uomini e donne, analisi descrittive della mortalità (1997-2001) e delle dimissioni ospedaliere con il calcolo dei tassi grezzi, standardizzati per deprivazione, considerando anche la componente stabile della popolazione. Per una selezione di cause di decesso e di dimissione è stata analizzata l'eterogeneità geografica con la produzione di mappe che mostrano stime Bayesiane del rischio relativo e della probabilità *a posteriori*. Per i dati di mortalità è stato studiato l'andamento temporale per periodo di calendario (5 periodi 1981-83,...,1999-2001) e per coorte di nascita (1904-1948).

Per quello che riguarda la mortalità e i ricoveri nell'area si registrano eccessi sulla media regionale e aggiustando per deprivazione materiale, per le malattie respiratorie e il tumore del polmone in uomini e donne; tra gli uomini le malattie respiratorie sono in eccesso del 65% sulla mortalità e intorno al 30% sui ricoveri e ricoverati, e per il tumore al polmone del 24% sulla mortalità e dal 44 al 62% sui ricoveri e ricoverati. Tra le donne gli eccessi sono intorno al 18% sulla mortalità e al 23% sui ricoveri e ricoverati per le malattie respiratorie mentre per il tumore al polmone si attestano al 16% sulla mortalità e dal 30 al 54% sui ricoveri e ricoverati. Si registrano 5 decessi per tumore della pleura (+38% negli uomini e +140% nelle donne) e 9 ricoveri di soli uomini (+148%). L'analisi con il confronto locale (intorno di 58 km centrato su Portoscuso) e aggiustando per deprivazione mostra che gli eccessi di mortalità per tumore polmonare aumentano negli uomini e si rendono evidenti anche tra le donne. L'analisi geografica mostra che per le malattie respiratorie e per il tumore del polmone l'eccesso rispetto alla Regione si estende alle circostanti aree minerarie dell'Iglesiente, Arburese e Guspinese e all'area industriale di Sarroch. Le pneumoconiosi sono aumentate nell'area di Portoscuso ma sono presenti anche nell'area mineraria a nordest mentre i ricoveri per i tumori vescicali mostrano eccessi localizzati alla sola area di Portoscuso. Nell'andamento temporale 1981-2001 le malattie del sistema respiratorio, largamente in eccesso, mostrano una certa tendenza alla diminuzione soprattutto tra gli uomini, tendenza in gran parte legato alla mortalità per pneumoconiosi. Il tumore polmonare tra gli uomini si presenta elevato rispetto alla media regionale dalla fine degli anni ottanta in poi, con un eccesso del 23% nel 1999-2001. L'analisi per coorte di nascita (1904-'48) evidenzia una tendenza all'aumento in particolare per il tumore polmonare tra gli uomini.

L'esempio di Portoscuso documenta l'importanza degli studi di coorte professionali al fine di valutare e dimensionare la rilevanza della componente occupazionale degli incrementi osservati dall'analisi dei dati correnti di mortalità e di ricovero che documentano la rilevanza delle esposizioni professionali per le malattie dell'apparato respiratorio, il tumore del polmone, della vescica e del pancreas e anche il forte rischio per pneumoconiosi.

Gela

Gela, attualmente la quinta città della Sicilia per numero di residenti (70.583 secondo il censimento ISTAT 2001), a seguito della scoperta di giacimenti petroliferi nel 1956, ha visto la costruzione di un impianto industriale petrolchimico, divenuto operativo nel 1960. Lo stabilimento si trova nelle immediate vicinanze del centro urbano e ha modificato radicalmente le caratteristiche del territorio. L'area del Comune di Gela e quella dei due Comuni limitrofi di Niscemi e Butera, è stata inclusa tra le aree ad elevato rischio di crisi ambientale nel 1990 (Legge n. 349/1986). Successivamente, nel 1998, un'estesa area del Comune di Gela è stata dichiarata sito di interesse nazionale per le bonifiche (Legge n. 426/1998, DM 10/01/2000).

Riconosciuto ufficialmente l'impatto ambientale a livello istituzionale e amministrativo, negli anni recenti sono state sviluppate iniziative per valutare *a posteriori* l'eventuale impatto sanitario.

Lo studio del profilo di mortalità della coorte dei lavoratori del petrolchimico di Gela, si inserisce all'interno del percorso epidemiologico che è stato sviluppato, prevalentemente su mandato della magistratura locale, per valutare se e come tale impianto industriale abbia esercitato effetti avversi sulla salute dei cittadini.

In questo quadro, lo studio di coorte retrospettivo storico relativo alla mortalità, è teso a valutare l'eventuale componente professionale di tale impatto. Il suggerimento di operare in questa direzione, è emerso a conclusione delle indagini descrittive del profilo di mortalità dell'area a rischio, effettuate dall'OMS e pubblicate negli anni 1997 e 2002 (10, 27). Più recentemente, la raccomandazione di effettuare studi di coorte delle popolazioni lavorative, è stata formulata a conclusione del Rapporto sullo stato di salute della popolazione residente nelle aree a rischio della Sicilia, redatto dall'Osservatorio Epidemiologico Regionale sulla base dell'analisi della mortalità e delle schede di dimissione ospedaliera relative, rispettivamente, agli anni 1995-2000 e 2001-2003 (28).

Il polo petrolchimico di Gela è uno dei più grandi in Europa e numerose sono state le lavorazioni dei prodotti del petrolio: la raffinazione del greggio, la produzione di fertilizzanti, quella di acido fosforico e solforico, dei prodotti di base tra i quali l'etilene, l'acrilonitrile, i glicoli. Quindi, si tratta di un impianto produttivo con numerose lavorazioni e numerose potenziali esposizioni di rilevanza sanitaria. La coorte di Gela è risultata composta da 7147 soggetti (6961 uomini e 186 donne) in servizio presso il petrolchimico di Gela dal 01/11/1960 (data dell'apertura dello stabilimento) al 31/01/2002. Ai fini delle analisi la coorte è stata ristretta agli uomini assunti fino al 31/12/1993. Questo criterio è stato definito per garantire una durata minima del follow-up di 10 anni per tutti i membri della coorte.

Nelle analisi preliminari l'SMR per tutte le cause è risultato 0,71 (IC 90% 0,67-0,75), per tutti i tumori maligni 0,71 (IC 90% 0,63-0,79). Per le cause di interesse *a priori* sulla base delle evidenze eziologiche relative al settore petrolchimico (tumore della cute, del tessuto linfematopoietico, del polmone e della vescica), i valori puntuali degli SMR hanno intervalli di confidenza al 90% con il limite inferiore che non risulta mai superiore all'unità (29).

L'osservazione, nella coorte dei dipendenti del petrolchimico di Gela assunti dal 1960 al 1993, di una diminuita mortalità per tutte le cause, a cui contribuisce il deficit per le malattie dell'apparato circolatorio, respiratorio e digerente rientra nel fenomeno comunemente definito "Effetto Lavoratore Sano" (che verrà discusso nella trattazione dei fattori critici per la valutazione dell'informatività degli studi).

Rispetto ai risultati va sottolineato che la diminuita mortalità per tutte le cause è in accordo con i risultati della più recente meta-analisi relativa agli addetti dell'industria chimica negli Stati Uniti e in Europa (30) e, per le cause neoplastiche, con i risultati della rassegna epidemiologica degli studi condotti nell'industria petrolifera di Stati Uniti, Gran Bretagna, Canada, Australia,

Finlandia, Svezia e Italia (31). Ciò è legato, oltre all'effetto lavoratore sano, anche ai limiti intrinseci allo studio del rischio cancerogeno nell'industria petrolifera, che non costituisce un rischio unico ma un insieme composito di esposizioni a idrocarburi del petrolio che variano come composizione in miscela, per intensità e durata (32). Inoltre, la presenza di circa il 9% di cause di morte mal definite, potrebbe portare ad una sottostima degli SMR, in modo particolare per le cause di decesso rare come quelle identificate come più consistenti *a priori*.

Alla luce dei limiti dello studio, sopra elencati, gli autori indicano che la discussione relativa alle singole sedi sarà possibile quando saranno completate le analisi che considerano la mansione svolta (operaio, impiegato *ever only*), verrà inoltre valutata la fattibilità di un'analisi che, definite in termini qualitativi o quantitativi categorie di esposizione interne alla coorte, permetta dei confronti interni. Si valuterà se ulteriori analisi potranno dimensionare il contributo professionale del lavoro presso il petrolchimico nei giovani adulti, categoria che ha mostrato un trend in crescita per la mortalità per alcune patologie nella popolazione del Comune di Gela (10).

Disegno dello studio di coorte per la valutazione dei rischi ambientali

L'indagine di coorte per le sue caratteristiche ha le potenzialità per essere il più informativo tra gli studi epidemiologici osservazionali, perché idealmente include la valutazione di tutta "l'esperienza nel tempo" della popolazione in studio (3). Per quello che riguarda una presentazione sistematica dell'accuratezza degli studi epidemiologici nei siti inquinati nelle sue componenti di precisione e validità si rimanda a due recenti contributi (1).

Di seguito si indicheranno gli elementi da considerare per valutare l'informatività dello studio di coorte. Si prenderanno a riferimento prevalentemente gli studi occupazionali, ma elementi di criticità analoghi sono riferibili alle tipologie di studi di coorte applicate alla valutazione sanitaria dell'inquinamento ambientale che sono considerati nei paragrafi seguenti.

Confondimento

Quando la popolazione allo studio e quella di riferimento non sono comparabili per fattori associati con l'esposizione allo studio e che sono essi stessi fattori di rischio per l'evento, si può verificare il fenomeno del confondimento, e, dato che la maggioranza delle patologie non infettive sono multifattoriali, per garantire la validità degli studi di coorte è necessaria la raccolta delle informazioni relative ai potenziali fattori confondenti. Ciò rappresenta un problema negli studi di coorte retrospettivi storici per la difficoltà di ottenere informazioni relative al passato anche remoto.

Un esempio di studi che hanno tenuto adeguato conto dei possibili fattori di confondimento è rappresentato dalle indagini di mortalità che, a partire dall'inizio degli anni '90, sono state condotte sugli effetti sulla salute dell'esposizione cronica ad inquinamento ambientale.

Lo studio prospettico *Six cities study* (33) e lo studio retrospettivo della coorte dell'*American Cancer Society* (ACS) sono alla base dello standard per le polveri sottili PM_{2,5} (diametro < 2,5 μ) stabilito nel 1997 negli Stati Uniti perché hanno dimostrato in modo definitivo che l'esposizione cronica a particolato sospeso è associata con aumenti di mortalità (<http://www.epa.gov/air/particlepollution/standards.html>).

Lo studio *Six cities* (33) ha riguardato una coorte di 8000 adulti osservati dal 1974 al 1989, il rapporto tra i tassi per tutte le cause delle città “più inquinate” in confronto alle “meno inquinate”, tenendo conto delle abitudini al fumo” è pari a 1,26 (IC 95% 1,08-1,47), l’analisi che ha tenuto conto anche dell’istruzione, dell’esposizione professionale e dell’anamnesi sanitaria ha rilevato un’aumentata mortalità anche per malattie cardiopolmonari e tumore del polmone, in particolare per l’esposizione a PM_{2,5} e solfati. La coorte dell’ACS ha incluso più di 500.000 persone che avevano compilato un questionario nel 1982 e per i quali è stata studiata la mortalità fino al 1989 (34) e successivamente aggiornata al 1998 (35). I risultati dell’analisi che ha tenuto conto di fattori di confondimento quali fumo, alcol, esposizione professionale, istruzione e dieta, confermano un aumento di rischio per tutte le cause, malattie cardiopolmonari, malattie cardiovascolari e tumore del polmone associato con l’esposizione a solfati e a PM_{2,5} per il quale un incremento di 10 µg/m³ comporta un aumento di rischio pari a circa 4%, 6% e 8% rispettivamente per tutte le cause, malattie cardiopolmonari e tumore del polmone (35).

Le coorti che hanno utilizzato la morbosità per lo studio degli effetti sulla salute dell’inquinamento ambientale non sono numerose, un esempio è costituito dalla coorte enumerata nel 1993 che include 3.676 alunni residenti in 12 aree della California selezionate in quanto rappresentavano, sulla base di dati storici degli inquinanti (SO₂, NO₂, PM₁₀ e PM_{2,5}, ozono e acidi), livelli estremi di uno o più di essi (36). Tramite questionario sono state raccolte informazioni su confondenti relativi allo stato di salute, alle caratteristiche dell’abitazione e alla storia residenziale. I sibili, al netto degli effetti dei confondenti, erano associati con il livello di NO₂ (OR 1,54, IC 95% 1,08-2,19) e di acidi (OR 1,45 IC 95% 1,14-1,83) nei bambini.

Nei 1.759 alunni delle suddette coorti che nel 1993 avevano 10 anni è stato studiato l’effetto dell’inquinamento ambientale sulla crescita della funzionalità respiratoria dai 10 ai 18 anni completando annualmente, dal 1993 al 2001, esami spirometrici in occasione dei quali veniva aggiornata l’informazione su fumo passivo e attivo e sulla presenza di asma (37). I risultati mostrano che, tenendo conto di confondenti quali il genere, l’etnia, la presenza di asma e l’operatore, l’esposizione agli inquinanti (NO₂, PM₁₀, PM_{2,5}, ozono vapori acidi) è associata a deficit nella FEV₁ a 18 anni che è clinicamente rilevante e statisticamente significativo; ad esempio la proporzione stimata di soggetti di 18 anni con *bassa* FEV₁ (definita come rapporto FEV₁ osservata verso attesa inferiore all’80%) è 4,9 volte più alta negli esposti al livello più elevato di PM_{2,5} che negli esposti al livello più basso (rispettivamente 7,9% e 1,6%).

L’esposizione professionale rappresenta un potenziale confondente negli studi di coorte degli effetti sulla salute da inquinamento atmosferico in questi studi in quanto è plausibile che coloro che vivono in aree più inquinate lavorino anche in ambienti più inquinati; un recente contributo mostra che, nelle due coorti del *Six cities study* e dell’ACS la rianalisi che ha incluso due variabili, un indicatore di *sporcizia* della mansione e uno della possibile esposizione a cancerogeni polmonari non ha portato a cambiamenti materiali dei risultati; ad esempio nella rianalisi del “*Six cities study*” il RR per la mortalità per tutte le cause che era pari a 1,26 (IC 95% 1,08-1,46) risulta pari a 1,24 (IC 95% 1,07-1,45) con l’indicatore di *sporcizia* su scala categorica e 1,27 (IC 95% 1,08-1,48) su scala continua (38).

Popolazione di riferimento

Come precedentemente indicato, uno dei punti chiave nello studio di coorte è l’identificazione di una popolazione di controllo o, meglio definita, popolazione di riferimento. Idealmente dovrebbe rappresentare la popolazione generale da cui è estratta la popolazione in studio che è invece selezionata unicamente per l’esposizione di interesse, dovrebbe quindi

essere una popolazione omogenea per le caratteristiche con la popolazione in studio, ad eccezione che per l'esposizione, ovvero i tassi di mortalità (o morbosità) della popolazione di riferimento dovrebbero essere quelli che i membri della coorte avrebbero sperimentato, ove non fossero stati esposti all'agente in esame (3).

Nella pratica, spesso si utilizza come riferimento la popolazione nazionale. Questa scelta non è sempre la migliore, come ad esempio quando c'è una eterogeneità marcata dei tassi di esito sanitario all'interno di una nazione. In tal caso possono essere usati tassi regionali o di area. Infatti, prendendo dei riferimenti locali, si dovrebbero tenere meglio in conto fattori come lo stato socio-economico, l'inquinamento ambientale e le differenze etniche. Questi possibili vantaggi non sono presenti nei casi in cui i tassi di riferimento sono instabili, ciò si verifica in modo particolare, quando l'area è limitata (popolazione di riferimento non numerosa) e quando le patologie sono rare. Quando è possibile sarebbe meglio riportare i risultati delle comparazioni nazionale e locale. Utilizzando questa strategia, nel caso i risultati ottenuti siano simili siamo confortati sulla validità delle stime, nel caso contrario si pone il problema di quale riferimento sia il più valido (3). Un esempio delle conseguenze di una diversa scelta di popolazione di riferimento si trova in un recente studio di coorte relativo ad una fabbrica di prodotti in gomma in Inghilterra. Nello studio sono state utilizzate due popolazioni di riferimento, quella nazionale e una locale. I risultati mostrati nella Tabella 1, evidenziano una differenza nella stima degli SMR ad esempio nella mortalità per bronchite cronica ed enfisema, causa per la quale i risultati sono fortemente discordanti, SMR con riferimento la popolazione nazionale 108 (95% IC 93-124), mentre SMR 65 (95% IC 56-75) con riferimento la popolazione locale. Tali risultati sono spiegati da significative variazioni nei pattern di mortalità nel territorio inglese. In modo particolare la popolazione locale presenta dei tassi di mortalità per le patologie studiate, maggiori rispetto a quelli nazionali, in conseguenza di una contaminazione urbana da materiale fibrogenico diffusa e associata anche ad altre lavorazioni presenti nell'area come miniere di carbone, produzioni di piastrelle, manufatti di terracotta e a lavori di cava (39).

Tabella 1. Principali risultati degli studi di coorte relativi al settore della costruzione e riparazione dei rotabili ferroviari, per durata crescente di follow-up

Riferim. Bibl.	Città	n. soggetti	Durata del follow-up (anni)	Tumore maligno della pleura		Tumore del polmone	
				SMR (osservati)	IC 90% (*)	SMR (osservati)	IC 90% (*)
40	Verona	2628	13	1,0 (1)	-	0,9 (27)	0,6-1,2
41	Foligno	1037	16	(0)	-	0,9 (11)	0,5-1,4
42	Pozzuoli	1534	19	4,76 (3)	1,7-1,2	1,4 (28)	1-2,0
43	Bologna	173	19	66,7 (6)	32,7-124,1	0,5 (3)	0,2-1,1
44	Colleferro	276	20	10,0 (2)	2,8-27,6	1,2 (8)	0,6-2,3
45	Pistoia	3739	40	4,5 (10)	2,6-7,2	1,2 (139)	1,0-1,3
46	Arezzo	734	52	13,1 (5)	6-25,8	1,3 (26)	0,8-1,6
47	Padova	1621	55	21,4 (23)	15-29,9	1,2 (90)	1-1,5
47	Cittadella	1190	55	6,6 (3)	2,4-15,3	1,1 (33)	0,8-1,5

(*) IC 90% ricalcolati con "Episheet © 2002 Spreadsheets for the analysis of epidemiologic data". Rothman K.

Nelle coorti occupazionali, la difficoltà di utilizzare un'appropriata popolazione di riferimento, si evidenzia con il cosiddetto "effetto lavoratore sano", fenomeno tipicamente caratterizzato da una diminuita mortalità per tutte le cause. Tale effetto può essere spiegato con processi selettivi e autoselettivi all'accesso al lavoro, e con una permanenza al lavoro con modalità che selezionano i soggetti con un migliore stato di salute. La problematica soggiacente

all'“effetto lavoratore sano” venne così sintetizzata da McMichael (48): “C'è un forte processo selettivo in gioco, in base al quale, per poter essere assunto in una popolazione lavorativa industriale, un soggetto deve essere relativamente sano e in grado di svolgere un'attività lavorativa. Questo processo selettivo opera in modo da determinare un fenomeno tale che, in un'industria priva di significativi pericoli per la vita, i tassi di mortalità della popolazione lavorativa in oggetto risulteranno meno elevati rispetto alla popolazione generale. I soggetti la cui salute non soddisfa i requisiti richiesti da una specifica industria, non accedono all'industria stessa; coloro che sono assunti ma la cui salute si deteriora al di sotto del livello richiesto non rimangono in quell'industria”. Generalmente tali condizioni portano ad un deficit per le malattie dell'apparato circolatorio, respiratorio e digerente, mentre in riferimento alle malattie neoplastiche la valutazione dell'“effetto lavoratore sano” è più articolata (49).

Durata del follow-up

La durata del follow-up è elemento fondamentale di uno studio di coorte in quanto possono trascorrere periodi lunghi, anche decenni, tra l'inizio dell'esposizione e il verificarsi degli esiti sanitari, come ad esempio i tumori. La comparsa di un esito associato ad una esposizione è di solito funzione del livello dell'esposizione e del meccanismo di azione della stessa. Tuttavia, perché l'associazione tra esposizione ed esito sanitario sia identificabile dal punto di vista epidemiologico, è necessario che intercorra un periodo di tempo adeguato rispetto all'inizio dell'esposizione e, quindi, che la popolazione sia seguita nel tempo almeno per tale periodo. Questo periodo, dipende dal verificarsi di molte condizioni legate a meccanismi probabilistici ed è difficilmente valutabile *a priori* in studi osservazionali, anche quando le conoscenze relative all'eziologia degli esiti in indagine siano accurate. Per questo motivo risulta di grande interesse aggiornare periodicamente il follow-up delle coorti.

Un esempio dell'importanza della durata del follow-up, è fornito dall'insieme degli studi di coorte effettuati in Italia nel settore della costruzione e riparazione dei rotabili ferroviari che ha comportato, soprattutto nel passato, molteplici situazioni di esposizione ad amianto. Infatti, l'amianto è stato utilizzato ampiamente come isolante nei rivestimenti delle carrozze ferroviarie ovunque nel mondo, la specificità italiana è legata all'ampio utilizzo della crocidolite, la specie di amianto più reattiva nell'indurre il mesotelioma maligno (50).

L'insieme degli studi di coorte in questo settore (Tabella 2) mostra che la mortalità per il mesotelioma maligno, patologia rara specificamente associata con l'esposizione ad amianto, inizia ad evidenziarsi negli studi epidemiologici con follow-up superiore ai 16 anni.

Tabella 2. Analisi dei decessi nella coorte di un'industria per la produzione di materiali in gomma inglese; confronto tra i risultati ottenuti utilizzando come riferimento i tassi nazionali (SMR_N) e quelli di una popolazione locale (SMR_L) (1951-1985)

Causa di morte (ICD VIII)	Morti osservate	SMR _N	IC 95%	SMR _L	IC 95%
Tutte le cause (001-E999)	2556	99	95-103	79	76-82
Ischemie cardiache acute e croniche (410-414)	98	98	91-105	86	80-92
Bronchite cronica e enfisema (490-492)	108	108	93-124	65	56-75
Tutti i tumori (140-209)	753	114	106-123	93	86-100
Tumore dello stomaco (151)	100	135	110-165	81	66-99
Tumore del polmone (162)	329	120	108-134	94	84-105

Modificato da Veys 2004 (39).

Nel caso del tumore del polmone l'aumento è evidente negli studi con più di 20 anni di follow-up. Certamente la durata del follow-up non è l'unico fattore che differenzia i diversi studi, tuttavia la possibilità di osservare per periodi lunghi una determinata popolazione a rischio può spiegare alcune differenze nei risultati, essa deve essere considerata in particolare nell'interpretazione di eventuali assenze di rischio in studi con durata non adeguata del periodo di osservazione.

Esposizione

L'importanza dell'informazione sull'esposizione nelle coorti professionali è documentato dagli studi degli esposti a cloruro di vinile monomero (CVM) per il quale è accertato il carattere causale dell'associazione con l'angiosarcoma epatico mentre per il carcinoma epatocellulare l'evidenza suggerisce in modo forte la causalità e per il tumore del polmone le osservazioni di aumenti di rischio non sono coerenti (51).

Il recente studio multicentrico europeo, coordinato dall'Agenzia per la Ricerca sul Cancro di Lione, ha analizzato la mortalità alla metà degli anni '90 di oltre 12000 soggetti addetti alla produzione di CVM/PVC in Italia, Gran Bretagna, Norvegia e Svezia (52); in questa indagine per ognuna delle 22 mansioni è disponibile una stima dell'esposizione validata dagli igienisti industriali, specifica per mansione e periodo di calendario (matrice mansione-esposizione, JEM Job Exposure Matrix) sulla base della quale viene calcolata, per ogni soggetto, l'esposizione cumulativa come ppm-anni (stima del livello di esposizione per mansione per durata di ogni mansione e successiva somma per tutte le mansioni svolte). L'analisi per l'angiosarcoma mostra un aumento rispetto al riferimento (< 724 ppm) per tutte le categorie di esposizione, con RR pari a 6,56, 13,6, 28,0, 88,2 rispettivamente nelle categorie 735-2379 ppm, 2380-5188 ppm, 5189-7531 ppm e 7532+ ppm, per le prime tre categorie il RR per carcinoma epatocellulare è uguale a 3,02, 2,47, 5,33. Per la cirrosi epatica si osserva un aumento rispetto al riferimento (< 524 ppm) per tutte le categorie di esposizione, con RR pari a 9,38, 4,01, 9,77, e 8,28 rispettivamente nelle categorie 524-998 ppm, 999-3429 ppm, 3430-5148 ppm e 5149+ ppm. Inoltre l'osservazione di una relazione dose-risposta per i casi di angiosarcoma con esposizione cumulativa < 1500 ppm-anni ha evidenziato l'esistenza di un aumento di rischio di entità simile a quello stimato per tutte le categorie di esposizione come anche l'esistenza di rischio per livelli di esposizione entro l'ordine di grandezza di quelli previsti dagli standard di esposizione in vigore in alcuni paesi (1-7 ppm). Infine per il tumore del polmone è stato osservato un aumento del rischio all'aumentare della stima dell'esposizione cumulativa a CVM tra coloro che hanno svolto esclusivamente la mansione di insaccatore.

La disponibilità di dati ha reso possibile un'analisi per esposizione che ha documentato l'esistenza di una relazione dose-risposta per l'angiosarcoma, l'epatocarcinoma e la cirrosi epatica rafforzando la valutazione in termini di causalità dell'associazione con il CVM e identificando la mansione degli insaccatori a maggior rischio per il tumore del polmone.

Alla luce di quanto detto si può quindi concludere che negli studi di coorte occupazionali l'informazione sull'esposizione espressa come stime quantitative specifiche per mansione e periodo di calendario e per un rilevante periodo di tempo permette di ottenere risultati utilizzabili nella valutazione degli effetti avversi sulla salute, l'uso di tali dati è inoltre subordinato ad una numerosità adeguata degli eventi di interesse ai fini dello studio della relazione esposizione-risposta.

Per lo specifico isotipo-bersaglio del CVM, l'angiosarcoma epatico, sono disponibili anche studi relativi al possibile effetto di un'esposizione residenziale. Due studi condotti negli Stati Uniti (53) e in Gran Bretagna (54) relativi a periodi dal 1950 al 1975 rilevano un totale di circa

10 casi di angiosarcoma in soggetti residenti nelle vicinanze di stabilimenti di produzione di CVM/PVC. Sulla base di tali osservazioni una rassegna dell'evidenza epidemiologica degli effetti dell'esposizione a CVM (55) conclude che "il verificarsi di questi casi suggerisce con forza che l'inquinamento ambientale intorno alle fabbriche di produzione di CVM/PVC può avere comportato un rischio minimo per la popolazione generale". La rarità dell'angiosarcoma, con una stima dell'incidenza annua dell'ordine di 1,3-3 casi per 10 milioni di popolazione e la difficoltà di identificare l'istotipo rendono difficile la conferma dell'eventuale ruolo dell'esposizione ambientale a CVM.

Tipologia di esito

Come precedentemente indicato, gli studi di coorte finora effettuati nei siti inquinati italiani hanno considerato come esito soprattutto la mortalità. Ciò è legato alla possibilità di ottenere informazioni sui decessi da fonti informative di dati correnti disponibili dal 1980 su tutto il territorio nazionale.

Tra i casi in cui è stato considerato un esito diverso dalla mortalità il più rilevante è rappresentato dall'insieme degli studi sulla coorte dei residenti a Seveso che ha permesso di documentare l'impatto sulla salute della esposizione a diossina conseguente all'incidente industriale del 1976. Il confronto tra le due aree più esposte e quella di riferimento con follow-up della coorte dei residenti per 20 anni successivi all'incidente, ha evidenziato nelle aree più esposte un incremento di rischio di mortalità (RR) per tumori del sistema linfemopoietico, uomini 1,7 (IC 95% 1-2,8) e donne 1,8 (IC 95% 1,1-3,2) di quello digerente (retto negli uomini 2,4, IC 95% 1,2-4,6) e di quello respiratorio (polmone negli uomini 1,3 IC 95% 1-1,7). Nelle analisi di incidenza, relative al periodo 1977-1991, sono risultati in eccesso anche i tumori della tiroide (uomini RR 2,1, IC 95% 0,3-16 e donne RR 1,7 IC 95% 0,4-6,9) nella fascia meno esposta tra le donne (RR 1,7 IC 95% 0,9-3,3) e della pleura (uomini 5,8 IC 95% 1,7-19,8). I tessuti molli sono risultati in eccesso nella sub-coorte più grande ma meno esposta (uomini RR 2,6 IC 95% 1,1-6,3). Inoltre questo studio ha permesso di avvalorare alcune ipotesi di associazione tra effetti non neoplastici ed esposizione a diossina: effetti cardiovascolari (possibile conseguenza dell'esposizione chimica insieme con lo stress conseguente ad una tale esperienza), effetti endocrini (diabete tra le donne, RR mortalità 1,7 IC 95% 1,1-2,7), effetti riproduttivi (l'esposizione alla diossina per gli uomini è risultata associata con una più bassa *sex-ratio* uomini/donne relativa alla loro prole) (6).

Un altro esempio di coorte residenziale è quello svolto in una piccola comunità di Ostia Antica, interessata dalla presenza di un elettrodotto. La prima pubblicazione relativa allo studio evidenzia nel dettaglio la metodologia utilizzata in quel contesto per valutare il rischio associato all'esposizione ai campi ELF (56), in questa sede interessa sottolineare come lo studio abbia integrato le valutazioni del profilo di mortalità con quelle del profilo di morbosità espressa come persone ricoverate in ospedale (57), tramite la consultazione delle SDO (Schede di Dimissione Ospedaliera). I risultati dell'analisi della morbosità, hanno confermato le osservazioni relative alla mortalità. In entrambi i casi è stata utilizzata la popolazione del Lazio come riferimento e sono risultati in eccesso tutti i tumori (mortalità 1,34 IC 95% 0,82-2,18; SDO 1,25 IC 95% 0,85-1,83) e, tra gli uomini, i tumori del pancreas (mortalità 13,61 IC 95% 5,11-36,25; SDO 16,01 IC 95% 4,00-64,00). L'analisi delle SDO (57) ha evidenziato anche un eccesso per le malattie ematologiche (SMR 3,13 IC 95% 1,41-6,97).

Studi di coorte per lo studio dei rischi ambientali: recenti applicazioni

Le coorti dei nuovi nati costituiscono una recente applicazione dell'indagine di coorte per lo studio degli effetti delle esposizioni ambientali e della loro possibile interazione con fattori genetici e caratteristiche socio-economiche. Questi studi sono motivati dalla crescente consapevolezza che esposizioni intrauterine e nelle prime fasi della vita possono avere conseguenze sulla salute anche più gravi di quelle dovute ad esposizioni in età adulta (<http://www.euro.who.int>).

Negli Stati Uniti uno studio longitudinale osserverà, su tutto il territorio nazionale, circa 100.000 bambini dal periodo prenatale all'età di 21 anni per studiare gli effetti delle esposizioni ambientali sulla salute e lo sviluppo dei bambini attraverso informazioni sulla nascita e i primi anni di vita e con la raccolta di materiale biologico. (<http://nationalchildrensstudy.gov/>). L'inquadramento concettuale dell'indagine, gli obiettivi, le priorità relative alle esposizioni (eg. PCB, TCDD, mercurio, alcol, nicotina) e agli eventi da studiare (es. asma, difetti congeniti, tumori) e la struttura amministrativa di questa complessa indagine, i cui risultati preliminari sono previsti per il 2008-2009, sono presentati in un recente articolo (58).

In Europa non esiste un progetto simile a quello del NCS ma in molti paesi sono disponibili coorti che coprono il territorio nazionale o parte di esso, le più recenti prevedono anche una banca biologica. La coorte dei nuovi nati in Danimarca (59) e la coorte Norvegese della madre e del bambino (<http://www.fhi.no>. *The Norwegian Mother and Child Cohort Study*) includeranno più di 100.000 donne gravide e i loro bambini. In Spagna la RED-INMA (Red de Investigación "Infancia y medio ambiente") ha l'obiettivo di studiare gli effetti delle esposizioni ambientali e della dieta in 3600 donne gravide e nei loro bambini che verranno osservati fino all'età di 6 anni (60). In Italia non è presente un'iniziativa a livello nazionale per uno studio di coorti di nuovi nati, ma sono in corso limitate esperienze a livello locale che hanno un carattere pilota e che possono fornire metodologia e dati di riferimento. Per uno studio complesso e importante come una coorte di nuovi nati viene auspicata un'iniziativa di respiro nazionale che preveda contributi multidisciplinari, il coinvolgimento di strutture sanitarie e ambientali come anche risorse finanziarie *ad hoc* (61).

Nuovi studi di coorte prospettici offrirebbero l'opportunità di superare alcuni dei problemi relativi ad una adeguata informazione sull'esposizione e sui potenziali fattori di confondimento, per essi sono però necessarie ingenti risorse finanziarie e i risultati sarebbero disponibili dopo molti anni, tali limiti vanno forse considerati alla luce del fatto che alcuni studi di coorte iniziati molti decenni fa sono ancora alla base delle attuali conoscenze scientifiche (33, 34, 62, 63).

Conclusioni

Una recente rassegna esamina gli aspetti critici del disegno degli studi di coorte in specifico riferimento alle indagini degli effetti sulla salute da inquinamento dell'aria (64), essa può essere un'utile guida nella situazione italiana nel caso di studi di coorte nei siti inquinati anche per esposizioni diverse dall'inquinamento atmosferico.

In Italia finora gli studi epidemiologici di coorte nelle aree inquinate sono stati principalmente di tipo occupazionale; essi sono stati utili per dimensionare la possibile componente professionale del rischio osservato nell'area, ma va anche ricordata la loro importanza quando tale componente non è evidenziata perché in questi casi viene comunque fornita l'indicazione per la conduzione di eventuali studi successivi da pianificare. La necessità

e possibilità di considerare, nella fase di disegno dello studio di coorte, aspetti quali i confondenti, la popolazione di riferimento, una adeguata durata del periodo di osservazione sono state documentate nei paragrafi precedenti, gli esempi forniti hanno inoltre sottolineano l'utilità di valutare più esiti sanitari (mortalità, incidenza, morbosità, ecc.) per ottenere un quadro più dettagliato dell'impatto sanitario associato con specifiche esposizioni ambientali. Gli studi pianificati nel futuro dovrebbero essere caratterizzati da un approccio sistematico in cui, in base ai dati di monitoraggio delle diverse aree con indicazioni relative all'inquinamento delle principali matrici (aria, acqua, suolo) esterne all'ambiente di lavoro, siano scelti gli approcci di epidemiologia analitica per la caratterizzazione dell'area.

È quindi auspicabile una valutazione delle priorità di indagine epidemiologica specifica per area che consideri le evidenze epidemiologiche disponibili *in loco* e le più ampie conoscenze di letteratura rispetto ai fattori occupazionali e ambientali per giungere alla scelta dell'approccio ottimale in termini informativi. La sorveglianza epidemiologica dovrebbe integrare sistemi di osservazione generale e di macro-area con sistemi di osservazione particolare e locali. I segnali che possono emergere da valutazioni generali, ad esempio un eccesso di mortalità per una causa ad elevata eziologia occupazionale od ambientale (26) ovvero una causa evitabile (65) in uno specifico territorio, devono essere messe a disposizione delle autorità locali, che hanno una conoscenza del contesto ambientale e possibilità di intervento. A fronte di garanzie di qualità dei dati disponibili e delle indagini pianificate, disposizioni legislative e adeguata copertura economica renderebbero possibile la conduzione di studi di coorte o altri studi analitici utili alla caratterizzazione epidemiologica dell'area. Tale attività epidemiologica deve corrispondere ad una serie di requisiti sui quali c'è accordo nella comunità epidemiologica; in base a tali requisiti gli studi devono essere pertinenti alla salute pubblica e di elevato rigore scientifico, la popolazione studiata deve essere informata, i risultati delle indagini devono essere pubblicati in riviste scientifiche e resi accessibili ai mezzi di comunicazione e alle istituzioni politiche, e gli epidemiologi devono formulare, insieme ad altri, raccomandazioni per la prevenzione e per interventi di bonifica come anche partecipare al processo decisionale inteso a mettere in pratica tali interventi (1, 66).

Bibliografia

1. Terracini B. Aree oggetto di bonifica: inquadramento teorico e metodologico. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
2. Comba P, Belli S, Pasetto R, Pirastu R. Studi di epidemiologia analitica nei siti di interesse nazionale per le bonifiche. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
3. Checkoway H, Pearce N, Kriebel D. *Research methods in occupational epidemiology*. Oxford: Oxford University Press; 2004.
4. Miller AB, Goff DC, Bammann K, Wild P. Cohort studies. In: Ahrens W, Pigeot I (Ed.). *Handbook of Epidemiology*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag; 2005.
5. Hill Bradford A. The *environment* and disease: Association or causation? *Proc R Soc Med* 1965;58: 295-300.
6. Pesatori AC, Consonni D, Bachetti S, Zocchetti C, Ronzini M, Maccarelli A, Bertazzi PA. Short- and long-term morbidity and mortality in the population exposed to dioxin after the "Seveso accident". *Ind Health* 2003;41(3):127-38.

7. Cori L, Tassoni E. Attività di bonifica e fondi strutturali. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
8. Szklo M, Nieto FJ. *Epidemiology beyond the basics*. Sudbury, Massachusetts: Jones & Burtlett; 1999.
9. Fazzo L. I 17 siti del piano nazionale delle bonifiche delle regioni obiettivo 1: le indagini epidemiologiche ad oggi disponibili. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
10. Martuzzi M, Mitis F, Biggeri A, Terracini B, Bertollini R (Ed.). Ambiente e stato di salute nella popolazione delle aree ad alto rischio di crisi ambientale in Italia. *Epidemiol Prev* 2002;26(6) Suppl:1-56.
11. Carta P, Aru G, Nurchis P, Cadeddu P *et al.* Studio di mortalità per cause specifiche in lavoratori di una fonderia di piombo zinco della Sardegna. *G Ital Med Lav Erg* 2005;27 Suppl. 1:43-5.
12. Gruppo Tecnico di studio sulle aree a forte pressione ambientale. Documento informativo sulla situazione *attuale* dell'area ad elevato rischio di crisi ambientale del Sulcis. Regione Sardegna: Assessorato Regionale Igiene, Sanità ed Assistenza Sociale; 2005.
13. Carta P, Aru G, Cadeddu P. Mortality for pancreatic cancer among aluminium smelter workers in Sardinia, Italy. *G Ital Med Lav Erg* 2004;26(2):83-9.
14. Rønneberg A, Haldorsen T, Romundstad P, Andersen A. Occupational exposure and cancer incidence among workers from an aluminium smelter in western Norway. *Scand J Work Environ Health* 1999;25(3):207-14.
15. Romundstad P, Andersen A, Haldorsen T. Cancer incidence among workers in six Norwegian aluminum plants. *Scan J Work Environ Health* 2000;26(6):461-9.
16. Tremblay C, Armstrong B, Theriault G, Brodeur J. Estimation of risk of developing bladder cancer among workers exposed to coal tar pitch volatiles in the primary aluminium industry. *Am J Ind Med* 1995;27(3):335-48.
17. Armstrong B, Hutchinson E, Unwin J, Fletcher T. Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis. *Environ Health Perspect* 2004;112(9):970-8.
18. Becklake MR. Occupational exposure as a cause of chronic airways disease. In: Rom WM (Ed.). *Occupational and environmental medicine*. Philadelphia-New York: Lippincott-Raven; 1998. p. 573-86.
19. Schlesinger RB. Nitrogen oxide/nitric oxide. In: Rom WM (Ed.). *Occup Environ Med* Philadelphia, New York: Lippincott-Raven; 1998. p. 617-30.
20. Utell MJ, Frampton MW. Sulphur dioxide and sulphuric acid aerosols. In: Rom WM (Ed.). *Occup Environ Med* Philadelphia, New York: Lippincott-Raven; 1998. p. 630-40.
21. Driscoll T, Nelson DI, Steenland K *et al.* The global burden of non-malignant respiratory disease due to occupational airborne exposures. *Am J Ind Med* 2005;48:432-45.
22. Boffetta P. Epidemiology of environmental and occupational cancer. *Oncogene* 2004;23:6392-403.
23. Rom WN. Silicates and benign pneumoconiosis. In: Rom WM (Ed.). *Occup Environ Med* Philadelphia, New York: Lippincott-Raven; 1998. p. 587-600.
24. Ross MH, Murray J. Occupational respiratory disease in mining. *Occup Med* 2004;54:304-10.
25. Silverman DT, Morrison AS, Devesa SS. Bladder cancer. In: Rom WM (Ed.). *Occup Environ Med* Philadelphia, New York: Lippincott-Raven; 1998. p. 1156-79.

26. Biggeri A, Lagazio C, Catelan D, Pirastu R, Casson F, Terracini B. Ambiente e salute in Sardegna. *Epidemiol Prev* 2006;30(1) suppl:1-64.
27. WHO Centro Europeo Ambiente Salute. Le aree ad elevato rischio di crisi ambientale. In: Bertollini R, Fabbri M, Di Tanno N (Ed.). *Ambiente e salute in Italia*. Roma: Il pensiero scientifico ed.; 1997.
28. Fano V, Cernigliaro A, Scondotto S *et al.* Stato di salute della popolazione residente nelle aree ad elevato rischio ambientale e nei siti di interesse nazionale della Sicilia. *Notiziario O.E.* luglio 2005.
29. Pasetto R, Biggeri A, Comba P, Pirastu R. Mortalità nei lavoratori della coorte del Petrochimico di Gela 1960-2002: risultati preliminari. *Epidemiol Prev* (in stampa).
30. Greenberg RS, Mandel JS, Pastides H, Britton NL, Rudenko L, Starr TB. A meta-analysis of cohort studies describing mortality and cancer incidence among chemical workers in the United States and Western Europe. *Epidemiol* 2001;12:727-70.
31. Wong O, Raabe GK. A critical review of cancer epidemiology in the petroleum industry, with a meta-analysis of a combined database of more than 350,000 workers. *Regul Toxicol Pharmacol* 2000;32:78-98.
32. Kriebel D, Wegman DH, Moure-Eraso R, Punnett L. Limitations of meta-analysis: cancer in the petroleum industry. *Am J Ind Med* 1990;17:269-71.
33. Dockery DW, Pope CA III, Xu X, Spengler JD, Ware JH., Fay ME, Ferris BG, Speizer FE. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Eng. J Med* 1993;329:1753-9.
34. Pope CA III, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Resp Crit Care* 1995;151:669-4.
35. Pope CA III, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston D. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002;287(9):1132-41.
36. Eters JM, Avol E, Navidi W *et al.* A study of twelve Southern California communities with differing levels and types of air pollution. I Prevalence of respiratory morbidity. *Am J Respir Crit Care Med* 1999;159:760-7.
37. Gauderman WJ, Avol E, Gilliland F *et al.* The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N Engl J Med* 2004;351:1057-67.
38. Iemiatycki J, Krewski D, Goldberg MS, Nadon L, Lakhani R. Controlling for potential confounding by occupational exposure. *J Toxicol Environ Health Part A* 2003;66:1591-603.
39. Veys CA. A study of mortality patterns at a tyre factory 1951-1985: a reference statistic dilemma. *Occup Med* 2004;54(5):330-5.
40. Magnani C, Ricci P, Terracini B. A mortality historical cohort study in the Verona repair workshop of Italian railways. *Acta Oncol* 1989;10:201-7.
41. Magnani C, Nardini I, Governa M *et al.* Uno studio di coorte degli addetti ad una officina di grandi riparazioni (OGR) delle ferrovie dello stato. *Med Lav* 1986;77:154-61.
42. Menegozzo M, Belli S, Bruno C *et al.* La mortalità per cause correlabili all'amianto in una coorte di addetti alla costruzione di carrozze ferroviarie. *Med Lav* 1993;84:193-200.
43. Gerosa A, Ietri E, Belli S *et al.* Alto rischio di morte per mesotelioma pleurico in un'Officina Grandi Riparazioni delle Ferrovie dello Stato. *Epidemiol Prev* 2000;24:117-9.
44. Blasetti F, Bruno C, Comba P *et al.* Studio di mortalità relativo agli addetti alla costruzione di carrozze ferroviarie a Colferro. *Med Lav* 1990;81:407-13.

45. Seniore-Costantini A, Ercolanelli M, Silvestri S, *et al.* Studio di coorte sugli addetti ad una azienda di costruzione e riparazione di rotabili ferroviari (Breda): aggiornamento del follow-up del precedente studio al 31/12/2000. L'intervento sanitario per gli ex-esposti ad amianto della ditta Breda, Pistoia 2002. Regione Toscana Giunta regionale; 2002.
46. Battista G, Belli S, Comba P *et al.* Mortality due to asbestos-related causes among railway carriage construction and repair workers. *Occup Med* 1999;49:536-9.
47. Tessari R, Canova C, Simonato L. Indagine epidemiologica sullo stato di salute degli addetti alla produzione e riparazione carrozze ferroviarie: uno studio prospettico storico di mortalità *Med Lav* 2004;95:381-91.
48. McMichael AJ. Standardized mortality ratios and the "healthy worker effect": scratching beneath the surface. *J Occup Med* 76;18:165-8.
49. Higginson J, Muir CS, Muñoz N. *Human cancer. Epidemiology and environmental causes.* Cambridge: Cambridge University Press, 2004.
50. Comba P, Pasetto R. Impatto sanitario dell'esposizione ad amianto nel settore della costruzione e riparazione dei rotabili ferroviari. *Eur J Oncol* 2004;9(2):87-90.
51. Environmental Protection Agency. US toxicological review of vinyl chloride in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS) EPA 635R-00/004. Environmental Protection Agency US EPA. 2000. Disponibile all'indirizzo: <http://www.epa.gov/iris>; ultima consultazione 06/06/2006.
52. Ward E, Boffetta P, Andersen A *et al.* Update of the follow-up of mortality and cancer incidence among European workers employed in the vinyl chloride industry. *Epidemiol* 2001;12:710-8.
53. Brady J, Liberatore F, Harper P, Greenwald P, Burnett W, Davies JN, Bishop M, Polan A, Vianna N. Angiosarcoma of the liver: an epidemiologic survey. *J Natl Cancer Inst* 1977;59(5):1383-5.
54. Baxter PJ, Anthony PP, MacSween RN, Scheuer PJ. Angiosarcoma of the liver in Great Britain, 1963-73. *Br Med J* 1977 8;2(6092):919-21.
55. Doll R. Effects of exposure to vinyl chloride. An assessment of the evidence. *Scand J Work Environ Health* 1988;14:61-78.
56. Fazzo L, Grignoli M, Iavarone I, Polichetti A, De Santis M, Fano V, Forastiere F, Palange S, Pasetto R, Vanacore N, Comba P. Studio preliminare di mortalità per causa di una popolazione con esposizione residenziale a campi magnetici a 50 Hz, in un quartiere del comune di Roma. *Epidemiol Prev* 2005;29(5-6):243-52.
57. Fazzo L, Tancioni V, Vanacore N, Papini P, Iavarone I, Farchi S, Bruno C, Polichetti A, Borgia P, Comba P. Cause specific morbidity study of a population exposed to 50 Hz magnetic fields. *Epidemiol* (in stampa).
58. The National Children's Study Interagency Coordinating Committee. The national children's study of environmental effects on child health and development. *Environ Health Perspect* 2003;11:642-6.
59. Olsen J, Melbye M, Olsen JF *et al.* The Danish National Birth Cohort its background, structure and aim. *Scand J Work Public Health* 2001;29:300-7.
60. Ramòn R, Ballester F, Rebagliato M *et al.* La red de investigatiòn "Infancia y medio ambiente" RED-INMA: protocolo de estudio. *Rev Esp Salud Pública* 2005;79:203-20.
61. Porta P, Forastiere F, Di Lallo D, Perucci CA. Ambiente e salute per i bambini. Editoriale. *Epidemiol Prev* 2004;28(6):301-2.
62. Dawber TR, Meadors GF, Moore FE Jr. Epidemiological approaches to heart disease: the Framingham study. *Am J Public Health* 1951;41:279-81.

63. Belanger CF, Hennekens CH, Rosner B, Speizer FE. The Nurses's Health Study. *Am J Nurs* 1978; 78:1039-40.
64. Brunekreef B. Design of cohort studies for air pollution health effects. *J Toxicol Environ Health Part A* 2003;66:1723-9.
65. ERA Epidemiologia e Ricerca Applicata. Atlante 2006. *Mortalità evitabile e contesto demografico per USL*. Disponibile all'indirizzo: <http://www.e-r-a.it>; ultima consultazione 06/06/2006.
66. Weed DL, McKeown RE. Science and social responsibility in public *Health Environ Health Perspect* 2003;11(14):1804-8.

BIOMONITORAGGIO IN EPIDEMIOLOGIA AMBIENTALE

Fabrizio Bianchi

Istituto di Fisiologia Clinica, Sezione di Epidemiologia, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Pisa

Premessa

Il monitoraggio di parametri biologici ha un ruolo fondamentale nella valutazione e gestione del rischio per la salute, per il contributo rilevante nella valutazione dell'esposizione e della relazione tra dose e risposta, fondamentali per la caratterizzazione del rischio e per la sua gestione (1, 2).

In epidemiologia ambientale si assiste ad un progressivo incremento dell'uso del biomonitoraggio per la valutazione dell'esposizione o di effetti avversi sulla salute, specie in aree contaminate e intorno a sorgenti inquinanti.

Ci si propone quindi di offrire una presentazione dello "strumento biomonitoraggio" orientata a discutere e riflettere sulle potenzialità e i limiti e guidare all'impiego per la conduzione di indagini su ambiente e salute in aree a rischio.

Biomonitoraggio e biomarcatori

Biomonitoraggio e biomarcatori (BM) sono termini di sempre maggior uso, tuttavia il loro significato è spesso confuso o impreciso e i due termini vengono utilizzati per differenti concetti e in differenti situazioni.

Si usano correntemente per il monitoraggio dell'esposizione occupazionale, per il monitoraggio dell'inquinamento ambientale, per misure di variazioni fisiologiche o misure di parametri clinici.

Esistono definizioni di biomonitoraggio orientate alle misure ambientali, cioè alle attività di monitoraggio di parametri biologici presenti nell'ambiente esterno. Per esempio l'APAT tratta il tema del BM nell'ambito delle diverse matrici ambientali in quanto "monitoraggio dell'inquinamento mediante organismi viventi. Le principali tecniche di biomonitoraggio consistono nell'uso di organismi *bioaccumulatori* (...) e di organismi *bioindicatori* (...)” (3).

Ci sono definizioni orientate a misure individuali come quella proposta dal CDC (*Centers for Disease Control*) di Atlanta: "... misura diretta dell'esposizione degli individui della popolazione a sostanze tossiche ambientali per mezzo della loro misura in sangue, urine, siero, saliva o tessuti umani” (4).

Una definizione allargata include sia il biomonitoraggio ambientale, cioè di misure non personali (monitoraggio di aria, suolo, acque, alimenti), sia il biomonitoraggio umano (BMU), cioè di misure individuali, per mezzo di strumenti esterni (dosimetri individuali per inquinanti aerei o misuratori di esposizione cutanea) o parametri interni (biomarcatori).

Considerazioni e stimoli per l'uso di biomarcatori per indagare i rischi rappresentati da agenti ambientali senza dover attendere di osservare eventi avversi, suggerito già dalla fine degli anni '80 (5), sono stati recentemente ripresi da Bianchi e Terracini nel rapporto ISTISAN "Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea" (6).

Il presente lavoro è rivolto soprattutto al tema del BMU, nella convinzione che l'identificazione di biomarcatori di esposizione e di risposta fisiologica rappresenti una sfida prioritaria per le grandi potenzialità d'uso di questi "strumenti", con particolare riferimento all'epidemiologia ambientale.

Infatti, per quanto si possono spingere gli approfondimenti mirati sui sistemi ecologici e sulle vie e destini di contaminazione (*pathways*) ad aggregati di microaree geografiche, essi possono produrre informazioni riferibili ad aggregazioni collettive (ecologiche) o comunque difficilmente riportabili al livello individuale, a meno di effettuare studi epidemiologici analitici *ad hoc*.

Biomarcatori d'esposizione, specie se misurati in campioni di popolazioni definite, permettono di identificare più precocemente cambiamenti nel tempo del profilo di esposizione della popolazione, rispetto a biomarcatori di effetto, anche fisiologico o pre-clinico, che misurano comunque un cambiamento o un danno già avvenuto o in corso.

Importanti monografie sulla valutazione dell'esposizione mediante studi su marcatori biologici specifici sono state preparate dall'*US-National Research Council*, per gli effetti di tossicità riproduttiva, polmonare, sul sistema nervoso, sulla funzione immunologica, sul tratto urinario (7-11).

Concetti e principi di applicazione dei biomarcatori per la valutazione del rischio per la salute e criteri per la loro selezione e validazione sono stati approntati da una specifica *task force* del WHO già nel 1992 (12).

A titolo di premessa si ritiene rilevante evidenziare come il biomonitoraggio sia particolarmente utile per la valutazione dell'esposizione a metalli (13), a numerose sostanze organiche (14) e in generale a sostanze che non vengono metabolizzate rapidamente. In virtù di queste caratteristiche, bene si comprende che possono essere innumerevoli le applicazioni per studi su popolazioni e gruppi, specie in situazioni caratterizzate dalla presenza di pericoli o rischi misurati. Ad esempio da oltre dieci anni ne è stato suggerito l'utilizzo per valutare gli effetti sulla salute in popolazioni residenti nelle vicinanze di impianti di trattamento di rifiuti (15), campo di applicazione che riprenderemo come esemplificativo alla fine del presente intervento.

Biomonitoraggio umano

Concentrandosi sul BMU, inteso come monitoraggio di parametri biologici individuali lungo il vettore esposizione-malattia, in considerazione di quanto detto, proponiamo la seguente definizione generale di biomonitoraggio basata su 4 categorie:

1. monitoraggio biologico mediante biomarcatori di esposizione (inclusi di dose interna e di carico corporeo);
2. monitoraggio di effetti biochimici mediante biomarcatori di dose efficace (incluso la misura della dose accumulata in tessuti e gli addotti di sostanze chimiche al DNA o a proteine come l'albumina e l'emoglobina);
3. monitoraggio di effetti biologici mediante biomarcatori di effetto biologico (esempio misure di variazione fisiologica come anomalie cromosomiche, micronuclei, scambi tra cromatidi fratelli-SCE);
4. monitoraggio di effetti biologici mediante misura di parametri clinici con biomarcatori di malattia.

Sia i biomarcatori di esposizione (I tipo) che quelli di dose assorbita (II tipo) rappresentano strumenti cruciali per caratterizzare precocemente l'esposizione e cercare di comprendere il complesso legame tra esposizione esterna, interna e effetti sulla salute.

Ambedue i metodi producono misure della vera esposizione totale secondo la via di esposizione, ma mentre il monitoraggio biologico è applicabile alla maggior parte delle sostanze, il monitoraggio di effetto biochimico è utilizzabile usualmente per sostanze con potenziale genotossico provato.

I biomarcatori di effetto biochimico (II tipo) misurano i prodotti di reazione a sostanze, indicando che la sostanza non è solo bioattiva ma è anche assorbita da tessuti specifici. Talvolta è possibile misurare prodotti di reazione in organi bersaglio (*target tissue dose*), per sostanze genotossiche e non.

A fini epidemiologici, è importante considerare che, il monitoraggio di effetti biochimici può produrre informazioni sull'interazione di una sostanza o composto con il corpo umano, che tuttavia non possono essere interpretate come indicazioni dirette per la valutazione di rischio per la salute. Infatti, come riportato nello schema della procedura di *risk assessment* (1), questo tipo di valutazione ha necessità di una maggiore complessità di conoscenze sul rapporto causa-effetto, e segnatamente di evidenze solide sulla relazione dose-risposta.

Ciò, non di meno, i biomarcatori di effetto biochimico possono dare un rilevante contributo negli studi epidemiologici, soprattutto per fornire informazioni sull'esposizione integrata su lunghi periodi di tempo (mesi o anche anni).

Il monitoraggio di effetti biologici (III tipo), mediante biomarcatori di effetto, è indicato per misurare effetti biologici reversibili, mentre le misure di parametri di anormalità clinica (IV tipo) sono ovviamente riferiti a danni diagnosticabili.

Per i biomarcatori di effetto, sia biochimico sia biologico, sono necessari valori di "base" o "normali" di riferimento. La conoscenza di *baseline* di biomarcatori sulla popolazione pone problemi rilevanti di diversa natura, soprattutto in quanto sono influenzati da fattori:

- a) ambientali;
- b) socio-economici;
- c) fisiologici dovuti ad abitudini e stili di vita;
- d) individuali dovuti a caratteristiche intrinseche (fenotipo e genotipo) e dovuti a:
- e) misure e misurazioni (standardizzazione, validità, riproducibilità, misclassificazione, distorsione);
- f) specificità nel misurare l'effetto
- g) produzione di dati sufficientemente rappresentativi a livello di popolazione,
- h) da cui si capisce la difficoltà di uso di questi biomarcatori.

D'altra parte lo scarso uso di biomarcatori di effetto non sembra sempre giustificato in quanto che esistono oggi diverse possibilità per affrontare in modo efficace i punti sopra citati.

Seguendo l'ordine:

- dati riferiti ai fattori di cui ai punti a, b, c, sono rilevabili e a volte anche disponibili da parte dei flussi informativi correnti (SIA, SIT, SISTAN, regionali) e si possono tenere di conto sia nel disegno di studio che nel modello di analisi;
- per i fattori individuali (d) sono utilizzabili biomarcatori di suscettibilità, indicatori riferiti a caratteristiche genetiche o anche somatiche, intrinseche o acquisite, nel rispondere a sollecitazioni di sostanze esogene. Questi possono essere di grande importanza per contribuire a spiegare effetti diversi in soggetti esposti agli stessi profili di rischio. Al proposito sono da considerare gli aspetti etici correlati.

Quanto alle caratteristiche delle misure:

- esistono metodologie avanzate per controllare o attenuare gli effetti di errori casuali e sistematici di misurazione e ottenere una buona riproducibilità, sia agendo sul disegno di studio, sia sulla conduzione, che in fase di trattamento dei dati (16);
- la ricerca ha prodotto, negli ultimi anni, avanzamenti notevoli nella messa a punto di marcatori sempre più specifici;

- misure su campioni ben costruiti e uso di disegni caso-controllo, o anche caso-caso, evitano la necessità di avere dati di popolazione su vasta scala.

Il monitoraggio biologico viene usato in molteplici campi *sia con misure dirette* (misure dirette di metalli pesanti nel sangue e nelle urine, misura di sostanze organiche clorate in tessuto adiposo, latte materno, urine, sangue), *sia con misure indirette* di metaboliti escreti nelle urine (es. DDE del DDT, acido S-fenil-mercapturico del benzene) e misure di COV nell'esalato respiratorio.

Il potere informativo e il contributo dei diversi tipi di monitoraggio al processo di valutazione del rischio per la salute, crescono a partire dal monitoraggio ambientale a quello individuale mediante marcatori di esposizione (I tipo) fino al monitoraggio di indicatori pre-clinici di danno. Tuttavia è da considerare che il tema cruciale in epidemiologia ambientale è quello della valutazione dell'esposizione e quindi l'interesse è rivolto soprattutto sui biomarcatori di esposizione e di effetto biochimico, rispetto a quelli disponibili per misurare effetti biologici e ancor di più di malattia.

L'effettiva utilizzabilità di biomarcatori per la definizione dell'esposizione dipende dalla disponibilità di metodi validati, che restringe notevolmente la fattibilità, rispetto ai più numerosi biomarcatori ambientali per i quali esiste una esperienza più consolidata.

Quanto all'associazione tra esposizione e eventi avversi di salute, i punti critici sono la specificità del legame e la conoscenza del livello e/o durata di esposizione, ricavabili da prove fornite da studi epidemiologici e/o, più spesso, estrapolabili da risultati di esperimenti su animali.

Anche per queste ragioni, ad oggi, non sono molti i biomarcatori specifici di esposizione o di effetto sulla salute per i quali esistono valori limite ricavati da indagini condotte a livello di popolazione su vasta scala.

L'esperienza nazionale più avanzata è probabilmente quella della Germania, che ha prodotto valori di riferimento e di guida per diversi metalli pesanti e inquinanti organici persistenti (17, 18).

Utili riferimenti a livello europeo sono rappresentati dalle esperienze dell'Agenzia Ambientale Europea e del progetto Europeo SCALE (*Science-Children-Awareness Legal instruments-Evaluation*) che pubblicano rapporti sull'andamento di sensori ambientali di impatto sulla salute e del carico corporeo di sostanze chimiche (19, 20).

In Italia la situazione è notevolmente più arretrata, come presentato e argomentato da De Felip *et al.*, che evidenziano la scarsità di indagini nel nostro Paese, quasi esclusivamente su PCDD/F e PCB nel latte e nel sangue di piccoli campioni (21).

Esperienze su popolazioni e gruppi a rischio

Per identificare popolazioni e gruppi a rischio e improntare le relative politiche di protezione e prevenzione è fondamentale la collaborazione tra registri di patologia (Registri Tumori, malformazioni congenite e abortività) e banche dati sui biomarcatori. Specialmente gli studi di biomonitoraggio basati su metodi geno-tossicologici possono dare un rilevante contributo nel riconoscimento di popolazioni più a rischio.

La necessità di disporre o realizzare registri di patologia e biobanche specifiche è rafforzata dalla crescente attenzione per i rischi per la salute dei bambini dovuti ad esposizioni ad agenti chimici e fisici.

In questo contesto, appare particolarmente promettente l'utilizzo di registri di patologie a breve latenza, come gli aborti e le malformazioni, rispetto alle medie o lunghe latenze che caratterizzano i tumori, integrati con programmi di BMU di donne esposte a rischi

occupazionali e/o ambientali, per costituire un sistema di allerta precoce sui cambiamenti di profili di rischio.

A tale proposito, si ritiene utile presentare una breve descrizione dei metodi e dei materiali usati in esperienze in corso in paesi europei e per questo si riportano quelle attive in Belgio, Portogallo, Germania e quella a cura dell'OMS.

Il governo delle Fiandre ha affidato le attività di BMU ad un consorzio di Università (22), chiedendo la realizzazione di tre obiettivi:

- 1) analizzare gli andamenti temporali per valutare l'efficacia delle misure ambientali per la salute pubblica;
- 2) analizzare la distribuzione spaziale sia dei determinanti sanitari che non sanitari di salute;
- 3) identificare i pericoli ambientali ancora sconosciuti e attivare un sistema di attenzione precoce sulle fonti di inquinamento e gli inquinanti il cui rischio è sconosciuto.

Per dare risposte ai tre gruppi di domande è stata pianificata una indagine di BM di marcatori di esposizione, effetto e suscettibilità da studiare e seguire nel tempo in una coorte di neonati, una di adolescenti e una di adulti (Tabella 1).

Tabella 1. Marcatori e coorti dell'indagine in corso nelle Fiandre

Marcatori	Neonati: 1200	Adolescenti: 1600 (14-15 anni)	Adulti: 1600 (50-65 anni)
Esposizione	Cadmio, piombo, marcatori di PCBs, pesticidi, diossine	Cadmio, piombo, marcatori di PCB, pesticidi, 1-OH pirene, acido tt-muconico	marcatori di PCB, pesticidi, diossine, 1-OH pirene, acido tt-muconico, cadmio
Effetto	Biometria, TSH, indice di Apgar, durata gestazione	Test della cometa, bilancio ormonale, misure biometriche, sviluppo sessuale	Test della cometa, espressione genica, marcatori tumorali, 8-OH dG
Suscettibilità	<i>Questionario:</i> asma e allergie	<i>Questionario:</i> asma e allergie	<i>Questionario:</i> asma e allergie
	<i>Questionario:</i> generale + alimenti	<i>Questionario:</i> generale + alimenti	<i>Questionario:</i> generale + alimenti
	<i>Analisi biochimica:</i> colesterolo, ferro nel sangue del cordone ombelicale	<i>Analisi biochimica:</i> colesterolo, ferritina, creatinina urinaria	<i>Analisi biochimica:</i> colesterolo, ferritina, creatinina urinaria

La campagna di biomonitoraggio e follow-up si propone di realizzare i seguenti risultati per i decisori politici:

- produrre una lista di temi di cui preoccuparsi e non preoccuparsi;
- stabilire quali sono le priorità, in termini di aree (regioni, distretti) e/o di inquinanti;
- definire la struttura del gruppo di BM pronto ad operare in caso di problemi improvvisi;
- descrivere la struttura spaziale e temporale dei fenomeni;
- dare valore aggiunto alla produzione e interpretazione dei dati sulle misure ambientali e i registri di malattia.

Gli *outcomes* saranno utilizzati per avvisare e informare la popolazione su rischi e stili di vita (uso di auto, pesticidi, tabacco, alimenti rischiosi, ecc.).

L'esperienza portoghese (Environmental Health Survey Programs-ProVEpAs) (23) prevede uno studio di coorte articolato in tre gruppi di popolazione:

- coppie madre-figlio (160 x anno);
- bambini (≤ 6 anni) (120 x anno);
- adulti (uomini e donne, 18-65 anni) (200 x anno).

Sono previsti BM per la misura di:

- metalli pesanti nel sangue (materno e del cordone ombelicale, dei bambini e della popolazione generale);
- metalli pesanti in peli e capelli (peli pube materno, capelli dei bambini);
- diossine e PCB diossine-simili (latte materno, sangue in campioni della popolazione generale);
- parametri clinici del sangue (tutti i gruppi di studio).

La strategia di campionamento prevede l'impiego di personale sanitario, insegnanti e mass-media per il reclutamento, mentre il prelievo dei campioni è a cura di operatori sanitari presso i centri di assistenza e di volontari a domicilio dei soggetti selezionati.

Per la conduzione dello studio sono stati attivati un gruppo multidisciplinare di coordinamento (5 unità), un gruppo tecnico multidisciplinare (6 unità) e altro personale prevalentemente del settore sanitario (≈ 60 unità). La produzione di rapporti e la disseminazione di risultati è rivolta sia ai partecipanti (parametri clinici individuali e livelli di inquinanti), sia alle autorità sanitarie e responsabili dei finanziamenti (rapporti tecnici periodici dettagliati). Sono inoltre previsti rapporti generali rivolti alla comunità scientifica (pubblicazioni in riviste scientifiche, presentazioni in conferenze, altro).

Per i dati di BMU e di monitoraggio ambientale l'integrazione è effettuata attraverso valutazione statistica su base periodica (determinanti di esposizione) e *in itinere*.

Le strategie di ottimizzazione prevedono un gruppo multidisciplinare, di esperti motivati per coordinare le attività, l'uso estensivo di strutture esistenti (principalmente delle istituzioni sanitarie e scolastiche), il coinvolgimento di professionisti e opinionisti in attività suscettibili, l'effettuazione del reclutamento durante le attività di *check* nei centri sanitari (ad esempio per bambini e donne in gravidanza), la visita domiciliare a madri durante il periodo di allattamento.

Come misure per incrementare la partecipazione sono elencate:

- il maggior uso possibile di tecniche di campionamento non invasive;
 - l'offerta ai partecipanti dei risultati delle analisi cliniche;
 - l'offerta di regali simbolici a bambini e adulti in follow-up;
 - il generale ritorno delle informazioni (principalmente attraverso i medici curanti e specialisti);
 - il coinvolgimento di mass-media (attività a cui è riconosciuta un'efficacia positiva nei confronti del tasso di partecipazione).
- In conclusione, le attività di BMU si propongono di ottenere:
- la misura dell'esposizione fetale e post-natale ad alcuni degli inquinanti più aggressivi (coppie neonato-madre, latte materno);
 - la misura dei livelli di esposizione nel tempo e nello spazio (adeguata per identificare gruppi a diverso livello di esposizione);
 - una migliore conoscenza del rischio di malattie associato con specifiche esposizioni e condizioni;
 - un arricchimento delle basi per informare e orientare le misure di politiche su ambiente e salute.

Lo studio tedesco *German Environmental Survey* (GerES) (24), è stato attivato nel 1985 per analizzare e documentare la dimensione, la distribuzione e i determinanti dell'esposizione a

inquinanti ambientali della popolazione generale della Germania. Il GerES si avvale di strumenti diversi: interviste, questionari, BM e campionamenti ambientali *indoor* e *outdoor*.

Attualmente è in corso la fase IV del GerES dedicata ai bambini (1800 di età 3-14 anni). Lo studio, basato su un esteso campionamento sul territorio nazionale (Figura 1), include l'analisi:

- nel sangue di piombo, cadmio, mercurio, composti organo clorurati;
- nelle urine di arsenico, cadmio, mercurio, nicotina, cotinina, PCP e altri clorofenoli, IPA, metaboliti di pesticidi piretroidi e organofosforici;
- nell'acqua potabile di piombo, cadmio, rame e nichel;
- nelle polveri domestiche di PCP e composti organoclorurati;
- nell'aria di COV e formaldeide.

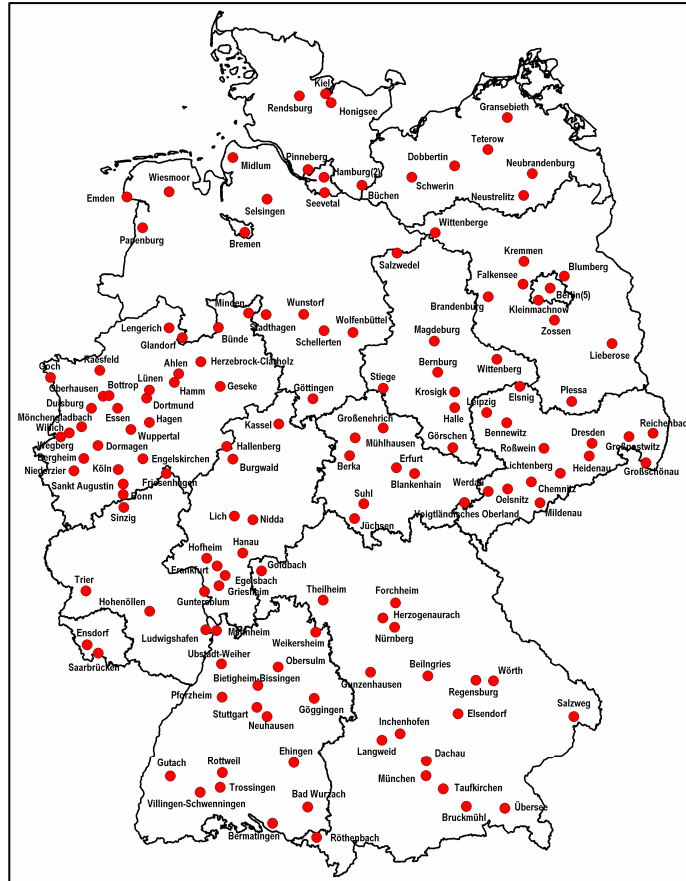


Figura 1. Localizzazione dei campioni del *German Environmental Survey-phase IV*

L'integrazione tra indagini ambientali e sulla salute ha lo scopo di identificare esposizioni ambientali rilevanti per la salute e *outcome* di salute sensibili alle modificazioni ambientali e relative ipotesi di rapporto causa-effetto da sottoporre a test. L'enfasi viene posta sui legami tra sintomi allergici e allergeni ambientali e polveri domestiche; irritazioni oculari e respiratori ed esposizione a COV, rumore e perdita di udito, stress e disturbi del sonno, allergie da contatto con nichel, cadmio, profumi. Importanti obiettivi del GerES sono:

1. produrre dati utili per stabilire i valori di riferimento per il BMU, allo scopo di definire i limiti superiori dell'attuale *background* di esposizione della popolazione. La conoscenza

- del *baseline* è indispensabile per effettuare valutazioni sull'impatto di politiche su ambiente e salute;
2. caratterizzare la concentrazione degli inquinanti per gruppi di popolazione, stratificati per sesso, età e altri fattori individuali e ambientali e porre i gruppi a confronto rispetto ai valori *baseline*;
 3. usare le concentrazioni di più inquinanti come predittori per il *body burden*, impiegando analisi multivariate;
 4. usare i dati rilevati nei campioni per valutare la necessità o meno di raccomandazioni o interventi a livello individuale nel caso di valori elevati;
 5. usare i risultati per stabilire uno scambio comunicativo tra pari.

I risultati delle indagini sono consultabili in Internet nel sito <http://www.umweltbundesamt.de/survey-e/index.htm>.

La conclusione è prevista per il giugno 2006 ed è in corso uno studio di fattibilità per "agganciare" al GerES un programma di studi longitudinali per definire e valutare strategie preventive e di controllo su ambiente e salute.

Dal complesso delle indagini effettuate in Germania sono emersi importanti risultati indispensabili per stabilire il profilo dell'esposizione di fondo, individuare gruppi più esposti e valutare *policy*. Ad esempio la concentrazione media di piombo nel sangue dei bambini è diminuita da 60 µg/L nel 1996 a 40 µg/L nel 2004, di mercurio nelle urine da 1,4 µg/L nel 1999 a 0,6 µg/L nel 2004 (24).

Poiché la selezione degli inquinanti e dei parametri oggetto di studio deve essere basata sulla loro potenziale influenza sulla salute umana e sulla disponibilità di metodi di campionamento e di analisi, oltre agli inquinanti previsti dalla fase IV, viene suggerito di considerare altri importanti BM quali i metaboliti urinari di ftalati, pesticidi ed erbicidi, cogeneri dei PCB, PCDD e PCDF, PBDE (poli-brominato-difenil-etere) nel sangue.

Dal complesso delle esperienze della Germania emergono alcune considerazioni sulle procedure operative standard (SOP, *Standard Operative Procedures*) che possono essere assunte come raccomandazioni, in particolare:

- le analisi di parametri individuali dovrebbero essere il più possibile effettuate nello stesso laboratorio per evitare o limitare i problemi di confrontabilità dei risultati di differenti laboratori;
- in ogni modo deve essere riservata grande attenzione alle misure per il controllo di qualità interno ed esterno, usando metodi analitici con limiti di quantificazione sufficientemente bassi;
- a proposito del volume di sangue da prelevare, occorre tener conto che quello ottenibile dai bambini può essere molto limitato, fatto che comporta una seria riflessione sulla selezione dei parametri da indagare;
- l'obiettivo della verifica dell'andamento nel tempo di contaminanti definiti implica la continuazione d'attenzione sui medesimi e la garanzia che anche i metodi analitici rimangano costanti, o siano comparabili, nel tempo. Ciò può configgersi con l'esigenza o l'attrazione ad includere negli studi in corso nuovi BM, che tuttavia possono essere introdotti usando criteri e disegno equilibrati (esempio in sotto coorti da seguire per sotto periodi).

L'indagine sul latte umano del WHO (Figura 2), aveva l'obiettivo di svolgere studi e approfondimenti su composti d'interesse, differenze spaziali o geografiche, differenze tra sotto popolazioni, andamenti temporali dell'esposizione, mediante indagini sul sangue, urine, latte materno, capelli, unghie, biopsie di tessuti adiposi (25, 26).

La terza fase di studi sull'esposizione è stata attivata per produrre dati attendibili e confrontabili sui livelli di PCB, PCDD e PCDF nel latte materno per effettuare valutazioni di

rischio per la salute dei bambini. Questo può consentire di produrre un quadro dei livelli di concentrazione in vari paesi, di determinare andamenti temporali dell'esposizione in quei paesi e regioni che erano state studiate in precedenza, di identificare gruppi di popolazione altamente esposti e indirizzare azioni di gestione del rischio, e di promuovere, se necessario, studi ulteriori.

Il campionamento prevede la selezione in ciascun Paese di campioni di latte materno da gruppi di donne residenti in aree a diverso livello d'esposizione (aree non contaminate, poco, mediamente, molto contaminate). Inoltre vengono fissati parametri tecnici che è utile riportare a scopo informativo e di guida a nuovi studi, quali le raccomandazioni che ciascun gruppo di campioni dovrebbe contenere latte ottenuto da almeno dieci madri e le aree selezionate dovrebbero essere chiaramente e dettagliatamente descritte.

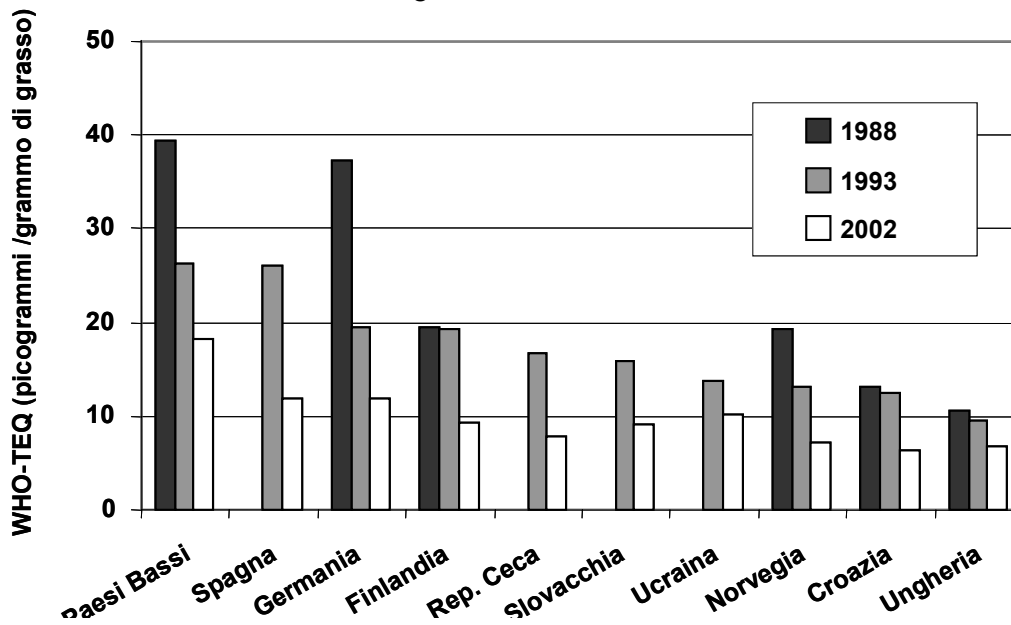


Figura 2. Andamento dei livelli di PCDD/F nel latte umano, in alcuni Paesi europei (Modificata da: van Leeuwen & Malisch, 2002) (25)

Quanto alla selezione delle donatrici, viene suggerito che le donne che allattano siano selezionate e reclutate nei centri di cura materni e infantili, che venga presentato loro il consenso informato, che lo studio sia supervisionato a livello locale/nazionale.

Il prelievo di latte richiede alcune norme tecniche specifiche (pompa e provette sterili), così come la conservazione (conservazione in freezer del tipo domestico) e le quantità (50 mL di latte per ogni madre in un periodo da 2 a 16 settimane dopo il parto). I campioni individuali devono essere omogeneizzati prima di essere integrati.

L'analisi dovrebbe essere preferibilmente effettuata in un solo laboratorio in modo da evitare la variabilità tra laboratori. Studi basati su più laboratori pongono il problema della confrontabilità dei risultati e la necessità di condurre studi di valutazione della variabilità tra laboratori.

A questo scopo si rende necessario un accordo preventivo sul disegno di studio, la distribuzione dei campioni, il trattamento e la presentazione dei dati, l'approccio statistico e i criteri d'accettazione. A tale proposito per esempio è utile riflettere sul fatto che nel 4° round dello studio inter-laboratori dell'OMS solo un laboratorio aveva aderito ai criteri di accettazione dei parametri prestabiliti (diossine e furani, PCB e PCB diossine-simili, grassi). Questa mancata

standardizzazione portava come conseguenza una notevole deviazione dai valori veri in diversi laboratori partecipanti (Figura 3).

A valle delle dichiarazioni sui limiti metodologici, i risultati conseguiti dallo studio sono di grande importanza in quanto hanno consegnato un primo quadro sulle concentrazioni di diversi contaminanti ambientali in liquidi biologici e tessuti umani a livello di popolazione. L'esempio di seguito riportato (Figura 4) sui livelli di TEQ di PCB e PCDD/F misurati in campioni di latte materno evidenzia le notevoli differenze tra nazioni, con il campione Italiano collocato tra quelli a più alta concentrazione.

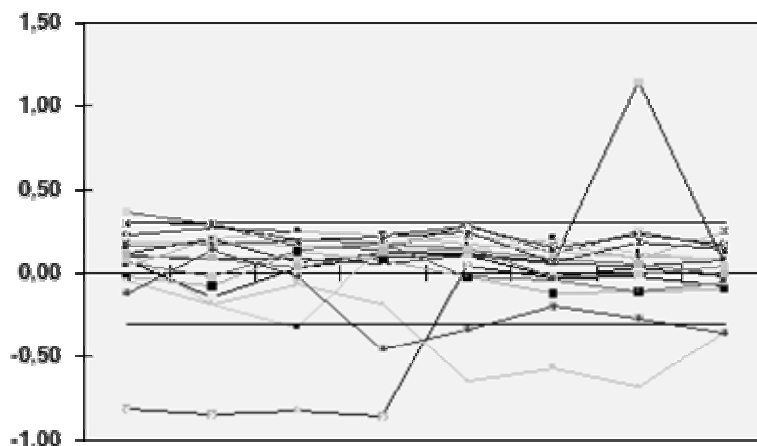


Figura 3. Deviazione relativa dal “valore vero” di indicatore di PCB nel latte materno: rappresentazione di misure eseguite da 24 laboratori di 8 pool campionati (Modificata da: van Leeuwen & Malisch, 2002) (25)

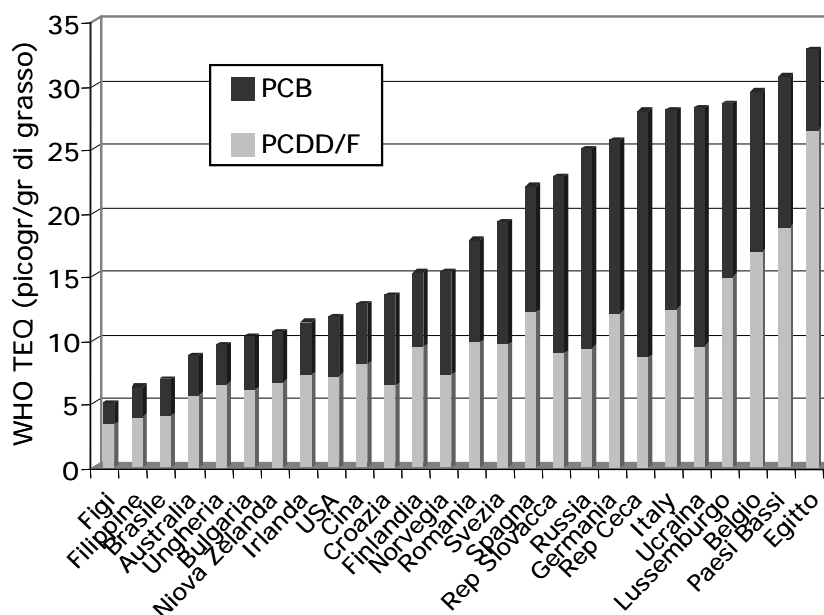


Figura 4. Livelli di diossine e PCB in campioni di latte materno in diverse nazioni partecipanti allo studio OMS 3° round (Modificata da: Malish R et al., 2003) (26)

Uso di biomarcatori per lo studio dell'esposizione dei bambini

I bambini differiscono dagli adulti sia per suscettibilità sia per esposizione. Durante le fasi dello sviluppo possono essere più vulnerabili degli adulti all'insulto di sostanze chimiche tossiche, in altre condizioni possono essere meno sensibili grazie a più efficienti processi di eliminazione o alle maggiori capacità di riparazione del danno.

Per la valutazione del rischio è quindi fondamentale considerare congiuntamente le caratteristiche di esposizione (modalità, intensità, frequenza) e le caratteristiche fisiologiche del soggetto esposto, dovute alla fase dello sviluppo (capacità di assorbimento, distribuzione, attivazione detossificazione e eliminazione di cataboliti) e a condizioni particolari di suscettibilità (presenza di malattie e/o di suscettibilità genetica) (27).

Esempi classici di maggiore esposizione dei bambini:

- a contaminanti alimentari in quanto consumano più calorie per unità di peso corporeo, hanno una dieta meno varia e usualmente assumano cibi più sofisticati (28);
- a contaminanti aerei in quanto hanno un tasso più elevato di ventilazione e al contempo hanno una maggiore superficie alveolare (29);
- a contaminanti del terreno a causa di un maggior contatto, dell'acqua in quanto in termini relativi hanno un maggior consumo, del latte, sia durante l'allattamento sia nei primi anni di vita, che può veicolare sostanze che si accumulano nei grassi, come diossine e PCB.

Altri parametri sono simili nei bambini e nell'adulto come, ad esempio, l'assorbimento attraverso la cute, poiché la funzione di barriera della pelle è stata dimostrata essere dello stesso tipo in età evolutiva e adulta (30).

Talune differenze fisiologiche durante lo sviluppo sono superiori a quelle rispetto all'adulto, per esempio per quanto attiene le capacità di assorbimento, la secrezione di acidi gastrici è bassa nel primo trimestre di vita, il tasso di biotrasformazione è spesso basso nel neonato, l'eliminazione via filtrazione renale è bassa nel neonato e cresce rapidamente durante il primo anno di vita. È inoltre da considerare che il contenuto corporeo di acqua diminuisce durante la vita intrauterina e in epoca neonatale precoce, mentre i grassi aumentano nel periodo prenatale e infantile e diminuiscono dai 6-7 anni di vita.

Le nuove acquisizioni conoscitive sull'origine precoce di malattie che si manifestano nell'età adulta spingono sempre più la ricerca e la sanità pubblica a concentrare l'attenzione sui bambini e sulla vita intrauterina. Il ruolo dell'ambiente e della genetica in età precoce ed evolutiva risulta sempre più importante per comprendere la suscettibilità ad insulti esogeni nel corso della vita. Un buon esempio è rappresentato dal modello dell'eziopatogenesi dell'asma, in cui "l'aggressione" dell'ambiente materno da parte di fattori ambientali, come il fumo e la dieta, ha un ruolo chiave nella crescita e maturazione del polmone e della risposta immunitaria competente, fattori che unitamente all'assetto genetico determinano la suscettibilità all'insulto ambientale e il possibile sviluppo di asma persistente nel corso della vita (31).

Per queste ragioni negli anni recenti sono stati attivati programmi di studio a lungo termine dalla nascita, o anche dal periodo prenatale, alla vita adulta.

In questi studi di follow-up, il ruolo del BMU è fondamentale per seguire le modificazioni di esposizione e di risposta fisiologica in parallelo allo studio di parametri ambientali. L'indagine più vasta sulla popolazione è attualmente quella effettuata dal CDC (Centers for Disease Control and Prevention) nell'ambito del National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) (32): uno studio su 148 sostanze chimiche misurate ogni due anni in un campione di 2500 persone su base nazionale, che ha rilevato situazioni inattese. Dal terzo rapporto nazionale sull'esposizione umana a chimici ambientali (33) sono emersi risultati molto

importanti, alcuni positivi ma anche alcuni segnali degni di preoccupazione, come ad esempio:

- circa 5,7% delle donne in età fertile (16-49 anni) hanno un livello di mercurio nel sangue più elevato del valore di salvaguardia stabilito dall’Agenzia per la Protezione Ambientale (US-EPA);
- nonostante il livello di piombo ematico continui a decrescere, 1,6% dei bambini tra 1 e 5 anni hanno un valore più elevato di quello stabilito dall’EPA (10 µg/L);
- circa il 5% della popolazione adulta (≥ 20 anni) ha un livello urinario di cadmio intorno ad 1 µg/g di creatinina, valore considerato a rischio per danni ai reni e per la bassa densità ossea;
- basso livello urinario di pesticidi organoclorurati (Aldrin, Eldrin, Dieldrin), mentre pesticidi organofosforici risultano più elevati nei bambini rispetto agli adulti, probabilmente a causa del differente metabolismo;
- sebbene il livello di DDT sia continuato a decrescere dagli anni ’80, esso permane elevato nella coorte nata dopo il 1973, anno in cui il DDT era stato bandito, e il DDE (metabolita del DDT) era tre volte più elevato nel gruppo dei messicani rispetto al resto.

Lo studio nazionale multi agenzia (US-National Children’s Study) è stato specificamente disegnato per seguire 100.000 bambini nel corso del loro sviluppo fino alla vita adulta, monitorizzare il livello di molti composti chimici ambientali e studiare le associazioni con le malattie ipotizzate correlate (34). Per l’effettuazione dello studio è stato stimato un costo di 2,7 miliardi di dollari, di cui 27 milioni per la partenza, programmata per la fine del 2005 ma ancora non avvenuta (35).

Un esempio: uso di biomarcatori in aree con inceneritori

Negli ultimi anni, l’epidemiologia ambientale intorno a sorgenti inquinanti e in particolare intorno ad inceneritori, ha registrato una netta prevalenza di studi trasversali e geografici che si sono avvalsi del BM per la valutazione dell’esposizione individuale (36-53) e dell’associazione tra inquinanti e danno precoce (36-38, 44, 54).

Questi ultimi vengono rilevati in termini di genotossicità o alterata espressione genica e proteica o tramite le conseguenze derivanti per alcuni organi bersaglio. A tali valutazioni si combina molto spesso una misura dei livelli ambientali (aria respirata o misure atmosferiche all’interno dell’impianto o all’esterno) dei principali inquinanti considerati responsabili degli effetti sanitari a breve e lungo termine (36-38, 43, 45, 55-61).

Sebbene in prevalenza questo tipo di indagine si riferisca all’ambito lavorativo, anche nelle popolazioni di residenti, suddivise spesso per aree di maggiore o minore esposizione ambientale, si cerca di definire il livello corrente di contaminazione (47, 48, 49-53) e l’eventuale variazione temporale (48), come anche il carico corporeo (*body burden*) atteso in determinati scenari, presenti e futuri, di contaminazione (47, 58-61).

Sono in netta diminuzione gli studi che si concentrano direttamente sulla stima dei rischi per *outcome* sanitari “tradizionali”, e lo fanno in prevalenza per esposizione di tipo residenziale (44, 55, 62-67), utilizzando i flussi informativi sanitari correnti e i registri di patologia (mortalità per cancro, incidenza di tumori, morbosità, effetti riproduttivi avversi, malformazioni congenite).

Oltre ad un'evoluzione degli studi di popolazione, questi vengo spesso affiancati da studi sui lavoratori per l'evidente vantaggio di biomonitorare la presenza e l'effetto di singoli composti in gruppi definiti e circoscritti.

Il tema del controllo del confondimento rimane caldo e sebbene l'età, il genere e lo stato socio-economico siano spesso considerati, altrettanto spesso non si dispone di informazioni su altri fattori importanti, specie quando si usano biomarcatori, come ad esempio il fumo di sigaretta, l'uso di alcol, il tipo di alimentazione.

Nonostante gli studi su popolazioni residenti in aree con diverse fonti di inquinamento abbiano portato evidenze crescenti su effetti avversi di salute, in questi contesti rimane difficile l'attribuzione di *outcome* specifici a fonti o composti specifici.

Lo studio dei polimorfismi genetici nella popolazione è attività di primaria importanza per accrescere le conoscenze sulla suscettibilità all'insorgenza di malattie croniche.

Con queste premesse l'identificazione dei rischi (tossicità, mutagenesi, teratogenesi, cancerogenesi, perturbazione endocrina) nella popolazione generale rimane una questione complessa ma che può avvantaggiarsi dall'uso di nuovi strumenti di indagine e di misura, come biomonitoraggio e biomarcatori.

Conclusioni

La priorità generale rimane quella di aumentare le conoscenze sui meccanismi biologici attraverso cui condizioni metaboliche e funzionali alterate a seguito di esposizione "producono" malattia, per sviluppare indicatori e misure per la prevenzione e la diagnosi precoce.

L'indagine epidemiologica si trova ad agire come strumento di sorveglianza e di tutela della salute pubblica e per assolvere questo compito il biomonitoraggio ambientale e umano rappresenta un elemento chiave.

Un notevole contributo alla prevenzione dei rischi per la salute può venire dall'effettuazione di indagini attivate preventivamente all'avvio di attività pericolose e dall'uso adeguato e tempestivo del principio di precauzione e degli strumenti della comunicazione (68).

Le Valutazioni integrate d'Impatto sulla Salute (VIS), Ambientale (VIA) nel contesto della Valutazione Ambientale Strategica (VAS) costituiscono il riferimento metodologico e il contesto culturale dell'Unione Europea. Anche nell'effettuazione di queste valutazioni, l'uso di biomonitoraggio e di biomarcatori è in grado di dare un rilevante valore aggiunto, soprattutto per fornire ai decisori informazioni basate su dati ed evidenze scientifiche con margini misurati di incertezza.

In conclusione, il BMU assume un ruolo crescente per la definizione di valori di riferimento e soglie di attenzione e di allarme precoce per la popolazione, e per la valutazione dell'efficacia di *policy* ambientali per la tutela della salute.

L'integrazione di dati di BM umano, BM ambientale e sorveglianza della salute è considerato obiettivo prioritario da perseguire dall'UE; per questo è stato di recente costituito un gruppo di esperti per il supporto delle attività di BM [ESBIO] ed è stato attivato un progetto pilota per armonizzare le attività, sviluppare protocolli standardizzati, mettere a punto strumenti appropriati per il trasferimento dei risultati del BM in strategie di intervento su ambiente e salute, sviluppare metodologie e strumenti per la comunicazione con i decisori e il pubblico (69).

Bibliografia

1. IPCS Risk Assessment Terminology. Part 1. IPCS/OECD key generic terminology used in chemical hazard/risk assessment. IPCS; 2003. Disponibile all'indirizzo: <http://www.who.int/methods/harmonization/areas/terminology/en/index.html>; ultima consultazione 06/06/2006.
2. IPCS. *Biomarkers and risk assessment: Validità and validation*. International Programme on Chemical Safety. Geneva: World Health Organization; 2001. Environmental Health Criteria n. 222.
3. APAT. Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici. Disponibile all'indirizzo: <http://www.apat.gov/site/it-IT/Temi/>; ultima consultazione 06/06/2006.
4. CDC. Centers for Disease Control and Prevention. Disponibile all'indirizzo: <http://www.cdc.gov/biomonitoring>; ultima consultazione 06/06/2006.
5. National Research Council. Biological markers in environmental health research. *Environ Health Persp* 1987;74:3-7.
6. Bianchi F, Terracini B. Potenzialità, criticità e prospettive dell'integrazione ambiente-salute. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
7. National Research Council. *Biological markers in reproductive toxicology*. Washington DC: National Academy Press; 1989.
8. National Research Council. *Biological markers in pulmonary toxicology*. Washington DC: National Academy Press; 1989.
9. National Research Council. *Biological markers in neurotoxicology*. Washington DC: National Academy Press; 1992.
10. National Research Council. *Biological markers in immunotoxicology*. Washington DC: National Academy Press; 1992.
11. National Research Council. *Biological markers in urinary toxicology*. Washington DC: National Academy Press; 1995. p. 29-37.
12. World Health Organization. *Biomarkers and risk assessment: concepts and principles*. Geneva: WHO; 1993. (Environmental Health Criteria no. 155).
13. Elinder CG *et al.* *Biological monitoring of metals*. Geneva: WHO International Programme on Chemical Safety; 1994. (Chemical Safety Monographs WHO/EHG/94.2).
14. Lauwerys R, Hoet P. *Industrial chemical exposure. Guideline for biological monitoring*. 2nd ed. Boca Raton, USA: Lewis Publishers; 1993.
15. Indulski JA, Lutz W. Biomarkers used for the assessment of health hazards in population living in the vicinity of communal and industrial waste dump sites. *Int J Occup Med Environ Health* 1995; 8:11-6.
16. Armstrong BK, White E, Saracci R. Principles of exposure measurement in epidemiology. New York: Oxford University Press; 1992. (Monographs in Epidemiology and Biostatistics, vol. 21).
17. Wilhelm M, Ewers U, Schulz C. Revised and new referente values for trace element in blood for human biomonitoring in environmental medicine. *Int J Hyg Environ Health* 2003;207:69-73.
18. Wilhelm M, Ewers U, Schulz C. Revised and new referente values for some persistent organic pollutants (POPs) in blood for human biomonitoring in environmental medicine. *Int J Hyg Environ Health* 2004; 206: 1-7.
19. European Environment Agency. *EEA Report, environment and health* (European Commission, Environment DG). ISSN 1725-9177; 2005. p. 35. Disponibile all'indirizzo: <http://www.eea.eu.int/comm/enquiries>; ultima consultazione 06/06/2006.

20. European Commission, Environment DG *SCALE baseline report on biomonitoring*. Disponibile all'indirizzo: http://www.europa.eu.int/comm/environment/health/finalreports_en_htm; ultima consultazione 06/06/2006.
21. De Felip E, Ingelido AM. Levels of persistent toxic substances in the general population in Italy. *Ann Ist Super Sanità* 2004;40(4):411-5.
22. Koppen G, Schoeters G. Flemish biomonitoring: from pilot study (1999) to biomonitoring campaign (2002-2006) and follow-up. Conference: *The European Environment and Health Action Plan 2004-2010: Implementation*, 2-3 December 2004, Egmond aan Zee. The Netherlands - Session on Biomonitoring. Disponibile all'indirizzo: <http://www.milieu-en-gezondheid.be>; ultima consultazione 06/06/2006.
23. Fátima Reis M, Sampaio C, Melim M, Pereira Miguel J. Environmental Health Survey Programs (ProVEpAs) in Portugal. Conference: *The European Environment and Health Action Plan 2004-2010: Implementation*, 2-3 December 2004, Egmond aan Zee. The Netherlands - Session on Biomonitoring.
24. Becker K, Seifert B. German Environmental Survey (GerES). Conference: *The European Environment and Health Action Plan 2004-2010: Implementation*. 2-3 December 2004, Egmond aan Zee. The Netherlands - Session on Biomonitoring
25. van Leeuwen RFX. WHO Human Milk Surveys. Conference: *The European Environment and Health Action Plan 2004-2010: Implementation*, 2-3 December 2004, Egmond aan Zee. The Netherlands - Session on Biomonitoring
26. Malish R, Van Leeuwen FXR. Results of the WHO-coordinated exposure study on the levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in human milk. *Organohalogen Comp* 2003;64:140-3.
27. Hubal EAC, Sheldon LS, Burke JM *et al*. Children's exposure assessment: a review of factors influencing children's exposure, and the data available to characterize and assess that exposure. *Environ Health Perspect* 2000;108(6):475-486.
28. EEA/WHO, European Environment Agency/World Health Organization. Children's health and environment: a review of evidence. In: Tamburini G, Von Ehrenstein OS, Bertollini R (Ed.). *Environ Issue Rep* 2002;29:223.
29. WHO Europe. Effects of air pollution on children's health and development: a review of the evidence. Special programme on health and environment. Bonn: European Centre for Environment and Health; 2004. p. 185.
30. Ghadially R, Brown BE, Sequeira-Martin SM *et al*. The aged epidermal permeability barrier: Structural, functional, and lipid biochemical abnormalities in humans and a senescent murine model. *J Clin Invest* 1995;94(5):2281-90.
31. AAVV. *The immunologist*. Hogrefe & Huber Publishers 2000; (8)6: 134.
32. National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES). Disponibile all'indirizzo: <http://www.cdc.gov/nchs/nhanes.htm>; ultima consultazione 06/06/2006.
33. Department of Health and Human Service, Centers for Disease Control and Prevention. Third national report on human exposure to environmental chemicals. NCEH Pub. no. 05-0570. Atlanta, Georgia: CDC; 2005.
34. Kaiser J. Everything you wanted to know about children, for \$ 2.7 billion. *Sciences* 2003;301:162-163.
35. Pollution gets personal: biomonitoring is charting the public's exposure to many chemicals, but often the health effects are unclear. *N Focus Sci* 2004, 304:1892-4.
36. Oh E, Lee E, Im H, Kang HS, Jung WW, Won NH, Kim EM, Sul D. Evaluation of immuno- and reproductive toxicities and association between immunotoxicological and genotoxicological parameters in waste incineration workers. *Toxicology* 2005;210(1):65-80.

37. Kim MK, Oh S, Lee JH, Im H, Ryu YM, Oh E, Lee J, Lee E, Sul D. Evaluation of biological monitoring markers using genomic and proteomic analysis for automobile emission inspectors and waste incinerating workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons or 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxins. *Exp Mol Med* 2004;36(5):396-410.
38. Sul D, Oh E, Im H, Yang M, Kim CW, Lee E. DNA damage in T- and B-lymphocytes and granulocytes in emission inspection and incineration workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Mutat Res* 2003;538(1-2):109-19.
39. Kim BH, Ikonomou MG, Lee SJ, Kim HS, Chang YS. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls in human blood samples from Korea. *Sci Total Environ* 2005;336(1-3):45-56.
40. Lee KH, Cho SH, Hong YC, Lee KH, Kwan HJ, Choi I, Kang D. Urinary PAH metabolites influenced by genetic polymorphisms of GSTM1 in male hospital incinerator workers. *J Occup Health* 2003;45(3):168-71.
41. Yoshida R, Ogawa Y, Mori I, Nakata A, Wang R, Ueno S, Shioji I, Hisanaga N. Associations between oxidative stress levels and total duration of engagement in jobs with exposure to fly ash among workers at municipal solid waste incinerators. *Mutagenesis* 2003;18(6):533-7.
42. Nakao T, Aozasa O, Ohta S, Miyata H. Survey of human exposure to PCDDs, PCDFs, and coplanar PCBs using hair as an indicator. *Arch Environ Contam Toxicol* 2005;49(1):124-30.
43. Maitre A, Collot-Fertey D, Anzivino L, Marques M, Hours M, Stoklov M. Municipal waste incinerators: air and biological monitoring of workers for exposure to particles, metals, and organic compounds. *Occup Environ Med* 2003;60(8):563-9.
44. Hours M, Anzivino-Viricel L, Maitre A, Perdrix A, Perrodin Y, Charbotel B, Bergeret A. Morbidity among municipal waste incinerator workers: a cross-sectional study. *Int Arch Occup Environ Health* 2003;76(6):467-72.
45. Hu SW, ChangChien GP, Chan CC. PCDD/Fs levels in indoor environments and blood of workers of three municipal waste incinerators in Taiwan. *Chemosphere* 2004;55(4):611-20.
46. Agramunt MC, Domingo A, Domingo JL, Corbella J. Monitoring internal exposure to metals and organic substances in workers at a hazardous waste incinerator after 3 years of operation. *Toxicol Lett* 2003;146(1):83-91.
47. Leem JH, Hong YC, Lee KH, Kwon HJ, Chang YS, Jang JY. Health survey on workers and residents near the municipal waste and industrial waste incinerators in Korea. *Ind Health* 2003;41(3):181-8.
48. Aozasa O, Ohta S, Nakao T, Miyata H, Mochizuki A, Fujimine Y, Nomura T. Monthly variation in blood dioxin level, characteristics of isomer composition, and isomer changes in residents near an incineration facility. *Bull Environ Contam Toxicol* 2003;70(4):660-7.
49. Agramunt MC, Schuhmacher M, Hernandez JM, Domingo JL. Levels of dioxins and furans in plasma of nonoccupationally exposed subjects living near a hazardous waste incinerator. *J Exp Anal Environ Epidemiol* 2005;15(1):29-34.
50. Schuhmacher M, Domingo JL, Kiviranta H, Vartiainen T. Monitoring dioxins and furans in a population living near a hazardous waste incinerator: levels in breast milk. *Chemosphere* 2004;57(1):43-9.
51. Schumacher M, Domingo JL, Hagberg J, Lindstrom G. PCDD/F and non-ortho PCB concentrations in adipose tissue of individuals living in the vicinity of a hazardous waste incinerator. *Chemosphere* 2004;57(5):357-64.
52. Nadal M, Bocio A, Schuhmacher M, Domingo JL. Monitoring metals in the population living in the vicinity of a hazardous waste incinerator: levels in hair of school children. *Biol Trace Elem Res* 2005;104(3):203-13.

53. Bocio A, Nadal M, Garcia F, Domingo JL. Monitoring metals in the population living in the vicinity of a hazardous waste incinerator: concentrations in autopsy tissues. *Biol Trace Elem Res* 2005; 106(1):41-50.
54. Toide K, Yamazaki H, Nagashima R, Itoh K, Iwano S, Takahashi Y, Watanabe S, Kamataki T. Aryl hydrocarbon hydroxylase represents CYP1B1, and not CYP1A1, in human freshly isolated white cells: trimodal distribution of Japanese population according to induction of CYP1B1 mRNA by environmental dioxins. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 2003;12(3):219-22.
55. Tango T, Fujita T, Tanihata T, Minowa M, Doi Y, Kato N, Kunikane S, Uchiyama I, Tanaka M, Uehata T. Risk of adverse reproductive outcomes associated with proximity to municipal solid waste incinerators with high dioxin emission levels in Japan. *J Epidemiol* 2004;14(3):83-93.
56. Chen HL, Su HJ, Liao PC, Chen CH, Lee CC. Serum PCDD/F concentration distribution in residents living in the vicinity of an incinerator and its association with predicted ambient dioxin exposure. *Chemosphere* 2004;54(10):1421-9.
57. Cordier S, Chevrier C, Robert-Gnansia E, Lorente C, Brula P, Hours M. Risk of congenital anomalies in the vicinity of municipal solid waste incinerators. *Occup Environ Med* 2004;61(1):8-15.
58. Yoshida K, Nakanishi J. Estimation of dioxin risk to Japanese from the past to the future. *Chemosphere* 2003;53(4):427-36.
59. Lim Y, Yang J, Kim Y, Chang Y, Shin D. Assessment of human health risk of dioxin in Korea. *Environ Monit Assess* 2004;92(1-3):211-28.
60. Van Gerven T, Geysen D, Vandecasteele C. Estimation of the contribution of a municipal waste incinerator to the overall emission and human intake of PCBs in Wilrijk, Flanders. *Chemosphere* 2004;54(9):1303-8.
61. Karademir A. Health risk assessment of PCDD/F emissions from a hazardous and medical waste incinerator in Turkey. *Environ Int* 2004;30(8):1027-38.
62. Comba P, Ascoli V, Belli S, Benedetti M, Gatti L, Ricci P, Tieghi A. Risk of soft tissue sarcomas and residence in the neighbourhood of an incinerator of industrial wastes. *Occup Environ Med* 2003; 60(9):680-3.
63. Biggeri A, Catelan D. Mortality for non-Hodgkin lymphoma and soft-tissue sarcoma and residence where an urban waste incinerator was located. Campi Bisenzio (Toscana, Italia) 1981-2001. *Epidemiol Prev* 2005;29(3-4):156-9.
64. Obi-Osius N, Misselwitz B, Karmaus W, Witten J. Twin frequency and industrial pollution in different regions of Hesse, Germany. *Occup Environ Med* 2004;61(6):482-7.
65. Dummer TJ, Dickinson HO, Parker L. Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, North West England, 1956-93. *J Epidemiol Comm Health* 2003;57(6): 456-61.
66. Parodi S, Baldi R, Benco C, Franchini M, Garrone E, Vercelli M, Pensa F, Puntoni R, Fontana V. Lung cancer mortality in a district of La Spezia (Italy) exposed to air pollution from industrial plants. *Tumori* 2004;90(2):181-5.
67. 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(1):88-95.
68. World Health Organization, Regional Office for Europe. In: Martuzzi M, Tickner JA (Ed.). *The precautionary principle: protecting public health, the environment and the future of our children*. Copenhagen: WHO; 2004.
69. European Human Biomonitoring. Disponibile all'indirizzo: <http://www.ehumanbiomonitoring.org/>; ultima consultazione 06/06/2006.

Sezione 2

Health impact assessment, equità, comunicazione

VALUTAZIONE DI IMPATTO SANITARIO: UNO STRUMENTO DI VALUTAZIONE E DI PARTECIPAZIONE

Marco Martuzzi (a) e Manuela Cocchi (b)

(a) *Organizzazione Mondiale della Sanità, Centro Europeo Ambiente e Salute, Roma*

(b) *Direzione Generale della Programmazione Sanitaria, dei livelli essenziali di assistenza e dei principi etici di sistema, Ministero della Salute, Roma*

Introduzione

I siti inquinati oggetto del presente rapporto sono realtà eterogenee e complesse. I fattori di pressione e contaminazione riguardano tutte le matrici ambientali, provengono da una grande varietà di attività e hanno conseguenze molteplici sull'ambiente e sulle popolazioni che vivono e lavorano in queste aree. Le conseguenze sulla salute, che interessano questo contributo, sono inoltre mediate da fattori sociali ed economici, che aggiungono complessità e rendono difficile conoscere e descrivere come la salute e la qualità della vita siano influenzate, in positivo e in negativo, dall'insieme di determinanti presenti. La complessità è grande se si considerano i siti inquinati singolarmente, e naturalmente aumenta quando si tenta di affrontare il tema dei siti nel loro complesso.

Attività industriali nel ramo chimico, petrolchimico, energetico, manifatturiero, estrattivo, metallurgico, metalmeccanico, cantieristico, farmaceutico, in corso o dismesse; abbandono e incenerimento di rifiuti di vario tipo (compresi quelli industriali), controllato e non; contaminazione di suolo, falde acquifere e atmosfera, tratti costieri e ambiente marino; incidenti industriali: tutti questi fattori comportano, in misura molto variabile, forti pressioni ambientali e importanti fattori di rischio con esposizioni multiple per via residenziale, professionale e para-occupazionale.

Data questa complessità, il quadro conoscitivo è necessariamente parziale. Sono, tuttavia, disponibili molti dati sulla qualità dell'ambiente e sugli effetti sanitari. Circa questi ultimi, l'insieme di osservazioni ed evidenze disponibili consente di affermare che gli effetti e gli impatti sanitari, misurati in numerosi studi, sono rilevanti (1). Le stime sono incerte, e ulteriori sforzi di ricerca sono necessari. Appare opportuno investire su un utilizzo più sistematico, di quanto fatto fino ad ora dei dati ambientali disponibili e sullo sviluppo di metodi di indagine e analisi specifici, come descritto nella Sezione 2 del precedente Rapporto ISTISAN pubblicato in materia (2). Altri contributi nel presente Rapporto indicano le priorità metodologiche legate ai vari aspetti dell'indagine epidemiologiche.

In ogni caso, fermo restando la necessità di questi approfondimenti di ricerca, le conoscenze ad oggi disponibili, pur incomplete, descrivono la presenza di impatti di salute consistenti, che richiedono interventi correttivi. È importante che le incertezze presenti e i necessari investimenti in attività conoscitive non portino a posporre interventi di mitigazione degli effetti negativi e di promozione della salute.

Ma quali misure intraprendere in questo senso? Come identificare azioni volte a rimuovere il carico ambientale legato all'inquinamento che garantiscano anche un beneficio in termini di salute? Sembra opportuno, in senso generale, considerare la complessità dei siti inquinati e quindi del quesito, e prevedere risposte articolate, da identificare nel quadro dell'impianto

legislativo e operativo delle bonifiche. Interventi di bonifica nel senso stretto di rimozione dei contaminanti andranno verosimilmente accompagnati da misure che prevengano il rilascio di nuovi inquinanti, e più in generale da azioni di riqualificazione del territorio. Il miglioramento dello stato di salute idealmente da perseguire ha molteplici aspetti strettamente legati ad un concetto di bonifica “profonda” e sostenibile: l’immediata rimozione di esposizioni responsabili degli effetti avversi più diretti, la rimozione o mitigazione di fattori di rischio anche indirettamente legati all’inquinamento e che produca un ambiente più favorevole alla buona salute, e la creazione di condizioni di vita e di lavoro che contribuiscano ad un maggiore benessere in senso esteso. Come obiettivo ultimo si può adottare il raggiungimento della salute intesa nella impegnativa accezione che si è data l’OMS nel 1948: la salute non è solo assenza di malattia ma anche uno stato di completo benessere psicologico e sociale.

Così, tra i diversi elementi che concorrono alla identificazione, formulazione e implementazione delle risposte collettive al problema dei siti inquinati, hanno un ruolo importante le conoscenze pregresse sugli effetti di salute dei fattori di rischio. Queste conoscenze sono in alcuni casi abbastanza approfondite da consentire la quantificazione di guadagni in salute legati a determinati interventi. Tuttavia, è chiaro che gli effetti e gli impatti misurabili e per i quali esiste questa *evidence base* sono il più delle volte solo una parte delle possibili implicazioni sanitarie legate a determinanti multipli e complessi (basti pensare al caso della dispersione incontrollata di rifiuti). Il ruolo delle conoscenze di tipo epidemiologico a supporto del processo decisionale nei siti inquinati è quindi necessariamente parziale. Questa consapevolezza sembra essere già da tempo maturata nel dibattito in questo campo (3, 4), dove è ormai chiaro che percorsi decisionali complessi sono funzione, sì delle conoscenze scientifiche, ma anche e forse soprattutto di considerazioni legate alla salute e ai rischi percepiti, alla giustizia distributiva di costi e benefici, alla accettabilità del rischio, alle opinioni, valori e interessi degli *stakeholder* coinvolti. È con questo approccio che si sono affrontate alcune questioni ambientali in Italia negli ultimi anni (4), anche se in modo forse non sistematico.

Tale modo di procedere è proprio della VIS, descritta nel seguito. La VIS è infatti una metodologia concepita per la formulazione di politiche pubbliche, in diversi settori tipicamente non sanitari, che tengano conto delle istanze di salute, intesa nella accezione ampia che comprende aspetti di benessere e qualità della vita, oltre all’assenza di malattia. Data l’esperienza ormai ventennale, la metodologia della VIS è oggi consolidata. Se, è vero che in numerose occasioni forme più o meno esplicitate di VIS sono e sono state applicate, specialmente nella gestione del problema “politico” dei siti inquinati, sembra verosimile, oltre che auspicabile, che il riconoscimento e la condivisione di una comune metodologia possa contribuire a rendere più efficace e influente il contributo della sfera sanitaria. L’adozione di una metodologia consolidata, infatti, può facilitare la partecipazione degli operatori sanitari ai gruppi di lavoro multidisciplinari dedicati, dare ai diversi approcci maggiore sistematicità e rendere più influenti le istanze di salute sollevate dalle popolazioni interessate e in ultima analisi assicurare scelte politiche complessivamente più salutari.

La VIS

La VIS ha diverse definizioni. Quella cosiddetta di Goteborg, risultato di una consultazione promossa dall’OMS la definisce: “Una combinazione di procedure, metodi e strumenti con cui è possibile valutare una politica, un programma o piano di sviluppo, circa i possibili effetti sulla salute pubblica e la distribuzione di questi effetti nella popolazione” (5). Il *National Health Service* del Regno Unito descrive la VIS come: “uno strumento per i processi decisionali, concepito in modo da tenere in considerazione un ampio spettro di possibili effetti di una data

proposta (di politica, attività, progetto) sulla salute della popolazione interessata. Si tratta di un processo che:

- considera le evidenze scientifiche sulla relazione tra la proposta e la salute;
- tiene in considerazione le opinioni, esperienze e preferenze di quanti possono essere interessati dalla proposta;
- identifica e analizza i possibili impatti sanitari della proposta;
- consente all'autorità di prendere decisioni informate in modo da ottenere i massimi benefici sanitari e ridurre il più possibile gli effetti avversi;
- consente di prendere in considerazione gli effetti delle disuguaglianze di salute.

Un'ulteriore caratterizzazione, preparata dall'OMS, in occasione di un *briefing* tecnico al cinquantaduesimo Comitato Regionale della Ufficio Regionale Europeo, è la seguente: “La VIS offre un sistema strutturato per descrivere lo spettro completo di conseguenze sanitarie, positive o negative, di qualunque proposta. La VIS aiuta a chiarire le implicazioni sanitarie, per la popolazione interessata, di una data linea di azione e delle alternative in considerazione. Consente di considerare la salute nelle fasi iniziali dello sviluppo delle politiche, assicurando così che gli impatti sanitari non siano trascurati”.

Esistono numerose altre definizioni che mettono in evidenza diversi aspetti della VIS, ma in sostanza tutte concorrono a descrivere un approccio partecipativo, mirato alla stima delle implicazioni sanitarie di proposte, politiche, piani, opere pubbliche o private, infrastrutture, progetti concreti, con lo scopo di identificare ed esaminare opzioni alternative e orientare le scelte nella direzione migliore per la salute.

La VIS, definita e riconosciuta come tale, ha pochi anni di vita. Tuttavia valutare le conseguenze sulla salute di circostanze, azioni e agenti esterni è una delle aspirazioni e funzioni tipiche della sanità pubblica. In un certo senso la VIS, pur non proponendo concetti sostanzialmente nuovi, nasce e prende corpo proprio in risposta ad una domanda crescente di esercizio di questa funzione, legata ad una crescente consapevolezza dell'importanza dei determinanti di salute non legati al settore sanitario. La VIS nasce negli anni '80, per poi consolidarsi e raggiungere una massa critica in numerosi paesi negli anni '90. Forse non a caso, visto l'intenso dibattito su ambiente e salute, la VIS segue il solco tracciato dalla Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) (6), uno strumento meglio conosciuto anche dai non esperti; questa affinità costituisce tra l'altro un importante elemento nelle applicazioni in campo ambientale, quali la gestione dei siti inquinati, in quanto una comune provenienza e un comune percorso possono facilitare un approccio integrato, o quanto meno collaborativo, tra ambiente e salute, come sovente auspicato.

Metodologia della VIS

La VIS si prefigge dunque di estendere l'area di interesse in modo da includere, non solo, i fattori di rischio, le esposizioni, e gli agenti ambientali, ma anche i loro determinanti, le “cause delle cause”, intese come scelte di natura politica nei vari settori della vita civile (industria, energia, trasporto, agricoltura, ecc.). È nel momento in cui queste scelte vengono effettuate che esiste un grande potenziale di sanità pubblica, in quanto è possibile favorire le opzioni più salutari a discapito di quelle che comportano i maggiori rischi (7). L'interesse, come si dice, è su determinanti di salute più “a monte”, sui quali si può operare in senso favorevole alla salute in modo probabilmente più efficace rispetto ad un intervento teso a riportare esposizioni eccessive entro limiti prefissati. La VIS, dunque, si occupa in modo più congeniale, per esempio, di politiche di trasporto urbano piuttosto che di inquinamento dell'aria. Un primo

obiettivo della VIS è, infatti, proprio quello di descrivere come reali decisioni di natura politica influenzino direttamente o indirettamente la salute delle persone interessate da tali decisioni.

Si tratta, naturalmente, di un obiettivo molto impegnativo. Per questo la VIS ricorre a uno sforzo multidisciplinare, a un insieme di strumenti e risorse, ad approcci qualitativi e quantitativi, e a un modello di lavoro partecipativo che prevede la consultazione sistematica con i portatori di interesse (*stakeholders*). Gli esperti garantiscono l'accesso alle evidenze scientifiche pubblicate in letteratura; i tecnici forniscono i dati; altre informazioni sono condivise attraverso la consultazione allargata, che il più delle volte rappresenta un momento di importanza critica (8). Quando effettuata in modo rigoroso, infatti, la consultazione con gli *stakeholders* è di grandissima utilità. Essa consente, in primo luogo, di identificare alcuni reali fattori di rischio e reali effetti non noti o non presi in considerazione dal gruppo esperto, di identificare gruppi vulnerabili o esposti a particolari rischi e ad accedere a evidenze non sempre pubblicate in letteratura. L'esperienza mostra come l'enorme massa di informazioni custodite dagli interessati, tramite le loro esperienze dirette, non solo sia di grande valore conoscitivo ma favorisca gli esperti nella valutazione critica delle informazioni. Indubbiamente la consultazione con i soggetti interessati comporta ulteriori complessità, vincoli, fattori di rischio, preoccupazioni; ma d'altra parte questo processo partecipativo favorisce l'identificazione di politiche condivise, mediate dai diversi interessi e pertanto più facilmente gestibili e sostenibili.

La pratica della VIS è descritta in numerosi testi. Esistono delle varianti, ma è generalmente riconosciuta una sequenza logica e operativa che comprende alcune fasi, riassunte utilizzando spesso la terminologia inglese, come segue (8).

Screening - La fase preliminare mira essenzialmente ad identificare ed escludere proposte per le quali una VIS non è opportuna o raccomandabile, ad esempio per la verosimile assenza di conseguenze sulla salute degne di nota.

Scoping - Per una proposta che è stata giudicata di interesse nella fase di *screening*, sono poi identificati i possibili modi in cui si abbiano impatti sanitari, positivi o negativi. Lo *scoping* è di norma effettuato collegialmente, anche in più riprese, da esperti e *stakeholders*, e rappresenta un momento molto importante del processo. A seconda della portata della proposta e delle risorse disponibili lo *scoping* può essere molto laborioso e richiedere ripetute consultazioni per ottenere un quadro soddisfacente, quando si tratti in una VIS articolata e condotta nel dettaglio. Sovente durante lo *scoping* si chiariscono anche quali siano le reali opzioni della proposta aperte a negoziazione, questione naturalmente fondamentale.

Appraisal - Si tratta della fase valutativa vera e propria, durante la quale gli esiti sanitari identificati nello *scoping* sono presi in esame. Gli impatti per i quali le evidenze e i dati disponibili lo consentano sono quantificati; altri sono caratterizzati in modo ordinale o qualitativo. Questa fase è di norma condotta dal gruppo esperto, sebbene sia importante mantenere una certa trasparenza con gli *stakeholder*. Come per lo *scoping*, viene utilizzato un grado variabile di risorse a seconda dei casi. Preparazione e condivisione di un rapporto. Un rapporto finale, il principale prodotto tangibile di una VIS, descrive le fasi del lavoro e i risultati dell'*appraisal*, sui quali formula poi delle raccomandazioni concernenti la proposta in oggetto. Le raccomandazioni si rivolgono principalmente a chi ha la responsabilità decisionale, ma un aspetto importante, sempre riguardo alla necessaria trasparenza, è anche la condivisione con gli stessi *stakeholder* che hanno contribuito al processo.

Monitoring and evaluation - Sebbene spesso trascurata, la fase di valutazione *a posteriori* è importante per verificare se: la VIS è stata condotta in modo soddisfacente (*process evaluation*); le raccomandazioni sono state accolte, e in che misura (*impact evaluation*); gli impatti previsti e l'andamento degli indicatori di salute sono in linea con le valutazioni formulate nella VIS (*outcome evaluation*).

Uso e prospettive della VIS

La VIS ha dato prova di efficacia in numerosi paesi. Da una quindicina d'anni a questa parte infatti la VIS è utilizzata sistematicamente in alcuni paesi, in svariate applicazioni. Nel Regno Unito, Olanda, Svezia, Canada, Nuova Zelanda, Thailandia, ad esempio, sono state valutate proposte nei campi del trasporto, della pianificazione urbana, delle politiche abitative, della costruzione di infrastrutture, siti industriali, inceneritori e discariche, e così via. Opere di portata locale o regionale, politiche nazionali o anche sovranazionali sono state oggetto di queste valutazioni. Nei paesi sopra citati, la proposta di una politica o di un nuovo insediamento industriale viene vagliato dalla VIS, così come nuove opere o infrastrutture sono per legge soggette alla VIA. In questi paesi non sussiste necessariamente un obbligo di legge, ma la pratica è consolidata. D'altra parte l'articolo 152 del Trattato di Amsterdam della UE sancisce che: "un alto livello di protezione della salute sia assicurato nella definizione e implementazione di tutte le politiche e attività comunitarie".

Fra le ricadute operative, sempre a livello comunitario, è interessante notare che la VIS è annoverata fra gli strumenti per sostenere la riforma della politica di coesione predisposta dalla Commissione europea per il periodo 2007-2013, destinata a ridisegnare il panorama della solidarietà Europea. La riforma è articolata su tre obiettivi: convergenza, competitività e occupazione e cooperazione. Il processo di programmazione, che parte dall'esperienza positiva del precedente ciclo 2000-2006, riconosce la centralità delle regioni, affidando allo Stato la responsabilità del riequilibrio economico e sociale fra i suoi territori e coinvolgendo le parti economiche e sociali nel perseguimento degli obiettivi condivisi. In vista della definizione del Quadro Strategico Nazionale (QSN) che delinea la strategia regionale e nazionale per il raggiungimento degli obiettivi di Lisbona e Goteborg, sono attualmente in corso confronti tra le regioni, le amministrazioni centrali e le parti economiche e sociali, sul sostegno che i servizi essenziali universali garantiscono alle politiche di sviluppo e sul ruolo della salute come induttore di effetti positivi sul sistema economico. La disponibilità, l'accessibilità e la qualità dei servizi a carattere universale sono considerate condizioni essenziali per accompagnare e rafforzare le politiche di sviluppo regionale. Le politiche di programmazione, in tal senso, devono essere finalizzate a migliorare la diffusione e la qualità dei servizi essenziali contribuendo direttamente alla riduzione di povertà ed esclusione sociale.

Una delle principali novità della riforma della politica di coesione predisposta dalla Commissione Europea per il periodo 2007-2013 è il tentativo di rafforzare, a livello europeo e nazionale, le azioni per l'identificazione, la visibilità e la verificabilità degli obiettivi strategici, e di meglio legarli agli obiettivi di sviluppo fissati nei vertici di Lisbona e Goteborg. La programmazione degli interventi potrà offrire una importante opportunità per la condivisione e diffusione della pratica della VIS nelle politiche di sviluppo sanitarie e in quelle non sanitarie ad elevato impatto ambientale². La sanità ha da tempo introdotto nell'ambito della sua stessa operatività la necessità di definire e valutare: "livelli uniformi di servizi (sul territorio) da individuare sulla base anche di dati epidemiologici e clinici, con la specificazione delle prestazioni da garantire a tutti i cittadini, rapportati al volume delle risorse a disposizione". Le esperienze condotte permettono di formulare e organizzare nuovi modelli ed estendere ad altri settori l'uso di metodologie per la valutazione degli effetti esogeni e endogeni degli interventi da assumere nei diversi territori. In particolare, significativa è l'esperienza maturata nell'ambito del precedente ciclo di programmazione sul tema salute ambiente.

Anche gli obiettivi comunitari, cioè sviluppo di politiche favorevoli alla salute in tutti i settori, coesione sociale e giustizia distributiva, sono dunque molto ambiziosi (10). La VIS si

² Documento strategico preliminare nazionale. Redatto, nell'ambito del Comitato di amministrazioni centrali per la politica di coesione 2007-2013, nel novembre 2005. (p. 154).

prefigge di contribuire al loro perseguimento attraverso lo sviluppo di sistemi decisionali che tengano conto delle esigenze di salute nella formulazione di politiche in tutti i settori, basati sulla collaborazione fra sanità e altri settori della vita civile. Anche in Italia, passi avanti in questa direzione sono già stati fatti, con il ricorso più o meno esplicito, a seconda dei casi, al metodo della VIS. Per promuovere ulteriori sviluppi, appare necessario affrontare alcune questioni concettuali e operative. Ad esempio, tra le prime: è opportuno esplicitare, nella pratica della VIS, un eventuale conflitto fra salute misurata e percepita? È sempre appropriato l'uso di un modello di salute tanto generale quanto quello proposto dall'OMS? Simili domande sono costantemente discusse in sede specialistica; sebbene risposte univoche probabilmente non siano ottenibili, il chiarimento dei loro termini rappresenta un importante elemento di chiarificazione. Sul piano operativo, invece, è prioritariamente necessario promuovere ulteriormente la validità dell'approccio inter-settoriale; estendere le competenze ad un numero soddisfacente di operatori; stabilire dei criteri di applicazione della VIS e identificare degli obiettivi realistici di implementazione; identificare responsabilità e risorse per il raggiungimento di questi obiettivi; identificare gli impedimenti principali; ed esaminare criticamente i risultati (11).

La VIS nei siti inquinati

Alla luce di queste considerazioni, è verosimile che la VIS possa avere un ruolo di rilievo nella gestione dei siti inquinati. Le implicazioni sanitarie delle politiche adottabili e il potenziale di guadagno in salute legato ad interventi di bonifica sono evidenti. In questo senso, è ragionevole attendersi che, la fase di *screening* non richieda grandi sforzi, nel senso che gli interventi di bonifica, o almeno quelli di una certa portata, hanno verosimilmente una grande rilevanza in termini di salute. Tuttavia, altri aspetti non appaiono, almeno a prima vista, privi di interrogativi. In particolare, gli interventi di bonifica sono per definizione interventi mirati alla soluzione di un problema esistente, la contaminazione, e non nascono come interventi di sviluppo, anche se naturalmente la speranza è che lo diventino. Per questa ragione, l'applicazione della VIS, il cui naturale campo d'azione comprende proposte di sviluppo, va considerata attentamente.

Certamente la filosofia d'insieme, l'approccio olistico alla salute, partecipativo e orientato ad un risultato concreto in termini di decisioni su politiche pubbliche, fa della VIS un candidato molto forte ad essere uno degli strumenti da adottare; ma la sua applicazione ad azioni di natura correttiva solleva questioni specifiche che sarebbe opportuno analizzare. Ad esempio, è possibile che possa avere un ruolo di particolare importanza l'applicazione di VIS retrospettive, normalmente ritenute di minor interesse di quelle prospettive. Particolare attenzione andrebbe inoltre posta nelle fasi di *scoping* e *appraisal*; se questo vale per qualsivoglia VIS, nei siti inquinati la varietà di determinanti di salute è talmente vasta da richiedere sforzi speciali, ad esempio per l'identificazione della letteratura (sovente letteratura "grigia") rilevante. Discorso analogo vale per la consultazione con gli *stakeholders*, perché opere di bonifica coinvolgono quasi necessariamente tutti i gruppi di popolazione residenti o occupati in aree geografiche anche ampie, con il risultato di rendere la consultazione particolarmente laboriosa.

A causa di questi aspetti caratteristici dei siti inquinati, l'applicazione della VIS andrebbe sperimentato con applicazioni specifiche, anche di natura esplorativa. Tali applicazioni metterebbero in luce vantaggi e svantaggi dell'approccio e fornirebbero indicazioni sugli aspetti metodologici e applicativi specifici che richiedessero approfondimenti e aggiustamenti. Si ritiene, in ogni caso, che l'importanza e la complessità delle decisioni legate agli interventi nei

siti inquinati richieda l'applicazione di una metodologia, qual è la VIS, capace di identificare e sostenere percorsi favorevoli alla salute di tutti.

Bibliografia

1. Fazzo L I 17 siti del piano nazionale delle bonifiche delle regioni Obiettivo 1: le indagini epidemiologiche ad oggi disponibili. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
2. Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
3. Martuzzi M, Mitis F, Biggeri A, Terracini B, Bertollini R. Environment and health status of the population in areas with high risk of environmental crisis in Italy. *Epidemiol Prev* 2002;26(6 Suppl.): 1-53.
4. Bianchi F, Terracini B. Potenzialità, criticità e prospettive dell'integrazione ambiente-salute. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
5. Lehto J, Ritsatakis A. *Health Impact Assessment as a tool for intersectoral health policy*. Discussion paper for a conference on "Health impact assessment: from theory to practice". Gothenburg, 28-31 October 1999.
6. Kemm J. What is health impact assessment and what can it learn from EIA? *Environ Impact Assessment Rev* 2004;24:131-4.
7. Davenport C, Mathers J, Parry J. Use of health impact assessment in incorporating health considerations in decision making. *J Epidemiol Comm Health* 2006;60(3):196-201.
8. Parry J, Wright J. Community participation in health impact assessments: intuitively appealing but practically difficult. *Bull World Health Org* 2003;81(6):388.
9. Mindell J, Ison E, Joffe M. A glossary for health impact assessment. *J Epidemiol Comm Health* 2003;57(9):647-51.
10. Lock K, McKee M. Health impact assessment: assessing opportunities and barriers to intersectoral health improvement in an expanded European Union. *J Epidemiol Comm Health* 2005;59(5):356-60.
11. Martuzzi M. La valutazione di impatto sanitario è uno strumento democratico e complesso al servizio della sanità pubblica. Ma funziona? *Epidemiol Prev* 2006;30 (1):5-7.

ISTANZA DELL'EQUITÀ IN SALUTE PUBBLICA

Caterina Botti

Dipartimento di Filosofia e Scienze Sociali, Università Degli Studi, Siena

Considerazioni preliminari

L'intento di questo testo è quello di illustrare alcune linee su cui si potrebbe sviluppare una riflessione sull'equità in relazione all'epidemiologia ambientale e i suoi usi in sanità pubblica, soprattutto in relazione ai siti inquinati.

Si offriranno dunque alcune considerazioni preliminari che indicano delle dimensioni problematiche, non si tenterà di risolverle pienamente, o svolgerle del tutto.

Equità e salute

La prima considerazione, che è rilevante fare, è quella che riguarda il nesso tra equità e salute, nel senso di porre questo nesso.

Un'argomentazione a favore di questo nesso potrebbe essere la seguente: se si assume che le collettività o gli stati sono interessati a garantire il benessere dei loro membri e di farlo quanto più è possibile equamente, si può sostenere che le collettività o gli stati devono essere interessati anche al modo in cui i cittadini godono di buona salute, essendo la salute per l'appunto parte di quello che possiamo considerare il benessere di una persona. In questa affermazione seguiamo le indicazioni del premio Nobel per l'economia, nonché filosofo, Amartya Sen che sostiene che il benessere degli individui non è meramente il risultato del loro reddito, ma anche della possibilità di goderne, ovvero della possibilità di utilizzare i beni disponibili trasformandoli in quelli che l'autore definisce "funzionamenti di base", tra cui appunto l'essere sani (insieme all'essere nutriti, istruiti, liberi di muoversi, di partecipare alla vita politica, ecc.). Questa possibilità non è data, infatti, solo dal reddito, ma anche e soprattutto dal contesto sociale in cui gli individui vivono, nel caso della salute per esempio dalla presenza o meno di istituzioni preposte alla salvaguardia della salute (per una presentazione delle tesi di Sen si veda l'interessante testo di Elisabetta Basile) (1).

L'affermazione che la salute dei cittadini sia parte di ciò che uno stato deve tutelare e incentivare per altro trova riscontro nella nostra Costituzione (art. 32) e nella realtà del nostro sistema sanitario nazionale.

Ciò detto emerge una seconda considerazione preliminare.

Assunto che ci sia una preoccupazione per la salute dei cittadini da parte della comunità, anzi per un'equa cura della salute, una cura della salute giusta, la questione interessante diventa che forma prende questa dimensione dell'equità, come la si garantisce o la si misura. È sufficiente, come spesso si pensa, garantire a tutti la possibilità di curarsi quando ci si ammala (per esempio garantendo le cure a chi non se le può permettere, come recita la nostra Costituzione)?

Di nuovo ci viene incontro Amartya Sen che, in un breve testo, offre alcune considerazioni interessanti a questo proposito e che – per altro – ci portano più vicini al nostro tema, cioè l'equità, le indagini epidemiologiche e l'inquinamento.

In un testo intitolato "benessere e salute", egli infatti propone l'interessante distinzione tra l'equa distribuzione delle cure sanitarie dall'equità della salute. Una distinzione utile a rispondere alla domanda appena posta.

“Pensando la salute, un aspetto sicuramente essenziale in una riflessione sul benessere, occorre fare delle distinzioni. Innanzitutto, bisogna tenere distinte l’equità della distribuzione delle cure sanitarie e l’equità della salute [...]. L’equità della salute – sostiene infatti il filosofo – riguarda una questione diversa, una questione per alcuni di noi ancora più fondamentale e cioè il grado di salute effettivamente conseguito. Infatti i bisogni sanitari sono diversi così come è diversa per ogni persona la suscettibilità alla malattia. Sono bisogni legati all’ambiente epidemiologico in cui ognuno vive, alla presenza o meno di fattori di contagio, di vettori di infezioni. Contano il fatto di abitare in una zona dove la malaria è endemica oppure no, e altre circostanze ancora come la probabilità di contrarre una malattia cronica, o di soffrire di un’insufficienza come quella renale, e di tante altre patologie che richiedono una sorveglianza medica protratta. Se si assume il punto di vista dell’uguaglianza davanti alle cure, il legame con l’uguaglianza davanti alla salute non è affatto immediato. Possiamo fare la strada inversa, chiedere l’equità delle cure sanitarie e sostenere che la loro distribuzione è equa se e quando produce equità della salute. Ma questo non significa altro che esprimere l’equità della salute in unità di cure sanitarie: equivale a dire non già cure uguali per tutti, cure estese ugualmente a tutti, ma cure tali per cui tutti risultano avere uguali probabilità di godere di buona salute. Questa secondo me è l’equità della salute. Non è importante esprimerla direttamente in questi termini, oppure indirettamente attraverso un’offerta diversificata di cure che alla fine risultano in tale equità. La differenza non sta qui: la posizione che parte dall’equità in salute è migliore perché ingloba non solo le cure, ma anche fattori come l’accesso a una buona alimentazione, l’epidemiologia sociale, l’inquinamento, le politiche sanitarie, la sicurezza sul lavoro, e altre considerazioni che possono essere molto importanti”(2).

La tesi di Sen è dunque che noi dobbiamo avere un approccio inclusivo all’equità di fronte alla salute degli individui e che la preoccupazione degli organi preposti alla cura della salute dei cittadini debba essere non solo quella di garantire un equo accesso alle cure, o una uguale distribuzione delle stesse, ma l’equità nello stato di salute e quindi anche avviare tutte quelle azioni che servono a prevenire, contenere o bonificare fattori di rischio rilevanti per la salute umana, come l’inquinamento, che è al centro della riflessione di questo rapporto.

In altri termini possiamo dire che la prevenzione dell’inquinamento o la bonifica di siti inquinati o qualsivoglia forma di ristabilimento della salute o diminuzione del rischio per la propria salute per chi la abbia danneggiata o minacciata dall’inquinamento è parte della giustizia che un stato dovrebbe compiere; che minimizzare i danni o i rischi che derivano dall’inquinamento, o suddividerli equamente sulla popolazione, sia parte di ciò che deve fare chi si occupa di garantire a tutti i cittadini un equo diritto alla salute

L’inquinamento eccessivo di zone specifiche si configura, quindi, come una ingiustizia a cui si deve cercare di porre rimedio.

Contesto dei siti inquinati

Se il tipo di considerazioni offerte nel paragrafo precedente appare apprezzabile allora si possono offrire alcune altre considerazioni.

Una di quelle che ci preme offrire è che in questa ottica si può sostenere che studiare i siti inquinati sia parte di questo sforzo verso l’equità. Le ricerche di epidemiologia ambientale si configurano quindi come uno strumento di equità. Per prevenire, minimizzare o eliminare i rischi o i danni alla salute che possono venire da fattori ambientali, come vivere in un ambiente inquinato, è infatti necessario individuare i territori inquinati e le popolazioni che vi risiedono, e stimare l’impatto sanitario delle esposizioni ambientali. La stima degli effetti avversi sulla salute associati a determinate esposizioni ambientali si può ottenere, a seconda dei contesti, o

effettuando una indagine epidemiologica, o attraverso procedure quantitative di valutazione del rischio, o – più semplicemente – attraverso considerazioni di tipo qualitativo basate su revisioni delle evidenze disponibili. Va detto che quando ci si riferisce a siti inquinati con caratteristiche particolari (come i siti di interesse nazionale per le bonifiche) caratterizzati da esposizioni complesse a miscele di agenti, alcuni dei quali sconosciuti, è opportuno disporre di dati originali relativi alle situazioni specifiche (3).

Quanto sopra detto ci porta a sostenere che sia necessario investire in queste ricerche, indipendentemente dalla questione, ampiamente dibattuta ma che qui non affronteremo, su chi debba poi (o come si debbano poi) interpretare e applicare i risultati di queste ricerche (si vada in questo fascicolo il testo di Comba e Fazzo, nella sua parte conclusiva). Ovviamente questa affermazione vale solo nella misura in cui gli studi epidemiologici in esame risultino validi e precisi, e al tempo stesso siano fattibili, con tempi e costi ragionevoli; il non imbarcarsi in studi che non diano queste garanzie è parte della deontologia dell'epidemiologo (4). Come del resto andrebbe tenuta in conto, ma di nuovo non la affronteremo in questa sede, la questione connessa su quanta evidenza sia necessaria per intervenire, su cui pure esiste ormai un ampio dibattito (la letteratura è vastissima, per un bilancio recente si veda Stirling e Tickner) (5). Ci limitiamo infatti a sostenere che in una prospettiva di equità della salute, la produzione di conoscenza sui possibili danni e rischi per la salute dei cittadini sia rilevante. Nella sua genericità questa affermazione sembra quasi superflua, eppure capita di doverla ribadire (6).

Più nello specifico si è sostenuta di recente la validità, proprio ai fini della identificazione del rischio, degli studi sulle popolazioni ad alto rischio (7), quindi di studi controversi per almeno due principali ordini di motivi: in primo luogo, dal punto di vista del disegno dello studio, si pone spesso il problema delle ridotte dimensioni numeriche delle popolazioni che sperimentano esposizioni "estreme" a determinati agenti chimici e fisici, e quindi della bassa potenza statistica delle indagini; in secondo luogo, in termini di sanità pubblica, si tende a sostenere che va data la priorità a studi e ricerche relative ad esposizioni che interessano ampi settori della popolazione (8). Non ci vogliamo qui addentrare in questioni così tecniche, come non vogliamo qui approfondire la tesi relativa alla validità della ricerca epidemiologica per indagare le interazioni tra l'essere esposti a rischi ambientali e altre assi di discriminazione (povertà, etnia, genere, ecc.), sostenuta ad esempio dal movimento statunitense per la *environmental justice* (9-11). Su quest'ultima questione torneremo tra breve, prima vorremmo fare cenno ad un'altra questione rilevante.

Individuazione delle priorità

A valle della produzione di dati si profila, infatti, quello che è forse il problema più grande relativo al rapporto tra equità e salute, in questo contesto, ovverosia quello relativo al come distribuire le risorse per l'intervento (ed evidentemente anche quelle per la ricerca), per esempio sui siti inquinati.

Poiché dobbiamo assumere che le risorse non siano infinite e che non possano coprire tutto ciò che è necessario fare, non possiamo non domandarci come si debbano definire le priorità negli interventi.

Salterò qui, per motivi di spazio il tema pur rilevante, di quale possa essere il ruolo di chi produce i dati in questa valutazione (12-14), e cercherò invece di tratteggiare brevemente alcune considerazioni che riguardano la valutazione in quanto tale, indipendentemente da chi la compie. Appare evidente infatti che la soluzione al problema di come investire le risorse non è affatto facile.

È argomento di un altro contributo del presente Rapporto la tematica della valutazione economica della bonifica di siti contaminati come strumento a sostegno dei processi di ripristino ambientale che, mettendo in risalto i benefici che ne possono derivare a fronte di impiego di rilevanti risorse finanziarie, fornisce un aiuto alla decisione pubblica.

Anche il dibattito su come investire le risorse è ampio, proviamo ad abbozzare solo alcune considerazioni preliminari. Prima di tutto, appare ovvio ai più che, la distribuzione a pioggia, cioè il non definire delle priorità dividendo le risorse in parti uguali, è un metodo privo di senso se si ragiona in una prospettiva di equità. Da questo punto di vista infatti non vi è maggiore ingiustizia che fare parti uguali tra disuguali. Questo è per altro quello che affermava Sen sostenendo appunto che l'equità della salute non consiste nel dare cure (o interventi di altro tipo) uguali a tutti ma nell'agire in modo che tutti abbiano "uguali probabilità di godere di buona salute", il che – assumendo che i punti di partenza siano diversi – significa per l'appunto fare delle differenze e definire delle priorità.

Detto questo, come selezionare e/o ordinare gli interventi da fare rimane un problema aperto.

Come si sa oramai si fronteggiano su questo tema scuole di pensiero diverse. Dovendo offrire delle considerazioni preliminari penso che sia bene tenere in conto che ci sono almeno due atteggiamenti contrapposti: da una parte vi sono coloro che privilegiano l'efficienza considerandola un requisito dell'equità, dall'altra coloro che invece privilegiano il riequilibrio delle differenze, anche quando questo possa risultare costoso secondo i criteri adottati dai primi.

Le due scuole di pensiero risponderanno in modo diverso, per esempio, alle seguente domanda: si deve agire su agenti che insistono su molti individui ancorché con poco rischio, o su quelli che abbassano o rischiano di abbassare di molto la salute di pochi? Detto in altri termini si devono privilegiare le azioni che risultano più efficaci o quelle che rimediano a mali peggiori, ovverosia quelle che a pari unità di spesa ottengono un risultato più vantaggioso in termini di salute riguadagnata o protetta, oppure quelle che hanno come fine la riduzione del "gap" tra chi sta meglio e chi sta peggio?

Questa dicotomia, tradotta in termini più tecnici, significa agire sulla base del calcolo costi/benefici oppure sulla base della regola del *maximin* (l'approccio derivato dalle tesi di John Rawls secondo cui nel *decision-making* sia meglio orientarsi verso la prevenzione dei peggiori risultati possibili), o su una combinazione dei due (15). Seguendo Sen si potrebbe sostenere che equo è per l'appunto diminuire i gap, ma il dibattito su questo è aperto, il nostro intento è solo quello di far presente questa dimensione problematica.

Sempre a livello di considerazioni da tenere in conto vogliamo ora tornare su una questione connessa a quella appena considerata, e cioè quella che riguarda l'attenzione che molti autori ritengono si debba avere per le interazioni e le correlazioni tra le disuguaglianze in termini di salute e quelle connesse con altri assi di discriminazione sociali ed economici presenti nelle nostre società. Come si diceva negli Stati Uniti è forte un movimento che rivendica una correlazione tra la distribuzione dei rischi sanitari e quella delle disuguaglianze sociali dovute a classe (status socio-economico), età, appartenenza etnica o di genere (9-11).

In quest'ottica si dovrebbe tenere in conto, nel momento in cui si determinano le priorità di intervento sanitario, anche delle discriminazioni che certi gruppi di individui hanno già subito o subiscono, e soprattutto si deve tenere in conto di queste discriminazioni quando si debba decidere, invece, di azioni che possono ulteriormente mettere a repentaglio la salute dei cittadini, decidendo ad esempio dove porre impianti inquinanti e potenzialmente dannosi per la salute.

Molti autori sostengono l'utilità degli studi di epidemiologia ambientale anche per definire queste interazioni. Sexton a questo proposito afferma infatti: *By improving our ability to identify, evaluate, prevent and/or reduce risks for all members of society, environmental health*

research can contribute directly to fair and equitable protection for everyone, regardless of age, ethnicity, gender, race, or socio-economic status (9).

Processi decisionali e condivisione delle scelte

Infine, un'ultima questione che va considerata in questo contesto è un riflesso della più generale questione delle cosiddette reazioni Nimby (*not in my back yard*), ovverossia considerare come ci si debba comportare di fronte a gruppi di individui che non vogliono pagare il costo di un intervento, installazione, ecc. che è di beneficio a una più ampia comunità.

Infatti ci possono essere casi in cui per risanare o bonificare il contesto ambientale di una certa (ampia) popolazione, si debbano imporre dei costi o rischi su un gruppo più ristretto di individui. Il caso esemplare è quello degli inceneritori. In questo caso si possono avere reazioni del tipo succitato.

Evidentemente non è questa la sede per discutere a fondo il problema, ma solo per indicarlo, si possono però offrire alcune brevi considerazioni al riguardo.

Da una parte si può sostenere che la reazione Nimby assomigli in parte al fenomeno del *free riding*, cioè di chi pur vivendo in una comunità e godendo dei privilegi che questo gli offre non voglia fare la sua parte (come chi non paga il biglietto sull'autobus), atteggiamento generalmente considerato biasimevole da un punto di vista etico. Vivere in comunità, sostiene una lunga tradizione filosofica, significa accettare dei costi in cambio dei vantaggi che se ne hanno o se ne sono avuti (basti pensare a Socrate che beve la cicuta pur considerando ingiusta la sua condanna a morte perché aveva accettato i benefici della società ateniese e quindi implicitamente accettato le sue regole).

Sicuramente questo è un punto cruciale: non si può pensare di prendere i vantaggi che vengono dal vivere in una comunità senza pensare di non dovere mai niente alla comunità stessa. Questo tipo di considerazioni però non risolve il problema che stiamo esaminando: essa non ci esime, per esempio, dal valutare accuratamente di che prezzi stiamo parlando, di a chi capiti di pagare il prezzo e perché e di stare attenti che non siano gruppi di individui già discriminati per altri versi. Fin troppo spesso capita infatti che a pagare il prezzo della vita associata siano sempre le stesse persone, per esempio che gli impianti inquinanti siano posti in luoghi già ampiamente inquinati e deprivati. Evidentemente questo è un problema.

A questo proposito può essere utile articolare anche una ulteriore considerazione relativa alla pratica di offrire degli indennizzi, che spesso viene invocata rispetto a questi casi.

La pratica di offrire indennizzi alle comunità che accettano di correre dei rischi (le cosiddette misure di mitigazione) può infatti essere oggetto di alcune perplessità dal punto di vista morale. Dove le misure offerte non siano risibili (si vedano ad esempio quelle offerte dalla Agip alle comunità indigene in Ecuador) (16), questa prassi potrebbe aprire alla possibilità – discutibile da un punto di vista etico – che siano sempre le comunità più povere e malmesse ad accettare di correre dei rischi per avere in cambio qualcosa. Per questi aspetti ci si può rifare alle considerazioni critiche offerte da diversi autori sulla possibilità di pagare la partecipazione alle sperimentazioni cliniche. Un confronto interessante potrebbe essere quello con le tesi di Hans Jonas (17). Egli era fortemente contrario alla possibilità di pagare la partecipazione a studi clinici, proprio su questa base, e sosteneva invece la pratica da lui definita della “scala discendente”: si sarebbero dovuti coinvolgere per primi i medici, capaci di dare il giusto significato alla loro partecipazione e quindi non risultare sfruttati o “reificati” (ridotti a cose), e poi, via via, le persone colte e ricche, lasciando solo per ultimo coloro i quali lo avrebbero fatto non per partecipare ad un'impresa scientifica ma solo per guadagnarci qualcosa. Il confronto a mio avviso non è peregrino.

Una delle risposte possibili a questa serie di problemi è rappresentata, evidentemente, dalla recente riflessione sulla partecipazione delle popolazioni in questo tipo di decisioni, ma questo è un discorso che esula troppo dalle competenze di chi scrive (per una analisi interessante si vedano ad esempio i lavori di Bobbio (18) e Pellegrino (19)).

Le considerazioni sopra svolte evidenziano il ruolo essenziale dello stato, e dei suoi organi preposti, al fine di garantire, come parte della giustizia, l'istanza dell'equità nello stato di salute dei/Lle cittadini/e. In tale ambito si inseriscono, come abbiamo mostrato, anche gli studi epidemiologici nei siti inquinati, che sono parte integrante dello sforzo verso questo obiettivo.

È ora necessario svolgere un approfondimento teorico di questo tema, comprensivo dell'esame di casi concreti, per giungere ad identificare specificità e aspetti critici delle problematiche dell'equità riferita allo stato di salute delle popolazioni che risiedono nei siti inquinati.

Bibliografia

1. Basile E. Rapporto fra sviluppo e salute nella teoria della povertà di Amartya Kumar Sen. In: Harari R, Comba P, Marsili D, Pirastu R (Ed.). *Cooperazione scientifica fra Italia e Ecuador nel settore dell'epidemiologia ambientale: finalità, ambiti applicativi, approcci metodologici*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2006. (Rapporto ISTISAN 06/01).
2. Sen AK. Benessere e salute. In: Corbellino G, Draghi P, Massarenti A (Ed.). *Biblioetica. Dizionario per l'uso*. Torino: Einaudi; 2006. p. 6-14.
3. Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporto ISTISAN, 05/01).
4. Terracini B. Aree oggetto di bonifica: inquadramento teorico e metodologico. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporto ISTISAN, 05/01).
5. Stirling A, Tickner J. Implementing precaution: assessment and application tools for health and environmental decision-making. In: Martuzzi M, Tickner J (Ed.). *The precautionary principle: protecting public health, the environment and the future of our children*. Geneva: WHO; 2004. p. 181-208.
6. Terracini B. Discariche, triangoli ed aree calde. *Epidemiol Prev* 2004;28(6):299-300.
7. Fazzo L, Comba P. Il ruolo dei gruppi ad alto rischio nello studio delle relazioni tra ambiente e salute. *Ann Ist Super Sanità* 2004;40(4):417-26.
8. Bertollini R et al. Introductory remarks. In: Bertollini et al. (Ed.). *Environmental epidemiology. exposure and disease*. Geneva: WHO; 1996. p. v-xi.
9. Sexton K, Olden K, Johnson BL. Environmental justice: the central role of research in establishing a credible scientific foundation for informed decision-making. *Toxicol Ind Health* 1993;9(5):685-727.
10. Coughlin SC. Environmental justice: the role of epidemiology in protecting unempowered communities from environmental hazard. *Sci Total Environ* 1996;184:67-76.
11. Northridge E et al. Environmental equity and health: understanding complexity and moving forward. *Am J Public Health* 2003;93(2):209-14.
12. Axelson O. Some historical notes and remarks on prevention in environmental and occupational health. *Int J Occupational Med Environ Health* 1997;10(4):339-47.

13. Grandjean P. Implications of the precautionary principle for primary prevention and research. *Annu Rev Public Health* 2004;25:199-223.
14. Gennaro V, Tomatis L. How epidemiology may underestimate or fail to detect increased risks of cancer and other diseases. *Int J Occup Environ Health* 2005;11(4):356-9.
15. Comba P, Martuzzi M, Botti C. The precautionary principle in decision-making: the ethical values. In: Martuzzi M, Tickner J (Ed.). *The precautionary principle: protecting public health, the environment and the future of our children*. Geneva: WHO; 2004. p. 85-92.
16. Ortiz-T P. Petrolio e disarticolazione delle società della foresta amazzonica ecuadoriana In: Harari R, Comba P, Marsili D, Pirastu R (Ed.). *Cooperazione scientifica fra Italia e Ecuador nel settore dell'epidemiologia ambientale: finalità, ambiti applicativi, approcci metodologici*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2006. (Rapporto ISTISAN 06/01).
17. Jonas H. Al servizio del progresso medico: gli esperimenti su soggetti umani. In: Jonas H (Ed.). *Tecnica, medicina ed etica*. Torino: Einaudi; 1997. p. 81-108.
18. Bobbio L. *Smaltimento dei rifiuti e democrazia deliberativa*. Torino: Università degli Studi, Dipartimento di Studi Politici; 2002. Working paper n. 1.
19. Pellegrino P. *Amministrazione aperta: scelte condivise, politiche efficaci*. Arpa Umbria: Micron; 2006. p. 10-2.

FINALITÀ E CRITICITÀ DEL PROCESSO DI COMUNICAZIONE

Liliana Cori

Direzione per la Ricerca Ambientale e lo Sviluppo, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma

Le trattazioni scientifiche, che abbiamo fino a questo punto letto e le esperienze dei casi studio più avanti analizzate, ci parlano di processi profondamente calati nelle realtà di tutti i giorni dei cittadini: quelli che vivono nelle aree inquinate in modo particolare, ma nel senso più ampio la comunità umana che vive nel nostro tempo e opera scelte sul presente che avranno implicazioni nel futuro.

Uno sguardo ai processi comunicativi specificamente legati alle realtà che qui affrontiamo potrà servire a comprendere problemi e a dare indicazioni per la loro soluzione, che includono la necessità da parte delle istituzioni di assumere un ruolo attivo nei processi di comunicazione e adoperare gli strumenti adeguati.

Molteplici elaborazioni scientifiche, documenti di policy di istituzioni internazionali e nazionali, e gli spunti che vengono dalla conoscenza del mondo – soprattutto delle aree fortemente inquinate – contribuiscono a consolidare la convinzione che non sia più eludibile occuparsi seriamente del rapporto con le comunità che subiscono situazioni di rischio.

Come conferma la descrizione di casi e gli studi su di essi effettuati, infatti, la preoccupazione pubblica è presente in modo diffuso, si manifesta con modi e intensità diversi e rappresenta un fattore di crisi o una potenzialità di cambiamento, spesso proprio come conseguenza delle iniziative prese dai soggetti pubblici e dei responsabili coinvolti.

La comunicazione è un processo permanente di scambio tra le persone, basato su parole e fatti, che trova le sue radici nei diversi codici culturali, che molti studiosi hanno interpretato e definito attraverso analisi e formalizzazioni. Mai come negli ultimi anni le pubblicazioni sul tema della comunicazione si sono moltiplicate, in sintonia con l'aumento vertiginoso degli strumenti e dei luoghi della comunicazione.

La comunicazione in situazioni di rischio e in aree a rischio è stata affrontata da più parti ed esiste una vasta e autorevole letteratura, che costituisce riferimento di questo articolo; dopo un esame generale della tematica faremo riferimento in maniera più specifica alle esperienze nella realtà italiana, per trarre da esse conclusioni e indicazioni di percorso.

Per il ruolo ricoperto dalla maggior parte degli estensori dei contributi del presente rapporto, una riflessione particolare verrà sviluppata riguardo al ruolo degli esperti e alla comunicazione degli studi sullo stato di salute delle popolazioni e dell'ambiente, che hanno caratteristiche particolari e andrebbero inclusi in maniera adeguata nei percorsi decisionali, arricchendo il panorama degli strumenti a disposizione sia dei cittadini sia dei decisori politici. Il ruolo della valutazione dei rischi ai fini di *governance*³ affrontato da altri contributi di questa stessa

³ Una definizione di *governance* dal sito www.kila.it: Il "Libro bianco sulla *governance* europea", approvato dalla Commissione Europea il 25/7/2001 propone una maggiore apertura nel processo di elaborazione delle politiche dell'Unione Europea ai cittadini, alle istituzioni regionali e locali, così da garantire una partecipazione più ampia e politicamente significativa alla definizione e presentazione delle scelte di fondo, incoraggiando una maggiore apertura e responsabilizzazione delle parti in causa. Il termine *governance* indica dunque un nuovo stile di governo, diverso dal modello tipico gerarchico "top down" e caratterizzato, invece, da un maggior grado di cooperazione e di interazione tra Stato e attori non statuali all'interno di reti decisionali miste pubblico-private, con la sistematizzazione di una logica di governo dello sviluppo dal basso (*bottom-up*). Secondo il modello della

pubblicazione è, infatti, tema da porre e continuare ad approfondire, e il panorama europeo offre un terreno di confronto ricco e vario per appartenenze culturali e scenari socio-economici. E la “governance del rischio” (1), assieme all’uso del principio di precauzione mette in primo piano il ruolo degli esperti, l’essere sempre più spesso chiamati in causa anche come arbitri, e la loro necessità di comunicare con il resto del mondo, il mondo che non ne condivide i linguaggi consueti né ne conosce i codici, inclusi talvolta quelli di comportamento.

Esperienze e metodi per la comunicazione sul rischio

Si sono moltiplicati gli studi in materia di comunicazione, spesso mantenendo la distinzione delle discipline e dei campi di interesse: nel campo della salute si va dalla gestione dei servizi ai cittadini, alla informazione, alla gestione delle emergenze che, in taluni casi come quelli della SARS e dell’influenza aviaria, rappresentano una priorità a livello internazionale. Anche nel campo ambientale le grandi emergenze sono state spesso motore del lavoro di ricerca, e tragedie come Seveso, Chernobyl, Bophal vengono ricordate per datare l’attenzione all’ambiente e alle implicazioni globali delle potenziali crisi; le esperienze pratiche di comunicazione nel campo ambientale si evolvono invece, assieme alle regolamentazioni relative, su versanti che vanno dalla informazione sui controlli, al complesso rapporto con i portatori di interessi per programmi di sviluppo sostenibile e più di recente di realizzazione di processi analitici come la valutazione ambientale strategica.

Tra i primi a affrontare in modo specifico il tema della comunicazione connessa ad ambiente e salute il testo dell’OMS, Ufficio Regionale Europeo: “La comunicazione dei rischi ambientali e per la salute in Europa” (2), pubblicato nel 1998, rimane di utile riferimento anche se non è stato molto utilizzato dalle strutture dedicate alla gestione di politiche ambientali e di salute a cui era rivolto. L’uso effettivo degli strumenti esistenti è un tema critico sul quale torneremo. Il testo dell’OMS è oggi datato, si basa infatti su un lavoro di redazione del 1992 e alcuni dibattiti tra esperti organizzati nel 1993, ma, oltre a dare conto delle conoscenze in materia su comunicazione, psicologia e percezione, espone alcuni casi che rimangono di riferimento per illustrare le criticità comunicative, offrendo anche una prospettiva europea che tenga conto delle specificità culturali.

La consapevolezza della lunga storia di studi sulla percezione del rischio, di sociologia dell’ambiente e di critica della scienza, a partire dagli anni sessanta, sono infatti fondamentali per costruire percorsi utili e, come scrive Bruna De Marchi (3): “Farvi riferimento (a tale storia) eviterebbe invece di reinventare continuamente la ruota (scoprendo cose già note da tempo) e soprattutto eviterebbe di inventare una ruota quadrata, ovvero, fuor di metafora, di riproporre ipotesi esplicative già ripetutamente smentite dalla ricerca e di suggerire strategie comunicative già più volte rivelatesi inefficaci o addirittura controproducenti”.

Alcune indicazioni fornite dalla De Marchi nell’articolo citato, e altri articoli contenuti nel libro a cura di Bevitori, possono aiutare ad approfondire il ragionamento.

Innanzitutto i fondamenti di quella che è stata una vera e propria emersione del pubblico come oggetto/soggetto dello studio, avvenuta grazie agli studi sulla “percezione del rischio”, rischio che diventa anche oggetto di studio degli scienziati sociali, con tutta la sua complessità. La critica alla definizione stessa di percezione del rischio risulta utile ad una

governance europea, infatti, vengono inserite nel processo di governo del territorio le dinamiche riguardanti l’effetto delle politiche europee sulla struttura locale, che a sua volta incide sui processi politici nazionali ed europei in un processo virtuoso di *feed-back*. Cinque i principi alla base della buona *governance* europea e dei cambiamenti proposti nel Libro Bianco: apertura, partecipazione, responsabilità, efficacia, coerenza.

comprensione più profonda: il rischio è un concetto astratto e quindi non può essere percepito; non solo, ma il termine “rischio percepito” risulta inevitabilmente equivalente a falso, in opposizione a “rischio reale” o “oggettivo”, termini ugualmente fuorvianti. Gli strumenti scientifici per comprendere la realtà e le prospettive dei soggetti in campo quindi esistono e vanno utilizzati, e danno conto di una serie ripetuta di “domande, richieste, preoccupazioni: sempre le stesse”, che fanno capo a situazioni note in una serie leggibile di scenari, in cui i rischi sono più o meno comprensibili, controllati, gravi, immediati, distribuiti. Così come sono rilevanti le domande sulle tecniche di valutazione, sul metodo, e le considerazioni sul contenuto della comunicazione, inclusi gli aspetti di relazione, per i quali trasparenza, credibilità e fiducia giocano un ruolo essenziale.

Gli esempi citati come sempre sono essenziali per capire, e qui viene riportato l’episodio che ha scatenato la protesta a Scanzano Jonico nel 2003: la notizia uscita in Gazzetta Ufficiale che un sito nel territorio di quel Comune era stato scelto come deposito nazionale delle scorie nucleari. Questo e gli esempi che anche noi abbiamo qui riportato sottolineano almeno due elementi che avremo modo di analizzare meglio: il mancato riconoscimento/Legittimazione dell’interlocutore e il “frastuono del silenzio”. Le popolazioni locali sono state ignorate, e la scelta di non comunicare ha invece trasmesso moltissimo: la sensazione di oltraggio, l’effetto a valanga di informazioni incomplete, la paura dell’ignoto hanno composto una matassa difficile da dipanare. In questo come negli altri casi che vedremo ci sono tutti gli ingredienti per sapere cosa non va fatto, mai, in nessuna circostanza: una strada tortuosa ma empirica per arrivare a capire cosa si dovrebbe fare. Entrambi i problemi fanno parte della capacità di governare, nello specifico della “*governance* dei rischi”.

L’appartenenza all’Unione Europea ci offre una serie di strumenti che vanno dall’obbligo informativo, allo sviluppo di strumenti di comunicazione alla promozione della partecipazione. Parole d’ordine del dibattito e della pratica maturata negli ultimi 15 anni a livello europeo sono la discussione pubblica e l’*accountability*, cioè la responsabilità, il “dovere di dare conto”, quelli che rappresentano anche i punti cardine della Direttiva sulla Valutazione ambientale strategica, entrata in vigore in Europa alla fine del 2004, che per ora si applica in Italia in alcune regioni e verrà effettuata per i programmi finanziati dall’Unione Europea a partire dal 2007.

Ed effettivamente, uscendo dai nostri confini, si scopre che molto è maturato in Europa in materia di comunicazione e di coinvolgimento delle comunità, su cui è importante riflettere oggi, anche considerando l’ulteriore livello di complessità introdotto dall’allargamento della Unione da 15 a 25 Paesi. La Commissione Europea si occupa quindi a vari livelli di questi temi essenziali, che sono cosiddetti “trasversali”, cioè vanno considerati nella attuazione di tutte le politiche europee. Tra gli strumenti specifici che negli anni hanno stimolato il lavoro c’è la Carta di Aalborg del 1994, siglata durante la conferenza sulle città sostenibili, che promuove strumenti di sviluppo locale sostenibile attraverso processi di Agenda 21 locale che rafforzino la partecipazione di tutti gli attori locali⁴. E proprio le politiche di sviluppo sostenibile hanno dimostrato negli anni la centralità del coinvolgimento consapevole delle popolazioni, che possano essere parte e sentirsi protagonisti dei cambiamenti sul territorio, come garanzia di successo, in particolare a livello locale.

Una delle pubblicazioni preparate per il seminario di riflessione a 10 anni dalla sottoscrizione della Carta di Aalborg aiuta a identificare buone pratiche di comunicazione, dando una panoramica di strumenti e tecniche che supportano per valutare il contesto,

⁴ L’Agenda 21, un programma di azione per il ventunesimo secolo, è stata messa a punto nel 1992 dai governi riuniti al Forum sullo sviluppo sostenibile organizzato dalle Nazioni Unite a Rio de Janeiro; rimane un importante riferimento culturale e metodologico per chi voglia affrontare le problematiche qui esposte alla luce dei principi della sostenibilità.

redigere piani di comunicazione, realizzarli e valutarli (4). Gli esempi forniti si riferiscono ai temi della sostenibilità, e al coinvolgimento in politiche attive di cambiamento: se ne possono quindi trarre spunti utili, anche se la comunicazione sul rischio che qui affrontiamo si realizza in situazioni che hanno talvolta i caratteri dell'emergenza.

In realtà, bisognerebbe identificare a livello locale risorse e competenze per un processo di partecipazione che sia permanente e che, a partire dalla gestione del territorio, riesca ad affrontare temi diversi e sempre nuovi, incluse valutazioni di impatto ed emergenze ambientali. Vale la pena di notare in proposito che tra le buone pratiche citate nel volume della UE l'unica italiana è quella del Forum di Agenda 21 promosso dalla Provincia di Torino, che è in effetti nota come una positiva esperienza di coinvolgimento. La strategia di comunicazione sviluppata, le sedi di dibattito, il Piano di Azione Ambientale promosso nel 2001 non sono purtroppo state sufficienti ad affrontare in tempo il problema rappresentato dalla decisione del Governo italiano di costruire un tunnel nella Val di Susa per il passaggio del treno ad alta velocità. La decisione è stata infatti contrastata da manifestazioni di piazza non in fase di discussione, ma addirittura all'apertura dei cantieri di lavoro nel dicembre del 2005, e ha provocato una situazione di tensione e contrapposizione frontale; la soluzione di creare un tavolo di discussione coinvolgendo esperti ha consentito di spostare il problema nel tempo e forse renderà possibile una apertura di dialogo. Ma il problema era ben noto nell'area si sarebbe potuto affrontare in modo diverso, come dimostra tra l'altro il lavoro svolto da epidemiologi e operatori di salute della Regione Piemonte (5), che hanno realizzato nel 2005 uno studio per identificare e stimare il fenomeno "disagio" nelle popolazioni residenti nella Val di Susa dovuto alle pressioni sull'ambiente tra cui la costruzione della galleria, usando come indicatore di patologia il consumo di farmaci per il trattamento dell'ansia e della depressione.

Un'altra esperienza torinese, quella fatta per l'identificazione dei siti per la localizzazione di discariche e di un inceneritore, fa scuola in termini di comunicazione come vedremo più avanti.

In Italia esiste, in effetti, un patrimonio ricchissimo a livello locale di competenze ed esperienze pratiche di partecipazione, che si è orientato ai temi ambientali grazie alle suddette politiche di Agenda 21, e anche grazie alla nascita delle Agenzie Regionali per l'Ambiente, che hanno impostato la raccolta e trasmissione dei dati ambientali talvolta anche "in diretta", come succede nel caso delle politiche cittadine di contenimento dell'inquinamento da traffico veicolare.

Oltre ai Forum di Agenda 21 locale, si possono menzionare esperienze quali i piani mirati di salute, città sane e le sperimentazioni di bilancio partecipativo: contenitori che pongono in modo originale il problema del rapporto con i cittadini, della condivisione delle informazioni e della presa di decisioni, proponendo forme di partecipazione e decentramento delle decisioni.

Anche nel mondo dell'impresa le regole europee che hanno definito gli impegni volontari hanno dato alla fine degli anni '90 un impulso molto forte, in cui si sono uniti i vari stimoli della società in direzione dell'ambiente e della giustizia sociale: le regolamentazioni Emas, industrie aperte, il bilancio ambientale d'impresa, il bilancio sociale. Il valore aggiunto della qualità è stato portato come bandiera in molti settori produttivi, e sembrava essere la chiave per mantenere il primato economico europeo e anche in questo campo si sono sperimentate nuove forme di rapporto con i "consumatori consapevoli".

In materia di comunicazione è da menzionare una recente iniziativa italiana di parte imprenditoriale: il Nimby Forum, che chiarisce il proprio programma di lavoro nel sottotitolo del volume che raccoglie il primo anno di lavoro: "la comunicazione, la negoziazione e il consenso territoriale come fattori strategici nella realizzazione di impianti industriali e grandi

opere civili per lo sviluppo del paese”. La pubblicazione contiene una serie di contributi interessanti, e provenienti da diverse voci, oltre ad una storia dei fenomeni di protesta e di esposizione delle soluzioni disponibili. Rimangono in sospeso e non vengono rimesse in discussione però le premesse: si tratta di far capire e accettare, evidentemente a chi non capisce e non accetta – quelli affetti dalla sindrome Nimby – la realizzazione di impianti industriali e grandi opere civili per lo sviluppo del paese. In realtà la maggior parte dei gruppi che mettono in discussione le grandi opere chiede di condividere e discutere con i decisori politici e i protagonisti delle scelte economiche proprio le premesse: se una certa opera serve in quel luogo e in quel momento, a chi porta beneficio sia oggi che nel futuro. In ogni caso anche questo lavoro sta contribuendo a ravvivare in Italia un dibattito necessario sul tema.

Un altro progetto che ha dato risultati che vedremo utili ai fini del lavoro pratico di comunicazione è quello sviluppato dal Dipartimento della Funzione Pubblica della Presidenza del Consiglio dei ministri: si chiama “cantieri” ed è un progetto di promozione dell’efficienza della pubblica amministrazione (<http://www.cantieripa.it/>). Tra i laboratori, le esperienze e la manualistica uno sforzo rilevante è dedicato alla comunicazione interna ed esterna e al rapporto con i cittadini. Ritorneremo sugli strumenti a disposizione e che aprono prospettive di sicuro interesse.

Molte comunicazioni possibili

Tra la grande produzione di testi e di documenti di lavoro sviluppati nelle sedi internazionali, i riferimenti scelti per affrontare qui il tema della comunicazione sono i già citati testi dell’OMS, il libro a cura di Paolo Bevitori (6), il testo di Marco Biocca del 2002 (7) e un recente testo di Andrea Nardini che affronta il tema dell’approccio partecipato per decidere l’ambiente (8).

Il testo di Nardini utilizza ampi materiali di lavoro italiani e internazionali e offre una panoramica incoraggiante delle possibilità di operare in un settore in cui il nostro paese segna un ritardo che a volte sembra incolmabile: un approccio partecipato che sostenga i decisori nell’affrontare le questioni ambientali. Leggendo questo libro si può cominciare a rispondere ad alcune domande di fondo, che per ora abbiamo lasciato da parte: perché si dovrebbe comunicare? A chi conviene la partecipazione? Si tratta di sprecare risorse o di investire sul futuro?

Biocca fa riferimento alla comunicazione nell’ambito sanitario, con una storia ampiamente utile del contesto italiano, dell’uso dei concetti e delle pratiche della comunicazione nel nostro paese; si ripercorre il quadro delle conoscenze acquisite in materia di comunicazione sul rischio, dei molteplici strumenti ed esperienze a disposizione, dei quadri di riferimento utilizzabili. Sono di grande utilità in particolare le tabelle, che si presentano come agevoli attrezzi di lavoro. La tabella: “le ragioni che condizionano la reazione ai rischi” offre una sintesi dei linguaggi e del significato di ciò che si comunica da parte di diversi attori. “Le sette regole cardinali per la comunicazione del rischio” servono come appunti di lavoro, quelli che devono essere ben presenti a chi si avventuri sul terreno della comunicazione. I “possibili punti critici dei progetti di comunicazione sul rischio” e la *check-list* dei punti chiave in un processo di comunicazione sul rischio per la salute” riassumono ciò che si sa e che è prevedibile, sulla base del lavoro degli studiosi in molte situazioni diverse. Una cassetta degli attrezzi ampia ed essenziale, che conferma un’ipotesi: gli strumenti della comunicazione sono molteplici e richiedono, oltre ad un contesto adeguato per essere utilizzati, anche competenze adeguate; gli esperti di ambiente, salute, pianificazione o altre materie di pubblico interesse avranno bisogno di un sostegno competente e di lungo periodo per consolidare percorsi di

rapporto con i cittadini e con il territorio. In questa direzione andrebbero meglio utilizzate le possibilità offerte dalla legge che regola le attività di informazione e comunicazione delle pubbliche amministrazioni,⁵ per acquisire supporti interni capaci di gestire nel tempo le necessità comunicative, anche se, come dice Biocca, e non solo nelle organizzazioni sanitarie, “sembra sottovalutata l’importanza di promuovere sia le competenze comunicative di tutti gli altri operatori sia le capacità dei cittadini di partecipare attivamente alle scelte che riguardano la loro salute” (7).

La proposta illustrata da Biocca di mettere sullo stesso piano comunicazione e partecipazione usando la dizione “comunicazione sul rischio” è un obiettivo di lavoro condivisibile (7). Ma i cosiddetti attori della comunicazione sono collocati su piani molto diversi, tanto più nello specifico qui affrontato di aree particolarmente inquinate: in una situazione di rischio i cittadini esposti, spesso i lavoratori e naturalmente le generazioni future, non possono far altro che ascoltare (subire?) le informazioni che vengono trasmesse (e sperare che siano corrette) e possono reagire ad esse in vari modi. È difficile ci sia la possibilità di partecipare, di intervenire sul piano tecnico, di scegliere le opzioni di intervento. Non si tratta infatti in questo caso di decidere scelte di uso del territorio o di sviluppo economico, ma stabilire come bonificare un’area gravemente inquinata, cosa che comporta costi e conseguenze, talvolta a prescindere dalle responsabilità individuabili.

Quello della comunicazione è quindi uno scenario complesso: non esiste una sola comunicazione ma interazioni motivate da una causa/funzione/finalità, sulle quali è bene che gli attori concordino, riconoscendosi reciprocamente, per poter instaurare un processo di scambio efficace.

In questa direzione è piena di spunti interessanti l’elaborazione di Palazzi (9), che analizza la comunicazione nelle Aziende Sanitarie e distingue appunto le diverse situazioni reali, dando anche una prospettiva storica all’evoluzione della comunicazione e confermando le criticità osservate, quali la necessità di costruire fiducia e credibilità, la scarsa propensione all’ascolto che ancora caratterizza le pubbliche amministrazioni e i progressi in corso.

In particolare si proporrà qui di distinguere i contesti della comunicazione identificandone gli obiettivi, i ruoli dei protagonisti e le differenti responsabilità, come primo passo per la definizione di strategie operative. E a questo scopo sembra utile definire gli scenari e le possibilità di azione, nella consapevolezza che non sempre le circostanze consentono di sviluppare comunicazione o partecipazione, e che scambiare processi di informazione con la comunicazione rischia talvolta di essere fuorviante e/o irrealistico.

Per cominciare a delimitare e definire un campo molto vasto è bene distinguere alcuni concetti, che vengono spesso semplificati e unificati sotto il cappello della comunicazione, ma che non ne condividono le caratteristiche fondamentali. In particolare se esaminati in riferimento ad ambiente e salute, informazione – comunicazione – partecipazione si posizionano in sequenza su una potenziale scala che va dalla passività alla attività, da una monodirezione delle notizie, allo scambio, al *feedback*. O anche si caratterizza in termini decisionali con la distanza tra un approccio “decisione-annuncio-difesa”, quello tipicamente dall’alto in basso (*top-down*), all’approccio di tipo partecipato, dalla base verso l’alto (*bottom-up*).

Informazione - È un processo unidirezionale, che non prevede interazioni con gli interlocutori, che si può realizzare come obbligo istituzionale, come necessità di chi fornisce le informazioni, o anche come risultato di una richiesta, fatta per esempio a un Ufficio Relazioni con il Pubblico (URP) di una pubblica amministrazione. L’accesso all’informazione della pubblica amministrazione è un diritto del cittadino.

⁵ Legge n. 150/2000. Disciplina delle attività di informazione e di comunicazione delle pubbliche amministrazioni e regolamenti attuativi.

Comunicazione - È caratterizzata dallo scambio: è un processo bidirezionale in cui due o più interlocutori stabiliscono una relazione. La comunicazione si inserisce all'interno di un contesto culturale di riferimento in cui un emittente, trasmettendo un contenuto tramite un canale e un codice condivisi col ricevente, può ricevere dal destinatario un *feedback* comunicativo. Per essere tale la comunicazione appunto va e torna, risponde alle esigenze di chi comunica e alle domande di chi riceve e chiede o fornisce altre informazioni. "La comunicazione efficace è quella che soddisfa un bisogno del destinatario, non dell'emittente. Altrimenti si chiama propaganda" (10).

Partecipazione - Processo di coinvolgimento nelle decisioni e di inclusione delle esigenze di tutti i soggetti interessati nelle decisioni finali. La partecipazione è il *leit motiv* per la gestione delle moderne politiche e della *governance* in particolare, e assume un rilievo specifico nelle politiche per lo sviluppo sostenibile, che richiedono consenso, livelli di azione differenziati e lunghi periodi per poter esplicare le loro potenzialità.

La partecipazione è prevista dagli strumenti istituzionali e di programmazione, pianificazione e valutazione a vari livelli: europeo, nazionale, regionale e locale. I principali sono: la Carta di Atene del 1998, il sesto programma di azione per l'ambiente della Commissione Europea, la valutazione ambientale strategica, la Valutazione di impatto ambientale e diversi strumenti di pianificazione regionale (11). Da non dimenticare la partecipazione inclusa nei percorsi di valutazione di impatto sulla salute, illustrati anche nel presente Rapporto. Sono stati messi a punto diversi strumenti istituzionali di partecipazione mirati a diversi obiettivi: il partenariato, che ha in genere un ruolo consultivo; le conferenze di servizi, dove vengono decise azioni specifiche, ad esempio sui siti da bonificare; i forum, usati per realizzare i processi di Agenda 21 locale.

Una partecipazione reale, in cui ciascuno degli attori sia anche protagonista, si determina quando anche le regole del gioco vengono all'inizio discusse e condivise. "Da questo punto di vista il ruolo degli esperti e la fiducia nel loro punto di vista è essenziale, ma altri elementi diventano centrali: la possibilità di impostare una discussione aperta, che includa i ruoli e le responsabilità, il consenso sulle regole che dovranno essere applicate, ... tutto ciò richiederà disponibilità, flessibilità e tempo da parte di tutti gli interlocutori coinvolti" (8).

Ognuno di questi livelli ha la sua specificità e si realizza in diversi contesti: la scala in cui sono collocati non è una scala di valore, ma aiuta a mirare le domande e le aspettative di chi prende parte ai processi che si realizzano nella vita reale.

Ognuno dei livelli può essere condotto in maniera metodologicamente corretta e valutato in modo opportuno; in genere per condurre una buona comunicazione bisogna includere o avere già realizzato una buona informazione, e per garantire la partecipazione le informazioni devono giungere a proposito, e i processi comunicativi devono essere una scelta consapevole.

Comunicazione nelle aree di bonifica: scelte, procedure decisioni

Per entrare nel merito dei processi comunicativi nelle aree inquinate si farà riferimento ai siti di bonifica, di interesse nazionale e regionale, con una necessaria premessa che riguarda i vincoli normativi e i principali protagonisti. Si cercherà in questo modo di individuare alcune criticità e le potenzialità che esistono per garantire: "l'accesso all'informazione da parte non solo dei tecnici e degli amministratori, ma anche dell'opinione pubblica e delle

varie strutture che hanno funzioni di garanzia nei confronti dei cittadini, e il coinvolgimento della popolazione nei processi decisionali che la riguardano”.

Nell’ambito del Sesto programma d’azione ambientale la Commissione Europea sta discutendo una: “strategia di protezione del suolo”, che dovrebbe portare all’emanazione di una direttiva quadro: essa riguarderà i problemi principali della erosione e desertificazione e dell’inquinamento dei suoli, sia in siti specifici che in modo diffuso. È certo che per molti dei paesi di nuova accessione in Europa, e per alcuni paesi con una storia di intensa industrializzazione, il problema della bonifica di siti altamente inquinati si pone come prioritario.

Nella legislazione italiana l’obbligo di bonificare i suoli inquinati è contenuto da tempo, a partire dalla Legge n. 349/86, e l’obbligo di bonificare rispettando il principio “chi inquina paga”, che è alla base delle politiche ambientali europee, è esplicitamente citato a partire dal decreto 22 del 1997, e poi nel 471 del 1999.⁶

La legislazione distingue tra Siti di Interesse Nazionale (SIN), definiti con leggi specifiche e regolati da conferenze di servizi coordinate dal Ministero dell’Ambiente, e siti di interesse regionale, definiti e identificati da Piani regionali di bonifica, che rispondono agli organismi regionali.

Siti di interesse nazionale

La scelta che porta a definire un sito di interesse nazionale risponde a diversi criteri di tipo ambientale, sanitario e sociale (12). La progressiva individuazione di aree fortemente contaminate ha portato finora all’identificazione di 53 siti a livello nazionale,⁷ ma altri sono in corso di esame e la situazione si presenta molto differenziata per le estensioni interessate, per il tipo di inquinamento, per l’avanzamento delle procedure nel lungo percorso dall’identificazione dell’inquinamento, alla messa in sicurezza e alla bonifica.

Le procedure vedono coinvolti una molteplicità di soggetti: la conferenza di servizi serve a dettare le norme tecniche ma è anche sede di rappresentanza degli interessi, in quanto prevede la presenza degli interlocutori pubblici, privati e di tutela di interessi collettivi, ed è anche sede di risoluzione dei problemi e di definizione delle responsabilità. In materia di bonifiche la pubblica amministrazione deve agire per il pubblico interesse anche in mancanza dell’azione dei responsabili dell’inquinamento, previa diffida, in via sostitutiva e in danno, rivalendosi poi sui responsabili.⁸

La conferenza di servizi rappresenta il momento comunicativo di tutto ciò che avviene nei siti, in quanto tutti i documenti presentati in quella sede diventano pubblici. Di solito non viene utilizzata in questo senso da chi vi partecipa, mentre una gran quantità di informazioni prodotte, che riguardano l’ambiente e la salute potrebbero essere di grande utilità, se incluse in una strategia comunicativa adeguata e tagliata per le esigenze di ciascun SIN.

⁶ “La norma dispone che chiunque causa, anche in maniera accidentale, il superamento dei limiti tabellari previsti dalla normativa o il pericolo concreto di superamento degli stessi, in base al principio "chi inquina paga" deve provvedere direttamente alla bonifica dell'area contaminata” (14).

⁷ Gli ultimi tre siti sono stati inclusi con le seguenti leggi: la Valle del Sacco con la Legge n. 248 del 2 dicembre 2005; Milazzo e Sarno con la Legge n. 266 del 23 dicembre 2005 (Legge finanziaria 2006).

⁸ Il danno ambientale è regolato dalla Legge n. 349/86: va risarcito in forma specifica, per equivalente, quando è possibile quantificare l’ammontare monetario in modo esatto, o in via equitativa.

Le azioni in danno avviate dal Ministero dell'Ambiente hanno permesso negli ultimi anni una serie di transazioni con i soggetti responsabili dell'inquinamento nei SIN, che hanno contribuito alla realizzazione degli interventi di bonifica.⁹

Siti di interesse regionale

I siti di interesse regionale sono definiti secondo una lista di requisiti, sulla base dei quali sono inclusi nei Piani regionali di bonifica delle aree inquinate. Il Comune territorialmente competente deve effettuare la bonifica, secondo una tempistica codificata dalla legge nazionale (Tabella 1), oppure interviene la Regione per siti pubblici che interessano più comuni, o dove non sia individuabile il responsabile dell'inquinamento, o esso o il proprietario non provvedano. Le regioni hanno il compito di predisporre l'Anagrafe dei siti da bonificare, e di dare priorità agli interventi, e anche in questo caso possono agire per il pubblico interesse in via sostitutiva e in danno del soggetto responsabile dell'inquinamento inadempiente, previa diffida.

Le regioni hanno predisposto in questi anni i Piani, senza però applicare criteri univoci e non c'è un calcolo dell'insieme dei siti da bonificare e del loro costo. La complessità delle procedure è sicuramente notevole, sia per le necessità tecniche che per la molteplicità dei soggetti: certamente il motivo più frequentemente addotto per i ritardi o le mancate bonifiche sono la carenza di fondi, la difficoltà ad individuare i responsabili, il mancato intervento da parte dei proprietari delle aree. I Fondi strutturali europei stanno contribuendo ai finanziamenti sia dei siti regionali che di quelli nazionali, che andranno valutati alla fine del periodo degli investimenti, che si chiuderanno nel 2008.¹⁰

La bonifica dei siti regionali, gestita dai Comuni competenti per territorio con diverse procedure, non hanno modalità di comunicazione codificate, in particolare a favore della cittadinanza eventualmente interessata.

Tempistica delle bonifiche

È interessante leggere la seguente tabella che schematizza le fasi stabilite nella legislazione per le bonifiche, per essere in grado di confrontare le prescrizioni con le procedure effettivamente attuate.

“La complessità della procedure, anche legate agli aspetti di natura progettuale, non permettono di assicurare il rispetto della tempistica prefigurata dalla normativa. La motivazione principale è che nella maggior parte dei casi la comunicazione dell'evento inquinante non viene effettuata dal soggetto responsabile, ne consegue che la tempistica a valle della comunicazione – spesso effettuata da soggetti terzi privati ovvero dagli enti locali – subisce una inevitabile dilatazione, sempre comunque nell'ottica dell'emergenza socio-sanitaria” (13).

⁹ Dal comunicato stampa del Ministero dell'Ambiente in data 7 aprile 2006: “...attraverso l'applicazione della normativa sul danno ambientale sono stati recuperati ben 529,56 milioni di euro, attraverso la sottoscrizione di numerosi accordi transattivi...”. E in particolare “l'esperienza di Porto Marghera dimostra che, in presenza di adeguata normativa nazionale di settore e di una rigorosa giuristi-zionalizzazione dei conflitti, il principio “chi inquina paga” trova piena applicazione e consente di minimizzare il ricorso a fondi pubblici per la realizzazione di interventi di bonifica il cui costo viene quasi interamente ad essere sopportato dai soggetti industriali insediati nelle aree da bonificare, indipendentemente e a prescindere da un concreto accertamento giudiziale delle rispettive responsabilità dirette per l'inquinamento delle rispettive proprietà” (14).

¹⁰ Nonostante di strutturali finanzino interventi fino al 2006, infatti, il meccanismo contabile chiamato “n+2” permette di rendicontare interventi fino a due anni dopo l'anno per il quale era stato programmato l'intervento.

È importante rilevare che tra i soggetti coinvolti, oltre alle istituzioni menzionate nella tabella e i privati responsabili, ci sono gli organi tecnici regionali che si occupano di ambiente quali le ARPA, che devono validare le caratterizzazioni effettuate da terzi, e sono spesso coinvolti gli organi regionali che si occupano della salute.

Tabella 1. Sintesi della tempistica per le procedure di bonifica

Fasi	Procedura	Tempo limite
1. Identificazione evento inquinante ¹	<i>Comunicazione</i> al Comune, alla Provincia e alla Regione nonché agli organi di controllo ambientale e sanitario, da parte del responsabile dell'inquinamento o del pericolo di inquinamento	48 ore
2. Messa in sicurezza d'emergenza	<i>Comunicazione</i> al Comune, alla Provincia e alla Regione da parte del responsabile dell'inquinamento o del pericolo di inquinamento ²	48 ore dal termine previsto dalla fase 1
3. Risultati della messa in sicurezza d'emergenza	<i>Verifica dell'efficacia</i> degli interventi da parte del Comune o della Regione (se l'inquinamento interessa il territorio di più comuni) ³	30 giorni dal termine previsto dalla fase 2
4. Piano della caratterizzazione	<i>Presentazione</i> al Comune e alla regione	30 giorni dall'identificazione dell'evento inquinante
5. Progetto definitivo	<i>Presentazione</i> al Comune e alla regione <i>Approvazione</i> da parte del Comune o della Regione (se l'intervento riguarda un'area compresa nel territorio di più comuni) ⁴ <i>Esecuzione</i>	1 anno dal termine previsto dalla fase 4 90 giorni dalla presentazione del progetto definitivo
6. Completamento degli interventi di messa in sicurezza permanente	<i>Accertamento della conformità</i> , da parte della Provincia, degli interventi rispetto al progetto approvato ⁵	Non prima di 5 anni dal primo controllo ⁶

¹ Rappresenta il superamento dei valori di concentrazione limite accettabili o il pericolo concreto e attuale di superamento degli stessi.

² Vengono comunicati gli interventi di messa in sicurezza d'emergenza adottati e in fase di esecuzione, accompagnata da idonea documentazione tecnica.

³ I soggetti indicati possono altresì fissare prescrizioni e interventi integrativi, con riferimento particolare alle misure di monitoraggio e ai controlli necessari per verificare l'efficacia degli interventi attuati.

⁴ Sentita una Conferenza di servizi convocata ai sensi dell'art. 14, della Legge n. 241/90.

⁵ In linea generale la documentazione relativa al Piano della caratterizzazione, al progetto preliminare, al progetto definitivo, comprensivo delle misure di sicurezza, dei monitoraggi da effettuare, delle limitazioni d'uso e delle prescrizioni eventualmente dettate, sono trasmessi alla Provincia ai fini dell'effettuazione dei controlli sulla conformità degli interventi ai progetti approvati.

⁶ Ai sensi dell'art. 12, comma 4, del DM 471/1999.

La governance delle bonifiche

È chiaro che sia la delicatezza del tema, che riguarda il destino di un territorio o di un'area in precedenza trascurata o svalutata, che la presenza di tanti interlocutori con ruoli e responsabilità

diverse pone problemi di *governance*, e non sono facili valutazioni complessive sugli effetti della legislazione sulle bonifiche, dal punto di vista tecnico, economico o sociale.

Tutto ciò si riflette fortemente in termini di trasparenza e di comunicazione con i cittadini che conoscono in genere poco la situazione presente sui loro stessi territori. La Provincia di Firenze ha reso pubblica su sito Internet anagrafe dei siti da bonificare, dove si può esaminare la lista degli interventi previsti, mentre molte altre amministrazioni regionali e provinciali hanno messo a disposizione sui loro siti web istituzionali i Piani regionali bonifiche e informazioni sui SIN.

Riprendendo i cinque i principi alla base della buona *governance* europea – apertura, partecipazione, responsabilità, efficacia, coerenza – e applicandoli alla gestione di una questione complessa e impegnativa per il futuro come la bonifica di aree inquinate si può affermare che la grande esperienza tecnica maturata nel nostro paese sulle bonifiche potrebbe utilmente essere supportata da adeguate strategie di comunicazione.

Realtà italiane di comunicazione sulle aree da bonificare

Allargando la prospettiva del rapporto sulle aree di bonifica (14), che era limitato ai 17 siti del sud Italia, all'intero paese sono emerse alcune realtà interessanti e utili ad analizzare il tema della comunicazione. Le esperienze di comunicazione e coinvolgimento dei cittadini per i 53 siti nazionali di bonifica sono esperienze rare, ma vedremo che la comunicazione si realizza anche quando si sceglie di non dare informazioni, di non avere rapporto con i cittadini.

Per quanto riguarda le indagini sulla salute, invece, il testo già pubblicato (14) e gli articoli sul presente illustrano una varietà di contributi, e una stabile presenza di ricerche e sorveglianza in molte aree a rischio italiane. Come afferma Terracini: “Di fatto, si sono creati una metodologia di indagini ecologiche e un *know how* che fanno invidia ad altri paesi storicamente (in termini di sviluppo dell'epidemiologia) simili all'Italia” (15).

Sui limiti e le attenzioni da adottare nello svolgere questo tipo di indagini sulla salute si è detto negli articoli di questo stesso volume: vale la pena di ricordare che quando si avviarono alcune azioni in collaborazione tra Ministero dell'Ambiente e Ministero della Salute riferite alle aree di bonifica si avanzava l'ipotesi di poter valutare nel tempo i miglioramenti dell'ambiente e della salute nelle aree interessate, a partire da lavori sistematici di epidemiologia ambientale. Ed è quindi importante rilevare quali e quante informazioni possono essere utili alla valutazione e alle decisioni e quale può essere il ruolo degli esperti nell'arena della comunicazione.

Per quanto riguarda le informazioni sullo stato dell'ambiente nelle aree di bonifica non è ancora stata organizzata una raccolta di informazioni specifiche, confrontabili con quelle sulla salute: in parte ciò è dovuto alla peculiarità delle aree e alla complessa gestione dei dati di caratterizzazione delle aree inquinate. Le Agenzie regionali per l'ambiente hanno il compito di validare i dati di caratterizzazione con analisi indipendenti e talvolta effettuano direttamente le indagini ambientali. I dati ambientali relativi ai siti di bonifica, resi pubblici nelle conferenze di servizi, sono di solito offerti in maniera non facilmente leggibile, o scarsamente confrontabili con i dati sanitari.

Comunicazione a Brescia

Un caso di comunicazione sistematica con la cittadinanza relativa a un sito nazionale di bonifica riguarda il Comune di Brescia, in cui si trova il sito “Brescia-Caffaro”¹¹. Il SIN ha

¹¹ Art. 14 della Legge n. 179 del 31 luglio 2002: “disposizioni in materia ambientale”.

un'estensione di circa 15 kmq, che comprendo la l'industria chimica Caffaro e una vasta area di acque sotterranee e canali di scorrimento superficiali. Nel 2005 altre quattro aziende sono state aggiunte alla lista dei responsabili di aree da bonificare, ed è stata chiesta l'inclusione di altre aree. Il sito è oggetto di forti controversie, perché l'impresa ha negato le proprie responsabilità nell'inquinamento e sono in corso indagini della magistratura sui danni alla salute; sono presenti nell'area sia associazioni ambientaliste che di tutela dei cittadini e dei lavoratori, tra cui medicina democratica, e un Comitato popolare contro l'inquinamento zona Caffaro. Le conferenze di servizi previste per il SIN hanno portato all'approvazione di diverse caratterizzazioni e di due progetti definitivi di bonifica, anche se il Governo non abbia ancora messo a disposizione fondi per il finanziamento della bonifica delle aree pubbliche.

Il Comune di Brescia ha comunque proceduto a diverse attività per la messa in sicurezza delle falde, delle aree agricole e dei corsi d'acqua (rogge), oltre ad una serie di divieti: di allevamento, di pascolo, di consumo di prodotti spontanei o coltivati e di asportazione di terreno.

A seguito della "emergenza PCB" che si è determinata nel 2001, quando è salita alla ribalta della pubblica opinione la presenza di un diffuso inquinamento nell'area, il Comune ha deciso di attivare un processo di informazione e partecipazione finalizzato alla gestione del sito Caffaro.¹² È stato dato alla società TERRA¹³ incarico di supporto al Comune per le procedure di bonifica, inclusi gli apporti metodologici, e la acquisizione di strumenti di gestione ambientale e pianificazione territoriale. Inizialmente il lavoro era previsto in 6 fasi: 1. analisi della situazione e progettazione degli interventi; 2) ricostruzione della storia e della situazione attuale del territorio, incluso l'esame delle caratterizzazioni recenti; 3) revisione critica dei dati epidemiologici di ASL e ARPA; 4) individuazione di opportuni indicatori e di prevedibili impatti dell'inquinamento, con una prima definizione di Valutazione ambientale strategica; 5) completamento della Vas e destinazione delle aree; 6) definizione delle linee di follow-up. Il progetto si è realizzato parallelamente e interagendo con un processo di Agenda 21 locale, che si realizzava nello stesso periodo a Brescia.

Di fatto il lavoro, che si è basato essenzialmente sul coordinamento delle competenze degli esperti con quelli delle istituzioni pubbliche coinvolte, è durato fino all'inizio del 2006, ed ha incluso una rilevante componente di comunicazione, mirata alla partecipazione per: aumentare l'informazione; ridurre il rischio di conflitti; aumentare la consapevolezza sui rischi; pianificare gli interventi sul territorio, conoscendo i livelli di accettazione del rischio. La metodologia ha previsto la stesura di un "manuale della partecipazione", la scelta delle tecniche e la loro applicazione attiva durante tutto il percorso di programmazione. Si afferma nel documento progettuale "la possibilità di avere un controllo diretto (attraverso l'attuazione delle tecniche di partecipazione) o indiretto (attraverso un costante e trasparente flusso di informazioni), sulle scelte e decisioni fatte dall'amministrazione (Comune di Brescia) e dagli altri attori decisori (ASL, ARPA,..) rende la cittadinanza e i soggetti che subiscono l'influenza e l'effetto/impatto di interventi/ programmi d'azione – passati, presenti e futuri – consapevoli, responsabili e, soprattutto, in grado di "accettare" la presenza di un rischio ambientale esistente, per cui avviare una strategia di analisi, valutazione e di azione partecipata, ovvero consensuale e generalmente accreditata, per il risanamento e, in generale, la riqualificazione di tutto il territorio, urbano ed extraurbano, influenzato. Allo stesso modo, l'amministrazione, accettando l'inserimento del modello partecipativo nel processo di programmazione e pianificazione, ammette la presenza di rischio ambientale (cosa non frequente nella realtà italiana) e la possibilità di operare con chiarezza, trasparenza, in modo collaborativi e concertato con tutti gli *stakeholder* (11).

¹² Note tratte dai documenti progettuali messi a disposizione dalla società TERRA e dal comune di Brescia.

¹³ TERRA srl, Territorio Ecologia Recupero Risorse Ambiente. www.terrasrl.com

Il percorso di partecipazione si approfondisce alla fine del 2002, con la partecipazione dell'Istituto di Sociologia Internazionale di Gorizia. Gli obiettivi principali sono: gestire il problema contingente dell'emergenza e i problemi quotidiani legati all'inquinamento presente; gestire trasparenza delle informazioni, aggiornando costantemente la popolazione, creare sinergie positive e relazioni costruttive tra amministrazione, attori rilevanti e tecnici per discutere e analizzare, di volta in volta, le problematiche specifiche emergenti e trovare possibili soluzioni di gestione condivise. Nella prima fase lo scopo è quello di conoscere la realtà locale e le relazioni tra i portatori di interesse, per mappare i soggetti e mettere a punto un piano a strategia d'azione condivisa. Poi vengono realizzate interviste, *focus group*, incontri con interlocutori mirati, assemblee pubbliche e un sito web, fino all'inizio del 2004. Dopo un anno e mezzo di lavoro la conoscenza ha dato come risultato un miglioramento dei rapporti e l'avvio di un dialogo costruttivo, ma il processo di costruzione del processo decisionale partecipato è appena iniziato! Nella fase successiva di interviste, mirate alla valutazione del percorso realizzato, sono emersi i bisogni, i suggerimenti, le critiche e le proposte. Tra l'altro, una delle proposte è stata quella di realizzare un *focus group* permanente con una veste consultiva.

Tra fine 2005 e inizio 2006 si sono realizzate le ultime fasi del lavoro di partecipazione sostenuto dai consulenti esterni all'amministrazione. Le interviste e relazioni conclusive offrono un'ampia panoramica agli interlocutori, dei loro dubbi e bisogni, e forniscono le basi per proseguire il lavoro di comunicazione con l'esterno, poiché l'amministrazione in questo percorso si è fatta conoscere, e il rapporto con la cittadinanza è migliorato. Dalle interviste e resoconti delle riunioni dell'ultima fase emergono aspetti di contenuto interessanti, che dimostrano come da questo tipo di percorso si acquisisca un patrimonio di conoscenze essenziali a pianificare le azioni da intraprendere. Rimangono infatti i problemi "tecnici", non banali, legati a come e in quanto tempo verrà effettuata la bonifica dell'area Caffaro, e a quanto dureranno le misure di contenimento ed emergenza che il Comune ha preso, per esempio l'interdizione all'uso di alcune aree pubbliche. Il fatto che gli incontri si concludano di solito con impegni reciproci, o con una "agenda comune", costituisce un dato di impegno e relazione tra gli interlocutori molto importante e "compromettente". Infatti la verifica dei risultati sarà possibile con facilità. Per questo motivo si suggeriscono tutti gli strumenti da adottare per rendere permanente il processo e per armonizzarlo con le altre iniziative in corso, quali il forum di Agenda 21 locale, in modo da non disperdere le energie fino a questo punto impegnate.

Si tratta di un'esperienza che è auspicabile prosegua e possa fungere da pilota per altre sperimentazioni nel nostro paese.

Comunicazione in Campania

Un altro caso che vale la pena di approfondire in termini di comunicazione è quello della Campania, dove sono presenti le aree più vaste di SIN in Italia, e quelle che hanno beneficiato della maggiore quantità di risorse a disposizione per realizzare gli interventi di bonifica. Non solo, ma la problematica peculiare dell'area che esamineremo più a fondo, quella del "Litorale Domizio flegreo e Agro aversano", è la presenza diffusa sul territorio di discariche abusive e rilascio incontrollato di rifiuti e investe quindi un problema con ricadute più ampie, come vedremo a livello regionale e nazionale.

I SIN in Campania sono 4: "Napoli Orientale",¹⁴ "Napoli Bagnoli-Coroglio",¹⁵ "Litorale Vesuviano"¹⁶ e infine "Litorale Domitio flegreo e Agro aversano"¹⁷ che comprende 61 Comuni

¹⁴ Riguarda il territorio del comune di Napoli, nei quartieri orientali di Barra, Poggioreale, Ponticelli e San Giovanni, con una estensione complessiva di circa 820 ettari, più l'area marina antistante nel limite di 3.000 metri dalla linea di costa ed entro la batimetrica dei 50 metri, di circa 100 ettari. Nell'area si trovano impianti di gas e

nelle Province di Caserta e di Napoli, caratterizzato dalla presenza diffusa di discariche di rifiuti urbani e industriali¹⁸.

Come hanno denunciato le indagini che Legambiente da anni pubblica sulla “ecomafia”¹⁹ e le conclusioni della commissione parlamentare di inchiesta sul ciclo dei rifiuti (16) in questa area l’azione della criminalità organizzata ha un ruolo fondamentale e pesa in maniera consistente sulla problematica della gestione dei rifiuti nella Regione.

Sul SIN del Litorale Domitio flegreo e Agro aversano si concentra tutta la problematica della gestione dei rifiuti nella Regione Campania, per il cui approfondimento rimandiamo ai documenti già citati. E in materia di comunicazione è avvenuto nell’area quello che si potrebbe chiamare il “frastuono del silenzio”: le decisioni prese dalle autorità incaricate dell’emergenza rifiuti e della bonifica del territorio sono diffuse sulla Gazzetta Ufficiale, talvolta anche con conferenze e comunicati stampa, e nell’emergenza è intervenuta la Protezione Civile per interloquire con i cittadini che protestavano. Da qui in poi parleremo del “caso Campania” facendo riferimento alla zona menzionata, per quanto riguarda discariche e impianti di incenerimento previsti, e alla questione più generale della gestione dei rifiuti nella Regione che va esaminata per comprendere i problemi.

La Tabella 2 che segue ha lo scopo di mettere in sequenza alcuni fatti. Non pretende di essere esaustiva, ma di dare l’idea delle molte cose che sono successe, a volte del loro legame temporale. Non sono incluse tutte le inchieste delle forze dell’ordine, di cui non abbiamo ricostruito l’esatta cronologia, ma alcune delle più eclatanti che sono comparse sulle pagine dei giornali: sappiamo comunque dalle indagini di Legambiente che le inchieste per il reato di “organizzazione di traffico illecito di rifiuti” sono state in Italia 37, dal febbraio 2002 al maggio 2005, coinvolgendo 19 regioni. Invece la classifica dell’illegalità nel settore rifiuti conta 550 reati per la sola Campania nell’anno 2004: questi reati significano vaste aree inquinate, incendi, parte del territorio sottratto alla collettività (17).

petroli, dall’industria meccanica e di trasporti, metallurgia e metalmeccanica, da una centrale Enel e dal depuratore di Napoli.

¹⁵ Copre le aree ex Ilva ed ex Eternit, la cui bonifica è disciplinata da diverse leggi che hanno consentito di riservare finanziamenti consistenti per un grande piano di riqualificazione dell’area, dopo la dismissione degli impianti. L’area copre 960 ettari, incluse aree di spiaggia. La funzione di vigilanza e controllo sulla corretta e tempestiva attuazione del piano di recupero di Bagnoli è stata attribuita al Ministero dell’Ambiente. Ilva ed Eternit hanno sospeso le attività produttive nel 1993 ed hanno visto approvato il progetto definitivo di bonifica nel luglio 2003. Sul sito internet della società Bagnolifutura SpA, si trova la presentazione del “sistema informativo per il monitoraggio e la gestione delle attività di bonifica”, che servirà a monitorare le future attività di bonifica: i futuri utenti autorizzati ad accedere al sistema saranno il Ministero dell’Ambiente, comune e Provincia di Napoli, Regione Campania, Arpac, Commissario per l’emergenza e Centro servizi tecnologia e ambiente.

¹⁶ Perimetrato con il DM 27/12/2004, includendo 11 Comuni della Provincia di Napoli. Nell’area di questi Comuni è avvenuta una subperimetrazione, con l’intervento di APAT, che dettaglia le aree inserite nel Piano regionale di bonifica, le aree oggetto di attività potenzialmente inquinanti, le aree oggetto di notifiche e le aree oggetto di contaminazione passiva causata da ricaduta atmosferica di inquinanti, ruscellamento di acque contaminate, abbandono o seppellimento di rifiuti.

¹⁷ Perimetrato con DM del 10/01/2000, *GU* n. 48 del 28/02/2000, e ampliato con DM del 08/03/2001, pubblicato sulla *GU* n. 123 del 29/05/2001.

¹⁸ L’area di circa 14 mila ettari è in corso di sub-perimentrazione, per verificare quali sono le aree da bonificare e la gravità della situazione, la fascia di costa si estende per circa 75 km.

¹⁹ Legambiente su: http://www.legambiente.com/onal/rapporti_ecomafia.php.

Tabella 2. Cronologia per l'emergenza

Date	Fatti	Contenuti
1994	Dichiarazione dell'emergenza rifiuti in Regione Campania, Commissario il Prefetto di Napoli	
mar. 1996 gen. 1999	Commissario il Presidente della giunta regionale Rastrelli, con compito di realizzare il Piano regionale rifiuti	
1997	Piano regionale rifiuti	Comprende gli impianti previsti per la raccolta e separazione, tra cui quattro impianti di termovalorizzazione
1998	Due gare di appalto: per la costruzione di 7 impianti di produzione di CDR e per la costruzione di due impianti di incenerimento	
1998	Convenzione tra Commissariato e ANPA	Per l'analisi di segnalazioni urgenti provenienti da vari enti territoriali
gen. 1999 - mag. 2000	Commissario il Presidente della Giunta regionale Losco	
apr. 1999	Ordinanza di aggiudicazione del servizio di smaltimento rifiuti per Napoli alla Fisia impianti S.p.A. Il servizio sarà esteso dal 2001 al resto della regione ²⁰	In seguito la Fisia diventerà Fibe S.p.A. vince la gara per il motivo principale del ribasso dei prezzi.
mag. 2000- feb. 2004	Commissario il Presidente della giunta regionale Bassolino	
2001	Sequestro giudiziario delle discariche di Tufino (NA), Montecorvino Pugliano Parapoti (SA) e Benevento, per inquinamento delle falde	Invasione di rifiuti nelle strade di Napoli; proteste dei cittadini; il Commissario affianca il gestore del servizio per reperire aree di stoccaggio e discariche di supporto - inizia la crisi finanziaria del gestore; indagini giudiziarie, sequestri e verifica della qualità del CDR, sovvalli e FOS non a norma
set. 2002	Ordinanza di approvazione dell'ultima versione del piano regionale rifiuti	Include gli impianti previsti per la raccolta e separazione, tra cui sette impianti di CDR e due impianti di termovalorizzazione
2003	Durante l'anno ci saranno 26 blocchi ferroviari di protesta della popolazione per l'emergenza rifiuti nella Regione	
1 feb. 2003	Manifestazione ad Acerra	Contro la costruzione dell'inceneritore
30 mag. 2003	Sottoscrizione del "patto di legalità per l'ambiente", promosso dalla commissione bicamerale sul ciclo dei rifiuti	Le istituzioni locali, con Prefettura e Questura, si impegnano a promuovere un'efficace azione repressiva dei reati ambientali
19 nov. 2003	Ord. 110	Programma per l'attivazione di almeno tre discariche di grande portata gestite dal soggetto pubblico regionale
2004	Durante le principali operazioni delle forze dell'ordine, nel solo 2004 sul territorio regionale sono state sequestrate 99 discariche abusive	Per una superficie complessiva di 375.000 mq

segue

²⁰ Per un'analisi delle vicende contrattuali con Fisia/Fibe si rimanda alla menzionata relazione finale dei lavori della Commissione bicamerale sul ciclo dei rifiuti.

continua

Date	Fatti	Contenuti
18 mar. 2004	Nella Provincia di Caserta 14 Comuni chiudono scuole, mercati e uffici a causa dell'emergenza rifiuti	Proteste della popolazione
22 mar. 2004	Manifestanti bloccano la stazione di Villa Literno	Protestano contro l'allargamento del locale sito di stoccaggio delle ecoballe
mar. 2004	Relazione sulle attività commissariali, che prepara il passaggio di consegne al nuovo Commissario prefettizio.	L'ammontare dell'indebitamento della struttura fino a questa data è di circa 280 milioni di euro, a fronte di un impegno di spesa di circa 900 milioni di euro, ²¹ oltre a 55 milioni l'anno per lavoratori assunti per la raccolta differenziata.
30 mar. 2004	C. Catenacci diventa Commissario governativo con poteri straordinari (con il supporto della Protezione Civile)	
17 apr. 2004	Manifestazione della Lega Nord a Dalmine (Bergamo) contro l'arrivo di rifiuti dalla Campania	
21 mag. 2004	Ennesimo sequestro di un sito a Giugliano in Campania	Per stoccaggio abusivo di rifiuti
25 mag. 2004	Proteste nel quartiere di Pianura a Napoli dopo 15 giorni che non vengono ritirati i rifiuti	Nel quartiere c'è uno dei siti in cui i rifiuti vengono imbustati per poi essere mandati in Germania
28 mag. 2004	Il Commissario requisisce la discarica di Sette Cainate per sei mesi Da Napoli si portano i rifiuti nell'impianto di Pisani, dove vengono imbustati e, da San Nicola Varco (SA), mandati via treno in Germania	A Giugliano la popolazione si mobilita per impedire l'arrivo dei rifiuti alla discarica; il Sindaco di Qualiano vieta con ordinanza il passaggio dei TIR; proteste ad Avellino dove i rifiuti si accumulano nelle strade; interviene la Protezione Civile
2 giu. 2004	Riapertura della discarica di Sette Cainate Proteste dei cittadini di Giugliano	Tafferugli con la polizia
giu. 2004	Procura della Repubblica di Nola e Corpo forestale dello Stato arrestano 16 persone per traffico illegale di rifiuti nell'ambito dell'operazione "terra mia".	Smaltimento di rifiuti industriali nella zona di Nola, Acerra e Marigliano; verifica di pesante inquinamento dei suoli; le indagini partite nel 2002 hanno già portato al sequestro di 25 siti di smaltimento illegale e numerosi mezzi di trasporto
25 giu. 2004	Blocco della ferrovia a Montecorvino per protestare contro la riapertura della discarica di Parapoti e l'emergenza rifiuti	E il 29° blocco dei binari dall'inizio dell'anno, durerà 4 giorni, con 500 persone sui binari, e smetterà dopo un incontro in Prefettura con Commissario, Ministero dell'Ambiente e Protezione Civile, durante il quale viene firmato il decreto per la chiusura della discarica di Parapoti
ago. 2004	Ord. 3369	Aggiornamento della VIA per l'inceneritore di Acerra; istituzione di un osservatorio ambientale, con partecipazione di Ministero dell'Ambiente, APAT, Ministero della Salute, ISS, OMS, Regione Campania, provincia di Napoli e Comune di Acerra.
metà ago. 2004	A Montecorvino Rovella (SA) proteste	Contro la proroga di funzionamento della locale discarica

segue

²¹ Anche in questo caso non si scende nei dettagli, che si possono consultare nella relazione finale dei lavori della Commissione bicamerale sul ciclo dei rifiuti.

continua

Date	Fatti	Contenuti
notte 16-17 ago. 2004	Iniziano a lavorare i cantieri della Fibe ad Acerra	
17-23 ago. 2004	Occupato il cantiere dell'inceneritore di Acerra	Bloccata strada e ferrovia ad Acerra
20 ago. 2004	La Regione stanZIA 5 milioni di euro aggiuntivi per la bonifica di Acerra	
26 ago. 2004	Corteo ad Acerra	7000 persone manifestano, scontri con la Polizia (dato degli organizzatori)
29 ago. 2004	Corteo ad Acerra	20.000 persone manifestano contro l'inceneritore (dato degli organizzatori)
30 ago. 2004	Manifestazioni ad Acerra	Scontri, 4 arresti, 11 denunce
31 ago. 2004	Esce su Repubblica l'articolo: "discariche piene di rifiuti tossici quello è il triangolo della morte"	Ripreso l'articolo della rivista inglese <i>The Lancet Oncology</i> di Senior e Mazza, definito "agghiacciante reportage"
Inizi 2005	Si conclude l'operazione "volo libero" del Corpo forestale dello Stato e Comando Carabinieri per la tutela dell'ambiente nei Laghetti di Castel Volturno	Reati di disastro ambientale, furto d'acqua e violazioni della legge sulla caccia. Si deciderà di farne un'oasi naturale protetta, con un investimento di 10 milioni di euro
26 gennaio 2005	Conferenza pubblica a Napoli organizzata da Protezione Civile rende pubblico il lavoro su salute e discariche commissionato per la Campania	Presentazione degli studi: 3 pubblicazioni dello studio pilota a cura di OMS, ISS, CNR e OER Campania "Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana": "Mortalità per tumori nelle Province di Napoli e Caserta (1994-2001): analisi descrittiva e struttura spaziale del rischio"; "malformazioni congenite nelle Province di Napoli e Caserta (1996-2002): analisi descrittiva e struttura spaziale del rischio"; "Rapporto sulla realizzazione del sistema informativo geografico per la caratterizzazione dell'ambiente e del territorio. Fase di fattibilità" ²²
gen. 2005	Un gruppo di lavoro della commissione VIA del Ministero dell'Ambiente trasmette al Ministro dell'Ambiente un parere riguardo alle criticità ambientali dei previsti impianti di termovalorizzazione, e alle necessarie migliorie tecniche rispetto al progetto	Il rapporto include indicazioni sul funzionamento dell'osservatorio ambientale "che è l'organismo che dovrebbe consentire il monitoraggio di quello che avviene in realtà e, quindi, di valutare eventuali discrepanze rispetto alle previsioni" (Dalla deposizione del direttore B. Agricola del Ministero dell'Ambiente del febbraio 2005, così come riportata dalla relazione finale dei lavori della commissione bicamerale sul ciclo dei rifiuti)
feb. 2005	DL 40/2005 poi convertito in Legge 53 del 3/4/2005	Allargamento dei compiti del Commissario rifiuti all'adeguamento degli impianti di trattamento rifiuti, in caso di inadempienza dei responsabili
21 feb 2005	Blocco dell'autostrada Salerno - Reggio Calabria da parte di manifestanti	Proteste contro l'installazione di una discarica a Basso dell'Olmo
24 feb 2005	Conferenza pubblica a Giugliano in Campania, organizzata da Comune di Giugliano, Legambiente Campania e Istituto di studi europei.	Presentazione dello studio pubblicato su Epidemiologia & prevenzione "Mortalità per causa in un'area della Campania con numerose discariche di rifiuti"

segue

²² http://www.protezionecivile.it/minisite/index.php?dir_pk=253&cms_pk=1734&n_page=2

continua

Date	Fatti	Contenuti
26 feb 2005	Dissequestrati dalla Procura della Repubblica di Napoli i 7 impianti di CDR	Dopo l'intervento della Protezione Civile la Fibe accetta l'intervento del Commissario per inadempienza Rimossi ieri i blocchi sull'autostrada, la Protezione Civile garantisce che il sito di Basso dell'Olmo funzionerà per un anno per un volume di 420 mila m cubi di rifiuto
nov. 2005	DL 245: risoluzione del rapporto contrattuale con la FIBE e proseguimento del commissariamento in Campania fino 31 mag. 2006	si demanda al Commissariato l'individuazione di soluzioni provvisorie per le ecoballe esistenti; si prevede di rivedere il piano regionale rifiuti; si istituisce una "Consulta regionale per la gestione dei rifiuti nella Regione Campania", presieduta dal Presidente della regione, con compiti consultivi; si stabilisce la "massima divulgazione delle informazioni relative all'impatto ambientale ... assicurando alle popolazione interessate ogni elemento informativo sul funzionamento di analoghe strutture già esistenti nel territorio nazionale"
gen. 2006	Fanghi tossici rinvenuti nei campi ad Acerra dal Comando Carabinieri per la tutela dell'ambiente. Le indagini proseguivano dal 2001	Provenivano dal locale impianto di compostaggio, con false certificazioni, da fanghi provenienti da impianti di Veneto, Toscana e Lazio
1 mar. 2006	Maxi operazione di Carabinieri e Guardia di Finanza per infiltrazioni malavitose nella gestione dei rifiuti	Effettuati 19 arresti
mar. 2006	Pubblicazione del nuovo piano regionale rifiuti della Campania ²³	Contiene la ripartizione in 7 ATO, l'elenco dei 7 impianti per la separazione dei rifiuti, la previsione di costruire 3 inceneritori: 1 ad Acerra, 1 a Santa Maria La Fossa, 1 in località da definirsi nel sud della regione. Si attende l'apertura della discarica di Montesarchio, e il Commissario chiede la temporanea disponibilità delle regioni vicine a ricevere rifiuti della Campania
24 marzo 2006	Emergenza rifiuti: il sindaco di Salerno scrive ai responsabili	La discarica di Ostaglio, riaperta per tamponare l'emergenza rifiuti, è ormai al collasso
3 aprile 2006	Individuato un nuovo sito di stoccaggio provvisorio del CDR Il commissario Catenacci afferma che sarà aperta tra breve la discarica di Montesarchio	Entro tre giorni i rifiuti in giacenza presso gli impianti di CDR, che stanno provocando la paralisi degli impianti saranno smaltiti

Per completare la Tabella 2 sono stati utilizzati: le conclusioni della relazione della Commissione bicamerale sul ciclo dei rifiuti, i documenti di Legambiente, la documentazione della Protezione Civile, una serie di *report*, documenti e articoli pubblicati sulla stampa nazionale, che consentono di costruire un quadro della situazione, sia da punto di vista dei fatti avvenuti, che dei dettagli tecnici. Ad essi si rimanda per un approfondimento. Sono stati inoltre consultati molti siti istituzionali per verificare l'esattezza e l'esistenza di informazioni.

²³ http://www.protezionecivile.it/minisite/index.php?dir_pk=253&cms_pk=2872

La ricostruzione e i commenti dei fatti riportati non tengono conto delle molte iniziative che enti locali e istituzioni pubbliche portano avanti sui loro territori, che potrebbero essere censite e far parte integrante di una vera e propria strategia comunicativa per i siti inquinati della Campania. Commentiamo alcuni dei fatti riportati dal punto di vista che ci interessa, del rapporto tra autorità e cittadinanza, in una situazione che si continua a chiamare emergenza, nonostante la sua durata.²⁴

Primo fatto: la principale fonte informativa per la popolazione sul tema rifiuti in Campania deriva dalla stampa, locale e nazionale, che riferisce le indagini delle forze dell'ordine sulla criminalità legata alla gestione dei rifiuti o le proteste. Il Comando Carabinieri per la tutela dell'ambiente ha svolto in questi anni continue indagini, che sono di solito connesse alle emergenze: le notizie sulla stampa quindi riguardano periodicamente traffici illeciti, discariche abusive, inquinamento del territorio. E poi i blocchi stradali, le proteste, le manifestazioni che spesso seguono la riapertura di discariche, l'individuazione di nuovi siti, i lavori per l'inceneritore: si tratta di eventi estremi, intorno ai quali il dibattito sui media è aspro, quasi mai riesce ad approfondire e nei casi migliori raccoglie le opinioni dei presenti. Alcuni *leit motiv* del dibattito: pochi cittadini non possono bloccare un intero paese (i treni, le strade) o la pianificazione di una Regione (la costruzione di un inceneritore) o la necessità temporanea (la riapertura di una discarica); che questi stessi cittadini non vogliono assumere la responsabilità di gestire i problemi del loro territorio; che ci sono interessi della malavita.

Si tratta di notizie fortemente negative, senza variazioni sostanziali nel tempo, dove gli eventuali progressi non riescono mai ad essere registrati, dove l'immagine all'esterno della problematica e del territorio si consolida, e l'autopercezione dei cittadini non può che essere difensiva, sfiduciata, prevenuta.

Leggendo la tabella appare evidente la consequenzialità degli eventi e i ruoli degli attori, che realizzano uno schema di comando-annuncio-difesa.

Gli avvenimenti riportati sono frutto del "frastuono del silenzio", che lungi dall'essere vuoto di significato si rivela di solito per chi lo subisce come un atteggiamento di indifferenza o superiorità, di mancata volontà di dialogo.

Ci sono la maggior parte degli ingredienti che negli studi della percezione del rischio vengono verificati come fattori aggravanti: rischi involontari, distribuiti in modo diseguale, ineludibili anche prendendo precauzioni, che causano danni irreversibili, poco compresi dalla scienza, oggetto di affermazioni contraddittorie da parte dei responsabili.

Si tratta di uno scontro classico, di una non comunicazione leggibile e prevedibile, da cui si può davvero raccogliere un manuale su cosa non va fatto, mai, in nessun caso, in nessun contesto. Basti rivedere le già citate sette regole cardinali per la comunicazione del rischio, già citate che Biocca riporta (7): accettare e coinvolgere il pubblico considerandolo interlocutore legittimo a tutti gli effetti; programmare accuratamente il processo comunicativo e valutare i risultati; ascoltare gli interlocutori; essere onesti, franchi e aperti; coordinarsi e collaborare con altre fonti credibili; andare incontro alle esigenze dei mezzi di informazione; esprimersi con passione e chiarezza. In particolare il non riconoscere la cittadinanza come interlocutore porta con sé a catena tutte le conseguenze legate alla sensazione di oltraggio e di offesa, che irrigidisce le convinzioni e rende sempre più difficile la comunicazione.

E la semplificazione dovuta allo scontro fa gioco a un discorso schematico e banale, in cui la realtà viene appiattita e i giudizi di valore non si distinguono dai fatti, dagli impegni o dalle conclusioni scientifiche. E due messaggi che arrivano dalle proteste non riescono a superare la

²⁴ La gestione commissariale ha le caratteristiche di: essere dichiarata per eventi straordinari, avere limitata dimensione temporale, essere specificamente riferita a un settore e prevede una deroga al sistema ordinario delle competenze, sia degli enti locali che dei sistemi autorizzativi, quali le procedure di valutazione di impatto ambientale.

barriera che si è creata: il fatto che in una situazione come questa la presenza delle forze dell'ordine è necessaria/richiesta/provocata, in qualunque modo anche con proteste "illegali"; la richiesta di aiuto e la disponibilità alla soluzione dei problemi che esistono sul territorio.

In questo scenario di "non comunicazione" è da rilevare il ruolo della Protezione Civile: si tratta di un interlocutore in genere ascoltato e rispettato, che spesso funge da perno per la temporanea risoluzione dei conflitti, prendendo impegni verificabili con la popolazione che protesta. Probabilmente l'autorità della Protezione Civile, anche per il ruolo positivo che ha saputo negli anni costruire nel nostro paese, viene percepito come autorevole e lontano da interessi locali, un tipico ruolo positivo di mediatore. Anche gli impegni assunti, in particolare il lavoro di indagine sulla salute e sull'ambiente commissionato, potranno portare nuovi elementi di valutazione ai decisori locali, così come sottolineato nell'articolo di Pizzuti su questa stessa pubblicazione.

Secondo fatto: non sono a disposizione per la zona del SIN che ci interessa strumenti formalizzati di informazione, comunicazione e partecipazione; ciò spesso complica le cose e si moltiplicano i "sentito dire" o le notizie di cui si perde la fonte. In questo quadro di assenza di articolazioni dedicate, la struttura commissariale e la Protezione Civile fanno in genere riferimento ai Sindaci come interlocutore.

Tra le attività di relazione con il pubblico nelle attività dei commissari prima del 2004 si è trovata notizia dell'istituzione di un "call center ambientale", per il quale si procede nel 2002 alla costituzione di una società e poi ad assunzioni, ma che non entrerà effettivamente in funzione. Nel Piano rifiuti di recente riscritto non si fa alcuna menzione ad attività di comunicazione con la popolazione residente, a controllo sanitario, o monitoraggio ambientale. Una opportunità che potrebbe essere colta per stabilire canali informativi è l'istituzione di un osservatorio ambientale prevista dall'Ordinanza di Protezione Civile dell'agosto 2004 ad Acerra, oltre alla realizzazione degli Osservatori rifiuti, previsti a livello regionale con il compito tra l'altro di monitorare e diffondere informazioni²⁵.

Terzo fatto: ci sono una serie di progetti non ancora coerenti con la pianificazione più generale. Dalla relazione finale emerge che "La Commissione (bicamerale sul ciclo dei rifiuti) ha promosso l'istituzione di un Protocollo per la costituzione di una banca dati a fini epidemiologici, gestita dell'ISS e implementata da tutte le forze dell'ordine e dagli organi di controllo delle pubbliche amministrazioni interessate." Tra l'altro si afferma "Il superamento anche culturale e politico dell'emergenza, ma più in generale, lo stesso futuro della gestione dei rifiuti in Campania, passa attraverso la capacità di comunicare, modulare, coinvolgere. Comunicare, attraverso conferenze di servizi o strumenti ancora più agili, con amministratori locali e imprese; modulare il piano di gestione, cercando di coniugare la protezione dell'ambiente naturale con le esigenze dell'ambiente sociale e produttivo; coinvolgere i cittadini, facendoli sentire attori di un processo più ampio, coinvolgente e pulito" (16).

Quarto fatto da tenere presente, è il costo delle bonifiche e della gestione commissariale dell'emergenza rifiuti in Campania: per i SIN, oltre alle cifra riservata a Bagnoli, di circa 220 milioni di euro, sono stati destinati circa 18 milioni di euro per il "Litorale Domizio flegreo e Agro aversano" e 27 milioni di euro per Napoli orientale (14); 60 milioni di euro aggiuntivi sono stati destinati nel 2005 alle bonifiche dei SIN, a valere sui Fondi strutturali europei. Per la

²⁵ Consultando i siti istituzionali e le pubblicazioni si rileva che: la Provincia di Napoli ha istituito un osservatorio rifiuti, ma il sito non contiene informazioni; la Provincia di Salerno ha un osservatorio rifiuti, che pubblica un: "Rapporto Annuale sui Rifiuti prodotti in Provincia di Salerno"; dal sito della Provincia di Benevento non risulta un osservatorio; da un articolo della Rivista dell'ARPAC risulta istituito l'osservatorio della Provincia di Caserta (Arpa Campania ambiente, n. 3 ott.-nov 2005); nessuna notizia su Avellino.

struttura commissariale, dai dati dalla relazione presentata in occasione dell'insediamento del Prefetto Catenacci a marzo 2004, erano stati impegnati poco meno di 1 miliardo di euro²⁶.

Si ritornerà nelle conclusioni sui possibili costi di un processo di informazione, partecipazione e comunicazione: qui preme sottolineare come una piccola percentuale dei costi sostenuti, a valere sui fondi destinati alla gestione dei rifiuti e alle bonifiche, potrebbe essere destinata a mettere in campo adeguati strumenti per il supporto alle attività della struttura commissariale in campo di comunicazione.

Infine la questione della salute merita in questa sede di essere approfondita, sia perché ci sono state diverse attività, sia perché ci sono state esperienze di comunicazione dei risultati che potrebbero essere rafforzati e meglio finalizzati alla presa di decisioni.

Così come illustrato dall'articolo di Pizzuti, una indagine sullo stato di salute della popolazione è stata commissionata dalla Protezione civile ad un gruppo composto da OMS-Centro europeo ambiente e salute di Roma, ISS, Istituto di Fisiologia Clinica del CNR, che hanno lavorato in collaborazione ad Osservatorio epidemiologico Agenzia regionale per l'Ambiente della Campania, ARPAC, nel 2004. Il lavoro faceva riferimento ad un'area individuata per la concentrazione di discariche abusive rilevate nelle indagini dell'ARPAC e di Legambiente, sovrapponibile a quella del SIN "Litorale Domizio flegreo e Agro aversano". Questa indagine ha consentito di analizzare i dati a disposizione dei Comuni interessati sulle cause di morte, la presenza di tumori e le malformazioni, assieme ad una serie di dati monitoraggio del territorio, e di progettare una mappatura su cartine computerizzate (georeferenziazione) per facilitare la lettura dei dati.

Ne è derivata la pubblicazione di una serie di articoli scientifici, da parte del gruppo dei ricercatori coinvolti e non solo. In particolare l'articolo de: *La Repubblica* citato in tabella riporta la pubblicazione di un articolo sul "triangolo della morte" pubblicato da *Lancet Oncology* (18). I problemi suscitati dall'articolo in questione sono numerosi: innanzi tutto il sensazionalismo del titolo, Il "triangolo della morte" italiano collegato alla crisi dei rifiuti. Appare chiaro quanto sia ormai comune la definizione di "triangolo dei veleni", sulle pagine dei giornali e perfino nel linguaggio dei tecnici: dal Rapporto ecomafie 2005 (17) "nella "terra dei fuochi", tra Giugliano, Qualiano e Villaricca, i becchini della camorra continuano sfacciatamente a seppellire e incendiare i rifiuti. Di tutti i tipi. Di giorno e di notte. Senza distinzione. È proprio il caso di dirlo, in quel triangolo maledetto comandano loro." L'area compresa tra Nola, Acerra e Marigliano invece viene definita dal Corpo forestale dello Stato "il triangolo dei veleni", dal vescovo di Nola "la discarica abusiva dell'Italia ricca e industrializzata".

In secondo luogo l'uscita del comunicato stampa che annuncia la pubblicazione di *Lancet Oncology*, forse casualmente in un periodo in cui le proteste erano davvero calde proprio nell'area esaminata: i Comuni di Nola, Marigliano e Acerra; quindi la notizia viene rimandata dalla stampa nazionale e rafforza l'immagine devastata del territorio e anche la paura per la propria salute di chi protesta. Nonostante il lavoro che gli esperti stavano facendo nel campo sanitario, infatti, e le indagini ambientali e sulla diossina presente nei suoli, le informazioni sulle attività in corso non arrivano a chi vive nella zona.

Ultima considerazione è che, nonostante alcune interviste e diversi approfondimenti che discutono dal punto di vista scientifico l'impostazione dell'articolo, nessun media nazionale riprende gli approfondimenti per costruire una informazione più articolata. Ma è noto come in casi del genere è la prima "uscita" quella che conta.

I problemi di impostazione scientifica dell'articolo uscito su *Lancet Oncol* sono stati analizzati in particolare da una lettera pubblicata dalla stessa rivista due mesi dopo (19) e in un

²⁶ Anche in questo caso non si scende nei dettagli, che si possono consultare nella relazione finale dei lavori della Commissione bicamerale sul ciclo dei rifiuti.

editoriale di *Epidemiologia e Prevenzione* (20): l'errore principale si potrebbe riassumere nella classica impostazione del "pistolero texano", in cui il protagonista costruisce l'obiettivo intorno alla propria argomentazione; e soprattutto l'individuazione dell'area non viene fatta sulla base di dati epidemiologici e ambientali adeguati, che mettono in luce una compromissione ambientale e sanitaria in una area ben più vasta della Campania. Inoltre le semplificazioni "non aiutano le popolazioni locali e le autorità né quelle in aree potenzialmente coinvolte: innanzi tutto non forniscono indicazioni utili su come limitare o risolvere i problemi: secondo, alimentano la controversia sul tema rendendo ancor più difficile la realizzazione del lavoro epidemiologico"(19).

È certo che il lavoro in corso nello stesso periodo su incarico della Protezione Civile non aveva avuto fino la visibilità che avrebbe reso possibile un maggiore approfondimento, o la gestione dell'ulteriore allarme sulla popolazione dell'area. La presentazione pubblica del lavoro viene fatta in effetti nel gennaio del 2005, in un'assemblea ristretta agli amministratori. Le pubblicazioni scientifiche vengono collocate sul sito web della Protezione Civile, e sono di pubblica consultazione: sono state riprese in numerose occasioni, ma spesso purtroppo soltanto per alimentare l'allarme.

Alla fine del 2004 verrà pubblicato un approfondimento sulla situazione sanitaria di un'altra area "calda", quella con maggiore concentrazione di discariche illegali (21). A partire dalla verifica di questa emergenza ambientale, rilevata dalle analisi realizzate negli anni da Legambiente, infatti, l'area di Giugliano, Qualiano, Villaricca viene analizzata e il lavoro viene presentato dagli stessi ricercatori in un'assemblea pubblica nel febbraio 2004 a Giugliano, che vede una folta partecipazione. Elemento interessante e innovativo di questa analisi è di essere stata sviluppata da un gruppo di ricercatori allargato al contributo dell'associazione Legambiente, che effettivamente apporta il metodo dell'ambientalismo scientifico nella raccolta e comunicazione sistematica dei dati.

La presentazione a Giugliano costituisce un momento importante nel rapporto dei ricercatori e dei decisori con il territorio, e può essere aggiunto alle conoscenze dei cittadini per rendere la loro consapevolezza più concreta e mirata e dei decisori per aiutare il loro compito.

Si rimanda alle conclusioni per riprendere il filo delle possibili attività da realizzare, ma in riferimento alle indagini sulla situazione sanitaria e ambientale in Campania si può osservare: che le indagini sullo stato di salute della popolazione e sull'ambiente dovrebbero costituire parte integrante delle attività di miglioramento del territorio e di gestione dei problemi; che tali indagini, nell'ambito di una attività di comunicazione, potrebbero costituire materia di costruzione di un rapporto con le comunità locali; che le indagini sono realizzabili con le basi di dati esistenti; che le basi di dati, proprio grazie ad una costante realizzazione di indagini mirate, potrebbero essere rafforzate e integrate; che andrebbero indirizzate opportune risorse finanziarie, a valere sui fondi destinati alla gestione dei rifiuti e alla bonifica, a questo tipo di indagini.

Comunicazione in Basilicata

Nella Regione Basilicata si è realizzata su un'area da bonificare un'esperienza interessante: l'organizzazione di una *Consensus conference* per valutare "allo scopo di definire le azioni epidemiologico-sanitarie in favore delle popolazioni residenti" (22). Nel corso degli anni, e in particolare dopo l'attivazione del Registro Nazionale Mesoteliomi-Centro Operativo Regione Basilicata (ReNaM-COR Basilicata) si è verificata la presenza di un aumento rispetto alle attese dei casi di mesotelioma nell'area della ASL n. 3 di Lagonegro, in Provincia di Potenza, ed è stata ipotizzata come concausa, nell'area dei Comuni di Castelluccio Superiore, Contrada Seluci

e di Lauria, la presenza nell'area di rocce verdi con presenza di minerali fibrosi asbestiformi, in particolare tremolite.

Una "Unità di crisi" è stata costituita nel 2002, con le competenti autorità regionali, per la valutazione della situazione e la proposta delle misure da adottare a tutela della pubblica salute. Le autorità locali hanno preso diversi provvedimenti negli anni per la limitazione dell'uso delle fibre e di messa in sicurezza di alcune strade sterrate; hanno messo a punto un Piano di sorveglianza epidemiologico-sanitaria nel 2002, è stata effettuata una mappatura della presenza dei minerali e affidata all'ARPA Basilicata l'attività di monitoraggio delle fibre aereodisperse e della presenza nell'acqua.

La pubblicazione scientifica di Pasetto *et al.* del 2004 sulla connessione tra la presenza di tremolite e i casi di malattia ha costituito una base informativa essenziale e il motore di una serie ulteriore di iniziative nella Regione e con gli Istituti scientifici coinvolti (23).

L'Unità di crisi ha posto tra l'altro il problema della comunicazione alla popolazione e delle attività di bonifica, individuandone le competenze e le necessità operative. Tra l'altro è sembrato opportuno da parte di alcuni tecnici della Regione proporre la designazione dell'area della Basilicata interessata alla presenza di tremolite come sito di interesse nazionale, procedura da avviarsi su richiesta del Presidente della Regione e dei Sindaci interessati al Ministero dell'Ambiente.

L'iniziativa della *Consensus conference* è stata presa dall'ISS, dalla Regione Basilicata e dall'Università degli Studi di Bari, e si è realizzata a Roma durante due giornate di lavoro nel febbraio 2005. Erano presenti molte istituzioni nazionali, locali e gli esperti che hanno seguito le ricerche nell'area, che dopo approfondite discussioni hanno concordato un "documento sanitario" che contiene i principi dell'intervento, le conoscenze scientifiche acquisite, indicazioni di sanità pubblica ispirate al principio di precauzione, l'indicazione sugli approfondimenti necessari. Vengono delineati nel documento conclusivo della conferenza anche i dettagli degli studi da condurre, e delle popolazioni che verranno coinvolte; viene riservata una sezione al processo di comunicazione, che offre un promettente quadro delle attività necessarie.

La situazione dell'area è infatti peculiare, sia per la presenza diffusa della tremolite in area rurale, che per la presenza di piccoli paesi sparsi, e soprattutto per il fatto che il problema, dove è conosciuto, è emerso alla pubblica attenzione in maniera del tutto inaspettata. "L'ipotesi che la tremolite, presente in affioramenti ofioliti dell'area" si legge nel documento (23) "possa avere un ruolo eziologico nell'insorgenza di mesotelioma pleurico, ha creato nella popolazione interessata preoccupazione e allarme".

Analogamente ad altre situazioni in cui i rischi sono sconosciuti alla popolazione, il processo di informazione ha le sue peculiarità e va gestito in modo organizzato, con il coinvolgimento dei soggetti adeguati sul territorio, con il supporto dei molti esperti che già operano nell'area e deve essere continuativo.

È possibile che l'esperienza maturata in altre aree, quali quella di Biancavilla, possa essere utile al lavoro che si sta sviluppando in Basilicata (24).

Strumenti a disposizione per pianificare comunicazione e partecipazione

L'interessante ricerca descritta da Turvani in questo stesso rapporto fornisce alcune indicazioni chiare: innanzi tutto che esistono strumenti di lavoro efficaci, che possono essere finalizzati alla comprensione e migliore interpretazione del contesto sociale e utilizzati per

pianificare azioni ai diversi livelli: di informazione, comunicazione o partecipazione, così come sopra si sono delineate.

È interessante osservare come il questionario somministrato in quattro città italiane con caratteristiche socio-economiche piuttosto differenti porti a risultati che non sono radicalmente dissimili. Con differenze che vale la pena di analizzare è presente una generale consapevolezza dei problemi e della necessità di prendere misure, anche se costose, per la soluzione dei problemi.

Oltre all'analisi delle risposte importanti elementi vengono forniti dal percorso di costruzione del questionario. L'impostazione delle domande con il lavoro dei *focus group* che le hanno definite ci consente di comprendere a fondo la complessità del lavoro e l'impegno che richiede: poiché si chiedeva a cittadini di scegliere tra opzioni di risoluzione dei problemi di bonifica, e si chiedevano specifiche sulla percezione dei rischi per la salute determinati dalle aree di bonifica, si è scelto di spiegare con chiarezza il loro significato, e anche di fornire delle analisi comparative. Un compito che, bisogna riconoscere, pochi studiosi si assumerebbero, sulla base delle mille cautele necessarie nelle analisi in situazioni di incertezza, e intrappolati nei dibattiti sul legame causa effetto e sull'uso del principio di precauzione.

È stato necessario infatti fornire dati di base per definire scenari ipotetici di scelta: da una parte quelli economici, dando un peso alle possibili diverse azioni di politica pubblica; dall'altra di salute, ipotizzando i rischi di impatto a breve termine, a lungo termine e sulle future generazioni. I *focus group* sono serviti ad esaminare i dati forniti, l'uso dei termini, le domande, la loro leggibilità: solo così è stato possibile ipotizzare che le 804 persone che hanno compilato il questionario capissero in maniera univoca le informazioni.

Anche a Brescia, come abbiamo visto sono stati utilizzati i *focus group* come strumento di dialogo con il pubblico, ma sono molte le possibilità operative che sono state sperimentate e che possono essere messe in campo nei diversi contesti.

Qui ci limitiamo a fornire i riferimenti, auspicando che sia possibile sperimentarli in altre realtà italiane. Il testo di Nardini (8) offre una analisi degli strumenti a disposizione, e indica il modello cosiddetto del "discorso cooperativo" sviluppato da Ortwin Renn come adatto nei seguenti contesti: "complessità dei problemi/sistemi, incertezza nella loro conoscenza e predizione, e ambiguità nell'interpretazione della medesima informazione. In particolare, solo un approccio deliberativo-partecipativo consente di affrontare quest'ultima perché se ne può "uscire" solo attraverso un compromesso tra i "valori" in gioco." La deliberazione è spiegata come "modo di raggiungere un accordo o una conclusione comune attraverso: scambio di argomenti tra uguali; tutti i partecipanti hanno gli stessi diritti e doveri; consenso sulle regole per verificare o annullare le affermazioni; inclusione di considerazioni fattuali, affettive, valutative e normative." Sembra appunto una descrizione adatta alla situazione in cui ci si trova con siti complessi da bonificare e controverse discussioni a proposito della loro destinazione.

Lo stesso approccio deliberativo è infatti quello utilizzato nella interessante esperienza riportata da Luigi Bobbio per la scelta di due siti dove insediare altrettanti impianti per lo smaltimento di rifiuti: un inceneritore e una discarica (25), con un incarico dalla Provincia di Torino, dove la deliberazione è ampiamente illustrata nella pratica, e il significato, tratto dal termine inglese, viene tradotto come "processo decisionale condotto sulla base di argomenti imparziali fondati sul bene comune". Il progetto "Non rifiutarti di scegliere" (Nrds) ha compiuto un percorso di discussioni serrate con i cittadini per arrivare a due graduatorie, una per la discarica e una per l'inceneritore, i cui primi siti saranno sottoposti a valutazione di impatto ambientale. A questo scopo è stata formata una commissione incaricata di formulare la valutazione, con rappresentanti di ogni comunità direttamente o indirettamente coinvolta, da 41 a 46 persone. Il testo analizza il processo di discussione, i criteri che hanno portato

all'esclusione, la comunicazione con le comunità di appartenenza, e i metodi per costruire consenso e accordo.

C'è un punto che vale la pena di mettere in rilievo: le questioni ambientali sono tipicamente complesse e controverse non solo perché l'ambiente naturale gode di interazioni virtualmente infinite, ma perché si tratta di questioni che implicano discussioni sui valori, le aspettative, le scelte. Infatti la discussione limitata al piano tecnico difficilmente ha esiti soddisfacenti: è necessario che gli interlocutori rendano note le proprie posizioni, le esplicitino e le riconoscano reciprocamente come valide: in mancanza di questo i pregiudizi o i giudizi di valore rimarranno immutati ad oscurare le possibilità di accordo reale sulle valutazioni e sulle soluzioni. Le tecniche citate sono di grande aiuto per affrontare questo livello di approfondimento.

Un opuscolo informativo messo a punto dalla Commissione Ricerca dell'Unione Europea offre una panoramica dei metodi e degli approcci disegnati per aumentare la partecipazione pubblica, riferiti alle questioni ambientali e alla valutazione del rischio (26).

Le forme di partecipazione più ampiamente usate sono: i *focus group*, composti da persone che si incontrano per chiarificare singole questioni; i gruppi di approfondimento, che con la presenza di un facilitatore affrontano in modo approfondito questioni controverse; le giurie di cittadini si incontrano molte volte per pesare diversi pareri ed esprimere una opinione; le *Consensus conference*, che con un ricco lavoro preparatorio presentano i punti di vista degli interlocutori e redigono un documento finale; i forum di gruppi di interesse, che somigliano a una forma di negoziato politico; le proteste, anche definite "dialogo coercitivo".

Ci sono poi i metodi per il mappaggio cognitivo e i vari modi per supportare le decisioni, che dipendono dal contesto e dai risultati che i promotori del processo di partecipazione vogliono ottenere. Tra i punti chiave per un corretto approccio vengono indicati: la disponibilità a condividere le informazioni, la congruenza, la disponibilità di risorse, la fiducia. Tra le raccomandazioni si legge: gli approcci partecipativi sono basati sul ragionamento e sulla valutazione dei punti di vista; la partecipazione è un complemento e non un sostituto degli strumenti decisionali esistenti; non ci sono modelli semplici di partecipazione che si possano usare in tutte le circostanze; gli approcci partecipativi forniscono legittimità ai processi politici; l'uso e la metodologia usata per l'approccio partecipativo deve essere specifica rispetto al contesto.

Un interessante lavoro a livello europeo è anche TRUSTNET,²⁷ un gruppo di ricerca europeo che ha l'obiettivo di sviluppare e sperimentare strumenti per la gestione partecipata delle attività che comportano rischi per l'ambiente e la salute. Per l'Italia ne fa parte l'Istituto di Sociologia Internazionale di Gorizia,²⁸ che da anni lavora sulle emergenze e i rischi ambientali, anche in collaborazione con l'OMS. Il lavoro partecipativo sviluppato a Brescia è stato presentato in uno dei seminari di questa rete di ricerca.

Di recente in Italia il programma "Cantieri"²⁹, portato avanti dal Dipartimento della Funzione Pubblica per "accelerare e dare concretezza ai processi di innovazione nelle amministrazioni pubbliche" ha pubblicato un manuale, a cura di Luigi Bobbio, che si intitola: "A più voci. Amministrazioni pubbliche, imprese, associazioni e cittadini nei processi decisionali inclusivi" (27). Anche se non si riferisce nello specifico alla gestione delle problematiche ambientali e di salute, molti casi presentati e testimonianze dirette si riferiscono a conflitti per la collocazione di impianti e alla famosa "sindrome Nimby", con proposte di soluzione basate sull'esperienza. È interessante notare che nel testo si trovano dettagliati molti aspetti pratici, inclusa la formazione degli esperti e i costi delle operazioni da realizzare.

²⁷ <http://www.trustnetinaction.com/>

²⁸ <http://www.isig.it/custom/home.php>

²⁹ <http://www.cantieripa.it/>

Conclusioni

Il presente contributo e molti di quelli inclusi in questo rapporto concordano nel ritenere che nella gestione del risanamento ambientale sia importante e necessaria la consapevolezza di tutti gli attori coinvolti: “Un notevole contributo alla prevenzione dei rischi per la salute può venire dall’effettuazione di indagini attivate preventivamente all’avvio di attività pericolose e dall’uso adeguato e tempestivo del principio di precauzione e degli strumenti della comunicazione”.

“Decidere in pochi è sicuramente più facile e veloce, evitando, in questo caso, processi complessi che potrebbero rivelarsi inutili o dannosi. È invece ipotizzabile l’avvio di un processo di tipo inclusivo quando ci si può aspettare di non arrivare a una decisione, oppure che quelle prese non saranno messe in pratica ... o lo saranno a costo di grandissimi sforzi e difficoltà” (28).

Ipotizzando che non esista una comunicazione ma molte possibilità di comunicazione si è proposto di affrontare la questione distinguendo i contesti e identificandone gli obiettivi, i ruoli dei protagonisti e le differenti responsabilità, come primo passo per la definizione di strategie operative.

Le aree di bonifica hanno alcune caratteristiche simili – ad esempio quella di aver superato i limiti stabiliti per legge di inquinamento dei suoli e delle acque – ma moltissime differenze. Per costruire una strategia comunicazione sarà necessario che gli attori che hanno la responsabilità delle bonifiche siano consapevoli di ciò che comporta e disponibili alla trasparenza, e che un gruppo di persone siano incaricate di svolgere un lavoro di esplorazione e coordinamento con sufficienti tempo e risorse a disposizione.

Esaminiamo quindi in modo un poco più articolato la questione del tempo e delle risorse.

Il tempo necessario per le bonifiche, come abbiamo visto, è lungo: per fare un ulteriore esempio a Bari, il sito della Fibronit, che ha prodotto di amianto fino al 1985, è stato perimetrato nel 2002, nel 2005 è stato deciso di fare sull’area della fabbrica (chiusa ma non messa in sicurezza) un parco pubblico, ma non c’è ancora un progetto definitivo di bonifica per l’area, mentre al Comune sono state affidate le attività di messa in sicurezza, che erano in corso alla fine del 2005 (29).

Il tempo è un fattore cruciale, e va sempre tenuto presente, ma sulla base delle esperienze di pianificazione note e degli esempi riportati si può ipotizzare che l’elaborazione di una strategia comunicativa potrebbe aiutare da una parte a stabilire dei tempi, dall’altro a risparmiarne. Consideriamo per ipotesi che nel caso della Campania si fosse coinvolta la popolazione, già in preparazione del piano rifiuti, discutendola proposta di costruzione di un inceneritore e alcune discariche o depositi (come è successo a Torino) fino a concordare sulla collocazione degli impianti necessari e informando tutti sui tempi: il mancato blocco dei cantieri si potrebbe considerare un risparmio di tempo (oltreché di denaro, di consenso e fiducia). Nell’analisi del progetto “Non rifiutarti di scegliere” della Provincia di Torino, Bobbio specifica che il tempo necessario è stato più di quello previsto: dagli 11 mesi previsti a 21 mesi. Nel commentare questo dato l’autore non lo valuta negativamente, pur specificando che “un processo dialogico dura a lungo, ma non all’infinito”; infatti “per realizzare processi aperti e partecipati ci vuole pazienza e non sono consigliabili facili scorciatoie” (25).

Il momento di avvio del processo sarà ugualmente centrale per il successo dell’iniziativa. Infatti ancora Bobbio afferma: “Il problema centrale è però quello di capire quanto tempo sarebbe occorso per raggiungere il medesimo obiettivo con i metodi tradizionali. Sicuramente i tecnici avrebbero potuto giungere all’individuazione dei siti più idonei in un periodo più breve (alcuni mesi sarebbero comunque stati necessari), ma è probabile che le loro decisioni sarebbero state contestate dalle comunità prescelte e che molto tempo sarebbe stato necessario per farvi fronte o per trovare nuove soluzioni” (25).

Per quanto riguarda le risorse alcune cose sono state descritte sopra: il bilancio del Commissario rifiuti della Campania fino al 2004, i fondi per Bagnoli, i milioni di euro recuperati finora per il danno ambientale. Un altro dato noto è la cifra totale che le leggi nazionali destinano ai SIN che sono stati finanziati³⁰ circa 500 milioni di euro. Pur non volendo banalizzare le questioni si può dire che molti soldi sono stati destinati alle bonifiche in Italia.

Partendo dall'ipotesi che processi di partecipazione potrebbero facilitare il compito di chi si occupa delle bonifiche, esaminiamo l'analisi dei costi che Bobbio riporta a proposito dell'esperienza sviluppata a Torino (25). La stima economica per l'intero costo del progetto è di circa 250.000 euro, considerando sia i costi diretti sostenuti dalla pubblica amministrazione che quelli indiretti di personale interno utilizzato. Quale impatto avrebbe avuto un intervento dello stesso ordine di grandezza in una situazione ben più complessa come quella della Campania, dove avrebbe rappresentato meno di un millesimo dei finanziamenti erogati?

Sulla base delle esperienze illustrate e delle elaborazioni riportate, emergono una serie di elementi che potranno essere utili nella elaborazione della strategia di comunicazione. Tra l'altro, può essere utile rafforzare lo strumento della Conferenza di servizi collegando ad essa anche le attività di comunicazione.

Gli attori responsabili delle operazioni di bonifica dovranno decidere con chiarezza quale finalità vorranno perseguire con le attività di comunicazione, accettando i "rischi della trasparenza".

I cittadini che partecipano ai *focus group* a Brescia, quelli che partecipano alla *Consensus conference* e quelli che manifestano in Campania sono tutti attori che andranno inclusi nei processi comunicativi, a qualunque livello essi siano sviluppati, secondo la "scala" sopra indicata, di informazione, comunicazione o partecipazione. Ritengo che tutti loro, come cittadini preoccupati, che si prendono cura delle questioni che riguardano il territorio, possano essere inclusi nell'ampia categoria che Biocca ha chiamato dei "cittadini competenti", "quelle persone che, per interesse personale, professionale o istituzionale, hanno la possibilità attraverso le loro azioni di influire sulle scelte per la salute" (7).

Essi sono un elemento centrale e ponte tra la popolazione e le autorità, antenna della sensibilità pubblica, che nel nostro paese ha manifestazioni molteplici e radici diverse. Il riconoscimento di tali soggetti, e del fatto che sono "competenti" perché interessati e disponibili è un passo essenziale nella direzione del dialogo.

Mi conforta Bobbio nella convinzione che anche le situazioni più difficili – dove la sfiducia e la tensione sembrano irrecuperabili – possano essere affrontate, quando afferma:

"L'analisi ... mostra ... che relazioni di fiducia possono essere costruite in modo relativamente facile se i partecipanti sono posti in un contesto di tipo deliberativo e se i loro argomenti vengono presi seriamente in considerazione." In particolare: "La comparsa di un *deliberative setting* con le sue regole di trasparenza e le sue offerte di mediazione ha un effetto molto potente sulle disposizioni degli attori, anche in un contesto caratterizzato da un modesto grado di fiducia reciproca tra cittadini e istituzioni" (25).

Ancora una citazione da Bobbio è utile per focalizzare il discorso sul ruolo degli esperti, con particolare riferimento agli esperti in materia di ambiente e salute.

"Il risultato che emerge con sorprendente regolarità dalle pratiche partecipative è che i profani riescono con notevole rapidità a interloquire con gli aspetti tecnici che li riguardano più da vicino, a scavalcare le potentissime barriere linguistiche e concettuali erette dai tecnici e a inserire propri contributi pertinenti. La commissione Nrds ("non rifiutarti di scegliere") ha costituito un micro-esempio di quei "forum ibridi" (Callon, Lascoumes, Barthe 2001) in cui i profani sono in grado di penetrare nei territori presidiati dagli esperti e di modificarne alcune

³⁰ Gli altri, inclusi nella Legge n. 179/2002 e gli ultimi tre istituiti nel 2005 non hanno ancora avuto un finanziamento specifico.

coordinate grazie all'inserimento delle acquisizioni dei saperi comuni. Il rapporto tra i modelli astratti elaborati nei laboratori da specialisti separati dalla società e i punti di vista concreti dei profani è attualmente un tema chiave di ricerca e di sperimentazione, in vista di una nuova "democrazia tecnica e dialogica" (ibidem). Le numerose esperienze finora realizzate (*Consensus conference, conférences citoyennes*) riguardano in genere grandi temi (biotecnologie, energia nucleare, ecc.) su cui esistono diffuse preoccupazioni e notevoli incertezze. Il caso torinese non poteva avere quelle ambizioni. Ma ha confermato come quella strada sia effettivamente percorribile."

I cittadini dunque sono pronti, non solo ad ascoltare ma ad entrare nel merito, se lo potranno fare, e ad affrontare la complessità. Come affermano Comba e Fazzo "sarà comunque necessario disporre di una serie di studi validi che, accumulandosi e integrandosi con i risultati di altri approcci disciplinari, corroborino l'ipotesi eziologica in esame a un punto tale da ritenerla una ragionevole base di processi decisionali." E "compito ... di chi interpreta e comunica i risultati non è provare la verità assoluta, ma caratterizzare accuratamente lo stato dell'evidenza epidemiologica e, quindi, il suo grado di incertezza, così che questa possa essere appropriatamente pesata".

E per finire sembra opportuno accogliere la curiosità di Benedetto Terracini che chiede conto delle "esperienze degli epidemiologi ambientali di condivisione dei risultati delle loro ricerche con la popolazione interessata e con i gestori della salute pubblica" (15) ed estenderla al rapporto con i decisori. Anche queste riflessioni, a partire dal molto materiale esistente, potranno essere utili a rendere più efficace e ad arricchire gli scambi e la comunicazione reciproca tra gli attori coinvolti.

Come afferma Caterina Botti "L'inquinamento eccessivo di zone specifiche si configura ... come una ingiustizia a cui si deve cercare di porre rimedio. ... Le ricerche di epidemiologia ambientale si configurano ... come uno strumento di equità".

Alcuni problemi sono stati evidenziati e una serie di potenzialità messe in evidenza: la sede dei processi decisionali torna ad essere riferimento per la rappresentanza dei diversi interessi, e responsabile per il consolidamento di percorsi di conoscenza e decisioni sostenibili riguardo al territorio.

Quella che abbiamo chiamato la *governance* delle bonifiche difficilmente potrà fare a meno di incorporare nelle sue procedure in modo permanente sia una valutazione dei progressivi miglioramenti dello stato dell'ambiente e della salute nelle aree interessate, sia strategie di comunicazione che consentano di dialogare in maniera costante con gli interlocutori sul territorio.

Bibliografia

1. De Marchi B. Public participation and risk governance. *Sci Public Policy* 2003;3.
2. Gray P, Stern R, Biocca M (Ed.). *La comunicazione dei rischi ambientali e per la salute in Europa*. Milano: Franco Angeli; 1999.
3. De Marchi B. Alleanze interdisciplinari e partecipazione pubblica per la governance di vecchi e nuovi rischi. In: Bevitori P (Ed). *La comunicazione dei rischi ambientali e per la salute*. Milano: Franco Angeli; 2004.
4. Cameron E. Local innovations in the field of environmental communication. A study on environmental communication practices throughout Europe. European Commission, DG Environment, Communication & Civil Society Unit, 2003.
5. Comunicazione al 29° Convegno annuale della Associazione Italiana di Epidemiologia: *Stima della prevalenza del "disagio" in una popolazione di un'area con problematiche di tipo*

- ambientale*. In: Ivaldi C, Demarca M, Soldati S, Chiusolo M (Ed.). Area di Epidemiologia Ambientale, ARPA Piemonte, Grugliasco (TO) Dipartimento Salute Mentale 5B -Asl 5 Collegno.
6. Bevitori P (Ed.). La comunicazione dei rischi ambientali e per la salute. Milano: Franco Angeli; 2004.
 7. Biocca M. La comunicazione sul rischio per la salute. Nel teatro di Sagredo. Torino: Centro scientifico editore; 2002.
 8. Nardini A. Decidere l'ambiente con l'approccio partecipato. Bologna: Mazzanti editore; 2005.
 9. Palazzi M. La comunicazione del rischio nelle Aziende Sanitarie. In: Bevitori P (Ed.). *La comunicazione dei rischi ambientali e per la salute*. Milano: Franco Angeli; 2004.
 10. Bompani M. *Il posizionamento di Arpa nella comunicazione ambientale e la democrazia deliberativa*. ARPA Rivista, n. 3, 2005, Rivista dell'ARPA Emilia-Romagna.
 11. Comune di Brescia. *Elementi per una pianificazione strategica ambientale*. Brescia: T.E.R.R.A. s.r.l.; 2002.
 12. Musmeci L. Criteri per l'individuazione delle aree oggetto di bonifica: siti di interesse nazionale. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
 13. Scopece G, Cori L, Damian A *et al.* La valutazione dell'applicazione del principio "chi inquina paga" nel settore delle bonifiche". Rete nazionale delle autorità ambientali e delle autorità della programmazione dei fondi strutturali comunitari 2000-2006, redazione in corso marzo 2006.
 14. Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
 15. Terracini B. Piccole aree, grandi problemi. *Epidemiol Prev* 2006;30(1):3-4.
 16. Commissione Parlamentare d'inchiesta sul ciclo dei rifiuti e sulle attività illecite ad esso connesse (istituita con legge 31 ottobre 2001, n. 399) Relazione finale approvata nella seduta del 15 febbraio 2006. Disponibile all'indirizzo: http://www.camera.it/_bicamerale/nochiosco.asp?pagina=/_bicamerale/leg14/rifiuti/home.htm; ultima consultazione 06/06/2006.
 17. Legambiente. Rapporto Ecomafia 2005. Disponibile all'indirizzo: <http://www.legambiente.com/documenti/2005/0531rapportoecomafia2005.php>; ultima consultazione 06/06/2006.
 18. Senior K, Mazza A. Italian "triangle of death" linked to waste crisis. *Lancet Oncol* 2004;5:525-7.
 19. Bianchi F, Comba P, Martuzzi M, Palombino R, Pizzuti R. Italian "triangle of death". *Lancet Oncol* 2004;5:710.
 20. Editoriali e attualità. *Epidemiol Prev* 2004;28(6).
 21. Altavista P, Belli S, Bianchi F, Binazzi A, Comba P, Del Giudice R, Fazzo L, Felli A, Mastrantonio M, Musmeci L, Pizzuti R, Savarese A, Trinca S, Uccelli R. Mortalità per causa in un'area della Campania con numerose discariche di rifiuti. *Epidemiol Prev* 2004;28(6):311-21.
 22. Musti M, Cassano F, Cauzillo G, Cavone D, Convertini L, De Mei B, Montagano G., Zona A., Comba P. Consensus Conference: Sorveglianza sanitaria delle popolazioni esposte a fibre di tremolite nel territorio della ASL 3 - Lagonegro (PZ). *Ann Ist Super Sanità* 2006 (in stampa).
 23. Pasetto R, Bruni B., Bruno C, Cauzillo G., Cavone D., Convertini L. *et al.* Mesotelioma pleurico ed esposizione ambientale a fibre minerali: il caso di un'area rurale in Basilicata. *Ann Ist Super Sanità* 2004;40 (2):251-65.
 24. Manna P, Comba P. Comunicazione con le autorità sanitarie e con il pubblico sui rischi da amianto a Biancavilla. *Epidemiol Prev* 2000;25:28-30.

25. Bobbio L. *Smaltimento dei rifiuti e democrazia deliberativa*. Working paper n.1, Dipartimento di studi politici. Torino: Università degli Studi; 2002.
26. De Marchi B, Ravetz JR (Ed.). *Participatory approaches to environmental policy*. Policy Research Brief n. 10, DG XII, 2001.
27. Bobbio L. (Ed.). *A più voci. Amministrazioni pubbliche, imprese, associazioni e cittadini nei processi decisionali inclusivi*. Napoli: Edizioni Scientifiche Italiane, 2004.
28. Pellegrino P. *Amministrazione aperta: scelte condivise, politiche efficaci*. Arpa Umbria: Micron; 2006. p. 10-2.
29. Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio. *Nota informativa sullo stato delle procedure di bonifica dei siti di interesse nazionale*. Gennaio 2006.

Sezione 3
Case studies

STATO DI SALUTE DELLA POPOLAZIONE E DISCARICHE DI RIFIUTI: L'ESPERIENZA DELLA CAMPANIA

Renato Pizzuti, Lucia Martina, Michele Santoro
Osservatorio Epidemiologico, Regione Campania

Emergenza rifiuti in Campania

In anni recenti, la Campania è stata teatro di controversie nel campo dello smaltimento e trattamento dei rifiuti e dal 1994 è sotto commissariamento per l'Emergenza Rifiuti. La problematica gestione dell'intero ciclo dei rifiuti e forme di raccolta, smaltimento e incenerimento illegali ad essa legate, ha portato ad una vera e propria "emergenza" ambientale. A ciò si è aggiunto un legittimo stato di preoccupazione della popolazione per il rischio sanitario derivante da un tale scenario, che si è manifestato in maniera diffusa e insistente tramutandosi, talvolta, in momenti di forte tensione sociale. Una problematica di per sé delicata, insistente in un contesto socio-economico difficile, ha evidenziato la necessità, da parte delle istituzioni locali e centrali, di sviluppare capacità di fornire risposte e interventi adeguati.

Nel 2000 la zona del "Litorale Domizio flegreo e Agro aversano", comprendente 61 Comuni delle Province di Napoli e di Caserta, è stata inserita tra i siti di interesse nazionale per le bonifiche, per la presenza diffusa di numerose discariche di rifiuti urbani e industriali. In tale zona sono stati individuati e censiti negli ultimi anni, ad opera dell'ANPA e della Struttura Commissariale (1), vari siti di abbandono incontrollato di rifiuti di vario genere, molti dei quali contenenti sostanze pericolose di origine industriale.

Studi epidemiologici

Accanto al graduale riordino del sistema di raccolta e smaltimento dei rifiuti e ad azioni volte alla caratterizzazione e risanamento dei siti inquinati, è sorta la necessità di monitorare lo stato di salute della popolazione che vive in tali territori. In campo sanitario, un riferimento importante in Campania è diventato, negli ultimi anni, l'Osservatorio Epidemiologico Regionale (OER), la cui azione viene rilanciata nel 2003, quale servizio collegato al sistema informativo sanitario e dedicato al coordinamento dell'attività di informazione sanitaria ed epidemiologica, secondo gli indirizzi degli organi di Governo e dell'Assessorato alla Sanità. Contemporaneamente la funzione epidemiologica viene sostenuta anche dal Ministero della Salute quale elemento prioritario per la valutazione e l'analisi sullo stato di salute umana, con particolare attenzione ai rischi di natura ambientale. Il Ministero promuove lo sviluppo degli Osservatori Epidemiologici meridionali attraverso uno specifico progetto, avvalendosi dell'assistenza tecnica di Epidemiologia per lo Sviluppo e l'Ambiente (ESA), un'Associazione Temporanea di Impresa costituita da alcuni dei più esperti Servizi di epidemiologia italiani.

Il progetto si è strutturato operativamente attraverso forme di "gemellaggio" tra un servizio esperto e una Regione assistita (l'OER Campania è stato assistito dal Servizio di

Epidemiologia dell'ASL 5 del Piemonte) che, attraverso una azione continuativa di sostegno e assistenza tecnica, ha favorito il trasferimento di competenze atte a garantire il potenziamento della funzione epidemiologica.

Atlante di mortalità

Negli ultimi anni l'obiettivo prioritario dell'OER è stato lo sviluppo e la valorizzazione dei sistemi informativi sanitari e in questa ottica, nel 2004, è stato progettato e realizzato il primo Atlante di Mortalità della Regione Campania: "la mortalità in Campania negli anni 1982-2001" (2). Attraverso l'uso dei dati correnti di mortalità è stato possibile produrre uno strumento in grado di fornire un quadro iniziale dello stato di salute della popolazione regionale.

Gli studi di mortalità, infatti, costituiscono uno dei più consolidati approcci all'analisi dei fenomeni sanitari di una collettività ed è unanimemente riconosciuto che essi forniscano indicazioni importantissime sulle patologie presenti in una popolazione. L'Atlante di Mortalità della Campania, analizzando il fenomeno nella componente temporale e spaziale, ha consentito di conoscere l'andamento della mortalità nell'arco di un ventennio e la distribuzione territoriale del fenomeno ad un livello di Provincia, ASL e Distretto sanitario (Tabella 1).

Tabella 1. Mortalità generale. Tassi standardizzati di mortalità e SMR (rif. regione) per ASL e Provincia di residenza (1998-2001)

Ente	Uomini				Donne			
	N. medio annuale	Tasso stand. x 100.000	SMR	IC 95%	N. medio annuale	Tasso stand. x 100.000	SMR	IC 95%
Azienda sanitaria								
ASL Avellino 1	956	695,3	77,6	75,2-80,1	870	421,6	78,8	76,2-81,4
ASL Avellino 2	1.203	791,5	89,0	86,5-91,6	1.188	497,0	92,8	90,1-95,4
ASL Benevento	1.523	760,6	84,9	82,8-87	1.392	440,2	82,4	80,2-84,5
ASL Caserta 1	1.732	915,4	102,5	100,1-104,9	1.626	564,8	105,1	102,5-107,7
ASL Caserta 2	1.725	962,6	107,6	105,1-110,1	1.560	580,1	107,3	104,6-110
ASL Napoli 1	4.730	996,1	112,4	110,8-114	4.914	592,2	108,0	106,5-109,5
ASL Napoli 2	1.548	937,6	104,0	101,4-106,6	1.368	572,6	106,0	103,2-108,8
ASL Napoli 3	1.233	1050,3	118,1	114,8-121,4	1.083	631,4	116,6	113,1-120,1
ASL Napoli 4	1.869	969,8	109,1	106,7-111,6	1.727	616,0	113,9	111,2-116,6
ASL Napoli 5	2.548	925,2	103,5	101,5-105,6	2.456	560,5	103,5	101,4-105,5
ASL Salerno 1	1.456	901,0	101,2	98,6-103,8	1.404	564,4	104,2	101,5-106,9
ASL Salerno 2	1.925	804,2	90,3	88,3-92,3	1.741	480,0	88,9	86,8-91
ASL Salerno 3	1.438	743,7	83,3	81,1-85,5	1.260	438,1	81,6	79,4-83,9
Provincia								
Avellino	2.159	746,0	83,6	81,8-85,3	2.057	462,2	86,3	84,4-88,2
Benevento	1.523	760,6	84,9	82,8-87	1.392	440,2	82,4	80,2-84,5
Caserta	3.457	937,6	104,9	103,2-106,7	3.186	572,6	106,1	104,3-108
Napoli	11.928	972,3	109,3	108,3-110,3	11.547	587,6	108,3	107,3-109,3
Salerno	4.819	811,2	91,0	89,7-92,3	4.405	491,7	90,8	89,5-92,2
Totale regionale	23.886	889,9			22.587	542,3		

Fonte: Elaborazioni OER Campania su dati ISTAT

Dallo studio si evince che la mortalità in Campania nel ventennio 1982-2001 è diminuita, ma si mantiene costantemente al di sopra della mortalità nazionale. Le malattie del sistema circolatorio rappresentano la prima causa di morte in entrambi i sessi (40% della mortalità maschile, 50,3% di quella femminile), seguite dalle morti per tumori (30% dei decessi maschili, 21,3% di quelli femminili).

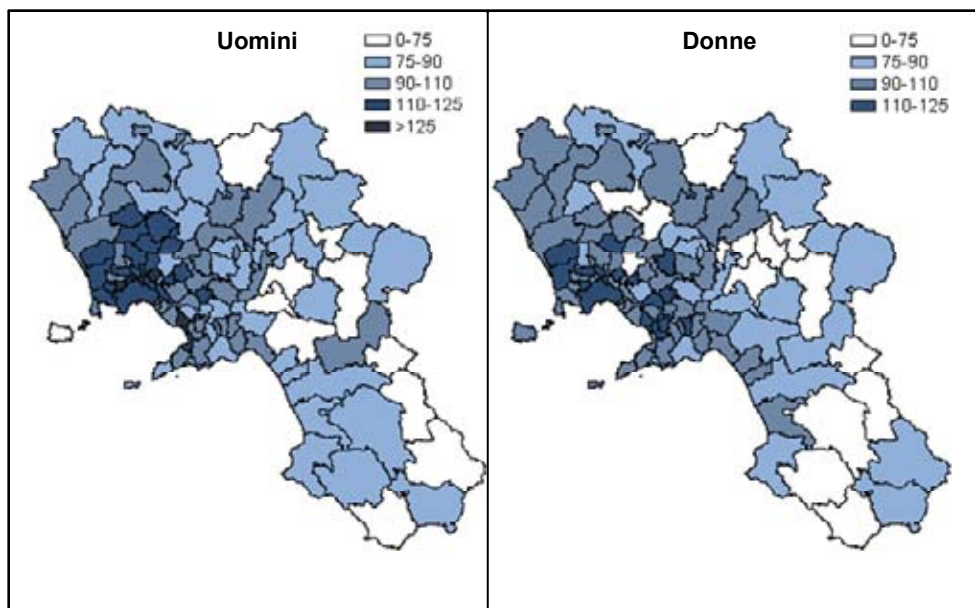
Agli inizi degli anni '90 la mortalità per neoplasie in Campania mostrava, rispetto alla media nazionale, una situazione di vantaggio, che si è persa completamente negli ultimi anni. La distribuzione territoriale della mortalità appare marcatamente disomogenea, evidenziando eccessi significativi dei tassi di mortalità nelle Province di Caserta e Napoli (e in tutte le ASL in cui sono suddivise) e tassi di gran lunga più bassi nelle Province di Avellino, Benevento e in parte di quella di Salerno (Tabella 1). La mortalità per tumori evidenzia eccessi significativi nella Provincia di Napoli in entrambi i sessi e nella Provincia di Caserta per i soli uomini (Tabella 2 e Figura 1).

Lo studio rappresenta un valido strumento di supporto, a livello centrale e locale, per la definizione di efficaci interventi orientati alla tutela e alla promozione della salute. Costituisce, inoltre, una solida piattaforma per stimolare approfondimenti e discussioni al fine di coadiuvare la definizione di azioni programmatiche in campo non esclusivamente sanitario, ma anche ambientale e sociale.

Tabella 2. Mortalità per tumori maligni. Tassi standardizzati di mortalità ed SMR (rif. regione) per ASL e Provincia di residenza (anni 1998-2001)

Ente	Uomini				Donne			
	N. medio annuale	Tasso stand. x 100.000	SMR	IC 95%	N. medio annuale	Tasso stand. x 100.000	SMR	IC 95%
Azienda sanitaria								
ASL Avellino 1	251	194,9	76,2	71,5-81	147	92,4	74,5	68,6-80,8
ASL Avellino 2	318	212,5	84,1	79,6-88,9	193	98,5	79,2	73,7-85
ASL Benevento	404	208,7	81,9	77,9-86	262	102,6	84,1	79,1-89,3
ASL Caserta 1	499	256,5	101,2	96,8-105,7	322	126,5	100,7	95,2-106,3
ASL Caserta 2	516	273,2	108,0	103,4-112,8	319	126,1	107,7	95,2-106,4
ASL Napoli 1	1.464	299,2	117,8	114,8-120,9	1086	148,3	118,0	114,5-121,5
ASL Napoli 2	476	274,6	107,5	102,8-112,5	297	129,1	102,8	97-108,8
ASL Napoli 3	391	309,9	123,7	117,7-130	244	141,9	113,3	106,3-120,6
ASL Napoli 4	525	259,4	103,3	99,0-107,9	333	124,7	99,4	94,1-104,8
ASL Napoli 5	765	265,6	104,5	100,8-108,36	516	131,3	104,4	99,9-109,0
ASL Salerno 1	404	243,3	95,2	90,6-99,9	292	129,5	103,8	97,9-109,9
ASL Salerno 2	554	227,1	89,8	86,1-93,7	372	115,9	93,7	89,0-98,6
ASL Salerno 3	362	192,8	76,2	72,3-90,2	223	98,2	78,5	73,4-83,8
Provincia								
Avellino	569	204,2	80,4	77,2-83,8	340	95,7	77,1	73,1-81,3
Benevento	404	208,7	81,9	77,9-86,0	262	102,6	84,1	79,1-89,3
Caserta	1.014	264,5	104,5	101,4-107,87	641	126,3	100,7	96,8-104,6
Napoli	3.620	283,4	111,7	109,9-113,6	2.475	137,8	109,8	107,7-112,0
Salerno	1.320	220,7	87,1	84,7-89,4	887	114,9	92,2	89,2-95,3
Totale regionale	6.927	253,5			4.604	12,5		

Fonte: Elaborazioni OER Campania su dati ISTAT



Fonte Elaborazioni OER Campania su dati ISTAT

Figura 1. Distribuzione degli SMR in Campania secondo il distretto di residenza per tumori maligni (1998-2001)

Studio pilota sul trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana

Lo stato di emergenza rifiuti in Campania ha stimolato importanti iniziative anche da parte di organi di governo centrale. Accanto alle attività già in atto di monitoraggio ambientale e caratterizzazione dei siti inquinati, su mandato del Dipartimento della Protezione Civile della Presidenza del Consiglio, è stato avviato un progetto finalizzato alla valutazione dello stato di salute della popolazione residente nelle aree interessate dalla presenza di discariche e siti di abbandono incontrollato di rifiuti. Gli organismi partecipanti al progetto sono l'Organizzazione Mondiale della Sanità, il Consiglio Nazionale delle Ricerche, l'ISS e l'Osservatorio Epidemiologico della Regione Campania. Per la realizzazione degli studi si è costituito un ampio gruppo di lavoro che si è avvalso della partecipazione, non solo di rappresentanti di Istituzioni centrali, ma anche di Organismi locali operanti sul territorio, quali l'ARPA Campania e i Servizi di Epidemiologia e Prevenzione delle 7 ASL delle Province di Napoli e Caserta.

La prima indagine svolta dal gruppo di lavoro, presentata integralmente nel rapporto: *“Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana”* (3-5), consiste in uno studio della mortalità per cause tumorali e del rischio di malformazioni congenite a livello comunale nelle Province di Napoli e Caserta.

Studio di mortalità

Lo studio rappresenta un'analisi descrittiva della mortalità per causa su dati di fonte ISTAT, presenti in archivi individuali non nominativi presso l'OER e relativi agli anni 1994-2001. Oltre

alla mortalità generale, sono state indagate le cause tumorali, considerate nel loro complesso, e un insieme di cause tumorali specifiche, associate nella letteratura scientifica, alla presenza sul territorio di discariche e inceneritori (6-8).

Le analisi, condotte separatamente per i due sessi, sono state effettuate a livello provinciale e comunale; a livello comunale si è fatto ricorso ai rapporti standardizzati di mortalità con riferimento regionale, le cui stime sono state migliorate ricorrendo a degli stimatori bayesiani gerarchici, che hanno consentito di tenere conto della variabilità causale e di individuare eventuali strutture di aggregazione spaziale. Lo studio di mortalità ha permesso di identificare un'area, comprendente i Comuni della parte sud-orientale della Provincia di Caserta e la parte settentrionale della Provincia di Napoli, caratterizzata da alta mortalità generale e tassi specifici di mortalità per alcune cause tumorali particolarmente elevati. In particolare per gli uomini la mortalità generale è risultata in eccesso significativo nel 19% dei Comuni della Provincia di Caserta e nel 43% dei Comuni della Provincia di Napoli; per le donne nel 23% dei Comuni della Provincia di Caserta e nel 47% dei Comuni della Provincia di Napoli (Figura 2). Molti di questi Comuni si caratterizzano per eccessi di mortalità per varie sedi tumorali, tra le quali figurano il tumore maligno dello stomaco, del rene, del fegato, di trachea bronchi e polmoni, della pleura e della vescica.

Studio sulle malformazioni congenite

Con metodi analoghi a quelli utilizzati nello studio di mortalità si è analizzata la distribuzione delle malformazioni congenite nei Comuni della Provincia di Napoli e Caserta, utilizzando i dati del Registro Campano dei Difetti Congeniti per gli anni 1996-2002. L'analisi è stata effettuata sul totale delle malformazioni congenite e su 11 gruppi di patologia.

L'analisi ha potuto identificare Comuni con eccessi significativi afferenti alle seguenti aree:

- area sud della Provincia di Caserta (parte dell'Agro aversano e del Litorale domitio flegreo), dove si registrano eccessi per il totale dei casi e per le anomalie urogenitali;
- l'area di Napoli e del suo nord est, dove si registrano eccessi nelle malformazioni totali, cardiovascolari ed, in minor modo, urogenitali;
- ampia parte della ASL Napoli 5, con eccessi per le malformazioni totali, cardiovascolari e, in modo minore degli arti.

Entrambi gli studi forniscono un quadro interessante sulla distribuzione territoriale del rischio sanitario, ma non consentono di evidenziare un nesso causa-effetto con problemi ambientali legati al ciclo dei rifiuti, anche perché nelle aree in questione insistono numerose altre pressioni ambientali, risultanti da intense attività industriali e agricole³¹.

Appare evidente da queste prime analisi che il ruolo dell'esposizione ambientale dovrebbe essere analizzato tenendo conto dell'effetto di fattori di altra natura legati alla condizione socio-economica, agli stili di vita e alla qualità assistenziale.

³¹ Considerazioni analoghe sono state evidenziate anche nell'ambito di uno studio di mortalità per causa specifica relativo ai Comuni di Giugliano in Campania, Qualiano e Villaricca, un'area che era stata oggetto di indagine capillare a parte dell'ARPA Campania e di Legambiente per la presenza di numerose discariche di rifiuti, la maggior parte delle quali contenenti rifiuti pericolosi (12).

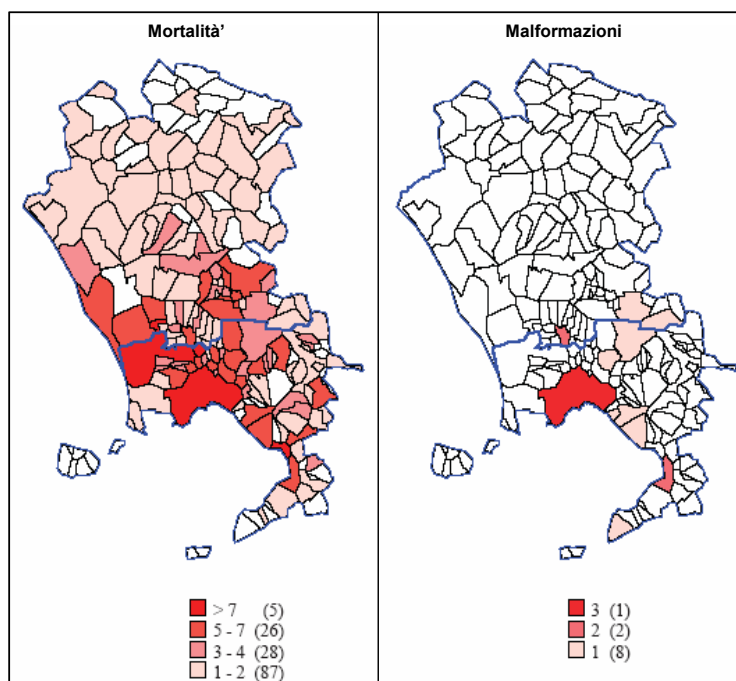


Figura 2. Distribuzione dei Comuni per numero di eccessi significativi. Province di Napoli e Caserta. Maschi e femmine. Modificata da (9)

Mortalità evitabile

Rimanendo in un'ottica di epidemiologia descrittiva, lo studio sulla mortalità evitabile in Campania nel ventennio 1982-2001 (10) condotto dall'OER, può fornire un ulteriore strumento di valutazione del fenomeno mortalità, offrendo una chiave di lettura dei dati integrativa. La metodologia permette di selezionare una serie di cause di morte evitabili con adeguati interventi di prevenzione e con l'appropriata assistenza. L'evitabilità è da riferire alle morti avvenute entro particolari gruppi di età nei quali i decessi non dovrebbero verificarsi o potrebbero essere drasticamente ridotti se fossero attuati interventi sanitari efficaci, appropriati e tempestivi.

Lo studio ha adottato, con qualche variazione, la classificazione di Simonato (11), aggregando le cause in 4 gruppi:

1. mortalità evitabile attraverso stabili modifiche degli stili di vita e riduzione dei fattori di rischio;
2. mortalità evitabile attraverso l'utilizzo di screening di provata efficacia e di terapie precoci;
3. mortalità evitabile attraverso l'utilizzo di procedure e tecniche mediche di buona pratica;
4. altra mortalità evitabile che include i decessi che è parso opportuno monitorare, anche in considerazione delle peculiarità epidemiologiche della Campania.

In Campania la mortalità evitabile costituisce una parte importante della mortalità generale, dal momento che ad essa, nel periodo 1998-2001, si possono ascrivere 5.950 decessi medi annui, circa il 13% di tutte le morti, di cui 3.925 nel sesso maschile e 2.025 in quello femminile.

Le cause di morte aggregate nel I gruppo sono quelle più frequenti, soprattutto tra i maschi. Si tratta di 2.415 decessi annui in soggetti di età compresa tra 5 e 64 anni che avrebbero potuto essere evitati con l'adozione di adeguati stili di vita e con la riduzione dei fattori di rischio. Queste morti, dovute a cinque tumori maligni (delle prime vie digestive, della laringe, del polmone, del fegato e della vescica), ai disturbi circolatori dell'encefalo, alla cirrosi, nonché all'AIDS e all'overdose, presentano un trend regionale in deciso calo, specialmente dal 1990.

Le Province di Napoli e Caserta hanno tassi di mortalità più elevati durante l'intero ventennio 1982-2001. Nella Figura 3 viene riportata una mappa della distribuzione degli SMR della mortalità evitabile afferente a questo gruppo nel quadriennio 1998-2001 distinta per sesso.

Le morti evitabili attraverso l'utilizzo di programmi di screening e terapie precoci hanno il tasso standardizzato per età più elevato per gli uomini della Provincia di Benevento mentre, per le donne, i valori più alti si riscontrano ancora nelle Province di Napoli e Caserta. L'SMR è in eccesso significativo in entrambi i sessi nella città di Napoli.

Anche le morti evitabili attraverso procedure e tecniche mediche di buona pratica sono, in entrambi i sessi, più numerose che altrove nelle Province di Napoli e di Caserta (Figura 4). Si evidenziano SMR statisticamente significativi nella ASL Napoli 4 in entrambi i sessi.

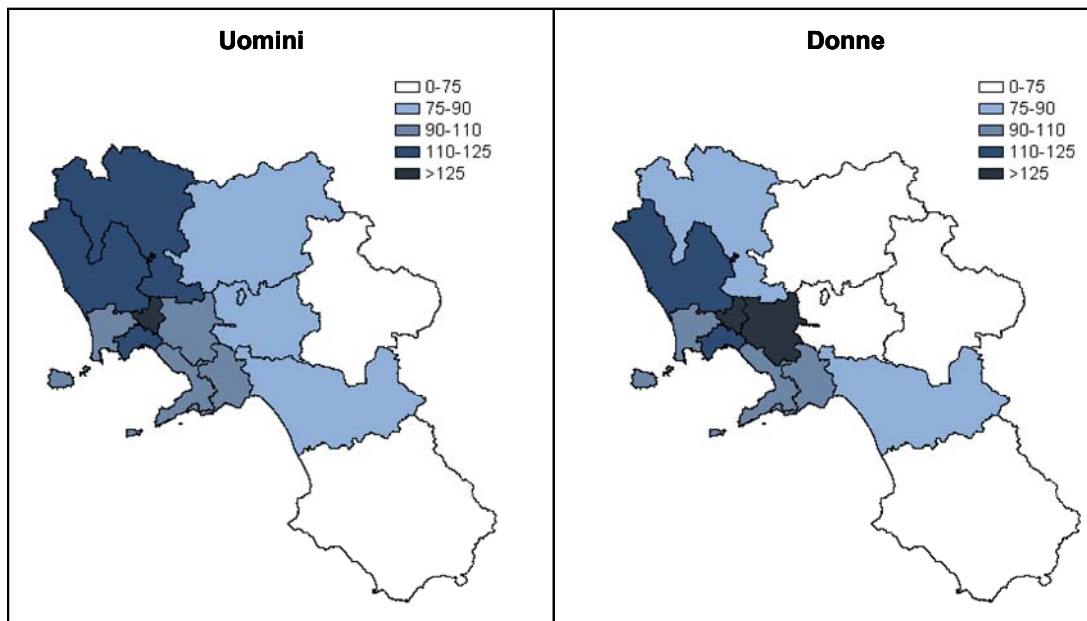
L'analisi della mortalità evitabile suggerisce un'iniziale lettura della qualità dei servizi e delle politiche sanitarie attraverso la conoscenza degli esiti nella popolazione assistita, fornendo in tal modo un prezioso supporto alla valutazione e al monitoraggio degli interventi di assistenza e di prevenzione.

Gli eccessi di rischio emersi nello studio interessano un'area sovrapponibile a quella evidenziata negli studi di mortalità per causa, confermando la presenza di una multifattorialità del rischio.

Limiti degli studi effettuati

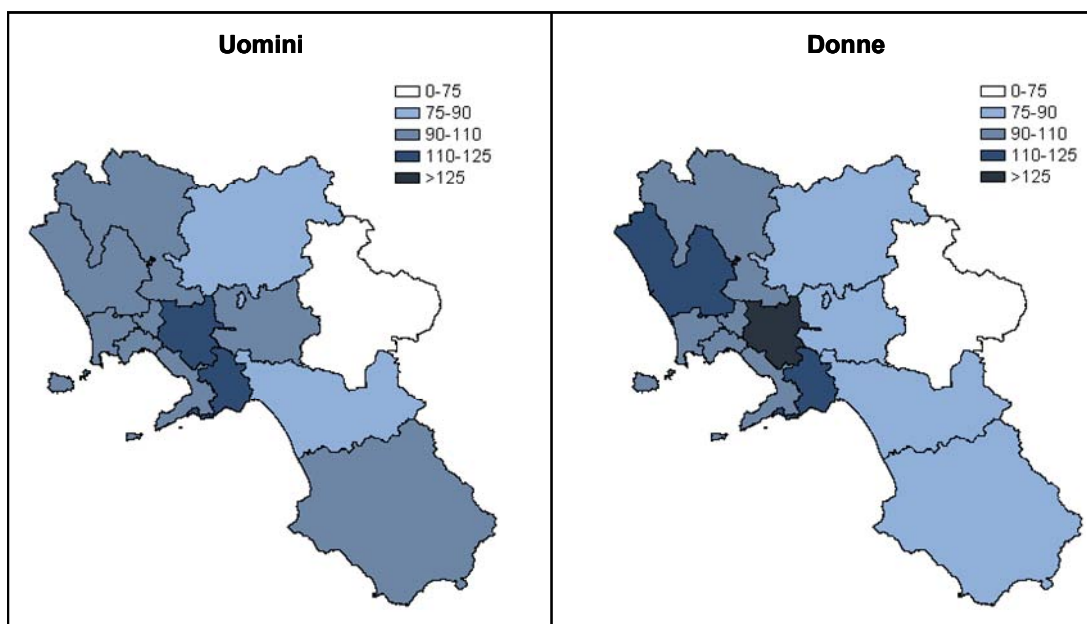
Gli studi finora condotti mettono in evidenza la presenza di un insieme di aree ad alta criticità, per le quali sono necessari ulteriori approfondimenti. Nell'ambito delle analisi di tipo geografico, ciò può essere fatto mediante l'introduzione di altri indicatori di esito sanitario e il ricorso a modelli più complessi, che permettano di valutare la correlazione delle misure di esito con indicatori di esposizione e tengano sotto controllo il ruolo di possibili variabili di confondimento.

Nelle aree individuate sarebbe, inoltre, auspicabile il ricorso a studi di tipo analitico, attraverso cui valutare i diversi livelli di esposizione e il loro effetto sulla popolazione esposta. Per di più, nel caso delle discariche e dei processi di smaltimento dei rifiuti l'accertamento dell'intensità dell'esposizione e la registrazione di effetti risulta notevolmente difficoltosa, data la complessità e la diversa natura degli agenti inquinanti che compongono i rifiuti (13).



Fonte: Elaborazioni OER Campania su dati ISTAT

Figura 3. Distribuzione degli SMR per ASL; mortalità evitabile attraverso stabili modifiche degli stili di vita e riduzione dei fattori di rischio (1998-2001)



Fonte: Elaborazioni OER Campania su dati ISTAT

Figura 4. Distribuzione degli SMR per ASL; mortalità evitabile attraverso l'utilizzo di procedure e tecniche mediche di buona pratica (1998-2001)

Il problema della comunicazione

La diffusione dei risultati emersi in queste prime analisi descrittive ha suscitato un'importante risonanza collettiva e un notevole impatto di opinione sia in campo politico che sociale. Diverse interrogazioni del Consiglio Regionale hanno trovato spunto dalla lettura dei risultati degli studi. Numerose sono le iniziative da parte di partiti politici, mass-media e associazioni di cittadini, comprensibilmente allarmati dalla situazione. Le maggiori sollecitazioni provengono dalla popolazione residente nelle aree più critiche da un punto di vista sanitario e si percepisce una forte sensibilità della collettività, che si ha il dovere prioritario di prendere in considerazione, andando oltre i processi di strumentalizzazione politica che inevitabilmente si generano. La situazione, delicata e complessa, fa emergere, conseguentemente, un importante problema di comunicazione che va affrontato con particolare attenzione.

In un contesto simile, è facile generare allarmismi complicando ancor di più la situazione. Emblematico è il caso verificatosi in un'area geografica napoletana in cui già alta era la tensione e l'attenzione della pubblica opinione. Infatti, nel mese di agosto 2004 è apparso sul *Lancet Oncology* un reportage (14) in cui si individuava un "triangolo della morte" associandolo alla presenza di una concentrazione di discariche di rifiuti. Utilizzando strumenti comunicativi di sicuro effetto, si è contribuito a rendere ancora più difficile la situazione. Avendo l'articolo in questione trovato collocazione in una "vetrina" internazionale, ha generato un'inevitabile risonanza collettiva. Si è reso quindi necessario, innanzitutto, esprimere una valutazione adeguata sul contenuto dell'articolo da parte di epidemiologi locali e nazionali (15), e poi operare uno sforzo aggiuntivo in merito alle inevitabili e comprensibili preoccupazioni generate. Iniziative di questo genere non aiutano né le istituzioni, né la popolazione locale soprattutto in un contesto come quello campano dove, a fronte di una forte preoccupazione dell'opinione pubblica, si stava assistendo ad un impegno istituzionale teso, da un lato a risolvere il problema discariche, dall'altro a prendersi carico dell'intera complessa problematica delle condizioni di salute della popolazione.

L'OER è diventato un "testimone istituzionale" della situazione e delle problematiche connesse, essendo stato, in questi anni, ripetutamente coinvolto in numerose iniziative sia locali, attraverso incontri diretti con la popolazione e i suoi rappresentanti, che istituzionali. Si è dovuto confrontare con realtà diverse, che hanno richiesto una particolare cautela nella delicata fase di descrizione e divulgazione delle informazioni.

Il caso Acerra

L'avvio della costruzione del primo inceneritore campano nel Comune di Acerra, ha sollevato la reazione dei cittadini residenti su tale territorio. L'ordinanza della Presidenza del Consiglio, su proposta del capo del Dipartimento della Protezione Civile, ha previsto l'istituzione ad Acerra di un Osservatorio ambientale, con l'obiettivo di assicurare la più ampia e costante informazione alla popolazione locale sull'esito dell'aggiornamento della valutazione di impatto ambientale e su tutte le altre iniziative in corso di realizzazione. L'Osservatorio ambientale è composto da rappresentanti del Ministero dell'Ambiente, del Ministero della Salute, dell'ISS, dell'Organizzazione Mondiale della Sanità, dell'APAT, della Regione Campania, della Provincia di Napoli e del Comune di Acerra. È stata svolta un'analisi della mortalità nel Comune di Acerra da illustrare ai rappresentanti dei cittadini, che ha fatto emergere uno scenario molto interessante. Nel periodo 1994-2001 si evidenzia un eccesso di mortalità generale in entrambi i sessi. Tali eccessi sono riconducibili in maniera evidente a

cause di tipo non tumorale, infatti si riscontrano eccessi statisticamente significativi nelle malattie del Sistema circolatorio e dell'Apparato digerente. La mortalità per malattie tumorali appare più bassa rispetto a quella regionale: si registrano SMR in difetto significativo nelle donne per tutti i tumori e il tumore del polmone; negli uomini per il tumore del retto, della vescica, della laringe e per le leucemie (Tabella 3). I dati sulla mortalità evitabile, calcolati nel quadriennio 1998-2001, evidenziano un eccesso di mortalità significativo rispetto alla Regione delle morti evitabili attraverso modifiche degli stili di vita e la riduzione dei fattori di rischio, sia tra gli uomini (SMR 132,2; IC 102,0-168,4), che tra le donne (SMR 199,6; IC 136,5-281,8). Rispetto alla morti evitabili attraverso l'utilizzo di procedure e tecniche mediche di buona pratica il risultato appare statisticamente significativo solo tra le donne (SMR 210,2,2; IC 140,8-301,9).

Tabella 3. Comune di Acerra: analisi descrittiva della mortalità (1994-2001)

Cause	Uomini			Donne		
	Casi	SMR	IC 95%	Casi	SMR	IC 95%
Cause di morte						
Mortalità generale (ICD IX 0-999)	1273	115,6	109,5-122,2	1128	128,2	120,9-135,9
Cause non tumorali						
Malattie del sistema circolatorio (ICD IX 390-459)	621	145,6	134,6-157,5	687	165,8	153,9-178,7
Infarto (ICD IX 410-414)	181	119,1	101,8-137,1	120	115,9	95,2-137,6
Malattie cerebrovascolari (ICD IX 430-438)	290	240,3	214,2-269,6	437	308,8	281,2-339,1
Malattie dell'apparato respiratorio (ICD IX 460-519)	51	61,2	44,5-79,1	29	75,2	48,2-104,9
Malattie dell'apparato digerente (ICD IX 520-579)	100	147,9	119-178,3	88	160,9	127,4-196,2
Cirrosi epatica (ICD IX 571)	77	168,9	131,3-208,7	77	220,6	171,5-272,5
Malattie dell'apparato genitourinario (ICD IX 580-629)	10	59,4	24,5-101,5	16	113,6	59,6-175,7
Diabete (ICD IX 250)	43	121,7	85,7-160,7	59	110,0	82,1-139,8
Cause maldefinite (ICD IX 780-799)	26	84,9	52,9-120,6	12	91,0	41,6-149,2
Cause tumorali						
Tutti i tumori (ICD IX 140-239)	303	95,7	85,5-107,1	162	80,5	68,2-93,4
Tumore dell'esofago (ICD IX 150)	4	128,0	19,8-280,6	1	97,7	0-360,4
Tumore dello stomaco (ICD IX 151)	18	90,3	49,7-136,5	9	75,9	29,1-132,9
Tumore del retto (ICD IX 154)	2	26,2	0,3-73	0	0,0	-
Tumore di fegato e dotti biliari (ICD IX 155.0-155.1, 156)	23	121,9	73,1-176,5	13	88,9	42,4-143,3
Tumore del pancreas (ICD IX 157)	8	86,1	30,3-155,1	5	61,2	13,3-125,3
Tumore della laringe (ICD IX 161)	3	39,2	3,2-94,4	0	0,0	-
Tumore di trachea, bronchi e polmoni (ICD IX 162)	119	121,1	99,4-143,7	5	31,3	6,8-64,2
Tumore della pleura (ICD IX 163)	1	53,0	0-195,6	0	0,0	-
Tumore dei tessuti molli (ICD IX 171)	4	339,8	52,6-744,8	1	86,2	0-318
Tumore della mammella (ICD IX 174)				30	85,6	55,4-118,9
Tumore del testicolo (ICD IX 186)	0	0,0	-			
Tumore della vescica (ICD IX 188)	9	48,6	18,7-85,2	1	33,3	0-122,9
Tumore del rene (ICD IX 189)	3	54,4	4,4-131,1	2	73,2	1-203,9
Tumore dell'encefalo (ICD IX 191)	7	107,5	33,8-200,5	3	60,0	4,9-144,6
Linfomi non Hodgkin (ICD IX 200, 202)	8	96,8	34-174,6	6	91,0	24,6-176,9
Leucemie (ICD IX 204-208)	2	17,2	0,2-48	8	94,2	33,1-169,9

Fonte: Elaborazioni OMS-OER su dati ISTAT

Considerazioni conclusive e strategie di intervento

L'esperienza di studio dello stato di salute ad Acerra individua uno scenario emblematico e rappresentativo di una realtà molto più complessa di quanto possa apparire da una prima analisi.

Gli studi epidemiologici fin qui condotti hanno permesso di delimitare un'area territoriale piuttosto vasta caratterizzata da un indiscutibile e articolato problema dello stato di salute della popolazione residente. Appare evidente la sovrapposizione dell'area in questione con quella interessata da problematiche di pressione ambientale e in particolare di smaltimento dei rifiuti. È altresì evidente come la stessa area sia interessata da ulteriori pressioni e criticità, riconducibili a fattori di natura socio-economica. È opportuno pertanto intervenire sul complesso di tali fattori, che essendo di natura composita, richiedono interventi integrati di settori diversi.

In campo sanitario si sta procedendo nell'attività di monitoraggio dello stato di salute della popolazione attraverso ulteriori indagini epidemiologiche al fine di ottenere stime del rischio sanitario più approfondite. Oltre alle attività di analisi e valutazione, sono state intraprese dalla Regione Campania importanti azioni al fine di contrastare le problematiche in essere. Nell'agosto del 2005 è stato approvato il Piano Regionale di Prevenzione 2005-2007, che risponde alla necessità di investire fortemente in azioni di prevenzione mirate alla riduzione di fattori di rischio e alla diagnosi precoce delle patologie. Tra le azioni individuate dal piano, emerge il consolidamento della funzione di monitoraggio, anche attraverso lo sviluppo e l'istituzione di opportuni Sistemi Informativi Sanitari. Si sta procedendo, pertanto, al sostegno dei Registri Tumori di popolazione già esistenti e alla costituzione dei Registri regionali di patologia.

Oltre al necessario sviluppo dei Sistemi Informativi risulta necessario implementare sistemi in grado di valutare routinariamente e tempestivamente gli effetti di esposizione sulla salute umana. Un passo importante sarà la realizzazione di un Sistema di Sorveglianza integrato dello stato di salute e dei fattori di esposizione, primo fra i quali quello di natura ambientale. Un sistema di sorveglianza da attivare in aree caratterizzate da rischi ambientali e condizioni sanitarie riconosciute, dovrebbe prevedere, oltre al proseguimento di attività periodiche di valutazione, il monitoraggio continuo di indicatori ambiente-salute e l'implementazione di un sistema di biomonitoraggio di parametri ambientali e individuali, con enfasi su biomarcatori di esposizione. In quest'ottica di intervento, appare assolutamente necessario l'interazione tra la Sanità e altri comparti.

Bibliografia

1. Andrisani MG, Bianco P, Belluomo R, Cobuccio M, Panarese O, Scoppa G, Felli A. *Emergenza Rifiuti Regione Campania, Aggiornamento sul censimento dei siti inquinati, Litorale Domitio flegreo ed Agro aversano*. Napoli: ARPA Campania; 2003.
2. Pizzuti R, D'Amico MR, Lorenzo E, Martina L, Santoro M. *La mortalità in Campania negli anni 1982-2001*. Regione Campania Assessorato alla Sanità: Ministero della Salute; 2005.
3. Martuzzi M, Bianchi F, Comba P, Fazzo L, Martina L, Minichilli F, Mitis F, Pizzuti R, Santoro M. *Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana. La mortalità per tumori nelle Province di Napoli e Caserta (1994-2001): analisi descrittiva e struttura spaziale del rischio*. Disponibile all'indirizzo: 2005.<http://www.protezionecivile.it>; ultima consultazione 06/06/2006.
4. Bianchi F, Minichilli F, Linzalone N, Pierini A, Scarano G. *Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana. Malformazioni congenite nelle Province di Napoli e Caserta (1996-2002): analisi descrittiva e struttura spaziale del rischio*; 2005. Disponibile all'indirizzo: <http://www.protezionecivile.it>; ultima consultazione 06/06/2006.

5. Trinca S, Comba P, Costa L, Doddi G, Leonardi M, Madeo L, Martini G, Mazzei N, Pizzi R. Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana. Rapporto sulla realizzazione del sistema informativo geografico per la caratterizzazione dell'ambiente e del territorio; 2005. Disponibile all'indirizzo: <http://www.protezionecivile.it>; ultima consultazione 06/06/2006.
6. Vrijheid M. Health effects of residence near hazardous waste landfill sites: a review of epidemiologic literature. *Environ Health Perspect* 2000;108(Suppl 1):101-12.
7. Franchini M, Rial M, Buiatti E, Bianchi F. Health effects of exposure to waste incinerator emissions: a review of epidemiological studies. *Ann Ist Super Sanità* 2004;40(1):101-15.
8. Bianchi F. Metodi e strumenti per studi epidemiologici su eventi riproduttivi su base geografica in Italia, con particolare riferimento ai registri delle anomalie congenite. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
9. Comba P, Bianchi F, Fazzo L, Martina L, Menegozzo M, Minichilli F, Mitis F, Musmeci L, Pizzuti R, Santoro M, Trinca S, Martuzzi M and "Health impact of waste management in Campania" working group". Cancer mortality in an area of Campania (Italy) characterized by multiple toxic dumping sites. *Ann NY Acad Sci* (in stampa).
10. D'Amico MR, Martina L, Santoro M, Pizzuti R. La mortalità evitabile in Campania negli anni 1982-2001. In: *La mortalità in Campania negli anni 1982-2001*. Regione Campania: Assessorato alla Sanità: Ministero della Salute; 2005.
11. Simonato L, Ballard T, Bellini P, Winkelman R. Avoidable mortality in Europe 1955-1994: a plea for prevention. *J Epidemiol Comm Health* 1998;52(19):624-30.
12. Altavista P, Belli S, Bianchi F, Binazzi A, Comba P, Del Giudice R, Fazzo L, Felli A, Mastrantonio M, Musmeci L, Pizzuti R, Savarese A, Trinca S, Uccelli R. Mortalità per causa in un'area della Campania con numerose discariche di rifiuti. *Epidemiol Prev* 2004;28(6):311-21.
13. Musmeci L (Ed.). *Valutazione del rischio sanitario e ambientale nello smaltimento di rifiuti urbani pericolosi*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2004. (Rapporti ISTISAN 04/05).
14. Senior K, Mazza A. Italian "triangle of death" linked to waste crisis. *Lancet Oncol* 2004;5:525-7.
15. Bianchi F, Comba P, Martuzzi M, Palombino R, Pizzuti R. Italian "triangle of death". *Lancet Oncol* 2004;5(12):710.

POLITICHE DI BONIFICA DEI SITI CONTAMINATI: PRIMI RISULTATI DI UN'INDAGINE NAZIONALE PRESSO LA POPOLAZIONE

Margherita Turvani (a), Anna Alberini (b), Stefania Tonin (a), Aline Chiamai (c)

(a) *Università IUAV, Venezia*

(b) *University of Maryland, USA*

(c) *Fondazione Eni Enrico Mattei, Venezia*

Introduzione

Il ripristino ambientale di siti contaminati è spesso condizione preliminare all'avvio di processi di recupero, riuso e riqualificazione di aree urbane spesso degradate e sotto utilizzate; la realizzazione di questi progetti è in grado di indurre benefici rilevanti non solo per le popolazioni direttamente coinvolte a scala locale ma per territori, comunità ed economie a scala più vasta. Il ripristino ambientale di siti contaminati associato a politiche territoriali offre le condizioni per lo studio degli effetti di politiche pubbliche di bonifica, attraverso l'azione diretta dello stato o attraverso incentivi economici, capaci di promuovere la rivitalizzazione di aree che possono avere rilevanti problemi ambientali e sociali, ma che hanno attrattive localizzative, per la presenza di fattori quali le infrastrutture di servizio, di mobilità, il mercato del lavoro, la centralità urbana. Queste condizioni spesso si verificano in aree di non recente industrializzazione, poste in prossimità di aree urbane e centri storici di grande rilevanza economica e storico culturale. Un esempio di tale situazione è rappresentato dal sito di interesse nazionale di Porto Marghera, un'area molto vasta e articolata in grado di accogliere una varietà di insediamenti e una riqualificazione degli esistenti, nel rispetto delle nuove sensibilità ambientali³² ma tale situazione non è dissimile da quella di altre realtà nazionali capaci di offrire opportunità per lo sviluppo futuro in una logica di maggior sostenibilità. La valutazione economica della bonifica di siti contaminati costituisce a nostro avviso uno strumento importante a sostegno dei processi di ripristino ambientale perché mette in risalto i benefici che ne possono derivare a fronte di impiego di rilevanti risorse finanziarie, fornendo un aiuto alla decisione pubblica. In Italia questa pratica utilizzata con efficacia altrove, è poco applicata mentre la collettività trarrebbe grande vantaggio dall'utilizzo di strumenti che possono sostenere una scelta più razionale e più equa; le bonifiche richiedono decisioni impegnative sul fronte finanziario, spesso a scapito di altre, e difficili sul fronte dell'orizzonte temporale delle scelte perché spesso gli effetti gravano in modo positivo (o negativo) sulle generazioni future. La valutazione in termini monetari anche di quei beni e servizi che hanno valore economico e per i quali il mercato difetta come adeguato strumento di valutazione e di decisione costituisce

³² Grazie al contributo finanziario del CORILA (Consorzio per la Gestione del Centro di Coordinamento delle Attività di Ricerca inerenti il Sistema Lagunare di Venezia) stiamo conducendo a Venezia una ricerca che ha per oggetto le "Politiche di riqualificazione e bonifiche dei suoli inquinati nel "sito di interesse nazionale" di Porto Marghera: procedure di aiuto alla conoscenza, di supporto alle decisioni e di valutazione dei benefici netti tangibili e intangibili". In questa ricerca ci proponiamo di stimare i benefici associati al ripristino ambientale di siti contaminati con particolare riferimento alla realtà di Porto Marghera. Allo scopo abbiamo realizzato uno studio a scala nazionale per ottenere stime della disponibilità a pagare dei cittadini per politiche di bonifica che riducono il rischio sulla salute (mortalità in particolare) e uno studio a scala internazionale (1) per ottenere le preferenze degli investitori riguardo diverse forme di politiche pubbliche a sostegno delle bonifiche.

l'oggetto della nostra ricerca. *“La valutazione è il cuore di un buon policy making, e la valutazione degli impatti in termini monetari aiuta i decisori a prenderli in considerazione con il giusto equilibrio. Alcuni dei costi e dei benefici delle decisioni di politiche possono essere prontamente valutati perché hanno un impatto diretto sui mercati. Ma alcuni non sono direttamente valutabili, e, appropriati strumenti di misurazione, devono essere costruiti; le misure devono essere ottenute in modo meno diretto. Non è possibile in pratica valutare tutti gli impatti, ma è necessario lavorare per estendere la valutazione fin dove è possibile. La valutazione è implicita in molte decisioni di politiche ed è preferibile renderla esplicita ove possibile per migliorare la qualità e la trasparenza dei processi decisionali, pur nei limiti esistenti in tali pratiche”* (2). Con questo spirito nelle prossime pagine daremo breve illustrazione del nostro lavoro di ricerca: nella seconda sezione trattiamo del ruolo della valutazione economica, nella terza presentiamo il questionario che abbiamo utilizzato per la survey sulla popolazione, mentre alcuni risultati sono presentati nella sezione quattro. Seguono alcune conclusioni.

Valutazione economica e bonifiche dei siti contaminati

Considerare approssimativamente l'estensione delle aree potenzialmente contaminate è utile per valutare la scala e la rilevanza del problema. In Europa il numero di siti potenzialmente contaminati è superiore a 300.000 (3) e la contaminazione riguarda il suolo, l'acqua di superficie e di falda con gravi danni alla salute umana e all'ecosistema. Le bonifiche impongono un fardello enorme per la finanza pubblica e privata. Alcune stime fornite da un'indagine del 1997 in alcuni paesi europei (4), ipotizzano costi di bonifica di circa 115 miliardi di euro, pari a 490 euro pro capite, solo per il 68% dell'area investigata. In Italia si stimano circa 13.000 siti potenzialmente contaminati e i costi di intervento ammontano a più di 3 miliardi di euro per i soli 50 siti di interesse nazionale. I costi di bonifica a breve termine dei siti di rilevanza regionale da bonificare (oltre 700) sono stimati in 1,1-1,3 miliardi di euro mentre una prima approssimazione dei costi di bonifica a medio e lungo periodo per i circa 13.000 siti ammonterebbe ad oltre 25 miliardi di euro (5). I dati sulla realizzazione delle bonifiche in Italia non sono confortanti, interessando solo 420 siti su circa 5.100 siti formalmente registrati nelle anagrafi regionali dei siti contaminati (6). L'enorme differenza tra quanto è stato fatto e quanto occorre fare nel futuro fa sì che la bonifica sia considerata una delle priorità dei governi, negli Stati Uniti, ove programmi sono attivi da oltre 25 anni, e in Europa, ove le legislazioni dei singoli paesi affrontano il problema con indirizzi e risultati diversi (7). Le norme, in Europa così come nel nostro paese, seguono il principio del “chi inquina paga” ma spesso tale principio è di difficile applicazione, sia per le difficoltà di individuazione del responsabile, specie nei siti storicamente di uso industriale, sia per l'impossibilità di esigere i pagamenti; il denaro pubblico è coinvolto in modo sostanziale sia coprendo larga parte dei costi associati alle bonifiche, sia contribuendo a forme di accordi volontari. La limitatezza delle risorse da destinare alle bonifiche dovrebbe indurre il decisore pubblico ad attivare politiche che permettano di attirare l'attenzione degli investitori, integrando la prospettiva privata con quella pubblica nell'interesse della collettività. In questo quadro, un'analisi accurata dei costi e dei benefici aiuta la decisione pubblica e indirizza la scelta verso le opportunità più significative, permette di valutare gli effetti di diversi corsi di azione di specifici programmi pubblici di incentivo e/o di controllo,

con un'attenzione particolare all'efficienza e all'efficacia dei medesimi aiutando i cittadini a comprendere il senso della scelta pubblica e ad indirizzarla³³.

L'analisi costi-benefici è un metodo di valutazione economica che cattura vantaggi e svantaggi delle politiche in termini monetari: sottraendo i costi attesi dai benefici attesi si ottengono così i benefici netti per la società. Questi benefici netti sono misurati tenendo conto dell'efficiente allocazione di risorse scarse. L'analisi costi-benefici dovrebbe garantire la trasparenza dei risultati, in quanto questi sono legati alle ipotesi, teorie, metodi e procedure utilizzate, mitigare l'incertezza, in quanto forza le persone a verificare se informazioni importanti sono mancanti o meno, e infine un'analisi di questo tipo dovrebbe permettere facilmente confronti tra diverse politiche perché "traduce" tutte le caratteristiche importanti afferenti alle politiche in un unico metro di misurazione che è il denaro. La valutazione monetaria dei costi di una politica ambientale non è peculiare solamente dell'analisi costi-benefici, quello che è distintivo in questo tipo di analisi è la valutazione monetaria dei benefici, soprattutto dei benefici legati al valore di non-uso di una risorsa ambientale o di altri beni pubblici. Facendo riferimento alle politiche relative alla bonifica dei siti contaminati, ma vale anche per altre politiche ambientali pubbliche, uno dei più importanti benefici da considerare è quello della riduzione di eventi e situazioni di inquinamento che possono arrecare disturbi alla salute, sia temporanei sia cronici, e nel peggiore dei casi fatali, alla popolazione che risiede in prossimità di aree inquinate. Nonostante ci si pongano problemi etici legati alla opportunità o meno di assegnare un valore monetario a qualsiasi bene, e quindi di assegnare un valore monetario anche alla vita umana, la finalità ultima di questo tipo di analisi è quella di valorizzare ogni impatto positivo della politica da contrapporre agli enormi impegni finanziari ed economici che le bonifiche comportano, in un contesto di ottimizzazione di risorse pubbliche scarse. La scelta di preferire politiche in cui i benefici netti superano i costi attesi dovrebbe essere indicatore di efficienza ed efficacia della decisione pubblica.

Il valore monetario dei benefici di una politica è catturato dalla disponibilità a pagare (*willingness to pay*, o WTP) per la politica. In alcuni casi, è possibile stimare tale WTP osservando quantità e prezzi sui mercati di determinati beni. Poiché non esistono mercati per beni quali il miglioramento della qualità ambientale o la riduzione di rischi alla salute, la WTP per questi beni si ricava attraverso la somministrazione di questionari disegnati a tale scopo. Questi questionari adottano tecniche di preferenze dichiarate, come il metodo della valutazione contingente e quello dell'analisi congiunta.

Il lavoro empirico di cui si vuole tracciare una breve descrizione in questo articolo, ha l'obiettivo di stimare i benefici economici del miglioramento della salute umana grazie alla bonifica dei siti contaminati. A tale scopo, è stato ideato e somministrato un questionario di analisi congiunta che permettesse di ottenere una stima monetaria per una riduzione del rischio di morire ottenuta attraverso scelte e *trade-offs* compiuti dai rispondenti tra diverse politiche pubbliche di bonifica dei siti contaminati. Tuttavia in questo articolo focalizzeremo l'attenzione sul questionario, sui risultati dell'analisi descrittiva del campione, sia a livello nazionale sia specificando alcune differenze territoriali, sui fattori che possono influenzare la percezione dei rispondenti sul rischio di contrarre il cancro e sulle variabili che influiscono la loro opinione circa l'utilità di un determinato programma di bonifica per il caso particolare dei "siti orfani". La valutazione monetaria dei benefici in termini di vite umane salvate grazie alle operazioni di bonifica dei siti contaminati è trattata in un articolo di prossima pubblicazione (9).

³³ Negli Stati Uniti per esempio i governi federali richiedono obbligatoriamente l'analisi costi-benefici per qualsiasi politica di regolazione i cui costi attesi superino i 100 milioni di dollari.

Questionario

La costruzione di un questionario di scelta congiunta è impegnativa: un questionario di questo tipo richiede la definizione di scenari ipotetici di scelta realistici e di chiara comprensione. Chi risponde sceglie tra scenari, nel nostro caso tra piani alternativi di bonifica di siti contaminati, di cui la popolazione ha limitata conoscenza. La qualità delle informazioni che si ottengono dipende in modo sostanziale dalla qualità del disegno del questionario: per questo motivo sono stati organizzati diversi *focus group*³⁴ con la popolazione di Venezia, Milano, Bari e Napoli per verificare la formulazione delle domande, l'uso dei termini, l'accessibilità della lettura dei dati e così via. I *focus group* hanno coinvolto un totale di circa 60 persone e ci hanno permesso di approfondire le modalità di conoscenza dell'esistenza dei siti e dei problemi ad essi associati, in termini di rischio sulla salute. Si sono raccolte informazioni sulle modalità con cui descrivere e far comprendere le attività di bonifica, i loro esiti e le caratteristiche rilevanti di piani di bonifica apprezzabili dalle persone, per costruire credibili scenari di scelta. Il questionario così testato nei focus, per parti e nella sua completezza è stato poi oggetto di ulteriore verifica attraverso interviste in persona "one on one".

Il questionario finale è stato poi trasformato in formato elettronico e installato in computer allestiti in sedi in ognuna delle 4 città prescelte per l'indagine. I rispondenti del campione, su appuntamento, si recavano nelle sedi appositamente allestite per le interviste e rispondevano alle domande del questionario in modo autonomo. La scelta del formato elettronico permette di evitare distorsioni nella raccolta delle informazioni dovute alla presenza degli intervistatori e di azzerare i tempi di imputazione manuale dei dati riducendo anche gli errori ad essa connessa. Il campione nazionale è costituito da 200 persone residenti nelle quattro città scelte e suddivise in opportune fasce di età (25-44, 45-54, 55-65) e sesso per un totale di 804 questionari completi.

Il questionario è articolato in diverse sezioni: dapprima si indaga se il rispondente è a conoscenza dei siti contaminati, dove ne ha eventualmente sentito parlare e se ha una conoscenza diretta o indiretta del fenomeno, successivamente si sono fornite definizioni e informazioni sulle sostanze inquinanti più comunemente rinvenute nei siti contaminati e sulla loro origine, sul numero e localizzazione dei siti di interesse nazionale, sulla legislazione attuale e sulla popolazione potenzialmente esposta. È stata poi indagata la percezione del rischio delle persone chiedendo loro quanto pensavano fosse probabile contrarre determinate malattie più o meno gravi e più o meno temporanee per coloro che risiedono vicino ai siti contaminati. Successivamente è stata loro fornita una descrizione di come le persone possono essere esposte alle sostanze tossiche e pericolose e anche sui probabili effetti di queste sostanze sull'organismo umano. Sono state anche fornite informazioni sul rischio di morire per effetto dell'esposizione a sostanze pericolose nei siti contaminati, comparandolo con quello relativo ad altre cause di morte più comuni.

Una parte del questionario tratta il tema della bonifica, fornendo spiegazioni sulle modalità con cui si attuano e raccogliendo informazioni sul livello di conoscenza del fenomeno da parte del rispondente. Si passa quindi all'esercizio di scelta congiunta: agli intervistati è richiesto di scegliere tra due programmi di bonifica che presentano diverse caratteristiche per quanto attiene alla possibile riduzione del rischio, alla differente dimensione della popolazione interessata dal

³⁴ Con i *focus group* è possibile valutare qualitativamente (10) e migliorare il disegno del questionario mettendo in evidenza le questioni più rilevanti per la popolazione e le modalità con cui trattarle all'interno del questionario. Un *focus group* consta di un certo numero di persone che abbiano determinate caratteristiche socio demografiche al fine di facilitare la comunicazione nel gruppo e la discussione, più o meno strutturata grazie a materiale preparato precedentemente, permette di raccogliere importanti informazioni.

programma, a diversi tempi di attesa dei risultati, alla durata dei benefici associabili al programma e da ultimo al differente costo di realizzazione dell'ipotetico programma.

Nel questionario si indagano poi le preferenze dell'intervistato per una varietà di politiche pubbliche di bonifica o di riduzione e controllo dei rischi di contaminazione in futuro e si chiude con le usuali domande di controllo e la raccolta di informazioni sulle caratteristiche socio demografiche dell'intervistato.

Risultati preliminari

L'analisi descrittiva del nostro campione è riportata alla Tabella 1. Il campione risulta equilibrato in termini di sesso, con una leggera prevalenza dei maschi. La media dei nostri rispondenti ha un'età di 47 anni. Il 73% dei rispondenti è sposato. La composizione media familiare è di 3 persone e il 22% dei rispondenti del campione ha dei bambini di età compresa tra i 5 e 15 anni. Solo il 7% del campione ha bambini di età inferiore ai 5 anni. Circa il 40% del nostro campione possiede un diploma di scuola superiore e il reddito annuo netto medio familiare è pari a 26.955 euro.

Tabella 1. Analisi descrittiva del campione (n. 804 intervistati)

Variabile	Media	DS	Minimo	Massimo
Maschi	0,51	0,50	0	1
Età	47	11,59	25	84
Sposati	0,73	0,44	0	1
Diploma	0,39	0,48	0	1
Laureati	0,12	0,32	0	1
Composizione familiare	3,26	1,17	1	8
Bambini 5-15 anni	0,22	0,42	0	1
Bambini <5 anni	0,07	0,25	0	1
Reddito familiare netto (€/anno)	26.955	16.872	5.000	100.000

DS: deviazione standard

L'esistenza di siti contaminati nel nostro paese è nota: i risultati mostrano che il 90% dei rispondenti ha già sentito parlare di siti contaminati, il che non ci sorprende visto che i rispondenti sono stati selezionati tra i residenti di città aventi seri problemi legati ai siti contaminati. La loro conoscenza può dipendere da caratteristiche personali o altri fattori, quali le modalità con cui hanno ottenuto le informazioni o il fatto di vivere o lavorare in prossimità di aree che presentano fattori ambientali di rischio. La conoscenza del fenomeno siti contaminati sembra essere influenzata dal livello di istruzione del rispondente: infatti, il 92,49% dei rispondenti diplomati e laureati afferma di essere a conoscenza del fenomeno, contro l'85,91% degli altri, e questa differenza è significativa (1%). Le modalità con cui si ottengono informazioni sono influenti: il 77% di coloro che sono informati ha attinto ai giornali e alla televisione, il 18% ha avuto informazioni durante conferenze e incontri di quartiere, e l'11% a scuola o all'università³⁵. Tra i rispondenti il 43% ha conoscenza diretta di problemi di contaminazione esistenti in prossimità della propria abitazione o posto di lavoro (*knows site*). Si può immaginare che tale forma di conoscenza diretta influisca sulla percezione soggettiva dei rischi per la salute umana associabili alla contaminazione presente nei siti. La percezione

³⁵ Le modalità non si escludono l'una con l'altra.

soggettiva dei problemi di salute riconducibili alla contaminazione di siti è stata oggetto di indagine nel questionario: in particolare si è chiesto ai rispondenti di attribuire un ordine di grandezza alla probabilità, per coloro che vivono in prossimità di siti contaminati, di contrarre alcune malattie (tra cui allergie, problemi respiratori temporanei o permanenti, malattie temporanee o permanenti ai vari organi, cancro, leucemia, malformazioni genetiche). La Tabella 2 riporta le risposte che evidenziano come la maggioranza sia molto sensibile ai problemi di salute legati ai siti contaminati: utilizzando una scala *likert* da 1 a 5 (scala impiegata nella ricerca sociale per misurare atteggiamenti e opinioni attraverso l'uso di affermazioni), oltre il 50% del campione sceglie la modalità "molto probabile" per le diverse conseguenze sulla salute.

Il questionario permetteva inoltre di indagare le opinioni dei rispondenti in relazione agli strumenti di intervento che lo Stato può e deve adottare per far fronte ai problemi posti dalla presenza di siti contaminati. Nella Tabella 3 si riportano i risultati ad una delle domande con cui sono state esaminate le preferenze degli intervistati, mentre un'analisi econometrica più articolata è disponibile nell'articolo di Turvani *et al.* articolo (11).

Tabella 2. Distribuzione percentuale delle opinioni sulla probabilità di contrarre malattie

Malattia	Per nulla probabile		Mediamente probabile		Molto probabile	Non so
	1	2	3	4	5	
Allergie	2,24	2,99	17,66	9,70	65,30	2,11
Problemi respiratori temporanei	0,75	1,62	11,82	13,68	71,02	1,12
Problemi respiratori permanenti	1,00	2,74	17,04	15,30	61,19	2,74
Cancro	0,50	1,12	9,70	10,95	76,12	1,92
Malformazioni genetiche nei feti	1,49	4,85	18,03	10,32	57,84	7,46

Tabella 3. Distribuzione percentuale delle opinioni sull'utilità degli interventi dello Stato sul problema dei siti contaminati

Piani di intervento pubblico	Per nulla probabile		Mediamente probabile		Molto probabile	Non so
	1	2	3	4	5	
1. Dare facilitazioni fiscali e incentivi alle aziende per favorire la pulizia e il riutilizzo di aree inquinate	4,23	3,61	17,04	9,83	64,93	0,37
2. Obbligare le aziende ad adottare sistemi di controllo dell'inquinamento (uso di depuratori e filtri)	1,00	0,62	3,98	5,35	89,05	-
3. Promuovere campagne di informazione	1,49	0,87	5,60	10,70	80,85	0,50
4. Bonificare direttamente quei siti in cui è impossibile trovare i responsabili dell'inquinamento	1,39	0,87	4,73	6,72	83,58	2,11

Tutti gli interventi sono ritenuti molto utili dagli intervistati e la grande maggioranza dei rispondenti è propensa a forme di regolazione e controllo. Un esame più accurato dei dati in nostro possesso indica che il 29% dei rispondenti ritiene sia meglio prevenire la contaminazione

di siti attraverso meccanismi di comando e controllo, senza ricorrere a forme di incentivi economici per favorire la pulizia e il riutilizzo di siti contaminati. Solo l'1,24% dei rispondenti ritiene che gli incentivi economici da soli siano sufficiente per affrontare il problema dei siti contaminati, mentre il 64% ritiene che sia utile utilizzare congiuntamente sia regolazione e controllo sia incentivi economici.

Il questionario ha affrontato anche la questione delle bonifiche pubbliche per i "siti orfani" ovvero i casi in cui non è possibile individuare il responsabile dell'obbligo di bonifica. Al rispondente si è chiesto di esprimere un'opinione riguardo alcune caratteristiche dei programmi di bonifica pagati dalla collettività, quali il costo e la durata, la rilevanza per la salute umana e i tempi di ritorno dei benefici. Ancora una volta abbiamo utilizzato una scala *likert* da 1 a 5, come riportato in Tabella 4. Quasi l'80% del campione è completamente d'accordo con il dare priorità a bonifiche durature ed efficaci anche se più costose. Il 41% è completamente d'accordo con la realizzazione di bonifiche solo se il sito contaminato è una minaccia per la salute umana. Il 41% è d'accordo nell'investire risorse in bonifiche che salvano vite umane nel lontano futuro, tra 30 anni a partire da ora.

Tabella 4. Distribuzione percentuale sui criteri di priorità degli interventi dello Stato nei siti contaminati

Piani di bonifica	Per niente d'accordo		Né d'accordo né in disaccordo		Completamente d'accordo	Non so
	1	2	3	4	5	
1. Dare priorità a bonifiche durature ed efficaci, anche se costano un po' di più	0,62	0,75	5,85	12,31	79,60	0,87
2. Realizzare bonifiche solo se il sito contaminato è una minaccia per la salute umana	21,02	8,83	14,55	12,56	41,42	1,62
3. Evitare di spendere risorse in bonifiche che salveranno vite umane solo tra 30 anni a partire da ora	40,55	10,07	14,43	7,46	23,76	3,73

Differenze territoriali

Nel nostro paese le differenze territoriali contano e riguardano le caratteristiche della popolazione, in termini di età, istruzione, occupazione e reddito. In genere al sud l'età media è inferiore perché più alti sono i tassi di natalità, il livello di istruzione è più basso, la disoccupazione più elevata, il reddito inferiore, la distribuzione tra i settori produttivi diversa da quella del nord. Ad esempio nel 2004 il reddito medio annuo familiare al nord (non si dispone di dati per città) era di 33.376 euro mentre al sud era di 21.463; nel nostro campione il nord rappresentato da Venezia e Milano registra un valore di 31.905 euro contro un 21.612 del sud. Ancora, per quanto riguarda l'istruzione nella popolazione (qui i dati sono regionali) al nord in Lombardia abbiamo circa l'11 % di laureati sulla popolazione 18-65 e nel Veneto circa il 9%. Al sud, in Puglia sono il 12% e in Campania circa il 6%. Nel nostro campione come abbiamo già fatto notare tali differenze sono minori e in media gli intervistati hanno un'educazione superiore a quella media nazionale. Accanto a queste differenze ve ne sono molte di origine storico culturale che possono incidere sulle opinioni e sulle preferenze della

popolazione. La scelta di coprire l'intero territorio nazionale con la nostra indagine era in parte proprio motivata da queste considerazioni: per questo abbiamo considerato due metropoli Milano e Napoli e due città di media dimensioni quali Venezia e Bari e le 4 città condividono l'esperienza di ospitare siti contaminati di grandi dimensioni e di grande impatto. Vale perciò la pena di fornire qualche ulteriore informazione a scala locale riguardo i risultati dell'indagine.

Gli intervistati al nord e al sud sono comunque informati dell'esistenza del fenomeno siti contaminati ma in genere nelle due città del Nord è maggiore la quota di persone che ha avuto l'informazione attraverso eventi sociali piuttosto che attraverso la televisione e il giornale (Tabella 5).

Tabella 5. Distribuzione percentuale sulla fonte di informazione sui siti contaminati

Fonte di informazione	Venezia	Milano	Bari	Napoli	Totale
Televisione e giornale	150 (74%)	140 (70%)	175 (87,5%)	155 (77,5%)	620 (77%)
Conferenze e incontri di quartiere	53 (26%)	61 (30%)	25 (12,5%)	45 (22,5%)	184 (23%)

Se il 43% dei rispondenti afferma che ha conoscenza diretta di fenomeni di contaminazione in prossimità dei luoghi ove vive o lavoro, questa percentuale sale al 63% nel caso di Napoli mentre è intorno al 34% nelle città del nord. In una scala da 1 a 5 e che misura la probabilità percepita di contrarre talune malattie o di registrare effetti negativi sulla salute i rispondenti del sud tendono a posizionarsi in proporzione maggiore sul valore massimo per tutte le possibili affezioni e Napoli si distingue in ciò.

Riportiamo nella Figura 1 a titolo illustrativo la percezione della probabilità di contrarre un cancro a causa di forme di esposizione nelle varie città: se a livello medio il 76% dei rispondenti considera molto probabile tale eventualità, questa percentuale raggiunge l'85% nel caso di Napoli e l'80% nel caso di Bari.

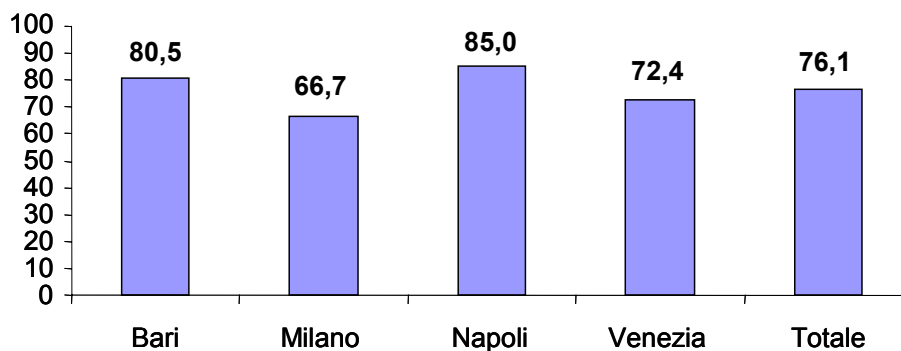


Figura 1. Percezione degli intervistati sulla possibilità di contrarre il cancro per coloro che vivono vicino a siti contaminati

Indagati sull'opportunità di diverse forme di politiche pubbliche destinate a favorire il contenimento dei fenomeni di inquinamento e contaminazione le città del sud sono in linea con quelle del nord per quanto riguarda varie modalità di controllo mentre vedono più

favorevolmente forme di incentivo e di facilitazioni fiscali per la pulizia e il riutilizzo delle aree contaminate (Figura 2).

Le risposte appaiono omogenee sul territorio per quanto concerne il giudizio sulla necessità che lo stato intervenga direttamente bonificando i “siti orfani” per i quali non è possibile individuare un responsabile (sempre oltre l’80%). L’intervento diretto pubblico deve avere caratteristiche di permanenza ed efficacia anche a fronte di costi maggiori per quasi l’80% dei rispondenti e questa percentuale raggiunge l’87% nel caso di Napoli.

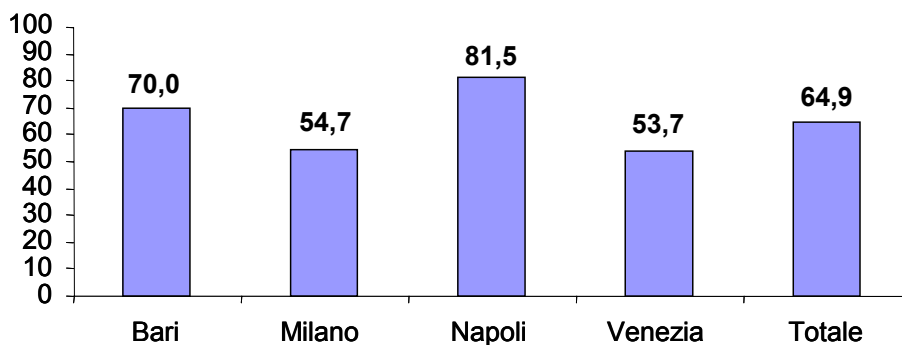


Figura 2. Attitudini degli intervistati nei confronti delle diverse politiche di bonifica dei siti contaminati

La grande maggioranza degli intervistati sa che esistono le bonifiche (intorno all’80% in tutta Italia) ma meno della metà ha conoscenza di bonifiche effettivamente realizzate e questa percentuale scende al 29% a Napoli (Figura 3).

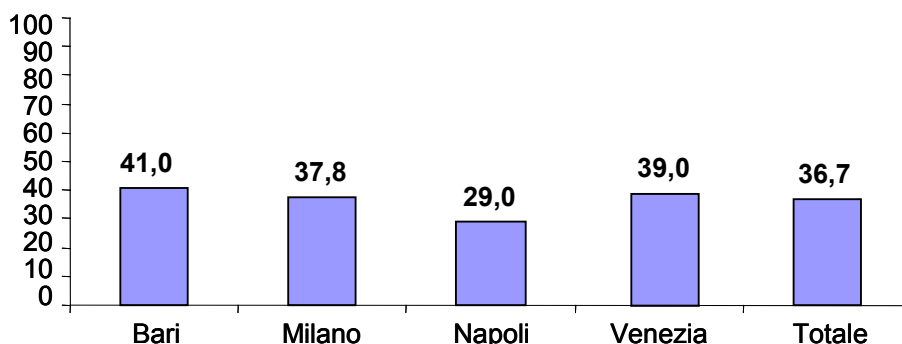


Figura 3. Conoscenza degli intervistati delle operazioni di bonifica

Il 40% degli intervistati ritiene che le bonifiche debbano essere realizzate anche se i benefici sulla salute si realizzeranno in un lontano futuro, ma tale percentuale ha un minimo a Milano con il 31% e un massimo a Venezia con il 47%. Gli intervistati a Bari e a Napoli concordano che si dovrebbe dare priorità ai siti dove la maggior parte delle persone esposte sono i bambini (circa 85%) mentre nelle città del nord questo valore scende al 67%. Tra gli interventi che possono portare ad un miglioramento della qualità ambientale nelle città la raccolta differenziata dei rifiuti è vista con maggior favore al sud (tra il 75 e l’80%) contro il 65% al nord e simile

risultato si registra per quanto concerne le migliorie del sistema fognario e di depurazione (intorno all'85% al sud; intorno al 70% al nord).

Conclusioni

Molti documenti ufficiali dell'Unione Europea ci rammentano che la protezione dell'ambiente è un obiettivo prioritario perché è essenziale per il miglioramento della qualità della vita per noi e per le generazioni future. Il ripristino ambientale dei siti contaminati nel nostro paese contribuisce non solo al perseguimento di tale obiettivo ma è condizione per l'avvio di processi di riqualificazione territoriale e urbana, agendo come moltiplicatore dei benefici diretti sulla salute umana e sull'ecosistema dovuti alle bonifiche. La vastità dei fenomeni di contaminazione del suolo e del sottosuolo in Italia e in Europa impone un onere finanziario enorme sul pubblico e sul privato entrando in competizione con usi alternativi per tali risorse. La valutazione economica dei programmi di bonifica perciò costituisce un utile strumento per generare priorità e coerenza nelle scelte pubbliche e maggior consapevolezza dei costi e dei benefici che si possono attendere nel futuro grazie a questi interventi. La nostra attività di ricerca sviluppa questo approccio aiutando a fornire valutazioni monetarie anche per quei benefici sociali difficilmente quantificabili, come ad esempio la salute pubblica. Allo scopo si avvale di tecniche che permettono di esplicitare le preferenze dei cittadini, le loro priorità, la loro disponibilità a pagare per specifici programmi pubblici, nel nostro caso di bonifica di siti contaminati. La *survey* che abbiamo condotto in 4 città italiane, al nord e al sud del paese, costituisce un esempio di tali procedure: le prime elaborazioni su 804 interviste a livello nazionale mostrano che le persone hanno consapevolezza dell'esistenza del problema e dei rischi, anche gravi, per la salute umana ad esso associabili. Le persone sono largamente favorevoli a politiche pubbliche che permettano non solo di controllare il fenomeno ma che possono incentivare l'azione privata per le operazioni di pulizia e recupero dei siti. Nel caso di "siti orfani" le persone vedono con favore l'impegno diretto del settore pubblico e desiderano che tale intervento abbia carattere di permanenza anche se ciò può implicare costi maggiori per la collettività e sono disposti a sostenere programmi di bonifica anche se i benefici saranno disponibili soprattutto per le generazioni future. Ulteriori analisi dei risultati sono in corso ma quanto fin qua evidenziato ci conforta riguardo l'utilità del nostro lavoro e la fondatezza delle metodologie che usiamo, non solo per la qualità e la rilevanza dei risultati in termini di raccomandazioni di *policies* ma anche perché queste metodologie di ricerca costituiscono un esempio di applicazione reale del principio di partecipazione del pubblico alle scelte collettive, così enfatizzato a livello europeo e così spesso disatteso nei fatti.

Bibliografia

1. Alberini A, Longo A, Tonin S, Trombetta F, Turvani M. The role of liability, regulation and economic incentives in brownfield remediation and redevelopment: evidence from surveys of developers. *Reg Sci Urban Econ* 2005;35:327-51.
2. Riley, C. In: Pearce, Özdemiroglu et al. *Economic valuation with stated preference techniques. summary guide*. London: Department for Transport, Local Government and the Regions; 2002.
3. Van-Camp L, Bujarrabal B, Gentile A-R, Jones RJA, Montanarella L, Olazabal C, Selvaradjou S-K. *Reports of the Technical Working Groups Established under the thematic strategy for soil protection*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 2004. 872 p. (EUR 21319 EN/4).

4. European Environmental Agency. *Management of contaminated sites in Western Europe*. Copenhagen: EEA; 2000. (Topic Report no. 13/1999).
5. Squitieri, G. La proposta per il modello “Superfund”. In: *La bonifica dei siti inquinati*. Ambiente e Sicurezza N.6. Il Sole 24 ore- Pirola. Milano. 2002
6. APAT. *Annuario dei dati ambientali*. APAT rapporti. ISBN 88-448-0147-7, Roma; 2004.
7. Christie S, Teeuw RM. Varied policy of European Union States on contaminated land. *Environ Imp Ass Rev* 1998;18:175-97.
8. Pearce DW, Howarth A. *Technical report on methodology: cost benefit analysis and policy responses*. RIVM Report N. 481505020. Bilthoven. 2000.
9. Alberini A, Tonin S, Turvani M, Chiabai A. *Paying for permanence: public preferences for contaminated site cleanup*. Articolo presentato al convegno internazionale SURED (Sustainable Resource Use and Economic Dynamics). Ascona (Svizzera), 4-9 giugno 2006.
10. Malhotra NK. *Marketing research: an applied orientation*. New Jersey: Prentice-Hall International. 1996; 2nd Edition.
11. Turvani, M, Chiabai A, Alberini A, Tonin S. *Public support for policies addressing contaminated sites: evidence from a survey of the Italian public*. Articolo presentato al convegno internazionale SURED (Sustainable Resource Use and Economic Dynamics). Ascona (Svizzera), 4-9 giugno 2006.

ESPERIENZA DELLA SICILIA SULLE AREE A RISCHIO AMBIENTALE

Achille Cernigliaro (a), Valeria Fano (b), Salvatore Scondotto (a), Francesco Forastiere (b), Sebastiano Pollina Addario (a), Sebastiana Caruso (a), Carlo A. Perucci (b), Antonio Mira (a)
(a) Dipartimento Osservatorio Epidemiologico, Assessorato Sanità, Regione Siciliana
(b) Dipartimento di Epidemiologia, ASL Roma E

Introduzione

Da tempo in alcune aree della Sicilia si è diffusa una certa attenzione per i possibili effetti sulla salute derivanti dalle esposizioni ambientali, per la presenza di sorgenti puntiformi costituite da insediamenti industriali ovvero di fonti di contaminazione di origine naturale.

Alla fine degli anni '90, con una Delibera del Consiglio dei Ministri (1), le aree di Augusta-Priolo (SR) e di Gela (CL), nelle quali insistono dei poli petrolchimici di notevoli dimensioni, sono state dichiarate "aree ad elevato rischio di crisi ambientale". Successivamente tra i siti di interesse nazionale è stata inclusa anche l'area di Biancavilla (CT) (DM 468/2001) (2), dove è stata evidenziata una diffusa contaminazione da materiale fibroso della famiglia dell'amianto, successivamente classificato nella nuova specie mineralogica denominata fluoro-edenite (3). Più di recente (2002), con Decreto dell'Assessore Regionale al Territorio e Ambiente del 4/9/2002 (4), anche l'area di Milazzo (ME), all'interno della quale ricadono numerosi insediamenti produttivi, è stata dichiarata "area ad elevato rischio di crisi ambientale".

La sorveglianza sanitaria in queste aree riveste particolare importanza, ed è finalizzata prioritariamente alla tutela della salute pubblica ma anche alla caratterizzazione dei siti, per i successivi interventi di bonifica. Alcune aree della Sicilia sono già state oggetto di indagini epidemiologiche negli anni '90, ma veniva descritta solo la mortalità (5-12)³⁶. Solo di recente si è reso disponibile, a livello regionale il flusso informativo sanitario delle Schede di Dimissione Ospedaliera (SDO), permettendo di avviare una prima esperienza di studio sulle tre principali aree industriali³⁷.

Nel 2005 ai fini del monitoraggio dello stato di salute nelle aree in questione, sono state analizzate due fonti informative (13), alternative e indipendenti, quella della mortalità e quella dei ricoveri ospedalieri che hanno permesso di eseguire una lettura integrata delle informazioni sul profilo di salute delle popolazioni residenti nelle aree caratterizzate dalla presenza di determinanti ambientali. L'esperienza ha inoltre avvalorato l'importanza della disponibilità e dell'utilizzo di basi di dati a livello regionale per la stima dell'andamento spaziale e temporale dello stato di salute dei residenti per le piccole aree.

Nei paragrafi che seguono verranno descritti i principali risultati dell'analisi di mortalità (periodo: 1995-2000) e di morbosità (periodo: 2001-2003) dei residenti nelle aree di Augusta-Priolo, Biancavilla, Gela e Milazzo e si sottolineeranno, inoltre, i punti di forza e di criticità che

³⁶ Mastrantonio M, Altavista P, Binazzi A, Uccelli R. Indagine sullo studio di salute delle popolazioni residenti nell'area di Augusta-Priolo. Aggiornamento al quinquennio 1995-1999 dello studio di mortalità per causa. Enea (comunicazione personale).

³⁷ Mira A, Cernigliaro A, Dardanoni G, Nano M, Scondotto S. Analisi sui ricoveri in residenti nei principali Comuni delle aree ad alto rischio di inquinamento ambientale o con presenza di insediamenti industriali in Sicilia. *Atti del 1° Congresso Interregionale SITI*, San Vito Lo Capo; 2003.

sono emersi dall'utilizzo delle fonti informative correnti per la descrizione del profilo di salute delle popolazioni residenti nelle aree in studio, oggetto di attenzione da parte degli operatori di sanità pubblica, degli amministratori e della cittadinanza.

Materiali e metodi

In Sicilia, le aree a rischio ambientale differiscono, principalmente, per la fonte di esposizione ambientale, oltre che per la loro dimensione e localizzazione. Le aree di Augusta-Priolo, Gela e Milazzo sono caratterizzate dalla presenza di numerosi insediamenti produttivi, mentre quella di Biancavilla dalla presenza della fluoro-edenite, un minerale di origine vulcanica presente nel pietrisco estratto da una cava sita in prossimità del centro abitato e utilizzato per l'edilizia locale.

La valutazione dello stato di salute della popolazione residente in queste aree è stata eseguita confrontando il quadro di mortalità e di morbosità delle popolazioni residenti (*fascia 1*) con quelli rilevati in popolazioni di riferimento (*fascia 2*) (Figura 1). Le aree in studio e le aree di riferimento si basano sulle definizioni utilizzate in studi precedenti (14-16) e sono caratterizzate dalla distanza dalle fonti di inquinamento. L'ipotesi che sta alla base della scelta di un'area di riferimento costituita dai Comuni limitrofi a quelli in studio, piuttosto che la provincia o la regione, è che questi risultino più simili per caratteristiche geografiche, demografiche, sociali (17) e per l'offerta di servizi sanitari.

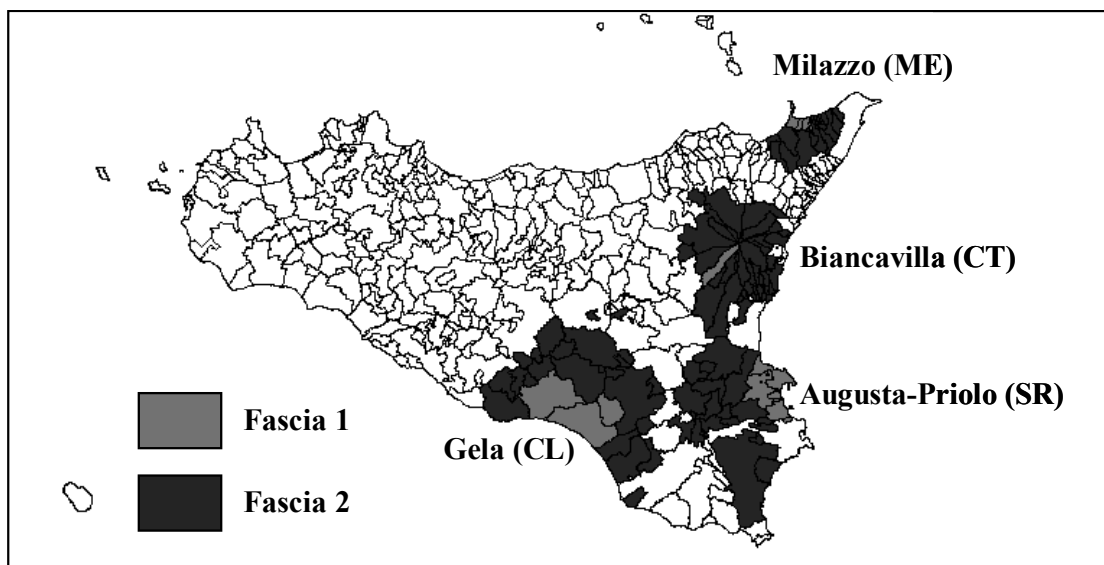


Figura 1. Localizzazione delle aree a rischio nella Regione Sicilia e definizione delle fasce

La fonte dei dati di mortalità sono le schede ministeriali di decesso (anni 1995-2000), fornite ISTAT; la fonte dei dati di morbosità è il flusso informativo sanitario delle SDO (anni 2001-2003), gestito dal Dipartimento Osservatorio Epidemiologico della Regione Siciliana.

Per ciascuna delle quattro aree in studio sono stati considerati i decessi e i ricoveri per cause specifiche dei residenti avvenuti in Sicilia o in altre regioni italiane utilizzando,

rispettivamente, i codici della 9^a revisione della Classificazione Internazionale delle Cause di Morte (ICD-IX) e quelli della ICD-IX con Modificazioni Cliniche (ICD-IX-CM).

La scelta delle patologie da indagare per descrivere il profilo di salute si è basata sulle evidenze disponibili riguardo l'effetto delle esposizioni ambientali sulla salute della popolazione.

Per la morbosità sono state considerate le diagnosi principali dei soli ricoveri ordinari, escludendo i *day hospital*, le riabilitazioni e le lungodegenze. Sono stati analizzati, sempre considerando la diagnosi principale, sia tutti i ricoveri sia gli individui ricoverati, eliminando i ricoveri ripetuti per lo stesso soggetto per la stessa causa attraverso una procedura di *record linkage*.

Per l'analisi statistica è stato utilizzato il metodo della standardizzazione indiretta calcolando separatamente per uomini e donne i Rapporti Standardizzati di Mortalità e di Morbosità (SMR) con i rispettivi Intervalli di Confidenza (IC) al 95%, utilizzando come tassi di riferimento per ogni area quelli della *fascia 2*.

Risultati

In Tabella 1 è riportata una sintesi dei risultati ottenuti dall'analisi eseguita per le patologie selezionate nelle diverse aree. In particolare si riportano gli eccessi di mortalità e quelli di morbosità in termini di persone ricoverate. I risultati completi delle medesime analisi sono riportati nel rapporto pubblicato dall'Osservatorio Epidemiologico della Regione Siciliana nel luglio del 2005 (13). In particolare l'analisi ha permesso di evidenziare numerosi eccessi di mortalità e di morbosità per molte delle malattie tumorali e non tumorali esaminate, soprattutto nelle aree di Augusta-Priolo e di Gela dove la presenza dei determinanti ambientali può essere riconducibile alle attività industriali, e un numero inferiore nell'area di Milazzo. Nell'area di Biancavilla dove il determinante è di origine naturale sono stati osservati alcuni eccessi di mortalità e di morbosità per le malattie asbesto-correlate.

Augusta-Priolo

Rispetto ai Comuni limitrofi, nell'area di Augusta-Priolo sono stati osservati eccessi statisticamente significativi di mortalità e di ricoveri per le cause tumorali, limitatamente agli uomini, per il tumore maligno del colon retto, per quelli della trachea, bronchi e polmoni e per il tumore maligno della pleura. Tra le cause non tumorali invece sono stati osservati degli eccessi per i soli ricoveri per le malattie polmonari croniche e per le malattie del rene.

Tra le cause non tumorali gli eccessi significativi sono stati osservati sia per la mortalità sia per la morbosità, in entrambi i generi, per le sole malattie respiratorie acute, mentre per i soli ricoveri per le malattie cardiovascolari, per le malattie ischemiche e per le malattie respiratorie.

Biancavilla

Nell'area di Biancavilla si è osservato un eccesso di mortalità per il tumore maligno della pleura sia negli uomini che per le donne, mentre per la sola morbosità nelle donne. Tra le patologie non tumorali si osservano in entrambi i generi eccessi di mortalità e di morbosità per le malattie cardiovascolari e per quelle respiratorie.

Tabella 1. Mortalità (ICD-IX) e morbosità (ICD-IX-CM) nelle aree a rischio della Sicilia. Cause che mostrano incrementi statisticamente significativi nel confronto tra fascia 1 e fascia 2

Cause di morte e di ricovero	Augusta-Priolo		Biancavilla		Gela		Milazzo	
	Mort	Morb	Mort	Morb	Mort	Morb	Mort	Morb
	M	F	M	F	M	F	M	F
Tutti tumori (140-239)	•	•			•	•	•	•
<i>stomaco (151)</i>					•			
<i>colon retto (153-154)</i>	•	•				•	•	
<i>laringe (161)</i>					•			
<i>trachea, bronchi e polmoni (162)</i>	•	•			•	•		
<i>pleura (163)</i>	•	•	•	•				
<i>vescica (188)</i>						•	•	
<i>linfomi non-Hodgking (200, 202)</i>							•	
Malattie sistema circolatorio (390-459)		•	•	•		•	•	•
<i>ischemiche (410-414)</i>		•	•	•		•	•	•
Malattie apparato respiratorio (460-519)		•	•	•		•	•	•
<i>acute (460-466; 480-487)</i>	•	•	•	•		•	•	•
<i>polmonari croniche (490-496)</i>		•	•	•		•		
<i>asma (493)</i>						•	•	
<i>asma 0-14 anni (493)</i>						•	•	
<i>pneumoconiosi (500-505)</i>						•	•	
Malattie del rene (580-589)		•				•		

* p value < 0,05

** la morbosità si riferisce alle persone ricoverate

Gela

Nell'area di Gela i risultati hanno mostrato valori significativamente superiori all'atteso in entrambi i generi per la sola mortalità elusivamente per le patologie tumorali (uomini: stomaco, laringe, e trachea, bronchi e polmoni; donne: colon retto e trachea, bronchi e polmoni). Per la morbosità eccessi significativamente superiori all'atteso sono stati osservati in entrambi i generi per il tumore maligno della vescica, per le malattie cardiovascolari, per le malattie respiratorie, comprese quelle acute, croniche e asma. Per i soli uomini sono stati osservati eccessi per il tumore maligno della laringe e per la pneumoconiosi, mentre per le donne per il tumore maligno del colon retto per i linfomi non-Hodgkin e per le malattie del rene.

Milazzo

A Milazzo non sono stati rilevati eccessi statisticamente significativi di mortalità rispetto ai Comuni limitrofi ad eccezione di un aumento negli uomini del tumore maligno della laringe e delle malattie cardiovascolari, e nelle donne per le malattie respiratorie. Per i ricoveri è stato registrato negli uomini un aumento delle malattie cardiovascolari, e in particolare per le ischemiche, mentre in entrambi i generi per le malattie respiratorie acute.

Discussione

L'esperienza riportata aggiorna le precedenti analisi di mortalità condotte nelle stesse aree e, per la prima volta, descrive lo stato di salute in termini di morbosità.

Nelle aree in studio sono emersi eccessi di mortalità e di morbosità specifici dell'area in esame e del genere. Per le aree dove insistono insediamenti industriali, sono stati osservati degli eccessi di patologie tumorali, confermando quanto riportato in letteratura. Per l'area di Biancavilla dove, a differenza delle altre, la fonte di inquinamento ambientale è di origine naturale, sono stati osservati eccessi di tumore maligno della pleura e di patologie respiratorie e, anche questi, confermano i risultati degli studi precedenti.

Il profilo generale che è emerso dall'analisi di mortalità e di morbosità, sebbene con le specificità per le diverse aree, è quello di un'alterazione dello stato di salute in relazione ad alcune categorie diagnostiche. Gli eccessi di patologia a componente multifattoriale sono più evidenti nelle aree dove prevalgono le esposizioni di tipo professionale o quelle dovute alla presenza di impianti industriali, rispetto all'area di Biancavilla, dove si evidenziano eccessi di patologie legate prevalentemente ad una fonte di origine naturale.

Questo studio ecologico, utilizzando dati aggregati risente di alcuni limiti caratteristici di questi tipi di studio, primo fra tutti quello di non potere tenere conto dell'effetto di alcuni potenziali confondenti legati, ad esempio, allo stile di vita. Lo studio risente inoltre, della impossibilità di potere stabilire in maniera forte dei rapporti di causalità tra le possibili esposizioni ai determinanti ambientali e gli esiti sanitari, rendendo necessaria, pertanto, la conferma di alcune ipotesi eziologiche attraverso ulteriori studi analitici. In questo contesto sono stati già avviati numerosi studi in queste aree, primo fra tutti quello della valutazione della salute riproduttiva come ulteriore indicatore dello stato di salute delle popolazioni residenti. Si aggiungono inoltre degli studi di coorte riguardanti le popolazioni dei lavoratori esposti di alcune aziende produttive ricadenti nelle aree industriali, ovvero studi di coorte relativi alla popolazione residente nel Comune di Biancavilla, esposta alle fibre asbestiformi di fluoroedenite.

L'analisi condotta attraverso l'uso delle due fonti informative integrate, quella di mortalità e dei ricoveri ospedalieri, ha prodotto in linea generale dei risultati pressoché concordanti sia per le patologie tumorali che per le malattie del rene. Dall'analisi eseguita per le patologie cardiovascolari e per quelle respiratorie è stata osservata, invece, una certa discordanza tra la mortalità e i ricoveri, più evidente per l'area di Gela. Tale evidenza potrebbe essere spiegata da caratteristiche intrinseche alla patologia stessa, altri invece da fattori dipendenti più strettamente dal contesto.

In primo luogo va osservato che tali discordanze possono essere legati ai diversi intervalli temporali utilizzati per la descrizione degli esiti (1995-2000 per la mortalità e 2001-2003 per la morbosità), e dal fatto che la mortalità risente tipicamente di esposizioni pregresse, mentre i ricoveri riflettono esposizioni più recenti. Inoltre il dato di mortalità è un indicatore di stato di salute della popolazione più sensibile rispetto alla morbosità, e risente in misura maggiore dei possibili diversi stili di codifica utilizzati nelle diverse strutture sanitarie, purtroppo non ancora omogenee nell'intero territorio. Anche la diversa completezza e l'accuratezza dei dati forniti a livello centrale possono condizionare i risultati dello studio mostrando possibili differenze in aree ristrette. Mentre sono oramai consolidate le esperienze sulla valutazione della compilazione delle schede di morte, non si può affermare altrettanto nell'ambito delle SDO. In Sicilia, soltanto di recente, sono stati intrapresi percorsi per il miglioramento della qualità delle codifiche. In questo ambito sono stati avviati degli studi che hanno mostrato come la completezza e l'accuratezza nella compilazione della scheda di dimissione ospedaliera differisca tra le diverse categorie diagnostiche e non è da escludere che tali differenze siano legate anche ad una variabilità geografica, riconducibile ad esempio alla possibile attenzione per la diagnosi e la cura di alcune categorie nosologiche che in alcuni territori possono essere associate all'effetto degli inquinanti ambientali.

La diversa abitudine locale al ricovero può determinare una differenza territoriale nell'appropriatezza dei ricoveri stessi anche a causa di una diversa offerta di assistenza per alcune patologie per le quali in alcune aree si privilegierebbe l'ospedalizzazione di pazienti che altrove verrebbero assistiti solo a livello di assistenza sanitaria di base. In tale ambito si inserisce la maggiore attenzione da parte dei cittadini e del personale sanitario che, consapevoli dei possibili rischi di esposizione agli agenti inquinanti, pongono nei confronti di talune patologie, determinando una maggiore propensione alla richiesta di assistenza. Infine è da notare che le patologie che hanno evidenziato un'elevata letalità, come i tumori, la morbosità e la mortalità presentano lo stesso andamento, mentre per quelle a bassa letalità, quali alcune malattie respiratorie e cardiovascolari, presentano in alcune aree un eccesso di morbosità non confermato da un eccesso di mortalità.

In ultimo, poiché l'archivio dei ricoveri ospedalieri in Sicilia è di recente istituzione, risente ancora dei problemi legati alla standardizzazione della rilevazione. L'uso delle SDO per gli studi geografici deve essere validato per le singole categorie diagnostiche, confrontando i risultati con altre fonti informative correnti di uso più consolidato per il monitoraggio dello stato di salute (indagini *ad hoc* e/o sistemi di sorveglianza, ove disponibili). Lo stesso monitoraggio dello stato di salute deve essere inoltre costantemente uniformato ai criteri, alle procedure e alle modalità sperimentate e concordate a livello nazionale e internazionale, attivando nel contempo ogni possibile interscambio tra gli organismi di ricerca e le amministrazioni centrali e locali.

Bibliografia

1. Italia. Legge 9 dicembre 1998, n. 426. Nuovi interventi in campo ambientale. *Gazzetta Ufficiale* n. 291, 14 dicembre 1998.
2. Italia. Decreto ministeriale del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio 18 settembre 2001, n. 468. Programma nazionale di bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati. *Gazzetta Ufficiale - Serie Ordinaria* n. 10, 16 gennaio 2002.
3. Gianfagna A, Oberti R. Fluoro-edenite from Biancavilla (Catania, Sicily, Italy): crystal chemistry of a new amphibole end-member. *Am Mineral* 2001;86:1489-93.
4. Italia. Decreto dell'assessore regionale per il territorio e l'ambiente 4 settembre 2002. *Gazzetta Ufficiale* n. 48, 18 ottobre 2002.
5. Ramistella EM, Bellia M, Di Mare S, Rotiroti G, Duscio D. Inquinamento ambientale di origine industriale e mortalità per tumore. Revisione della situazione di Augusta e Priolo. *Boll Acc Gioenia Sci Nat* 1990;23 (336): 437-462.
6. Madeddu A, Contrino L, Tisano F, Sciacca S. *La salute di Aretusa e...i padroni del tempo. Atlante della mortalità per tumori e per le patologie cronico degenerative in Provincia di Siracusa nel quinquennio 1995-99*. Siracusa: Arti Grafiche Fratantonio ed.; 2001.
7. Madeddu A, Contrino L, Tisano F, Sciacca S. *La peste, gli untori e l'immaginario. Atlante della mortalità per tumori e per le patologie cronico degenerative in provincia di Siracusa dal 1995*. II volume, Aggiornamento triennio 2000-2002. Siracusa: Arti Grafiche Fratantonio ed.; 2003.
8. Di Paola M, Mastrantonio M, Carboni M, Belli S, Grignoli M, Comba P, Nesti M. *La mortalità per tumore maligno della pleura in Italia negli anni 1988-1992*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 1996. (Rapporti ISTISAN 96/40).
9. Mastrantonio M, Belli S, Binazzi A, Carboni M, Comba P, Fusco P, Grignoli M, Iavarone I, Martuzzi M, Nesti M, Trinca S, Uccelli R. *La mortalità per tumore maligno della pleura nei comuni italiani (1988-1997)*. *La mortalità per tumore maligno della pleura in Italia negli anni 1988-1992*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2002. (Rapporti ISTISAN 02/12).

10. Pasetto R, Bruni B, Bruno C, D'Antona C, De Nardo P, Di Maria G, Di Stefano R, Fiorentini C, Gianfagna A, Marconi A, Paoletti L, Putzu MG, Soffritti M, Comba P. Problematiche sanitarie della fibra anfibolica di Biancavilla: aspetti epidemiologici, clinici e sperimentali. *Not Ist Super Sanità* 2003;17(1):8-12.
11. Basile R, Mollica Nardo G. Indagine epidemiologica sulla mortalità del distretto di Milazzo negli anni 1996-99. *O.E. Not Regione Sicilia Assessorato Sanità*; 2003.
12. OMS. *Ambiente e salute in Italia*. In: Bertollini R, Faberi M, Di Tanno N (Ed.). Roma: Il Pensiero Scientifico ed.; 1997. p. 451-64.
13. Fano V, Cernigliaro A, Scondotto S, Pollina Addario S. Stato di salute della popolazione residente nelle aree ad elevato rischio ambientale e nei siti di interesse nazionale della Sicilia: analisi della mortalità (aa 1995-2000) e dei ricoveri ospedalieri (aa 2001-2003). *Notiziario O.E. Dip Osservatorio Epidemiologico, Assessorato Sanità, Regione Siciliana*. Roma: Casa Editrice Rirea; 2005
14. Martuzzi M, Mitis F, Biggeri A, Terracini B, Bertollini R. Ambiente e stato di salute nella popolazione delle aree ad alto rischio di crisi ambientale in Italia. *Epidemiol Prev* 2002;26(6) Suppl:1-53.
15. Biggeri A, Pasetto R, Belli S, Bruno C, Di Maria G, Mastrantonio M, Trinca S, Uccelli R, Comba P. Mortality from chronic obstructive pulmonary disease and pleural mesothelioma in a natural fibre (fluoro-edenite) contaminated area. *Scand J Work Environ Health* 2004;30(3)249-52.
16. De Nardo P, Bruni B, Paoletti L, Pasetto R, Sirianni B. Pulmonary fibre burden in sheep living in the Biancavilla area (Sicily): preliminary results, *Sci Total Environ* 2004;325(1-3):51-8.
17. Cadum E, Costa G, Biggeri A, Martuzzi M. Deprivazione e mortalità: un indice di deprivazione per l'analisi delle disuguaglianze su base geografica. *Epidemiol Prev* 1999;23(3):175-87.

ESPERIENZA DEL LAZIO SULLA VALLE DEL FIUME SACCO: STUDI EPIDEMIOLOGICI IN UN'AREA CONTAMINATA DA COMPOSTI ORGANOCLORURATI PERSISTENTI

Valeria Fano (a), Daniela Porta (a), Valerio Dell'Orco (b), Francesco Blasetti (b), Elena De Felip (c), Alessandro Di Domenico (c), Fiorella Fantini (b), Antonio Corbo (d), Mariangela D'Ovidio (a), Francesco Forastiere (a), Carlo A. Perucci (a)

(a) *Dipartimento di Epidemiologia, ASL Roma E*

(b) *ASL Roma G*

(c) *Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma*

(d) *ASL Frosinone*

Introduzione

L'area della valle del fiume Sacco, situata tra le Province di Roma e Frosinone, è caratterizzata da un'elevata densità di popolazione, concentrata principalmente in prossimità del fiume stesso. Nell'area è fiorente anche la pratica agricola, soprattutto orientata al settore zootecnico, con forte prevalenza di allevamento bovino per la produzione di latte destinato al consumo.

Il 3 marzo 2005, nel corso di un'indagine nazionale, in un campione di latte di massa crudo di un'azienda bovina da latte della Valle del Sacco sono stati rilevati livelli di beta-esaclorocicloesano (β -HCH) di gran lunga superiore ai valori previsti dalla normativa. Il β -HCH è una sostanza organica clorurata persistente, sottoprodotto di reazione ottenuto durante la sintesi dell'insetticida lindano (γ -HCH). Controlli successivi hanno messo in evidenza una diffusione del fenomeno in diverse aziende bovine. Il lindano è stato prodotto nell'azienda BPD, nata all'inizio del '900, produttrice di sostanze chimiche (insetticidi organoclorurati, esteri fosforici, chetoni, ecc.) situata nell'area industriale di Colleferro (circa 1000 ettari), situata a nord dell'omonimo insediamento abitativo. L'area industriale ha visto anche la produzione di esplosivi, carri e carrozze ferroviarie, motori di lancio, con una occupazione fino a 8000 addetti. Già nel 1990 erano state individuate tre discariche incontrollate di rifiuti industriali all'interno del perimetro industriale dello stabilimento, testimonianza che nel corso degli anni era stata effettuata un'intensa attività di smaltimento sul suolo e di incenerimento di rifiuti industriali. Una perizia tecnica del 1991 sulle sostanze presenti nelle acque e nel terreno delle tre discariche, aveva rilevato la presenza di inquinanti organoclorurati e metalli pesanti.

Le conoscenze sulle diverse matrici ambientali interessate dall'inquinamento causato dagli isomeri dell'HCH hanno consentito di evidenziare i seguenti elementi:

- le acque e i sedimenti del fiume Sacco sono stati contaminati dagli isomeri dell'HCH a partire dall'area industriale del Comune di Colleferro;
- nel latte (sia bovino che ovino) di alcune aziende agricole distribuite nella valle del fiume Sacco era presente una concentrazione superiore ai valori limite previsti dalla normativa;
- le aziende contaminate utilizzavano foraggi o mangimi coltivati nelle zone limitrofe al fiume Sacco;
- la concentrazione dei contaminanti nei terreni mostrava un andamento decrescente con l'aumento della distanza dall'alveo fluviale.

È stato dunque ipotizzato che i terreni più vicini al fiume fossero contaminati e che il fiume Sacco sia servito da veicolo per la contaminazione. La distribuzione dei contaminanti nei terreni limitrofi può essere avvenuta o per esondazione o a seguito di irrigazione con acque captate dall'alveo fluviale o per una combinazione dei due fenomeni. Tuttavia, allo stato attuale delle conoscenze risulta impossibile poter risalire alla durata del periodo di esposizione e quindi correlare i risultati analitici ottenuti sugli animali con le dinamiche di accumulo della molecola nei tessuti biologici. Il β -HCH deve essere considerato un *marker* di contaminazione ambientale e il suo riscontro nelle produzioni zootecniche indica la presenza nell'area di altri inquinanti persistenti. La preoccupazione maggiore è che a questi ultimi potrebbero essere stati esposti non solo gli animali, ma anche la popolazione umana.

Nel luglio 2005, l'assessore all'Ambiente della Regione Lazio ha approvato un programma di indagine nell'area, che prevede un lavoro interdisciplinare tra epidemiologi, veterinari ed esperti dell'ambiente per il monitoraggio delle matrici ambientali e per la sorveglianza epidemiologica della popolazione (det. n. B4481 dell'8/11/2005).

Obiettivi

Il progetto di indagine sulla valle del Sacco ha come obiettivi:

- verificare se la contaminazione dei terreni interessa principalmente le aree esondabili, stimare il contributo alla contaminazione dovuto all'irrigazione e valutare lo spessore di terreno interessato dall'inquinamento;
- monitorare il livello di inquinamento delle acque per verificare l'efficacia degli interventi di contenimento e/o di bonifica che saranno attivati a seguito dell'individuazione della sorgente puntuale o diffusa responsabile della contaminazione;
- valutare il grado di contaminazione delle falde sotterranee e stimarne l'eventuale estensione;
- fornire una base conoscitiva di supporto per le analisi epidemiologiche dell'area;
- studiare le dinamiche di accumulo e decadimento del β -HCH e di altri contaminanti nelle matrici vegetali per l'alimentazione animale, nei tessuti e nel latte dei capi appartenenti alle specie bovina e ovina delle aziende della valle del fiume Sacco;
- contribuire ad individuare le aree agricole contaminate nelle quali sospendere la produzione di foraggi per l'alimentazione animale;
- studiare i tempi necessari alla bioriduzione delle contaminazioni di tali terreni;
- fornire un quadro aggiornato della situazione epidemiologica nell'area utilizzando i sistemi informativi sanitari correnti;
- valutare il livello di marcatori biologici in diversi gruppi di popolazione selezionati mediante consolidati protocolli epidemiologici;
- valutare la prevalenza di alcune patologie di interesse nei soggetti adulta e lo stato di salute riproduttiva delle donne residenti nell'area (storia riproduttiva e alterazioni del ciclo mestruale);
- valutare il livello di contaminazione del latte materno;
- arruolare e seguire in modo prospettico per quanto riguarda la mortalità e i ricoveri ospedalieri.

Studi in corso

Nell'area sono stati avviati tre studi epidemiologici, che verranno descritti nei paragrafi che seguono:

1. Sorveglianza epidemiologica e valutazione degli effetti sulla salute umana.
2. Indagine trasversale sulla popolazione con caratterizzazione del livello di accumulo di contaminanti organici.
3. Studi di coorte della popolazione residente.

Sorveglianza epidemiologica e valutazione degli effetti sulla salute umana

Alcuni studi epidemiologici precedentemente condotti nel complesso industriale di Colferro avevano evidenziato eccessi di mortalità nei lavoratori di alcune industrie dell'area (1, 2) e nella popolazione residente (3). Diversi studi epidemiologici hanno riportato un'associazione tra l'esposizione a sostanze organoclorurate, in particolare PCBs e DDT, ed effetti nocivi sulla salute dell'uomo, tra cui il tumore del cervello (4), del pancreas (5), della tiroide, e sarcomi dei tessuti molli (6), il morbo di Parkinson (7), l'alterazione dello sviluppo nei bambini (8), eventi avversi della riproduzione (9, 10) e asma bronchiale (11). Una recente indagine nazionale sui disturbi respiratori nell'infanzia ha notato una elevata prevalenza di asma bronchiale tra i residenti a Colferro (12).

Sono in corso le analisi dei dati del sistema informativo sanitario della Regione Lazio, con l'obiettivo di valutare se la residenza nell'area della valle del fiume Sacco possa essere legata ad un aumento di mortalità e morbosità rispetto alla media regionale per patologie collegate a contaminanti ambientali. Verrà valutata anche la salute riproduttiva dei residenti per individuare eventuali anomalie.

L'area in studio comprende 9 Comuni localizzati in prossimità dell'alveo del fiume Sacco delimitati a nordovest dai Comuni di Colferro e Paliano, e a sud est dai Comuni di Supino e Ferentino (Figura 1). Le analisi verranno condotte separatamente su due sub-aree: l'*area 1* costituita dai tre Comuni più vicini al polo industriale (Colferro, Segni, Gavignano, in Provincia di Roma) e l'*area 2*, costituita di restanti sei Comuni (Paliano, Anagni, Ferentino, Sgurgola, Morolo e Supino, in Provincia di Frosinone).

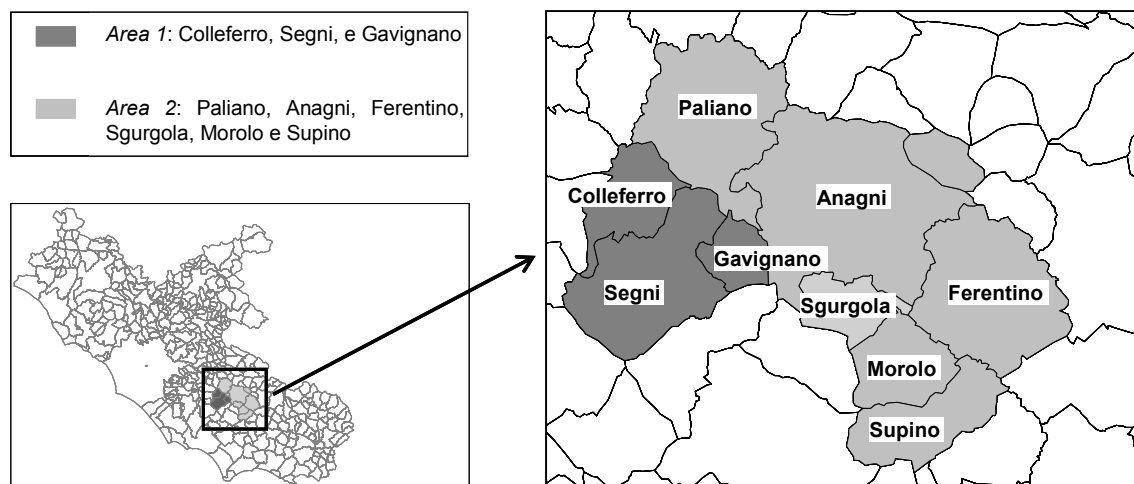


Figura 1. Localizzazione dell'area in studio

Mortalità e ricoveri ospedalieri

Per entrambe le aree verranno calcolati i Rapporti Standardizzati di mortalità e di morbosità (SMR) (aggiustati per età in classi quinquennali, metodo indiretto) specifici per causa (Tabella 1) e genere, con i relativi Intervalli di Confidenza (IC) al 95%. Verranno considerate le morti e i ricoveri per cause specifiche dei residenti nell'area in studio avvenute nel Lazio o in un'altra regione italiana nel periodo in studio.

La fonte dei dati di mortalità è il Registro Nominativo delle Cause di Morte (ReNCaM) del Dipartimento di Epidemiologia della ASL Roma E per il periodo 1997-2000; la fonte dei dati dei ricoveri è il sistema informativo delle Schede di Dimissione Ospedaliera (SDO) gestito dall'Agenzia di Sanità Pubblica della Regione Lazio per i periodi 1997-2000 e 2001-2004.

Verrà considerata solo la patologia riportata in diagnosi principale sulla SDO e saranno esclusi dall'analisi i ricoveri in *day hospital*, le riabilitazioni e le lungodegenze. Verrà considerato l'evento "primo ricovero", eliminando i ricoveri ripetuti dello stesso individuo per la stessa causa nell'arco del periodo considerato tramite una procedura di *record linkage* applicata

Tabella 1. Cause di morte (ICD-IX) e di ricovero (ICD-IX-CM) considerate nello studio

Cause non tumorali	Codice ICD-IX	Cause tumorali	Codice ICD IX-CM
Tutte le cause*	(000-999)	Tutti i tumori	(140-239)
Disturbi ghiandola tiroidea	(240-246)	Stomaco	(151)
Diabete	(250)	Colon retto	(153-154)
Disturbi ghiandola endocrina	(251-259)	Fegato e dotti biliari	(155-156)
Malattie sistema immunitario	(279)	Pancreas	(157)
Morbo di Parkinson e del SNC	(330-349)	Tumore della	(161)
Disturbi del SNP	(350-359)	Trachea, bronchi e polmoni	(162)
<i>dist. delle radici e plessi nervosi** e nervi periferici</i>	(350-353)	Pleura	(163)
Mononeuriti	(354-355)	Connettivo e tessuti molli	(171)
Neuropatie**	(356-357)	Mammella	(174)
Disturbi neuromuscolari e distrofie**	(358-359)	Utero	(179-180, 182)
Malattie cardiovascolari	(390-459)	Ovaio	(183)
<i>malattie ischemiche</i>	(410-414)	Prostata	(185)
Malattie apparato respiratorio	(369-519)	Testicolo	(186)
<i>malattie respiratorie acute</i>	(460-466, 480-487)	Vescica	(188)
<i>malattie polmonari croniche</i>	(490-496)	Rene	(189)
- asma	(493)	Sistema nervoso centrale	(191-192)
- asma 0-14 anni	(493)	Tiroide	(193)
<i>pneumoconiosi</i>	(500-505)	Linfomi non-Hodgkin	(202, 202)
Malattie del rene	(580-599)	Linfomi di Hodgkin	(201)
Pat. degli organi genitali maschili**	(600-608)	Leucemie	(204-208)
<i>pat. della prostata</i>	(600-602)	Mieloma	(203)
Pat. degli organi genitali femminili**	(614-629)		
<i>malattie infiammatorie dell'utero**</i>	(614-616)		
<i>endometriosi**</i>	(617)		
<i>dist. organi genitali femminili**</i>	(620-625)		
<i>turbe delle mestruazioni**</i>	(626)		
<i>sterilità della donna**</i>	(628)		
<i>gravidanze con esito abortivo**</i>	(630-634)		

* solo per la mortalità

**solo per la morbosità

separatamente ai due sottoperiodi in esame. Per i ricoveri, si escluderà dal riferimento la popolazione residente a Roma poiché è presumibile che, data l'elevata offerta di prestazioni ospedaliere, i tassi di ricovero siano più elevati che nel resto della Regione (http://www.asplazio.it/asp_online/att_ospedaliera/sio/sio_rapporti.php?sio=rapporti).

Per le malattie renali verranno analizzati anche i dati del Registro Dialisi del Lazio (RDL) dell'Agenzia di Sanità Pubblica della Regione Lazio che fornirà i dati relativi all'incidenza di nuovi casi di insufficienza renale cronica in dialisi nei residenti nell'area in studio.

Salute riproduttiva

La fonte dei dati sanitari è il sistema informativo delle Schede di Dimissione Ospedaliera (SDO) gestito dall'Agenzia di Sanità Pubblica della Regione Lazio. Verranno considerati tutti i ricoveri relativi ai neonati, per i quali è prevista la compilazione di una scheda apposita (scheda RAD-neonato), avvenuti da donne residenti nei Comuni delle aree in studio nei periodi 1997-2000 e 2001-2004. Per le due aree le seguenti caratteristiche verranno prese in esame e confrontate con quanto osservato nella Regione Lazio (9, 10, 13):

- vitalità (nato vivo o nato morto);
- tipo di parto (singolo o plurimo);
- età materna (< 25 anni, 25-34 anni, ≥ 35 anni);
- peso alla nascita (< 2500g o ≥ 2500g);
- età gestazionale (< 37 settimane o ≥ 37 settimane);
- piccoli per l'età gestazionale (small for gestational age, SGA) definiti come nati con almeno 37 settimane di gestazione e con peso inferiore ai 2500 g.
- rapporto tra i sessi alla nascita (*sex ratio* = maschi/femmine x 100).

Indagine trasversale sulla popolazione con caratterizzazione del livello di accumulo di contaminanti organici

È in corso uno studio di biomonitoraggio allo scopo di:

- valutare i livelli ematici degli inquinanti di interesse in diversi gruppi di popolazione selezionati e il rischio tossicologico associato all'insorgenza di alcune patologie;
- valutare la prevalenza di alcune patologie di interesse nei soggetti adulti;
- valutare la salute riproduttiva delle donne residenti nell'area.

Gli inquinanti di interesse per la valle del fiume Sacco

Sono di interesse quelle sostanze per le quali è nota o presumibile un'esposizione attuale o pregressa in gruppi di popolazione locale (operatori agro-alimentari, braccianti agricoli, cittadini) superiore a quella della popolazione generale, quali: DDT, HCH, PCB non-diossina-simili (ndl), PCB diossina-simili (dl), "diossine" (PCDD e PCDF) e metalli pesanti. Queste sostanze presentano un'elevata persistenza ambientale e la tendenza ad accumularsi nei tessuti umani, motivo per cui è plausibile ricercare la loro presenza nel sangue anche nell'ipotesi di un'esposizione di lungo periodo. L'interesse per queste sostanze è dato inoltre da alcune evidenze scientifiche relative alla associazione con determinati effetti sulla salute.

Il DDT è stato incluso dalla IARC tra le sostanze possibili cancerogene (Gruppo 2B) presenti nell'ambiente (14, 15). Il DDT e i suoi metaboliti hanno diffusione ambientale ubiquitaria. Per quanto possa essere degradato dall'azione della luce solare o metabolizzato dagli organismi, è sostanza comunque caratterizzata da elevata persistenza ambientale e la sua presenza è stata rilevata, ed è ancora rilevabile, negli alimenti, nel terreno, e nei sedimenti. Il fegato rappresenta l'organo bersaglio della tossicità cronica del DDT, con induzione degli enzimi microsomiali

osservata in roditori e primati; il DDT ha inoltre proprietà embriotossiche e deprime il sistema immunitario (14, 16); l'esposizione al composto determina effetti avversi sulla riproduzione e/o lo sviluppo.

I PCB sono classificati dalla IARC come probabili cancerogeni per l'essere umano (Gruppo 2A) (14). Per le loro caratteristiche di stabilità chimica e fisica (stabilità termica, resistenza agli acidi e alle basi, non infiammabilità, ecc.) i PCB sono stati ampiamente utilizzati come fluidi dielettrici nei trasformatori e nei condensatori elettrici; sono stati inoltre largamente impiegati come fluidi idraulici, veicolanti o diluenti sinergici dei pesticidi, plastificanti, ritardanti di fiamma, fungicidi, componenti di vernici. In conseguenza di un così vasto impiego, di un frequente improprio smaltimento, e della loro elevata persistenza ambientale, i PCB sono ormai contaminanti ambientali ubiquitari. La tossicità dei PCB, dimostrata su animali di laboratorio, e sull'essere umano in seguito a esposizione occupazionale e accidentale, si manifesta con disordini cutanei, perdita di peso, danni epatici, disfunzioni endocrine e riproduttive.

Policlorodibenzodiossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF) sono termini che indicano due famiglie chimiche caratterizzate da elevata molteplicità. Per il loro potenziale tossicologico, in genere sono d'interesse analitico solo quei congeneri (isomeri posizionali) clorosostituiti alle posizioni C2, C3, C7, e C8, per un totale di 17 congeneri. Di questi, il più attivo è la 2,3,7,8-T₄CDD. Tra gli effetti non cancerogeni valutati su popolazioni adulte esposte a livello occupazionale o in seguito a incidenti (addetti alla produzione di clorofenoli e derivati clorofenossiacetici, popolazione di Seveso), molti sono risultati transitori; la cloracne è apparso essere l'effetto correlabile in maniera più sistematica con l'esposizione ad alti livelli. Il risultato più rilevante degli studi epidemiologici sull'essere umano è stato l'evidenza di un aumento di rischio di tumore per gli individui esposti a dosi molto alte. La IARC ha classificato la 2,3,7,8-T₄CDD nel Gruppo 1 (cancerogena per l'essere umano), e le altre "diossine" (PCDD e PCDF) nel Gruppo 3, ossia non classificabili in relazione alla cancerogenicità per l'essere umano (17). Studi sperimentali hanno dimostrato una serie di effetti tossici di PCDD e PCDF che riguardano, tra l'altro, lo sviluppo neurocomportamentale, il sistema immunitario, e il sistema endocrino (17, 18).

Tra i metalli più spesso coinvolti in casi d'inquinamento ambientale ci sono il cadmio e il mercurio, entrambi classificati dalla IARC come cancerogeni per l'uomo (Gruppo 1 il cadmio, Gruppo 2B il metilmercurio (19)).

Il cadmio può dar luogo a fenomeni di tossicità acuta (nausea, vomito e dolori addominali) in seguito ad ingestione di alimenti o bevande contaminate. L'inalazione di vapori di cadmio, o di altri materiali contenenti cadmio trattati termicamente, può causare polmonite acuta ed edema polmonare. I principali effetti a lungo termine di un'esposizione a bassi livelli di cadmio sono ostruzione polmonare cronica, enfisema, e patologie croniche del tubuli renali; possono verificarsi anche effetti a carico del sistema cardiovascolare e di quello scheletrico.

Il mercurio (Hg) è un metallo liquido a pressione e temperatura ambiente. Viene bioaccumulato con facilità e nelle reti alimentari acquatiche va incontro ad un significativo processo di biomagnificazione. Dopo inalazione dei vapori, circa il 70-80% del mercurio metallico inalato viene trattenuto e assorbito; scarso è invece l'assorbimento del metallo quando è assunto per via orale. Al contrario, il mercurio organico presente in alcuni alimenti ha un elevato assorbimento gastrointestinale seguito dalla distribuzione in molti tessuti. Nell'ambiente di lavoro, il personale è esposto primariamente per via inalatoria non solo ai vapori del metallo ma anche ai suoi derivati organici e inorganici. Il mercurio metallico passa nel cervello e nel feto; il rene è il principale organo d'accumulo sia quando il metallo è assunto come tale sia in forma ossidata (mercurica). Un'elevata esposizione ai vapori del metallo può determinare danni polmonari; analogamente, l'ingestione di derivati dell'Hg(II) può causare necrosi gastro-

intestinale e renale. L'esposizione prolungata al metallo produce encefalopatia e danni renali. Il sistema nervoso centrale è il principale bersaglio del metilmercurio.

L'HCH e il suo isomero γ (anche detto lindano), è la sostanza principalmente coinvolta nella contaminazione della valle del fiume Sacco. Il lindano tende ad accumularsi nell'ambiente poiché biodegrada lentamente; la sua scarsa idrosolubilità ne favorisce l'assorbimento nella frazione organica del terreno e, avendo una migrazione lenta, la molecola può essere trasportata solo dalle piogge e dalle acque d'irrigazione.

L'esposizione all'HCH può avvenire per inalazione, per via orale, o attraverso la pelle. Ad ognuna di queste esposizioni sono stati associati specifici sintomi e patologie dell'apparato respiratorio, cardiovascolare, gastrointestinale, renale, muscoloscheletrico, del sistema ematico ed endocrino, del fegato. Sono stati inoltre riportati effetti del sistema neurologico, soprattutto in seguito ad esposizioni orali al lindano, effetti sulla riproduzione e sullo sviluppo e possibili casi di tumore (ATSDR).

L'esposizione umana al lindano avviene principalmente attraverso la dieta. Nei paesi industriali è stato stimato che più del 90% del lindano assorbito dall'uomo proviene dal cibo, poiché le concentrazioni misurate nell'acqua potabile sono trascurabili. Gli isomeri dell'HCH sono stati misurati nei prodotti caseari, nella carni bovine, nel pesce, nel pollame, nella frutta, negli ortaggi, nell'olio e nei grassi, nello zucchero. I più alti livelli degli isomeri α e γ sono stati misurati nelle spezie e nelle piante aromatiche, mentre nel grasso animale sono stati trovati i più alti livelli di γ -HCH (>3200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ nel grasso di maiale).

Il β -HCH si accumula nel tessuto adiposo e può essere trasmesso al bambino durante la gravidanza attraverso la placenta (20) o durante l'allattamento (21). I bambini possono essere particolarmente suscettibili ai differenti isomeri dell'HCH, a seconda del momento dello sviluppo in cui si trovano (ATSDR). L'esposizione al lindano è stata valutata nella popolazione generale attraverso il dosaggio dell'isomero γ -HCH nel sangue, nel tessuto adiposo e nel latte materno. Tra gli isomeri dell'HCH, l'isomero β , per la sua maggiore stabilità, per la sua più elevata capacità di accumularsi nei tessuti grassi (da 10 a 30 volte superiore all'isomero γ) e per la sua più lenta eliminazione dall'organismo (5 volte inferiore agli altri isomeri), è presente in concentrazioni maggiori nei tessuti ed è pertanto più frequentemente misurato (22).

La valutazione degli effetti del lindano nei lavoratori professionalmente esposti, è stata fortemente limitata dal fatto che, nella maggiore parte degli studi, la popolazione presa in considerazione era costituita da lavoratori addetti alla produzione, formulazione e utilizzazione dei prodotti a base di lindano, contemporaneamente esposti ad altri pesticidi o ad altre sostanze chimiche. È quindi difficile correlare gli effetti riportati in questi studi ad una sostanza specifica. In ogni caso, i sintomi più frequentemente osservati sono a carico del sistema nervoso centrale e periferico e del fegato. È stata ipotizzata un'associazione tra il linfoma non-Hodgkin e l'uso agricolo del lindano (23, 24). Ancora non conclusivi sono gli studi sull'associazione tra presenza di organoclorurati nel tessuto adiposo e tumore alla mammella. Di grande interesse sono gli effetti endocrini e riproduttivi di queste sostanze. La presenza di organoclorurati nei tessuti riproduttivi femminili è stata associata al rischio di infertilità e di esiti negativi della gravidanza (aborto, parto prematuro).

Esistono scarsi dati quantitativi per correlare i livelli dei differenti isomeri dell'HCH nei tessuti o fluidi umani con i livelli ambientali. Il livello di lindano nel sangue sembra diminuire molto dopo l'esposizione, mentre l'isomero β persiste nel sangue molto più a lungo rispetto agli altri isomeri per via della sua maggiore persistenza e capacità di accumulo nei tessuti.

Biomonitoraggio umano nella valle del Sacco

La determinazione del carico corporeo di inquinanti persistenti, tra i quali i vari isomeri dell'HCH, PCB e diossine, è la migliore stima dell'esposizione, anche pregressa, a questi inquinanti, e rappresenta il parametro più affidabile per effettuare un'adeguata caratterizzazione del rischio tossicologico associato. L'analisi dei livelli corporei, effettuata su tessuti o fluidi biologici, consente infatti di definire la reale "dose interna" di queste sostanze, tenendo conto delle trasformazioni metaboliche e dei processi di bioaccumulo che determinano, nel corpo umano, concentrazioni e profili di carico inquinante che possono essere notevolmente differenti da quelli che caratterizzano matrici ambientali e alimentari. È questo il caso degli isomeri dell'HCH, tra i quali l'isomero β , e dei PCB, presenti nel corpo umano in miscele complesse di decine di congeneri che comprendono anche i congeneri a più elevata tossicità (diossina-simili) in concentrazioni notevolmente superiori rispetto alle matrici ambientali.

Disegno dello studio e criteri di arruolamento

È in corso uno studio epidemiologico trasversale con intervista personale su tre campioni di popolazione generale. Una frazione di popolazione, rispondente a specifici criteri di selezione, verrà sottoposta ad un prelievo ematico per la determinazione della concentrazione di sostanze tossiche.

La popolazione sarà composta per metà da uomini e donne, equamente distribuiti in due fasce di età (20-44 anni e 45-65 anni). Il prelievo verrà offerto ad una frazione delle persone partecipanti. Non saranno selezionati per il prelievo ematico le donne che hanno allattato per l'ultima volta meno di 15 anni prima del prelievo, le persone con una patologia tumorale in atto, e le persone che hanno perso più di 10 kg nell'arco di tre anni.

L'arruolamento avverrà tramite i medici di base delle ASL interessate. Verranno inizialmente identificati i medici di base disposti a collaborare. Successivamente, per ogni medico di base, verrà campionato dall'elenco degli assistiti un numero di soggetti proporzionale al numero stabilito per l'area a cui appartiene il medico. Il medico provvederà a contattare i soggetti campionati attualmente residenti nell'area identificata per invitarli a partecipare allo studio. Verrà attrezzato un ambulatorio dove, per i soggetti campionati e che avranno aderito allo studio con la firma di un consenso informato, verranno effettuati l'intervista e il prelievo ematico.

In totale la popolazione in studio sarà costituita da 440 individui, alla metà dei quali verrà effettuato il prelievo ematico. Sulla base dei risultati delle analisi ambientali e alimentari effettuate in seguito all'allarme sono state identificate tre aree con presumibile differente esposizione:

- *Area 1 (alto rischio)*: area situata lungo il fiume Sacco ad una distanza non superiore ad 1 km dal letto del fiume stesso. La popolazione di questa area è rappresentata per lo più dagli allevatori delle aziende contaminate, residenti nei Comuni di Colleferro, Gavignano, Segni, Sgurgola e Morolo. Da questa area saranno selezionate un totale di 240 persone.
- *Area 2 (medio rischio)*: area dello scalo di Colleferro più i residenti nell'area entro 1 km dal complesso industriale. Saranno selezionate un totale di 100 persone.
- *Area 3 (non esposti)*: area distante dal fiume identificata nei centri abitati dei Comuni di Segni e Gavignano. Saranno selezionate un totale di 100 persone.

Intervista e questionario

Ad ogni partecipante verrà somministrato un questionario sulla salute, con particolare attenzione ad alcune patologie per le quali si sospetta una relazione con gli inquinanti in studio (alterazioni immunologiche ed ematologiche, patologie epatiche e del sistema nervoso,

patologie respiratorie e allergiche). Verranno raccolte variabili utili per l'accertamento dell'esposizione e per il controllo del confondimento in fase di analisi, quali la dieta, le attività professionali, le esposizioni ambientali, la residenza, lo stile di vita, i dati antropometrici, ecc. Per le donne, l'intervista verterà anche sulla salute riproduttiva in termini di fertilità, di numero di aborti spontanei, di alterazioni del ciclo mestruale e di patologie specifiche legate all'apparato riproduttivo e tumori dell'apparato genitourinario.

Analisi degli inquinanti

Al campione di individui rispondenti ai criteri di selezione per il prelievo, verrà prelevata una quantità di sangue pari a circa 40 mL per la determinazione dei contaminanti ambientali. Il loro rilevamento verrà eseguito presso l'ISS secondo protocolli analitici validati internamente e in circuiti d'intercalibrazione internazionali.

Studi di coorte

Studio di coorte della popolazione residente

Al fine di studiare la relazione fra la residenza nell'area e le cause di morte e di ricovero, è in corso presso gli archivi degli Uffici anagrafici comunali l'arruolamento di uno studio di coorte della popolazione residente nei Comuni di Colleferro, Gavignano e Segni. La coorte includerà tutti i soggetti che siano stati residenti nell'area nel periodo 1/1/1972-30/11/2005 e avrà una numerosità stimata intorno ai 70.000 soggetti.

I Sindaci dei Comuni interessati hanno dato immediata disposizione agli uffici anagrafici di competenza per una fattiva collaborazione con il responsabile scientifico del progetto. Sono state acquisite tutte le informazioni relative alle modalità di archiviazione dei residenti, alla eventuale presenza di sistemi informatizzati e alle caratteristiche dei sistemi e/o archivi cartacei. È stato quindi sviluppato un software per l'acquisizione e la gestione dei dati anagrafici. Nell'autunno 2005 è stato condotto uno studio "pilota" presso il Comune di Segni al fine di identificare gli eventuali problemi e le difficoltà nella rilevazione dei dati, e di stimare il tempo necessario per la rilevazione e l'archiviazione dei dati.

La rilevazione è iniziata a regime in tutti e tre i Comuni all'inizio del 2006; per ogni soggetto vengono acquisiti cognome, nome, sesso, data di nascita, storia residenziale. Per i periodi in cui non esisteva l'archivio informatizzato è necessario integrare le informazioni con l'archivio cartaceo (variazioni di indirizzo, decessi, emigrazioni). È stato riscontrato che, nei diversi comuni, la disponibilità, le modalità di accesso e in generale le caratteristiche dei dati erano non omogenee tra loro. In particolare, l'informatizzazione/acquisizione dei dati anagrafici presso il Comune di Colleferro ha presentato particolari difficoltà a causa della frequente (30% circa) incompletezza delle informazioni riportate sull'archivio cartaceo relativamente alla data di cambio di residenza; sarà necessario recuperare queste informazioni dall'archivio cartaceo degli stati di famiglia e ciò dilaterà notevolmente i tempi di registrazione.

Coorte dei lavoratori

È in corso l'aggiornamento del follow-up dei due precedenti studi di coorte di lavoratori del complesso industriale ex "SNIA_BPD" di Colleferro (1, 2).

Conclusioni

La contaminazione ambientale di numerose aree agricole della valle del fiume Sacco ha prodotto danni economici rilevanti per l'economia locale. La pratica di smaltimento dei rifiuti tossici in modo incontrollato ha prodotto danni ambientali ingenti. L'interrogativo rilevante è se, e in quale misura, questo inquinamento ambientale si sia tradotto in una esposizione a sostanze tossiche per la popolazione e se a questa esposizione siano seguiti danni per la salute.

Bibliografia

1. Rapiti E, Fantini F, Dell'Orco V, Fano V, Blasetti F, Bracci C, Forastiere F, Comba P. Cancer mortality among chemical workers in an Italian plant. *Eur J Epidemiol* 1997;13(3):281-5.
2. Blasetti F, Bruno C, Comba P, Fantini F, Grignoli M. Studio di mortalità dei lavoratori addetti alla costruzione di carrozze ferroviarie a Colleferro. *Med Lav* 1990;81(5):407-13.
3. Palange S, Ascoli V, Carnovale-Scalzo C, Forastiere F, D'Ippoliti D, Lo Presti E, Di Domenicantonio R, Pasetto R, Perucci CA. Stime di incidenza del mesotelioma pleurico nel Lazio, 1997-2000. *Med Lav* 2004;95(1):45-54.
4. Wrensch M, Bondy ML, Wiencke J *et al.* Environmental risk factors for primary malignant brain tumors: a review. *J Neurooncol* 1993;17:47-64. Disponibile all'indirizzo: http://www.asplazio.it/asp_online/att_ospedaliera/sio/sio_rapporti.php?sio=rapporti; ultima consultazione 06/06/2006.
5. Garabrant DH, Held J, Langholz B *et al.* DDT and related compounds and risk of pancreatic cancer. *J Natl Cancer Inst* 1992;84:764-71.
6. Saracci R, Kogevinas M, Bertazzi PA *et al.* Cancer mortality in workers exposed to chlorophenoxy herbicides and chlorophenols. *Lancet* 1991;338:1027-32.
7. Semchuk K, Love E. Effects of agricultural work and other proxy-derived case-control data on Parkinson's disease risk estimates. *Am J Epidemiol* 1995;141:747-54.
8. Rogan WJ, Gladen BC. PCBs, DDE, and child development at 18 and 24 months. *Ann Epidemiol* 1991;1:407-13.
9. Savitz DA, Olshan AF, Gallagher K. Maternal occupation and pregnancy outcome. *Epidemiology* 1996;7:269-74.
10. Karmaus W, Wolf N. Reduced birthweight and length in the offspring of females exposed to PCDFs, PCP, and Lindane. *Environ Health Perspect* 1995;103:1120-5.
11. Sunyer J, Torrent M, Munoz-Ortiz L, Ribas-Fito N, Carrizo D, Grimalt J, Anto JM, Cullinan P. Prenatal dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE) and asthma in children. *Environ Health Perspect* 2005;113(12):1787-90.
12. Sestini P, De Sario M, Bugiani M, Bisanti L, Giannella G, Kaisermann D, Frasca G, Lombardi E, Petronio MG, Dell'Orco V, Indinnimeo L, Brunetti L, La Grutta S; Gruppo Collaborativo SIDRIA-2. Frequency of asthma and allergies in Italian children and adolescents: results from SIDRIA-2. *Epidemiol Prev* 2005; 29(2 Suppl.):24-31.
13. Davis DL, Gottlieb MB, Stampnitzky JR. Reduced ratio of male to female births in several industrial countries: a sentinel health indicator? *JAMA* 1998;279(13):1018-23.
14. International Agency for Research on Cancer. *Overall evaluations of carcinogenicity*. Lyon: IARC; 1987. (IARC Monographs vol. 1 to 42. Suppl. no. 7).
15. International Agency for Research on Cancer. *Occupational exposures in insecticide application and some pesticides*. Lyon: IARC; 1991. (IARC Monographs vol. 53).

16. World Health Organization. *DDT and its derivatives*. Geneva: WHO; 1979. (Environmental Health Criteria no. 9).
17. International Agency for Research on Cancer. Polychlorinated dibenzo-*para*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. Lyon: IARC; 1997. vol. 69.
18. World Health Organization. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans..* Geneva: WHO; 1989. International Programme on Chemical Safety. (Environmental Health Criteria no. 88).
19. International Agency for Research on Cancer. *Beryllium, cadmium, mercury, and exposures in the glass manufacturing industry*. Lyon: IARC; 1994. vol. 58.
20. Saxena MC, Siddiqui MKJ., Bhargava TD, Krishina Murti CR, Kutty D. Placental transfer of pesticides in humans. *Arch Toxicol* 1981;48:127-34.
21. Czaja K, Ludwicki JK, Goralczyk K *et al.* Effect of age and number of deliveries on mean concentration of organochlorine compounds in human breast milk in Poland. *Bull Environ Contam Toxicol* 1997; 59:407-413
22. Traina ME, Urbani E, Rescia M, Mantovani A. *L'insetticida Lindano: identificazione dei rischi possibili per la riproduzione umana*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2001. (Rapporti ISTISAN 01/03).
23. Cantor KP, Blair A, Everett G, Gibson R, Burmeister LF, Brown LM, Schuman L, Dick FR. Pesticides and other agricultural risk factors for non-Hodgkin's lymphoma among men in Iowa and Minnesota. *Cancer Res* 1992;52:2447-55.
24. Blair A, Cantor KP, Zahm SH. Non-Hodgkin's lymphoma and agricultural use of the insecticide lindane. *Am J Ind Med* 1998;33:82-7.

INCIDENZA DEI TUMORI MALIGNI IN UN QUARTIERE DI GENOVA SEDE DI UN IMPIANTO SIDERURGICO (1986-1998)

Valerio Gennaro (a), Claudia Casella (a), Elsa Garrone (a) e Maria Antonietta Orengo (a), Antonella Puppo (a), Emanuele Stagnaro (b), Paolo Viarengo (a), Marina Vercelli (a, c)
(a) *Epidemiologia Descrittiva, Istituto Nazionale Ricerca sul Cancro, Genova*
(b) *Epidemiologia Ambientale e Biostatistica, Istituto Nazionale Ricerca sul Cancro, Genova*
(c) *Dipartimento di Scienze della Salute, Università degli Studi, Genova*

Introduzione

Già nel 1989 gli studi di Pope (1-4) avevano evidenziato una forte e positiva relazione tra polveri respirabili (diametro inferiore od uguale a 10 micron o PM₁₀) emesse dagli impianti siderurgici ed effetti sulla salute misurati in termini di giornate di assenza da scuola e dal lavoro, ricoveri ospedalieri per patologie respiratorie, cardiovascolari e mortalità complessiva.

In letteratura scientifica i più noti inquinanti atmosferici (quali NO_x, CO e PM₁₀) sono stati correlati con mortalità e morbosità per numerose patologie (5-9), con i ricoveri ospedalieri (10-16) e con l'incidenza dei tumori maligni nella popolazione generale (17-21).

Anche i nostri recenti studi sulla popolazione di Cornigliano (22) hanno rilevato gravi problemi sanitari come l'aumento della mortalità per tutte le cause, per tutti i tumori e per i ricoveri dovuti a malattie respiratorie (oltre ad un aumento dell'incidenza dei tumori, il cui approfondimento è obiettivo di questo articolo).

A Cornigliano (Genova) è attivo fin dal 1954 un impianto siderurgico a ciclo integrale con annessa cokeria. Il quartiere è attraversato da una strada ad elevato traffico veicolare. L'alta densità abitativa, l'elevato grado di immigrazione (23) (Tabella 1) e la presenza della zona industriale, hanno contribuito a classificarlo come zona ad elevato grado di deprivazione (24, 25).

Già da molti anni la popolazione del quartiere si rivolgeva alle Autorità e alla Magistratura auspicando la fine della persistente fonte industriale di inquinamento atmosferico (Figura 1); ma solo dal febbraio 2002 la cokeria è stata definitivamente spenta anche sulla base di evidenze di chimica ed epidemiologia ambientale.

Scopo della nostra indagine epidemiologica è studiare l'incidenza delle neoplasie in questa popolazione.

Soggetti, materiali e metodi

Nel periodo 1986-2000 i residenti nel quartiere di Cornigliano sono scesi da 18.058 a 15.431, ma costituiscono sempre il 2,5% circa dell'intera popolazione della città (Tabella 1) per effetto della analoga riduzione (intorno al 13%) osservata nell'intero Comune di Genova. Il quartiere è caratterizzato da una maggiore presenza di soggetti proveniente dal sud Italia rispetto al resto della città (26% vs 15%) e la quota di residenti immigrati dall'estero è cresciuta più che nel resto del Comune (108% vs 37%) (24, 25).

Tabella 1. Distribuzione complessiva e per area di nascita della popolazione a Cornigliano e nel resto della città di Genova (1986 e 2000)

Anno	Area di residenza	Nati per area di nascita (%)									
		Genova		Nord + centro		Sud + isole		Estero		Totale	
		n.	%	n.	%	n.	%	n.	%	n.	%
1986	Cornigliano	9.253	51,2	3.411	18,9	4.967	27,5	427	2,4	18.058	100 (2,5%)
	resto di Genova	418.871	59,0	159.033	22,4	111.617	15,7	19.848	2,8	709.369	100 (97,5)
2000	Cornigliano	8.328	54,0	2.082	13,5	4.132	26,7	889	5,8	15.431	100 (2,4)
	resto di Genova	387.578	62,8	110.997	18,0	91.194	14,7	27.166	4,4	616.935	100 (97,6)

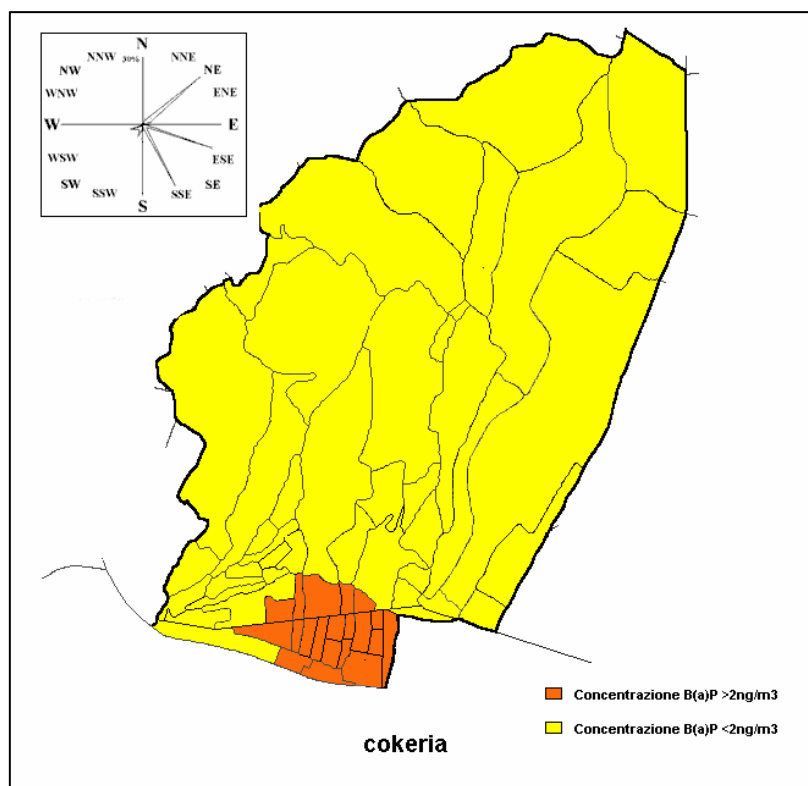


Figura 1. Circonscrizione di Cornigliano divisa nelle sue 63 unità di censimento, collocazione della cokeria e individuazione delle aree a maggior ($\geq 2 \text{ ng/m}^3$) e minor inquinamento ($< 2 \text{ ng/m}^3$) in base alla concentrazione di B(a)P

Si fornisce l'elenco provvisorio (in ordine alfabetico) delle sostanze chimiche emesse in atmosfera da una acciaieria (aggiornamento 2001) come illustrato nella relazione di Valerio Gennaro CTU per la Procura di Genova. In evidenza le sostanze cancerogene certe e probabili secondo IARC 2004:

Acidi carbossilici	Mercaptani
Acido cianidrico	Mercurio
Acido solforico	Metano
Aldeidi alifatiche e aromatiche	Nebbie oleose
Ammine alifatiche e aromatiche	Nichel
Ammoniaca	Ossidi di azoto
Antimonio	Ossidi di zolfo
Anidride carbonica	Ossido di carbonio
Arsenico	Palladio
Benzene	Piombo
Cadmio	Platino
Composti eterociclici dell'azoto	Polveri fini (PM ₁₀)
Composti eterociclici dell'ossigeno	Polveri totali sospese
Composti eterociclici dello zolfo	Rame
Composti organici volatili	Rodio
Cromo III	Selenio
Cromo VI	Silice
Fenoli	Solfuro di carbonio
Ferro	Stagno
Fluoruri	Tallio
Idrocarburi Alifatici	Tellurio
Idrocarburi policiclici aromatici	Tiocianati
totali	Toluene
Idrossido di sodio	Vanadio
Manganese	Xilene

Il Registro Tumori della Regione Liguria ha fornito per il periodo 1986-1998 i dati di incidenza dei residenti nel Comune di Genova che sono stati analizzati per sesso, età, sede di neoplasia e area di residenza (Cornigliano vs resto di Genova). È stato calcolato il Rapporto Standardizzato di Incidenza (SIR) e i relativi IC 95% per il totale dei tumori e per le principali sedi. Per tutti i tumori e per i tumori del sistema emolinfopoietico sono stati calcolati i SIR per grandi gruppi di età (0-34, 35-64 e 65 anni e oltre).

Risultati

Nel periodo 1986-1998, nei maschi di Cornigliano (Tabella 2) si è osservato un significativo incremento del rapporto standardizzato d'incidenza per tutti i tumori (SIR 110), laringe (SIR 149), sistema emolinfopoietico (SIR 137), encefalo e sistema nervoso centrale (SIR 171). Rischi elevati (ns) sono stati rilevati anche per i tumori del colon-retto (SIR 107), vescica (SIR 109), leucemie (SIR 150) e linfomi non Hodgkin (LNH) (SIR 136).

Nelle femmine non sono emersi rischi statisticamente significativi.

L'analisi per grandi classi d'età (Tabella 3) evidenzia rischi significativamente elevati per il complesso dei tumori tra i maschi con età inferiore ai 35 anni (SIR 172) e compresa tra i 35 e 64 anni (SIR 112); mentre per i tumori del sistema emolinfopoietico il rischio risulta elevato nei maschi al di sotto dei 35 anni (SIR 204) e in quelli con più di 65 (SIR 142).

La Figura 2 mostra i SIR per il totale dei tumori maligni (ICD 140-208) per sesso, anno di diagnosi (1986-1998) e classi d'età (0-34; 35-64; 65+). A Cornigliano il rischio maggiore si evidenzia in entrambi i sessi, ma solo nei giovani (0-34 anni). Nei *maschi* si osserva un rischio

aumentato nel periodo 1988-1993, mentre nelle *femmine* si registra un picco dell'incidenza nell'anno 1987 con un aumento assai meno evidente nel periodo 1992-1997.

L'analisi per classi quinquennali e decennali d'età (Tabella 4) evidenzia eccessi statisticamente significativi nei *maschi* per tutti i tumori (età 25-29 e 65-69); encefalo (30-34); polmone (45-49); laringe (55-59) e colon-retto (60-64). Nelle *femmine* sono aumentati i tumori al polmone (età 40-44); pleura (50-54) e mammella (65-74). In entrambi i sessi i linfomi non Hodgkin sono aumentati nella classe decennale 65-74.

Tabella 2. Casi osservati (Oss.) e attesi (Att.). Rapporti Standardizzati d'Incidenza (SIR) e Intervalli di Confidenza al 95% (IC 95%) a Cornigliano vs resto di Genova (1986-1998)

ICD-IX	Sede di tumore	Maschi				Femmine			
		Oss.	Att.	SIR	IC 95%	Oss.	Att.	SIR	IC 95%
140-208	Tutti i tumori maligni	821	744,6	110	103-118	655	644,4	102	94-110
151	Stomaco	33	36,4	91	62-127	34	28,0	122	84-170
153-154	Colon, retto, intestino NAS	95	88,5	107	87-131	92	86,4	106	86-131
155-156	Fegato e colecisti	33	29,6	111	77-157	24	26,3	91	58-136
157	Pancreas	18	17,2	105	62-165	25	19,8	126	82-186
161	Laringe	35	23,4	149	104-208	2	2,0	99	12-359
162	Polmone	168	148,2	113	97-131	32	32,3	99	68-140
163	Pleura	11	12,1	91	45-163	6	3,4	178	65-387
174	Mammella					169	164,7	103	88-119
185	Prostata	74	77	96	75-120				
188, 233.7, 236.7, 239.4	Vescica	93	85,1	109	88-134	23	22,2	104	66-155
191-192,239.6	Encefalo e altri SNC	17	10,0	171	100-274	10	9,8	102	49-188
199	Sede sconosciuta	26	18,9	138	90-202	23	17,9	129	82-193
200-208	Sistema Emolinfopoietico	71	51,8	137	107-173	50	47,8	105	78-138
201	Linfomi Hodgkin	5	4,4	115	37-267	5	3,5	144	47-335
200,202	Linfomi non Hodgkin	30	22,0	136	92-194	25	21,6	116	75-171
203	Mielomi	12	9,4	128	66-223	5	8,9	56	18-131
204-208	Leucemie	24	16,0	150	96-224	15	13,7	109	61-180

Tabella 3. Tumori maligni e tumori del Sistema Emolinfopoietico: casi osservati (Oss.) e attesi (Att.), Rapporti Standardizzati Incidenza (SIR) e Intervalli di Confidenza al 95% (IC 95%) a Cornigliano vs resto di Genova per gruppi di età (1986-1998)

Cause	Classe di età	Maschi				Femmine			
		Oss.	ATT.	SIR	IC 95%	Oss.	ATT.	SIR	IC 95%
Tumori Maligni (ICD-IX 140-208)	0-34 anni	28	16,28	172	113-251	17	15,89	107	62-173
	35-64 anni	286	255,36	112	100-127	217	223,71	97	84-111
	≥ 65 anni	507	478,3	106	97-115	421	404,8	104	94-114
	Tutte le età	821	749,94	109,4*	102-117	655	644,4	101*	94-110
Tumori Sistema Emolinfopoietico (ICD-IX 200-208)	0-34 anni	12	5,88	204	104-364	6	4,03	149	54-332
	35-64 anni	20	18,87	106	65-165	12	13,79	87	45-153
	≥ 65 anni	39	27,46	142	100-196	32	29,9	107	73-151
	Tutte le età	71	52,21	136*	108-173	50	47,72	104*	79-138

* Il valore dei SIR differisce lievemente rispetto ai valori in Tabella 3 per il confondimento residuo dovuto alla differente divisione in gruppi di età.

Tabella 4. Rapporto Standardizzato d'Incidenza (SIR), casi osservati e attesi per tumori maligni diagnosticati nel periodo con aumenti statisticamente significativi (IC 95%) in specifiche classi d'età e sesso (1986-1998)

Età	Sede di tumore	Osservati	Attesi	SIR	IC 95%
Maschi					
< 29	Tutti tumori	10	3.64	275	129 - 521
30-34	Encefalo	3	0.35	857	156 - 3117
45-49	Polmone	10	3.98	251	118 - 474
55-59	Laringe	8	3.35	239	101 - 485
60-64	Colon-retto	21	12.65	166	102 - 257
65-69	Tutti tumori	157	126.61	124	105 - 145
Femmine					
40-44	Polmone	3	0.413	727	136 - 2513
50-54	Pleura	2	0.188	1063	110 - 5326
65-69	Mammella	30	20.13	149	100 - 215

È stato riscontrato un aumento statisticamente significativo anche per l'aggregazione decennali di età (65-74) per i tumori alla mammella e linfomi non Hodgkin (in entrambi i sessi)

Discussione

In letteratura molte patologie neoplastiche e non neoplastiche sono già associate con gli inquinanti emessi in atmosfera dagli impianti siderurgici (1-4, 19, 20, 26-28).

Molte sono le sostanze emesse da tale tipo di impianti, incluse le emissioni della cokeria (benzene, B(a)P e altri composti) (29). Diversi studi correlano l'esposizione al benzene e ai solventi all'incremento di neoplasie del sistema emolinfopoietico (30-37), soprattutto per le leucemie mieloidi acute. Le esposizioni prevalentemente professionali sono state associate anche ad altri tipi di danno, sia tumorale (incremento di tumori cerebrali nei verniciatori) (38), sia non tumorale (danni organici cerebrali quali demenza e atrofia cerebrale in soggetti professionalmente esposti e con abituale consumo di alcol) (39). Relativamente al rischio da B(a)P e altri composti policiclici aromatici, sono citati incrementi di rischio soprattutto per neoplasie polmonari, laringee e vescicali (40-46).

Tra le sostanze emesse dall'impianto siderurgico di Cornigliano sono riportati composti metallici (cadmio, vanadio, zinco, cromo...) e non metallici (silicio, magnesio, calcio...). Alcuni agenti – quali arsenico, cromo, nichel, piombo, vanadio, cadmio – sono considerati mutageni e cancerogeni per l'uomo dallo IARC (Gruppo 1 e 2) (47). Per quest'ultimo, però, recentemente è stata messa in discussione l'associazione con i tumori al polmone e alla prostata (48).

Questo studio sull'incidenza dei tumori evidenzia un maggior rischio per la popolazione maschile. Tale risultato suggerirebbe un effetto dell'esposizione professionale in molti residenti nel quartiere di Cornigliano. Tuttavia la maggior incidenza registrata nei maschi giovani (0-34 anni) fa ipotizzare una esposizione ambientale piuttosto che un'esposizione lavorativa (i cui effetti negativi sono più visibili tra gli anziani).

Un nostro precedente studio ecologico sulle neoplasie del sistema emolinfopoietico (19) rilevava un maggior rischio per leucemie e LNH nei maschi del quartiere, ma non evidenziava significative associazioni con la distanza dalla cokeria.

Un'altra indagine sulla distribuzione spaziale dell'incidenza delle neoplasie polmonari nelle donne (20) ha evidenziato un aumento di casi nelle vicinanze della cokeria.

In entrambi gli studi (19-20) sono stati osservati rischi più elevati nell'area est del quartiere, sede di una grande fonderia (fino al 1987).

Altri precedenti studi orientati all'analisi della *mortalità* di Cornigliano nel periodo 1988-2001, hanno mostrato che la *mortalità complessiva* nei maschi (SMR 123; N=1684) e nelle femmine (SMR 148; N=2160) risulta costantemente superiore (Figura 2) al *resto di Genova*. Un *pattern* simile, pur se meno evidente, si riscontra anche nell'andamento complessivo della mortalità per *tumori maligni* nei maschi (SMR 117).

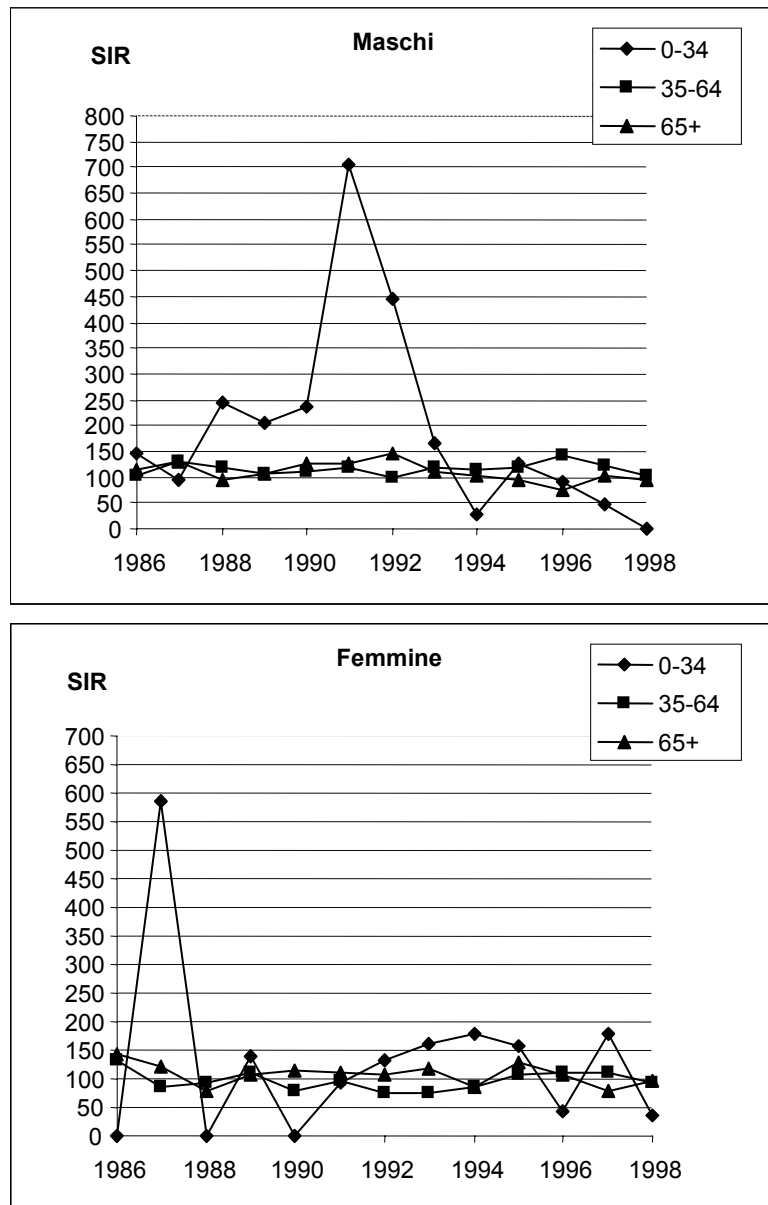


Figura 2. SIR per tumori maligni (ICD 140-208) per sesso, anno di diagnosi (periodo 1986-1998) e classe d'età (0-34; 35-64; 65+). Cornigliano vs resto di Genova

Conclusioni

Pur considerando che l'elevato livello di deprivazione dell'area può aver influenzato gli incrementi osservati, e che la natura ecologica dello studio non consente di misurare l'effetto confondente di eventuali esposizioni individuali, questo studio di incidenza dei tumori conferma i risultati delle nostre indagini preliminari (49, 50). In particolare si evidenziano aumenti dell'incidenza dei tumori totali, in specifiche sedi e in specifiche classi di età.

Tale risultato sembra suggerire che le emissioni inquinanti, costituite da molteplici sostanze tossiche e cancerogene, nonché le loro possibili interazioni abbiano avuto un ruolo importante nell'aumentare la frequenza di tumori nella popolazione di Cornigliano.

Infatti, l'inquinamento atmosferico da benzo(a)pirene e altre sostanze è conosciuto essere associato a gravi malattie come il tumore polmonare da oltre 50 anni e che, in una recente estensione dello studio dell'American Cancer Society, questa associazione è stata quantificata in termini di precisa relazione dose-risposta dimostrando che *ogni* incremento di 10 µg/m³ di particolato fine (PM_{2,5}) è associato ad un incremento rispettivamente del 4%, 6% e 8% della mortalità per tutte le cause, per le patologie cardiopolmonari e per i tumori polmonari (4, 51).

In definitiva si ritiene che l'aver eliminato le emissioni provenienti dalle cokerie, riconosciute fonti di inquinamento atmosferico da polveri, benzene, benzo(a)pirene, ossido di carbonio (CO), biossido di zolfo (SO₂) e altri agenti tossici e cancerogeni, sia uno dei principali elementi a cui attribuire la riduzione dei ricoveri per malattie respiratorie nei giovani della classe di età 0-14 (22) anche se sarebbe molto utile pianificare ulteriori indagini. In particolare, per quantificare i reali effetti sanitari di queste esposizioni ambientali si propone di:

- confrontare le *sottoaree* di Cornigliano a differente livello di esposizione ambientale, alla luce del censimento qualitativo e quantitativo degli inquinanti per controllare, se non annullare, l'effetto confondente dello stato socio economico;
- valutare il ruolo svolto dalla durata della residenza nel quartiere;
- effettuare studi caso-controllo per patologie specifiche (sistema emolinfopoietico, tumori dell'encefalo, sistema nervoso centrale, ecc.) allo scopo di valutare altri possibili fattori di rischio e/o confondenti (esposizioni occupazionali, abitudini di vita, familiarità, ecc.);
- quantificare la possibile sottostima del rischio di tumore della popolazione residente a Cornigliano, sottostima correlata all'effetto "immigrato a minor rischio" in relazione al luogo di nascita;
- quantificare la possibile sottostima del rischio di tumore nella popolazione di Cornigliano, conseguente alla successiva emigrazione verso altre aree (resto di Genova, sud Italia, estero, ecc.).

Ringraziamenti

Si ringraziano per la collaborazione nella produzione dei dati: Enza Marani, Maria Vittoria Celesia, Anna Maria Grondona, Giovanna Giachero, Roberta Cogno, Simone Manenti per il Registro Tumori Liguria e Daniela Cappellano e Francesco Ricci per il Registro Mortalità Liguria. Ringraziamo inoltre Sergio Vigna per aver consentito l'uso del DataBase SDO Liguria e Paolo Arvati (Comune Genova) per la collaborazione nella identificazione dei casi. Ringraziamo infine Stefano Parodi per gli utili suggerimenti in fase di disegno e analisi degli studi.

Bibliografia

1. Pope CA. Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah Valley. *Am J Public Health* 1989;79:623-8.
2. Pope CA. Particulate pollution and health: a review of Utah Valley experience. *J Exp Anal Environ Epidemiol* 1996;6(1):23-34.
3. Pope CA. Adverse health effects of air pollutants in a nonsmoking population. *Toxicology* 1996; 17,111(1-3):149-55.
4. Pope CA 3rd, Burnett RT, Thun MJ *et al.* Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002;287(9):1132-41.
5. Biggeri A, Bellini P, Terracini B. Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution. *Epidemiol Prev* 2001;25(suppl.):1-72.
6. Biggeri A, Bellini P, Terracini B, Gruppo MISA. Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution 1996-2002 - MISA. *Epidemiol Prev* 2004;28(Suppl. 4,5):4-84.
7. Hong YC, Lee JT, Kim H, Kwon HJ. Air pollution: a new risk factor in ischemic stroke mortality. *Stroke* 2002;33(9):2165-9.
8. Kunzli N, Kaiser R, Medina S *et al.* Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000 2;356(9332):795-801.
9. Zanetti R, Rosso S. *Fatti e cifre dei tumori in Italia*. Roma: Il Pensiero Scientifico ed.; 2003.
10. D'Ippoliti D, Forastiere F, Ancona C *et al.* Air pollution and myocardial infarction in Rome: a case-crossover analysis. *Epidemiology* 2003;14(5):528-35.
11. Fusco D, Forastiere F, Michelozzi P *et al.* Air pollution and hospital admissions for respiratory conditions in Rome, Italy. *Eur Respir J* 2001;17(6):1143-50.
12. Galan I, Tobias A, Banegas JR, Aranguiz E. Short-term effects of air pollution on daily asthma emergency room admissions. *Eur Respir J* 2003; (5):802-8.
13. Migliaretti G, Cavallo F. Urban air pollution and asthma in children: *Pediatr Pulmonol* 2004; 38(3):198-203.
14. Hrubá F, Fabianova E, Koppová K, Vandeberg JJ. Childhood respiratory symptoms, hospital admission, and long-term exposure to airborne particulate matter. *J Exp Anal Environ Epidemiol* 2001;11(1):33-40.
15. Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J *et al.* Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: result from APHEA2 project. Air pollution and health: a European approach. *Am J Respir Crit Care Med* 2001 15;164 (10 pt 1):1860-6.
16. Janssen NA, Schwartz J, Zanobetti A, Suh HH. Air conditioning and source-specific particles as modifiers of the effect of PM10 on hospital admission for heart and lung disease. *Environ Health Perspect* 2002;110(1):43-9.
17. Katsouyanni K, Pershagen G. Ambient air pollution exposure and cancer. *Cancer Causes Control* 1997;8:384-91.
18. Dolk H, Thakrar B, Walls P *et al.* Mortality among residents near cokeworks in Great Britain. *Occup Environ Med* 1999;56(1):34-40.
19. Parodi S, Vercelli M, Stella A, Stagnaro E, Valerio F. Lymphohaematopoietic system cancer incidence in an urban area near a coke oven plant: an ecological investigation. *Occup Environ Med* 2003;60(3):187-93.
20. Parodi S, Stagnaro E, Casella C *et al.* M. Lung cancer in an urban area in Northern Italy near a coke oven plant. *Lung Cancer* 2005;47:155-64.

21. Vineis P, Forastiere F, Hoek G, Lipsett M. Outdoor air pollution and lung cancer: recent epidemiologic evidence. *Int J Cancer* 2004 20;111(5):647-52.
22. Casella C, Garrone E, Gennaro V *et al.* Health conditions of the general population living near a steel plant. *Epidemiol Prev* 2005; 29 (suppl. 5,6):77-86.
23. *Annuario Statistico, Comune di Genova - anno 2002*. Genova: Unità Organizzativa Statistica; 2002.
24. Testi A, Ivaldi E, Busi A. An index of material deprivation for geographical areas. In: *Discussion papers*. Dipartimento di Economia e Metodi quantitativi, n. 23, giugno 2004. Genova: Università degli Studi; 2004.
25. Testi A, Ivaldi E. Quali bisogni per le politiche sociali locali. Una proposta di indicatore di deprivazione per valutare le condizioni socioeconomiche a livello di aree sottocomunali. In: Benevolo C. (Ed.). *Fare impresa sociale in Liguria. Un percorso tra organizzazioni, bisogni e mercati*. Alessandria: Edizioni Impressioni Grafiche; 2004.
26. Pless-Mulloli T, Phillimore P, Moffatt S *et al.* Lung cancer, proximity to industry, and poverty in northeast England. *Environ Health Perspect* 1998;106:189-96.
27. Dolk H, Thakrar B, Walls P *et al.* Mortality among residents near cokeworks in Great Britain. *Occup Environ Med* 1999;56:34-40.
28. Lambert TW, Lane S. Lead, arsenic and polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and house dust in the communities surrounding the Sydney, Nova Scotia, Tar Ponds. *Environ Health Perspect* 2004;112:35-41.
29. Valerio F, Stella A, Daminelli E. Identification of polycyclic aromatic hydrocarbons and benzene sources: the Genoa-Cornigliano experience. *Epidemiol Prev* 2005;29 (suppl. 5,6):70-6.
30. International Agency for Research on Cancer. *IARC Monograph on the evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Some Industrial Chemicals and Dyestuffs*. World Health Organization. Lyon: IARC; 1982. p. 94-148.
31. Savitz DA, Andrews KW. Review of epidemiologic evidence on benzene and hematopoietic cancers. *Am J Ind Med* 1997;31:287-95.
32. Woodruff TJ, Caldwell J, Cogliano VJ *et al.* Estimating cancer risk from outdoor concentrations of hazardous air pollutants in 1990. *Environ Res* 2000;82:194-206.
33. Duarte-Davidson R, Courage C, Rushton L *et al.* Benzene in the environment: an assessment of the potential risk to health of the population. *Occup Environ. Med.* 2001;58:2-13.
34. Westley-Wise VJ, Stewart BW, Kreis I *et al.* Investigation of cluster of leukemia in the Illawarra region of New South Wales, 1989-96. *Med J Aust* 1999;171:178-83.
35. Forastiere F, Perucci CA, Di Pietro A *et al.* Mortality among urban policemen in Rome. *Am J Ind Med Health* 1994;26:785-98.
36. Lagorio S, Forastiere F, Iavarone I *et al.* Mortality of filling station attendants. *Scand J Work Environ Health* 1994;20:331-8.
37. O'Connor SR, Farmer PB, Lauder I. Benzene and non-Hodgkin's lymphoma. *J Pathol* 1999;189: 448-53
38. Carozza SE, Wrensch M, Miike R *et al.* Occupation and adult gliomas. *Am J Epidemiol* 2000; 152(9):838-846.
39. Cherry NM, Labreche FP, Mc Donald JC. Organic brain damage and occupational solvent exposure. *Br J Ind Med* 1992;49(11):776-81.
40. Costantino JP, Redmond CK, Bearden A. Occupationally related cancer risk among coke oven workers: 30 years of follow-up. *Occup Environ Med* 1995;37:597-604.

41. Moulin JJ, Lafontaine M, Mantout B *et al.* Mortality due to bronchopulmonary cancers in workers of 2 foundries. *Rev Epidemiol Sante Publique* 1995;43(2):107-21.
42. Xu Z, Brown LM, Pan GW *et al.* Cancer risks among iron and steel workers in Anshan, China, Part II: Case-control studies of lung and stomach cancer. *Am J Ind Med* 1996;30(1):7-15.
43. Moolgavkar SH, Luebeck EG, Anderson EL. Estimation of unit risk for coke oven emissions. *Risk Anal* 1998;18:813-25.
44. Gaertner RRW, Thériault GP. Risk of bladder cancer in foundry workers: a meta-analysis. *Occup Environ Med* 2002; 59:655-663
45. Band P, Camus M, Henry J *et al.* Mortality rates within Sidney Nova Scotia. Ottawa, Ontario, Canada: Environmental Protection Service, Environment Canada; 2003.
46. Adzersen KH, Becker N, Steindorf K, Frentzel-Beyme R. Cancer mortality in a cohort of male German iron foundry workers. *Am J Ind Med.* 2003;43(3):295-305.
47. Verougstraete V, Lison D, Hotz P. Cadmium, lung and prostate cancer: a systematic review of recent epidemiological data. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2003;6(3):227-55.
48. Gennaro V, Bianchelli M, Lazzarotto A, Montanaro F, Viarengo P, Parodi S, Puntoni R, Stagnaro E, Casella C, Garrone E, Orengo MA, Puppo A, Vercelli M. Dalla conoscenza alla prevenzione primaria: industria siderurgica ed incidenza dei tumori in un quartiere di Genova (1986-1996). In atti del convegno: *Cause di morte e malattie nel comune di Venezia. Dalla conoscenza alla prevenzione: ipotesi per un programma di lavoro comune delle Istituzioni.* Venezia, giovedì 11.5.2004. Azienda ULSS n.12 Veneziana - Comune di Venezia.
49. Gennaro V, Casella C, Puppo A, Viarengo P, Vercelli M. Industria siderurgica ed incidenza dei tumori nella popolazione residente a Genova-Cornigliano (1986-1998). *Epidemiol Prev* 2005;Suppl.: 77-86.
50. Stocks P, Campbell JM. Lung cancer death rates among non-smokers and pipe and cigarette smokers; an evaluation in relation to air pollution by benzopyrene and other substances. *Br Med J* 1955; (4945):923-9.

ESPERIENZA DEL PIEMONTE: STUDIO EPIDEMIOLOGICO, *RISK ASSESSMENT*, VALUTAZIONE

Ennio Cadum (a), Daniela Rivetti (b), Moreno Demaria (a), Giovanna Berti (a)

(a) *Centro Regionale per l'Epidemiologia e La Salute Ambientale, ARPA Piemonte*

(b) *Dipartimento Prevenzione, Servizio di Igiene e Sanità Pubblica, ASL 19, Asti*

Introduzione

L'approccio complessivo ai problemi di salute presenti e futuri della popolazione residente in un'area contaminata da inquinanti riscontrati nell'aria, nelle acque o nei suoli non presenta, ad oggi, un'impostazione definita e concorde nella comunità scientifica, perlomeno non in quella italiana.

Le azioni che sono intraprese dipendono generalmente dalle competenze dei professionisti coinvolti, dal contesto sociale in cui si viene ad operare, dalla disponibilità o meno di risorse economiche o di personale, dai tempi entro i quali svolgere le possibili attività.

L'esperienza presentata, verificatasi in Piemonte nel 2000-2001, risente di tutte le variabili sopra menzionate e rappresenta un primo tentativo nella regione di coniugare un approccio epidemiologico con un approccio tossicologico previsionale (valutazione quantitativa del rischio, o *risk assessment* della letteratura anglosassone) in una situazione caratterizzata da un notevole grado di coinvolgimento emotivo della popolazione interessata.

Per quanto riguarda il cromo si tratta della maggiore stima nella popolazione delle concentrazioni eritrocitarie effettuata in Italia.

Contesto

Nel dicembre 1999, su segnalazione degli abitanti del quartiere San Fedele di Asti (Figura 1) e successive analisi chimico-fisiche condotte nel gennaio 2000 dall'ARPA Piemonte, viene riscontrata nelle acque dei pozzi del quartiere, che attingono dalla falda acquifera superficiale sottostante, una contaminazione da cromo esavalente e solventi clorurati con concentrazioni elevatissime, superiori ai limiti di legge per le acque potabili. Le concentrazioni di cromo esavalente (carcinogeno in classe 1 IARC), raggiungono in alcuni pozzi valori fino a 4000 volte superiori al limite normativo per le acque potabili. Anche le concentrazioni di solventi clorurati (carcinogeni possibili o probabili, presenti a seconda dei casi nelle classi 2a, 2b e 3 IARC) sono elevate (Tabella 1). L'origine dell'inquinamento viene identificato in uno stabilimento industriale presente a monte del quartiere, specializzato nella cromatura di componenti automobilistici.



Figura 1. Pianta di Asti e zona contaminata del quartiere San Fedele (area tratteggiata)

Tabella 1. Concentrazioni medie e massime dei solventi clorurati nei pozzi dell'acquifero superficiale sottostante l'area inquinata. San Fedele, gennaio 2000

Solvente	Codice CASRN	Concentrazione media ($\mu\text{g/L}$)	Concentrazione massima ($\mu\text{g/L}$)*
1,1 Dicloroetano	75-34-3	190	600
1,2 Dicloroetano e	107-06-2	190	600
1,1 Dicloroetilene	75-35-4	190	600
cis-1,2 Dicloroetilene	156-59-2	95	300
trans-1,2 Dicloroetilene	156-60-05	95	300
Diclorometano	75-09-2	190	600
1,2 Dicloropropano	78-87-5	190	600
1,1,1 Tricloroetano	71-55-6	190	600
1,1,2 Tricloroetano	79-00-5	190	600
Tricloroetilene	79-01-6	190	600
Tetracloroetilene	127-18-4	190	600
Totale solventi		1900	6000

* Ricontrata solo in alcuni pozzi.

Il cromo era passato nell'acquifero a causa della rottura parziale del fondo di una delle vasche di cromatura, per cause ancora non completamente accertate, ma probabilmente legate

agli eventi alluvionali che avevano interessato la Regione Piemonte e Asti nel 1999. I solventi clorurati, usati industrialmente per la sgrassatura dei pezzi da sottoporre successivamente a cromatura, non erano invece stati più usati dalla fine degli anni '80; nel periodo in utilizzo venivano eliminati parzialmente per sversamento diretto nel sottosuolo, con conseguente inquinamento della falda acquifera superficiale sottostante.

L'acquifero era utilizzato dalla popolazione residente nel quartiere mediante pozzi, a prevalente uso irriguo, ma tradizionalmente con discreta prevalenza di utilizzo anche a scopo potabile e igienico-sanitario (docce, bagni), soprattutto nella stagione estiva.

L'esposizione della popolazione alle due sostanze, in base ai dati disponibili, era pertanto differente: di brevissimo termine per il cromo, di lungo termine per i solventi.

Nel maggio 2000 viene costituita un'unità di crisi, presieduta dal Sindaco, per il coordinamento degli interventi di bonifica ambientale e di tutela sanitaria.

Per quanto riguarda le azioni di tutela sanitaria vengono proposte e approvate le seguenti azioni:

Analisi dello stato di salute corrente della popolazione residente ad Asti:

- valutazione dell'esposizione della popolazione nel quartiere;
- definizione dell'area contaminata e identificazione delle vie di esposizione;
- definizione tossicologica ed epidemiologica degli effetti connessi con le sostanze riscontrate;
- definizione dell'esposizione, mediante prelievo di campioni biologici dalla popolazione stessa;
- definizione e quantificazione previsionale delle patologie e dei relativi rischi correlati ai solventi (risk assessment) ;
- valutazione sulla necessità di un approccio epidemiologico analitico (follow-up delle patologie correlate);
- comunicazione del rischio alla popolazione sia durante sia alla conclusione dell'intervento;
- stesura di rapporti di studio per il Comune e la popolazione, sia in itinere sia conclusivi, di pubblico accesso.

Analisi dello stato di salute corrente della popolazione residente ad Asti

L'analisi dei dati di mortalità, oltre a costituire una valutazione indicativa della prevalenza della forza di mortalità delle principali patologie nella popolazione, ha permesso di valutare anche l'opportunità o meno di effettuare indagini più mirate di tipo analitico.

I risultati principali dell'analisi svolta sono riportati in Tabella 2.

Nessuno degli eccessi significativi di mortalità riscontrato presenta correlazioni conosciute con i fattori di rischio indagati (cromo e solventi).

Tra gli eccessi statisticamente non significativi sono tuttavia presenti alcune cause presenti in entrambi i sessi (sarcomi dei tessuti molli, linfomi, leucemie), che sarebbero potenzialmente riconducibili ai solventi, se fossero presenti anche nella popolazione in studio (limitata ad un solo quartiere), cosa impossibile da desumere dai dati aggregati a livello comunale disponibili.

Tabella 2. Mortalità nel Comune di Asti (1980-1994)

Sesso	Causa	Osservati	SMR	IC 95%
Rischi in eccesso statisticamente significativi				
Maschi	Malattia cardiopolmonare cronica	68	177,58	137,82-225,23
	Colecistite/colelitiasi	20	165,58	100,99-255,93
	Sist. circolatorio	2974	107,21	103,38-111,14
Femmine	T. maligni del colon	149	132,75	112,25-155,91
	Ipertensione	241	129,65	113,76-147,13
	Diabete mellito	254	122,73	108,07-138,82
	Bronchite, enfisema, asma	166	122,06	104,17-142,15
	Ghiandole endocrine	272	120,76	106,81-136,03
	Sist. circolatorio	3456	108,69	105,09-112,38
	M. cerebrovascolari	1188	108,03	101,96-114,36
	Tutte le cause	6465	103,25	100,75-105,81
Rischi in difetto statisticamente significativi				
Maschi	Morti alcol correlate	375	88,11	79,40-97,51
	Sist. nervoso e organi di senso	76	75,28	59,28-94,27
	Sintomi e stati morbosi mal definiti	72	54,53	42,65-68,71
	Pneumoconiosi	5	32,36	10,40-75,63
	AIDS	4	22,29	5,98-57,14
Femmine	Malformazioni congenite e perinatali	19	51,21	30,78-80,04
	Sintomi e stati morbosi mal definiti	89	36,73	29,48-45,22
Rischi con eccesso >5% statisticamente anche non significativi con più di 5 osservati				
Maschi	Malattie infettive intestinali	6	235,59	85,83-513,43
	Sarcomi tessuti molli	8	218,35	93,84-430,75
	T, maligni app, respiratorio	9	135,82	61,87-258,12
	Altri t, maligni della pelle	8	130,24	55,97-256,91
	Malformazioni congenite cardiovascolari	8	125,64	54,00-247,85
	Linfomi Hodgkin	11	124,52	61,98-223,03
	Ulcera gastrica e duodenale	41	111,59	80,01-151,47
	Leucemie	59	109,34	83,18-141,11
	T, maligni del pancreas	77	108,73	85,76-135,95
	Diabete mellito	121	107,83	89,44-128,89
	Bronchite, enfisema, asma	305	107,16	95,44-119,91
	T, maligni retto e giunzione retto-sigmoidea	73	106,07	83,10-133,43
Femmine	Omicidi	8	197,05	84,69-388,73
	Sarcomi tessuti molli	6	166,97	60,83-363,87
	Ernie addominali	19	164,18	98,69-256,60
	T, maligni di labbra, bocca, faringe	24	154,77	99,04-230,45
	Altri t, maligni della pelle	8	154,45	66,38-304,68
	Linfomi Hodgkin	9	142,59	64,95-270,98
	Ulcera gastrica e duodenale	29	132,26	88,48-190,08
	Malattia cardiopolmonare cronica	27	122,86	80,87-178,88
	T, maligni del rene	25	122,44	79,14-180,89
	Leucemie	54	121,01	90,84-157,97
	Colecistite/colelitiasi	28	120,47	79,96-174,23
	Insufficienza renale cronica	45	120,33	87,70-161,10
	T, maligni retto e giunzione retto-sigmoidea	66	115,23	89,06-146,66
	Cadute e altri infortuni	215	113,53	98,84-129,80
	Mielomi	25	111,99	72,39-165,44
	T, maligni della vescica	29	109,83	73,47-157,84
	Altri t, maligni app, digerente	62	108,81	83,37-139,56
	T, maligni esofago	13	107,43	57,07-183,89
	Apparato digerente	300	107,21	95,40-120,08
	Accidenti, avvelenamenti e traumatismi	317	107,10	95,61-119,59

Popolazione di riferimento: Regione Piemonte

Valutazione dell'esposizione della popolazione

Definizione dell'area contaminata da cromo VI e identificazione delle vie e modalità di esposizione

La definizione dell'estensione e delle modalità di esposizione ai due principali inquinanti si basa sugli esiti dei monitoraggi effettuati su acque, terreni e alimenti. La durata dell'esposizione a cromo risulta recente, vista la ridotta estensione dell'area contaminata e l'andamento temporale decrescente delle concentrazioni di cromo esavalente dalle prime determinazioni in poi.

La principale via possibile di esposizione al cromo risulta essere per ingestione, essendo minore la possibilità tramite l'assorbimento dermico e l'inalazione.

Definizione tossicologica ed epidemiologica degli effetti connessi con le sostanze riscontrate

Le conoscenze sulle modalità di esposizione e sull'assorbimento e metabolismo del cromo nell'organismo sono prevalentemente tossicologiche. Si sa che, il cromo prodotto da processi naturali e attività umane si diffonde nell'aria, nell'acqua e nel suolo sotto forma di cromo trivalente (III) e esavalente (VI). Solo il cromo (VI) risulta cancerogeno per inalazione.

Nell'aria, i composti al cromo sono presenti in forma di particolato sospeso fine. Il particolato sospeso finisce per ricadere sul suolo o sulle acque. Nell'aria il particolato sospeso si deposita completamente entro 10 giorni.

In acqua il cromo insolubile si lega a particelle grossolane e altro materiale sospeso e si deposita sul fondo; una piccola parte si ridissolve in acqua. I composti solubili del cromo possono invece rimanere nelle acque per anni prima di depositarsi sul fondo. I pesci non accumulano cromo dalle acque in cui esso è presente.

Nei suoli il cromo non si dissolve facilmente con l'acqua e aderisce strettamente alle particelle di terreno; solo una piccola parte viene dissolta dall'acqua e si muove verso gli strati profondi del terreno fino alle falde sotterranee. Il movimento del cromo nei suoli dipende dal tipo (argilloso, calcareo, roccioso) e dalle condizioni (umidità, pH) dei suoli e da altri fattori ambientali (temperatura, movimentazione). Una porzione rilevante di cromo (VI) viene ridotta in natura alla forma trivalente (III) da donatori inorganici di elettroni, quali il Fe^{2+} e S^{2-} , o per riduzione catalizzata da bioprocessi della materia organica. A seguito di questa conversione il cromo (III) precipita come ossido o idrossido o forma ligandi complessi. In questa forma rappresenta la maggior parte delle riserve disponibili. I complessi solubili, come quelli col citrato, possono a loro volta essere ossidati con biossido di manganese, riformando cromo (VI).

Il cromo può essere assorbito dall'organismo per: a) via inalatoria; b) digerente (acqua, cibo); c) per contatto e successivo assorbimento per cutaneo.

a) Per via inalatoria

il cromo (VI) viene assorbito più del cromo (III) e si deposita in particelle nei polmoni. Le particelle depositate nelle vie aeree superiori (trachea, grossi bronchi) vengono eliminate prevalentemente tramite l'attività muco ciliare o per espettorazione dell'escreato. Le particelle di cromo (VI) depositate profondamente nel polmone vengono in parte ridotte dal liquido di lavaggio epiteliare e per la gran parte sequestrate dai macrofagi alveolari. Condizioni di esposizione massiva, quali quelle presenti in ambito occupazionale, determinano comunque la capacità cancerogena del metallo sul tessuto polmonare e sono alla base della valutazione complessiva di cancerogenicità oggi riconosciuta per questa via. L'assorbimento per via inalatoria di aerosol nell'uso residenziale di acqua contenente

cromo (VI) è anche possibile, ma è stato misurato solo in alcuni studi sperimentali in due situazioni tipiche: a seguito di doccia e a seguito di utilizzo di condizionatori ad acqua contenenti acqua addizionata con cromo (VI) (1). Il limite superiore di rischio di sviluppare un tumore associato con esposizione continua in queste condizioni è stato stimato in 6,9 casi per milione di persone esposte tra l'età 0 e 30 anni e 4 per milione per le età 30 e 60 anni.

b) Per via digerente

il cromo (VI) viene per lo più ridotto a cromo (III) dalla saliva e dal pH acido gastrico e sequestrato dai batteri intestinali (2-4). Il cromo (VI) così viene assorbito in quantità scarsissime dal tratto gastrointestinale, il che spiega la mancata osservazione di cancerogenicità per questa via nell'uomo. La riduzione è effettuata anche all'interno alcune bevande (caffè, tè, succo d'arancia, limonata) prima del contatto con le vie digerenti. Gran parte del cromo ingerito viene eliminato come cromo (III) nelle feci e nelle urine. La parte residua di cromo assorbita viene quasi (99,7 %) tutta ridotta a cromo (III) prima di passare nel flusso ematico. Le concentrazioni sui globuli rossi, indicativi dell'assorbimento di cromo (VI) sono usate per determinare la quota metabolizzata.

c) Per via cutanea

L'assorbimento del cromo (VI), studiato con approcci sperimentali, appare trascurabile (5). L'assorbimento per via cutanea può essere tuttavia apprezzabilmente aumentato in caso di lesioni della pelle e la susseguente esposizione del tessuto sottocutaneo e dei capillari ematici e linfatici.

Il metabolismo del cromo assorbito è stato studiato da diversi autori (6-8). La maggior parte del cromo inalato viene sequestrato ed escreto dalle secrezioni bronchiali. Per via digerente la maggior parte sembra essere eliminata per via fecale. Il cromo (VI) comunque assorbito per via digerente passa nel sistema ematico portale e nel fegato. Sia per via digerente sia per via inalatoria il cromo entrato nel flusso ematico viene ridotto a cromo (III) nel sangue intero, Il cromo (III) è virtualmente incapace di oltrepassare le membrane cellulari, il che spiega l'assenza di effetti riscontrati a breve e lungo termine, Penetra invece molto bene nell'ambiente cellulare il cromo (VI), che tende ad essere metabolizzato da un pool di meccanismi reattivi, che portano alla sua riduzione a cromo (III) per l'azione del glutatione, dell'acido ascorbico e della riboflavina. La riduzione intracellulare del cromo (VI) genera intermedi altamente reattivi di cromo (V) e cromo (IV) e formazione di radicali liberi reattivi, nonché di idrossili liberi (OH-), Numerose lesioni del DNA vengono a formarsi nel processo di riduzione intracellulare da cromo (VI) a cromo (III), comprendenti la rottura di bande del DNA, legami crociati (crosslinks) DNA-proteine e DNA-DNA, e danni ossidativi del DNA, quali la formazione di 8-ossi-desossiguanosina, Quote significative di cromo sono fissate nel tessuto osseo, a causa delle somiglianze strutturali tra cromo (VI) e i fosfati e solfati, Altri tessuti che concentrano il cromo nell'organismo sono il fegato, il rene e la milza, Il cromo presente nei comparti intracellulari viene lentamente rilasciato nel flusso ematico ed eliminato per via renale, dove può essere riscontrato con comuni test di laboratorio (cromuria) per 1-2 giorni dopo un'esposizione intensa.

L'incertezza esistente, tuttavia, sulle possibili modalità di esposizione e la scarsità di studi epidemiologici relativi all'assorbimento orale del cromo consigliano l'effettuazione di una valutazione diretta dell'assorbimento in un campione di popolazione e il suo confronto con una popolazione di riferimento non esposta e nello stesso tempo l'analisi dei terreni e degli alimenti coltivati nella zona interessata. In letteratura risulta un solo studio epidemiologico di esposizione per via orale a cromo VI, riguardante l'inquinamento dell'acqua potabile in una cittadina cinese negli anni '70 (9), accompagnato da un rilievo di eccesso di casi tumorali nella popolazione, ma l'impostazione metodologica del lavoro svolto mostra severi limiti nel disegno dello studio e nell'analisi condotta, il che rende il caso di limitata utilità epidemiologica.

Nei terreni bagnati dall'acqua contaminata non viene riscontrato un eccesso di cromo (VI) rispetto alla media regionale e anche il cromo totale appare comparabile con quello presente in terreni vicini non contaminati (relazione ARPA di Asti). Il cromo totale ritrovato negli alimenti campionati durante il mese di maggio risulta comparabile con valori pubblicati in letteratura. Appare improbabile che la quantità di cromo assunta attraverso frutta e ortaggi possa eccedere i limiti tollerabili (ADI) (relazione SIAN, Dip.to prevenzione di Asti).

Definizione dell'esposizione, mediante prelievo di campioni biologici dalla popolazione stessa

La letteratura internazionale considera il cromo VI cancerogeno per inalazione, mentre per ingestione non sono riportate evidenze convincenti (nello stomaco il cromo VI viene ridotto dagli acidi gastrici a cromo III, estremamente meno tossico). Anche l'assorbimento da parte delle piante risulta minimo nei dati di letteratura.

Non essendo chiare, tuttavia, le modalità di utilizzo dell'acqua dei pozzi da parte della popolazione residente e non potendo escludere esposizioni per via inalatoria viene condotta un'indagine campionaria mirante alla comprensione delle modalità di utilizzo dell'acqua da parte della popolazione residente (mediante questionario) e alla determinazione della concentrazione di cromo in campioni biologici (eritrociti e capelli) dei residenti e il suo confronto con un campione di controllo.

Tutte le persone senza esposizioni aggiuntive professionali o ambientali a cromo esavalente rilevate da un questionario inviato ad ogni famiglia residente vengono invitate a sottoporsi ad un prelievo di sangue e di una ciocca di capelli. Solo una parte dei residenti partecipa allo studio di *exposure assessment*: vengono restituiti 175 dei 400 questionari distribuiti in San Fedele. Di queste 175 persone 87 vengono incluse, in accordo con i criteri di ammissione predefiniti, nella ricerca dei biomarcatori di esposizione.

Le analisi hanno coinvolto la frazione eritrocitaria (in cui si concentra il cromo VI assorbito dall'organismo per la durata della vita del globulo rosso, che è mediamente di 120 giorni e massima di 150) e i capelli, in cui il cromo assorbito (sia VI sia III) permane per la durata della vita del capello. Come campione di controllo vengono selezionati casualmente 60 donatori AVIS (11 per i capelli) afferenti al centro di Asti, selezionati con gli stessi criteri di esclusione applicati agli esposti.

Risultati dei questionari

La modalità di esposizione principale all'acqua risulta essere stata aver consumato i prodotti dell'orto irrigati con l'acqua dei pozzi. Prima dell'ordinanza il 60% del campione ha anche usato l'acqua a scopi irrigui (da poco a spesso) e il 50% per lavarsi e bagnarsi (da poco a spesso). Il 10% ha dichiarato di averla bevuta (prima dell'ordinanza). Dopo l'ordinanza l'utilizzo dell'acqua si è ridotto drasticamente, il consumo dei propri ortaggi invece si è ridotto di poco. Il 37% ha dichiarato l'insorgenza o il peggioramento di vari disturbi negli ultimi 6 mesi: sono stati lamentati soprattutto disturbi gastroenterici (nausea, dolore e bruciore di stomaco) poi cefalea, dermatiti e vertigini. A fronte della sintomatologia riferita il 40% circa delle persone ha ritenuto di non ricorrere a terapie farmacologiche.

L'uso dell'acqua (precedente l'ordinanza) è stato analizzato fra le persone che hanno denunciato l'insorgenza o il peggioramento di tali sintomi.

La distribuzione di frequenza dei comportamenti riferiti presenta differenze statisticamente significative solo quando l'acqua è stata utilizzata per bere; chi ha bevuto l'acqua (poco o spesso) ha dichiarato con maggior frequenza l'insorgenza o il peggioramento di sintomi nel

recente periodo. L'uso dell'acqua è stato poi analizzato anche fra le persone che hanno dichiarato di aver abitualmente assunto farmaci negli ultimi 6 mesi, In questo caso non si evidenzia alcuna differenza fra le frequenze.

Il Laboratorio di Igiene Industriale del CTO (Servizio di Tossicologia ed Epidemiologia Industriale, Università di Torino) ha misurato la concentrazione di cromo eritrocitario su tutti gli 82 campioni di sangue inviati.

Risultati degli esami effettuati

Le medie di cromo eritrocitario della popolazione e dei controlli non sono risultati statisticamente differenti (0,243 mg/L, es 0,0065 vs 0,256 mg/L, es 0,0102, rispettivamente, t-test 0,280, n.s.), così come non sono risultate differenti le medie dei due gruppi per le concentrazioni nei capelli (0,258 mg/kg (DS 1,148) vs 0,218 mg/kg (DS 0,112), t-test 0,432, ns, Orispettivamente) (Figure 2 e 3).

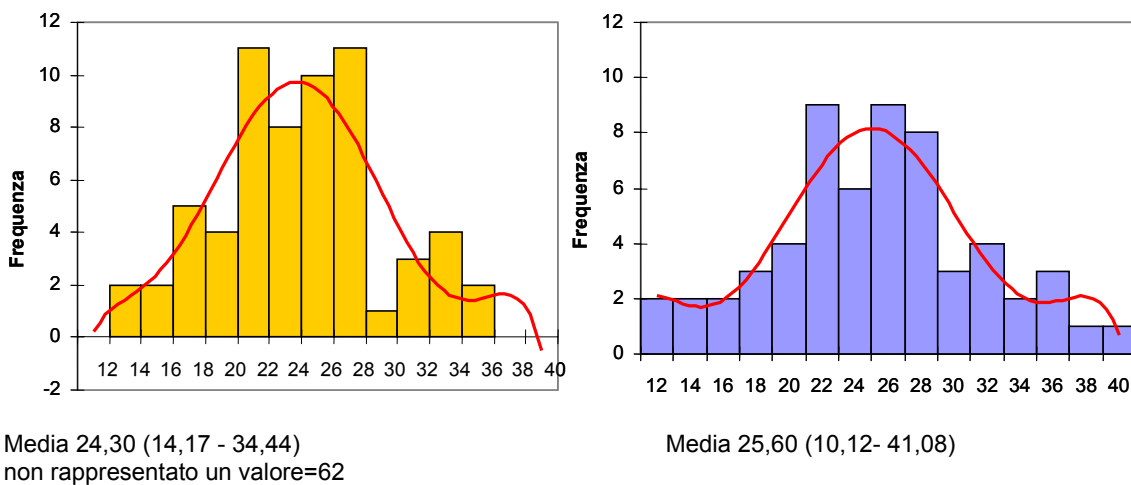


Figura 2. Distribuzione dei valori di cromo eritrocitario nel campione di San Fedele e nel campione di controllo

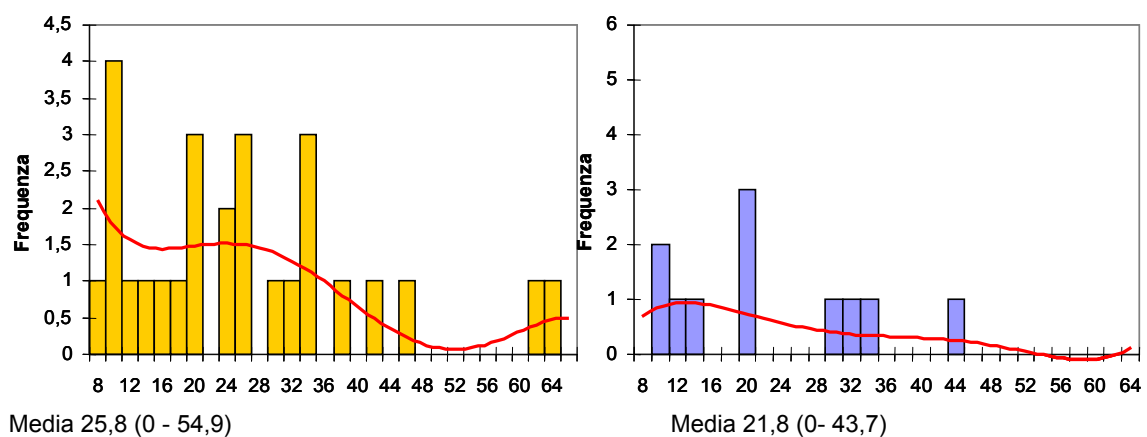


Figura 3. Distribuzione dei valori di cromo nei capelli nel campione di San Fedele e nel campione di controllo

Analisi dei dati complessivi

L'effetto di possibili categorie di esposizione è stato approfondito mediante analisi multivariata:

- la zona di abitazione;
- la presenza di pozzo presso l'abitazione;
- l'uso dell'acqua o il consumo di propri ortaggi;
- la presenza di sintomi o l'uso di farmaci.

La concentrazione di cromo nei globuli rossi non è risultata significativamente diversa fra persone che:

- abitano nelle diverse vie del quartiere;
- hanno usato l'acqua per bere, bagnarsi, irrigare o non la hanno usata per niente;
- hanno mangiato i prodotti del proprio orto o non ne hanno mangiato affatto;
- hanno notato l'insorgenza di sintomi negli ultimi mesi o no;
- hanno assunto regolarmente farmaci negli ultimi mesi o no.

I dati rilevati ed esaminati (documentazione reperita in letteratura, dati di contaminazione ambientale, risultati dell'analisi dei questionari, risultati dell'elaborazione dei valori ematici di cromo) appaiono coerenti fra di loro, con le limitazioni della bassa rispondenza e del periodo in cui sono state eseguite le analisi, che si colloca alla fine del periodo finestra in relazione alla durata di vita eritrocitaria. Le analisi compiute non hanno evidenziato un'esposizione significativamente superiore della popolazione rispetto al campione di controllo.

La concentrazione eritrocitaria media di cromo rilevata nei residenti in San Fedele, assunta come indicatore di esposizione recente a cromo esavalente, è risultata sovrapponibile a quella determinata in volontari AVIS non residenti in San Fedele. I valori eritrocitari di cromo, l'insorgenza di nuovi sintomi nel periodo immediatamente seguente l'esposizione, l'assunzione regolare di farmaci (indicatore di patologia di una certa rilevanza) non sono risultati correlabili all'utilizzo dell'acqua riferito in questionario. I valori del cromo nei campioni di capelli sono risultati nei limiti dei valori attesi in base alla letteratura italiana e internazionale sia nel gruppo degli abitanti del quartiere (esposti) sia nel gruppo di controllo (non esposti).

Le analisi statistiche multivariate condotte sui dati combinati di questionari e valori analitici non hanno evidenziato nessun fattore di rischio comportamentale che possa considerarsi predittivo di una maggiore esposizione e di conseguenza rischio a lungo termine.

In conclusione, per quanto riguarda il cromo, la brevità del periodo in cui si è verificata l'esposizione della popolazione (da fine novembre all'8 febbraio) e le modalità di quest'ultima, (l'utilizzo dell'acqua dei pozzi è stato prevalentemente a scopo irriguo) portano a concludere che il rischio per la popolazione residente sia stato estremamente basso, non rilevabile con le analisi possibili effettuate.

Rischio per la salute ed esposizione a solventi: stima attraverso un approccio di *risk assessment*

Il rischio cancerogeno e non cancerogeno negli agricoltori della zona, associato alla presenza di solventi, è stato stimato mediante un approccio di *risk assessment*. Per quanto riguarda il rischio cancerogeno, l'analisi stima la potenziale incidenza di cancro nella popolazione locale basata su:

- concentrazioni dei solventi nelle diverse matrici;
- ipotetici scenari di esposizione su come l'uomo potrebbe venire a contatto con tali matrici;
- evidenza sperimentale sulla cancerogenicità dei solventi negli animali.

Non ci si propone né di associare tale incidenza di cancro all'esposizione ambientale direttamente misurata né di identificare gli organi bersaglio della popolazione: questo sarebbe possibile solo tramite studi epidemiologici specifici. Tuttavia gli studi epidemiologici sui solventi generalmente riportano effetti sull'uomo esposto in ambienti di lavoro. L'ambiente di lavoro rappresenta una situazione di esposizione completamente diversa da quella presa in considerazione e la popolazione dei lavoratori (per sesso, età, condizioni generali di salute, ecc.), non risulta essere rappresentativa della popolazione media. In tali studi, inoltre, non vi è l'opportunità di osservare se il rischio associato a bambini, donne, o popolazioni con fasce di età scarsamente rappresentate, darebbe una risposta differente. Dunque, l'uso di studi epidemiologici potrebbe sottostimare la risposta di certe categorie di popolazione sensibili: l'ipotizzare che gli effetti osservati in una categoria di individui siano estrapolabili ad una popolazione diversa non è protettivo nei confronti della sanità pubblica (10).

Metodologia

Per la valutazione quantitativa del rischio, si è scelta la metodologia EPA (11, 12) in quanto è possibile effettuare la correlazione tra gli effetti cancerogeni causati sull'animale e sull'uomo, nel senso che una sostanza che provoca chiaramente tumori nell'animale ha alta probabilità di farlo anche nell'uomo. L'incidenza di cancro stimata in questa valutazione di rischio rappresenta la probabilità che nell'uomo si sviluppi o meno un tumore in un periodo di tempo uguale alla vita. La metodologia standardizzata dall'Environmental Protection Agency (EPA) è l'unica allo stato attuale disponibile per la valutazione di tale rischio generico, benché essa si basi su dati spesso tratti da esperimenti effettuati su animali anziché sull'uomo. È risaputo che gli studi di cancro effettuati su animali forniscono una solida base per valutare il pericolo cancerogeno per l'uomo. Questa assunzione è conservativa nei confronti della salute pubblica ed è anche necessaria in assenza di esperimenti sull'uomo: si consideri che quasi la metà delle sostanze che causano cancro all'uomo sono cancerogene anche per gli animali, e che quasi un terzo delle sostanze cancerogene per l'uomo sono state identificate dopo gli esperimenti effettuati su animali.

Il tipo di esposizione ai solventi che può subire l'uomo è associato alla presenza di tali contaminanti nelle acque dell'acquifero sotterraneo superficiale, che potrebbero venire pompate in superficie per usi irrigui. In tal caso l'uomo sarebbe esposto ai solventi presenti nell'acqua tramite il contatto cutaneo con la stessa e per l'inalazione dei vapori (per esempio in serra). Le possibili vie di esposizione considerate sono rappresentate in Figura 4.

Sono stati considerati i rischi cancerogeni e non cancerogeni per:

- ingestione della frutta e della verdura
- inalazione dei vapori d'acqua
- contatto cutaneo con l'acqua

Ingestione della frutta e della verdura

Per l'ingestione dei composti chimici presenti in questi alimenti, la dose media giornaliera assunta è stata stimata tramite la seguente equazione (11):

$$ADD = \frac{CF \times IR \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

dove:

ADD = dose media giornaliera (mg/kg/giorno)
CF = concentrazione del composto nell'alimento in esame (mg/kg)
IR = quantità dell'alimento consumato (kg/pasto)
FI = frazione ingerita dalla fonte inquinata (valore senza unità) rispetto al totale inclusivo delle altre fonti
EF = frequenza di esposizione (pasti/anno)
ED = durata di esposizione (anni)
BW = peso corporeo (kg)
AT = periodo durante il quale l'esposizione è calcolata in media

Inalazione dei vapori d'acqua

Per l'inalazione dei contaminanti presenti nei vapori d'acqua, la dose media giornaliera assunta è stata stimata tramite la seguente equazione (11):

$$\text{Dose giornaliera (mg/kg/giorno)} = \frac{\text{CA} \times \text{IR} \times \text{ET} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}}$$

dove:

CA = concentrazione del contaminante nell'aria (mg/m³)
IR = quantità d'aria inalata (m³/ora)
ET = periodo di esposizione (ore/giorno)
EF = frequenza di esposizione (giorni/anno)
ED = durata di esposizione (anni)
BW = peso corporeo (kg)
AT = periodo durante il quale l'esposizione è calcolata in media

Contatto cutaneo con l'acqua

Per contatto dermico con le sostanze contaminanti presenti nell'acqua, si è considerata l'esposizione derivante solo nel momento in cui ci si fa una doccia o un bagno. Per la valutazione del contatto dermico con i contaminanti presenti nell'acqua, la dose media assorbita giornaliera può essere valutata tramite la seguente equazione (13):

$$\text{ADD} = \frac{\text{DA}_{\text{avvenimento}} \times \text{EV} \times \text{ED} \times \text{EF} \times \text{SA}}{\text{BW} \times \text{AT}}$$

dove:

ADD = dose giornaliera assorbita (mg/kg/giorno)
DA_{avvenimento} = dose assorbita/avvenimento (mg/cm²/avvenimento, dove avvenimento si riferisce a doccia o bagno)
EV = frequenza degli avvenimenti (numero degli avvenimenti /giorno)
ED = durata di esposizione (anni)
EF = frequenza di esposizione (giorni/anno)
SA = superficie della cute disponibile al contatto (cm²)
BW = peso corporeo (kg)
AT = periodo durante il quale l'esposizione è calcolata in media,

I valori delle singole variabili sono stati calcolati sulla base delle linee guida EPA citate e dei valori rilevati nelle analisi effettuate su alimenti, suoli.

La valutazione di rischio è data dal rapporto tra il valore della dose giornaliera (proveniente dalla valutazione dell'esposizione) e una specifica risposta biologica (la soglia limite proveniente dalla definizione di pericolosità degli solventi). Le assunzioni effettuate per il calcolo delle dosi giornaliere devono essere consistenti con le assunzioni fatte per determinare le soglie limite, in quanto sia le dosi giornaliere che le soglie limite vengono utilizzate nella valutazione di rischio e devono pertanto poter essere confrontabili (14, 15).

Effetti cancerogeni

L'incidenza tumorale (IC) per cui viene esplicitato il calcolo, si riferisce al livello di rischio cancerogeno derivante dall'esposizione ad un singolo solvente associato ad una ben precisa via di esposizione.

Il calcolo del rischio cancerogeno dovuto all'ingestione dei solventi riportati nella Tabella 1, è dato dal prodotto della ADD per il valore del fattore cancerogeno di pendenza della curva dose-risposta (*cancer slope factor*, CSF) e per il corrispondente fattore di potenzialità cancerogena (*cancer potency factor*, CPF). L'IC è calcolata come segue:

$$IC = ADD \text{ (mg/kg/giorno)} \times CSF \text{ (orale)} \text{ per (mg/kg/giorno)} \times CPF \text{ (orale)}$$

Il calcolo di rischio cancerogeno dovuto all'inalazione dei solventi è dato dal prodotto della concentrazione dei solventi nell'aria, per il valore del CSF (inalazione) relativo al solvente e per il corrispondente CPF orale. L'IC è calcolata come segue:

$$IC = \text{Concentrazione nell'Aria (mg/m}^3\text{)} \times CSF \text{ (solventi - inalazione)} \text{ per (mg/m}^3\text{)} \\ \times CPF \text{ orale}$$

Effetti non cancerogeni

I quozienti di pericolosità (Hazard Quotient, HQ) per i quali qui di seguito viene esplicitato il calcolo, si riferiscono al livello di rischio non cancerogeno associato all'esposizione ad un singolo solventi tramite una precisa via di esposizione.

Il calcolo di rischio dovuto all'inalazione è dato dal rapporto tra la concentrazione nell'aria di tale composto e la relativa RfC, Il HQ è calcolato come segue:

$$HQ = \left(\frac{\text{Concentrazione nell'aria (mg/m}^3\text{)}}{\text{RfC (mg/m}^3\text{)}} \right)$$

Il calcolo di rischio dovuto all'ingestione è dato dal rapporto tra la ADD e la RfD, Il HQ è calcolato come segue:

$$HQ = \left(\frac{\text{ADD ingestione (mg/kg/giorno)}}{\text{RfD (mg/kg/giorno)}} \right)$$

Calcolo del rischio cumulativo

Al fine di determinare se il rischio, cancerogeno o non cancerogeno, associato ad un mezzo di trasferimento possa essere considerato trascurabile, è necessario calcolare il rischio associato ai contaminanti ad ogni singola via di esposizione alla quale l'uomo può essere esposto in tale

mezzo di trasferimento. Si sommano successivamente i rischi dovuti alle vie di esposizione individuali; ciò ha come risultato il rischio dovuto a tale mezzo di trasferimento.

Effetti cancerogeni

Il rischio cumulativo associato ad una via di esposizione sommando le IC relative ad ogni solventi è dato da:

$$IC_{via} = \sum IC_{IPA1} + IC_{IPA2} + IC_{IPA3}, \text{ ecc.}$$

dove:

IC_{via} = incidenza di cancro associata ad una via di esposizione

$IC_{solventi1}$ = incidenza di cancro associata ad un solventi tramite tale via di esposizione

Si calcola il rischio cumulativo associato ad un mezzo di trasferimento sommando le IC_{via} per tutte le vie di esposizione considerate:

$$IC_{mezzo} = \sum IC_{via1} + IC_{via2} + IC_{via3}, \text{ ecc.}$$

dove:

IC_{mezzo} = incidenza di cancro associata ad un mezzo di trasferimento

IC_{via} = incidenza di cancro associata ad una via di esposizione

Effetti non cancerogeni

Il rischio cumulativo associato ad una via di esposizione si ottiene sommando i HQ relativi a ciascun solvente:

dove: $HI_{via} = \sum HQ_1 + HQ_2 + HQ_3, \text{ ecc.}$

HI_{via} = indice di pericolosità associato ad una via di esposizione

HQ_1 = quoziente di pericolosità associato ad un solventi tramite una via di esposizione

Si calcola il rischio cumulativo associato ad un mezzo di trasferimento sommando gli HQ per tutte le vie di esposizione considerate:

dove: $HI_{mezzo} = \sum HQ_{via1} + HQ_{via2} + HQ_{via3}, \text{ ecc.}$

HI_{mezzo} = indice di pericolosità associato ad un mezzo di trasferimento

HI_{via1} = indice di pericolosità associato ad una via di esposizione

Risultati

I rischi tossicologici e cancerogeni dovuti all'ingestione della frutta e della verdura della parte dell'adulto non sono quantificabili, e si possono definire trascurabili in quanto il trasferimento dei Solventi dalla terra alla pianta è nullo.

I valori di IC ed di HQ per i singoli solventi associati all'inalazione dei vapori di acqua da parte di un adulto sono forniti nella Tabella 3, L' IC_{via} (IC_{mezzo}) dovuta a tutti i solventi presenti nell'acqua con la quale l'adulto è venuto a contatto ($7,39E-05$ [Tabella 3]) cade nella gamma di valori compresa fra 10^{-6} e 10^{-4} e il rischio cancerogeno associato è dunque nella fascia di maggiore

incertezza (7,4 casi attesi per 100,000 persone esposte tutta la vita alle massime concentrazioni rilevate). Il rischio tossicologico relativo all'inalazione dei vapori d'acqua risulta essere di 4,2E-01, inferiore ad 1 e quindi entro i limiti secondo gli standard EPA.

L'HQ per i singoli solventi associato al contatto dermico con l'acqua da parte di un adulto sono forniti nella Tabella 4. Il HQ_{via} dovuto a tutti i solventi presenti nell'acqua alla quale l'adulto è stato esposto (8,28E-01) (Tabella 4) è inferiore a 1,0 e il rischio tossicologico associato è da considerare, sempre secondo l'EPA, entro i limiti.

Il potenziale rischio tossicologico dovuto invece sia all'inalazione sia al contatto cutaneo con l'acqua è pari a 1,2E+00 e dovrebbe essere considerato, secondo l'EPA, non trascurabile. È da considerare però che la popolazione che abitava nel quartiere non faceva un uso intenso delle acque provenienti dalla falda superficiale per bagni e docce, ma utilizzava prevalentemente le acque provenienti dall'acquedotto. Il calcolo è stato cioè estremamente cautelativo.

Le conclusioni sono state che il rischio tossicologico relativo alla presenza di contaminanti nelle acque dell'acquifero superficiale non desta preoccupazione per l'uso irriguo in spazi aperti; esiste un lieve rischio per inalazione in spazi chiusi come le serre, per il quale si è raccomandato di mantenere sempre una buona aerazione durante l'annaffiatura, evitando il più possibile la permanenza all'interno della serra durante tale mansione.

Tabella 3. Valori di IC e di HQ relativi all'inalazione dei vapori d'acqua contaminati da solventi da parte di un agricoltore

Solvente	Codice CAS	IC	HQ
1,1 Dicloroetano	75-34-3		-
1,2 Dicloroetano e	107-06-2	4,75E-05	
1,1 Dicloroetilene	75-35-4	2,40E-06	
1,2 Dicloroetilene	540-59-0		
cis-1,2 Dicloroetilene	156-59-2		-
trans-1,2 Dicloroetilene	156-60-05		-
Diclorometano	75-09-2		-
1,2 Dicloropropano	78-87-5		4,2E-01
1,1,1 Tricloroetano	71-55-6		-
1,1,2 Tricloroetano	79-00-5	2,40E-05	
Tricloroetilene	79-01-6		-
Tetracloroetilene	127-18-4		-
IC_{via}/HQ_{via}		7,39E-05	4,2E-01

Tabella 4. Valori di HQ relativi al contatto cutaneo con acque contaminate da solventi

Solvente	Codice CAS	HQ Acqua
1,1 Dicloroetano	75-34-3	-
1,2 Dicloroetano e	107-06-2	-
1,1 Dicloroetilene	75-35-4	2,00E-01
1,2 Dicloroetilene	540-59-0	6,00E-01
cis-1,2 Dicloroetilene	156-59-2	-
trans-1,2 Dicloroetilene	156-60-05	5,00E-02
Diclorometano	75-09-2	-
1,2 Dicloropropano	78-87-5	6,00E-02
1,1,1 Tricloroetano	71-55-6	-
1,1,2 Tricloroetano	79-00-5	5,00E-02
Tricloroetilene	79-01-6	6,00E-02
Tetracloroetilene	127-18-4	6,00E-02
HQ_{via}		8,28E-01

Valutazione sulla necessità di un approccio epidemiologico analitico (follow-up delle patologie correlate)

Per determinare se nella popolazione residente nel quartiere di San Fedele si è verificato negli ultimi 20 anni (periodo coperto dai dati potenzialmente disponibili) un eccesso di rischio per patologie correlabili con i solventi clorurati è stato ipotizzato uno studio di coorte.

Materiali

Il disegno di studio più appropriato è il disegno di coorte storica. Nella fase di progettazione dello studio è tuttavia critica la valutazione numerosità della popolazione in studio e la potenza relativa alle patologie di interesse. I valori di potenza statistica non sono infatti risultati sufficienti.

Metodi

Criterio principale deve essere la residenza nel quartiere, La popolazione che risiede e ha risieduto nel quartiere a partire dalla data di inizio dello studio (collocabile nei 20 anni precedenti), per un periodo minimo (almeno sei mesi) viene inclusa nello studio. I soggetti che hanno cambiato residenza dovranno essere rintracciati con un follow-up postale a partire dall'ultima residenza conosciuta. Il disegno più appropriato è un classico studio di mortalità mediante accertamento dello stato in vita con follow-up postale, acquisizione delle cause di morte e confronto della mortalità con quella di popolazioni di riferimento, nazionale, regionale e/o provinciale.

Durata

La durata prevista per uno studio di coorte non è inferiore a 2 anni. Tali sono i tempi minimi legati alla inevitabile lentezza delle operazioni di rintracciamento dello stato in vita e di recupero delle cause di morte.

Nota

Lo studio non è stato intrapreso per considerazioni di limitata potenza statistica e indisponibilità economiche (richiede un finanziamento *ad hoc*) da parte del Comune.

La comunicazione del rischio alla popolazione

Negli stessi mesi del 2000 nei circuiti cinematografici nazionali viene proiettato il film "Erin Brockovitch" che tratta del caso di una contaminazione da cromo VI delle acque potabili verificatasi in una contea della California e conseguenti danni cancerogeni alla popolazione residente e risarcimenti miliardari a carico dell'industria responsabile dello sversamento. La notazione non è irrilevante, perché determinerà un notevole stato di apprensione e tensione emotiva nella popolazione per tutta la durata del periodo di bonifica.

Il film viene proiettato come preludio ad un dibattito pubblico con la presenza di circa un centinaio di persone. Stranamente, tuttavia, del caso descritto nel film, non viene trovata alcuna traccia nella letteratura scientifica internazionale.

Occorre premettere che nel caso di San Fedele la contaminazione non riguardava l'acquedotto, ma una falda sotterranea il cui utilizzo non era mai stato autorizzato per scopi potabili. La popolazione residente nel quartiere, sull'ondata emotiva determinata dalla vicenda cinematografica, aveva costituito un comitato spontaneo che aveva coinvolto l'attenzione dei media (TV, giornali), esprimendo notevole preoccupazione per gli effetti possibili sulla salute. Dopo le prime analisi sulle acque il Sindaco aveva ordinato la chiusura dei pozzi (ordinanza che risulterà inizialmente parzialmente disattesa dagli abitanti). Nel corso dello studio di valutazione dell'esposizione sono stati distribuiti opuscoli informativi sulla pericolosità delle sostanze rilevate e sulle attività in corso.

A conclusione dello studio di prevalenza la comunicazione dei risultati alla popolazione (mediante lettera e incontro pubblico) è risultata nel complesso positiva ma con casi di contestazione presentati dai leader del comitato di quartiere, con i quali la comunicazione è risultata sempre problematica.

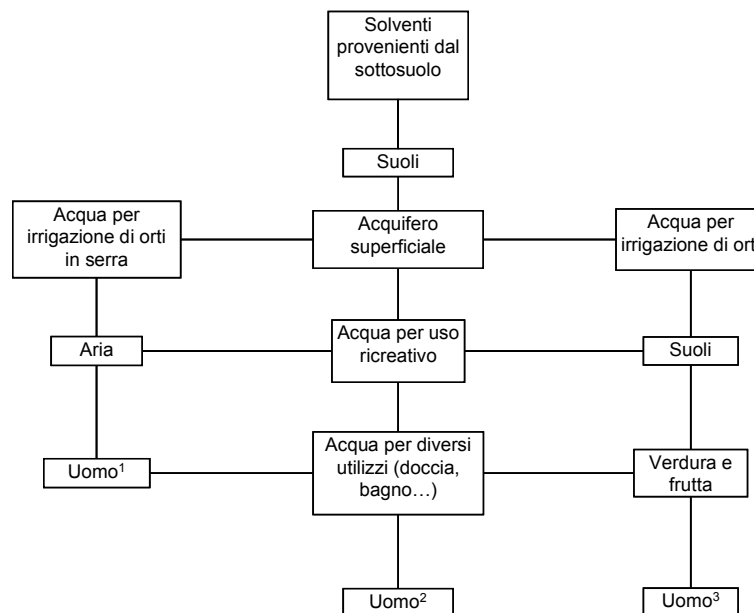


Figura 4. Potenziali mezzi di trasferimento dei solventi provenienti dal sottosuolo. Il grafico è rappresentativo per i solventi che passano dal sottosuolo alla superficie

Bibliografia

1. Finley BL, Kerger BD, Dodge DG *et al.* Assessment of airborne hexavalent chromium in the home following use of contaminated tapwater. *J Exp Anal Environ Epidemiol* 1996;6(2):229-45.
2. Kerger BD, Richter RO, Chute SM *et al.* Refined exposure assessment for ingestion of tapwater contaminated with hexavalent chromium: consideration of exogenous and endogenous reducing agents. *J Exp Anal Environ Epidemiol* 1996;6(2):163-79.

3. Kerger BD, Finley BL, Corbett GE *et al.* Ingestion of chromium(VI) in drinking water by human volunteers: absorption, distribution, and excretion of single and repeated doses *J Toxicol Environ Health* 1997;50(1):67-95.
4. Finley BL, Kerger BD, Katona RW *et al.* Human ingestion of chromium (VI) in drinking water: pharmacokinetics following repeated exposure. *Toxicol Appl Pharmacol* 1997;142(1):151-9.
5. Corbett GE, Finley BL, Pausterbach DJ *et al.* Systemic uptake of chromium in human volunteers following dermal contact with hexavalent chromium (22 mg/l). *J Exp Anal Environ Epidemiol* 1997;7(2):179-89.
6. De Flora S, Caimorano A, Bagnasco M *et al.* Estimates of the chromium(VI) reducing capacity in human body compartments as a mechanism for attenuating its potential toxicity and carcinogenicity. *Carcinogenesis* 1997;18 (3):531-7.
7. De Flora S. Threshold mechanisms and site specificity in chromium(VI) carcinogenesis. *Carcinogenesis* 2000;21(4):533-41.
8. Debetto P, Luciani S. Toxic effect of chromium on cellular metabolism. *Sci Total Environ* 1988 Jun 1;71(3):365-77.
9. Zhang J Li X. Chromium pollution of soil and water in Jinzhou. *J Chin Prev Med* 1987;21:262-4.
10. US Environmental Protection Agency. *Proposed guidelines for carcinogen risk assessment*. Washington, DC: Office of Research and Development; 1996. (EPA/600/P-92/003C).
11. US Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund: *Vol 1 Human Health Evaluation Manual (Part A)*. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response; 1989. (EPA/540/1-89/002)
12. US Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund: *Vol 1 Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. Washington, DC: Office of Research and Development; 1991. (EPA/540/R-92/003).
13. US Environmental Protection Agency. *Exposure factors handbook*. Washington, DC: Office of Health and Environmental Assessment; 1997. (Vol 1, General factors, Chapter 6 Dermal; 1997).
14. US Environmental Protection Agency. *Exposure factors handbook*. Washington, DC: Office of Health and Environmental Assessment; 1997. (vol 1, General factors, Chapter 8 Lifetime; 1997).
15. US Environmental Protection Agency (EPA). *Exposure factors handbook, Risk calculations using exposure factors handbook data and dose-response information from IRIS*. Washington, DC: Office of Health and Environmental Assessment; 1997. (vol 1, General factors, Appendix 1A; 1997).

POLO INDUSTRIALE DI TERMOLI E SITO DI INTERESSE NAZIONALE PER LE BONIFICHE DI GUGLIONESI: RISULTATI PRELIMINARI DELLO STUDIO DI MORTALITÀ

Stefania Trinca (a), Pierluigi Altavista (b), Alessandra Binazzi (b), Marina Mastrantonio (b),
Raffaella Uccelli (b), Marcella Stumpo (c), Nicola Rocchia (c), Luciana Cossa (a), Nicola Vanacore (d),
Pietro Comba (a)

(a) *Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma*

(b) *Sezione di Tossicologia e Scienze Biomediche, ENEA, Roma*

(c) *Fondazione Lorenzo Milani, Termoli*

(d) *Centro Nazionale di Epidemiologia, Sorveglianza e Promozione della Salute,
Istituto Superiore di Sanità, Roma*

Introduzione

Numerosi studi epidemiologici svolti nei siti inquinati di diverse regioni italiane nell'ultimo biennio hanno utilizzato, fra le altre procedure, l'analisi della mortalità a livello comunale (1). Gli autori di ognuno dei contributi qui richiamati motivano opportunamente il disegno dello studio adottato, in funzione degli obiettivi perseguiti e delle fonti di dati disponibili, definendo di volta in volta la metodologia ritenuta più appropriata e le fonti informative da affiancare ai dati relativi alle cause di morte.

Obiettivo del presente contributo è effettuare una descrizione iniziale della situazione ambientale e sanitaria del polo industriale di Termoli e dell'adiacente sito di interesse nazionale per le bonifiche di Guglionesi, attraverso un'analisi della mortalità a livello comunale integrata da una prima caratterizzazione delle principali fonti di pressione ambientale presenti nell'area. Nessuno studio epidemiologico, infatti, risulta essere stato sinora svolto in questo territorio (2).

L'approccio qui presentato, fondato sull'analisi di flussi di dati correnti, consente di ottenere una descrizione dei fenomeni in esame in termini introduttivi e preliminari, con tre principali obiettivi: caratterizzare i Comuni dell'area con riferimento alla presenza di poli produttivi, siti inquinati e altre "forzanti", descrivere la mortalità per le principali cause dell'area in esame e il suo andamento temporale, generare ipotesi di potenziale interesse eziologico da saggiare attraverso studi *ad hoc* opportunamente disegnati.

Il lavoro, qui presentato, è frutto di una collaborazione fra la Fondazione Lorenzo Milani, che persegue l'obiettivo di valutare l'impatto sanitario dell'inquinamento ambientale a Termoli e le istituzioni scientifiche, che a livello centrale, si sono tradizionalmente dedicate agli studi di epidemiologia ambientale su piccola area. Questo lavoro è stato svolto nel primo semestre 2006 e rappresenta auspicabilmente la fase preliminare di un più ampio progetto che dovrà vedere l'attiva partecipazione delle strutture regionali e locali con competenze nel settore ambiente e salute.

Materiali e metodi

L'area oggetto dello studio è composta da otto comuni: Termoli, sede di un importante polo industriale, Guglionesi, sede di un sito di interesse nazionale per le bonifiche, per la presenza di

un impianto di selezione di Rifiuti Solidi Urbani (RSU) per compostaggio usato impropriamente per stoccare rifiuti industriali (3), e dai Comuni limitrofi di Campomarino, Petacciato, Portocannone, San Giacomo degli Schiavoni, San Martino in Pensilis e Ururi, che forniscono in varia misura manodopera al polo industriale di Termoli (Figura 1).

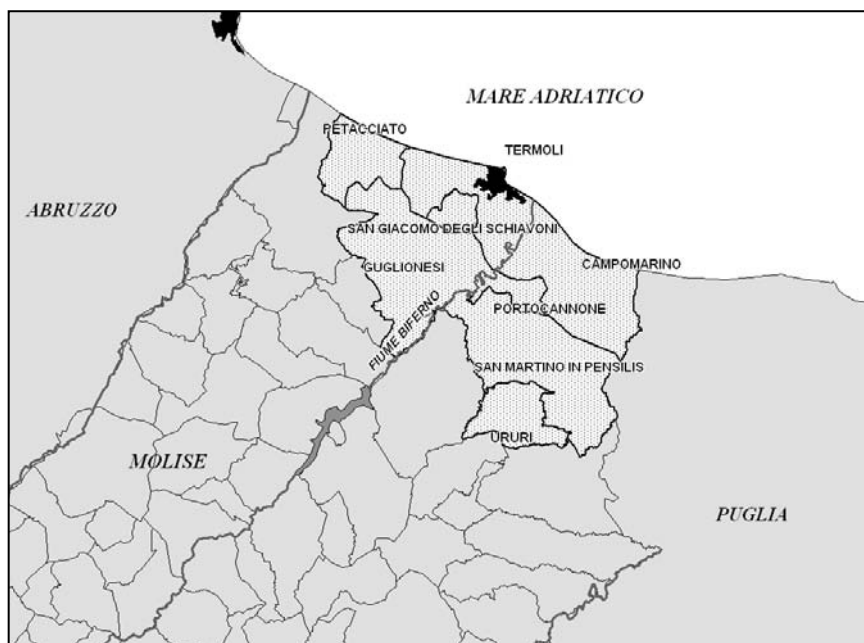


Figura 1. Comuni oggetto dello studio

Secondo i criteri messi a punto per la valutazione delle problematiche ambientali e sanitarie nei siti oggetto di bonifica (4), la caratterizzazione del territorio realizzata in questa prima fase ha come obiettivo quello di disegnare, anche attraverso mappe tematiche, uno scenario d'insieme dell'area che metta in evidenza la presenza di forzanti ambientali quali le attività industriali, i siti inquinati, le discariche e le attività di smaltimento dei rifiuti e ne stabilisca la localizzazione al fine di individuare probabili interazioni tra tali forzanti e le condizioni di salute delle popolazioni.

Nella ricerca epidemiologica, dove gli studi geografici rappresentano di per sé un valido strumento per formulare nuove ipotesi da saggiare in conseguenti studi di epidemiologia analitica, l'approccio su descritto fornisce un contributo significativo nel definire con più precisione gli scenari di esposizione e individuare ulteriori elementi da considerare negli studi futuri.

È stato avviato lo sviluppo di un database geografico attraverso l'adozione di un prodotto GIS (Geographic Information Systems), specifica cartografia digitalizzata, e dati e informazioni provenienti da varie fonti. La cartografia tematica finora acquisita (in scala 1:200 000) riguarda i limiti amministrativi, le reti viarie, l'idrografia e l'uso del suolo, mentre i dati relativi al sito di Guglionesi (5,6) e alle forzanti considerate, provengono in parte da fonti centrali quali l'ISTAT (7) il Ministero dell'Ambiente e l'APAT; in parte sono stati tratti da documentazione reperibile sui siti web della Regione Molise: <http://regione.molise.it> e dell'Assessorato all'Ambiente della Provincia di Campobasso (8) <http://web-serv.provincia.campobasso.it/ambiente>.

Utilizzando la Banca Dati Epidemiologica dell'ENEA, è stata studiata nell'area in esame la mortalità per 35 cause di morte relativa agli anni 1980-2001. Sono stati stimati i Rapporti Standardizzati di Mortalità (SMR) con i corrispondenti Intervalli di Confidenza (IC) al 95% utilizzando come riferimento la mortalità della popolazione residente nella Regione Molise.

Per i tumori totali, quelli polmonari e per le malattie del sistema respiratorio è stata inoltre studiata e rappresentata graficamente l'evoluzione temporale della mortalità mediante i Tassi Standardizzati Diretti (TSD) e i relativi intervalli di confidenza, usando come riferimento la struttura per classi di età quinquennali della popolazione italiana al censimento del 1991.

Risultati

La mappa in Figura 2, elaborata utilizzando la cartografia dell'Uso del Suolo (9), mostra la posizione geografica del polo industriale di Termoli e del sito di Guglionesi, rispetto alle zone abitate dei Comuni in studio. Il polo industriale è situato nella Valle del Biferno a meno di 5 Km in linea d'aria dagli abitati dei Comuni di Termoli, San Giacomo degli Schiavoni, Portocannone e Campomarino.

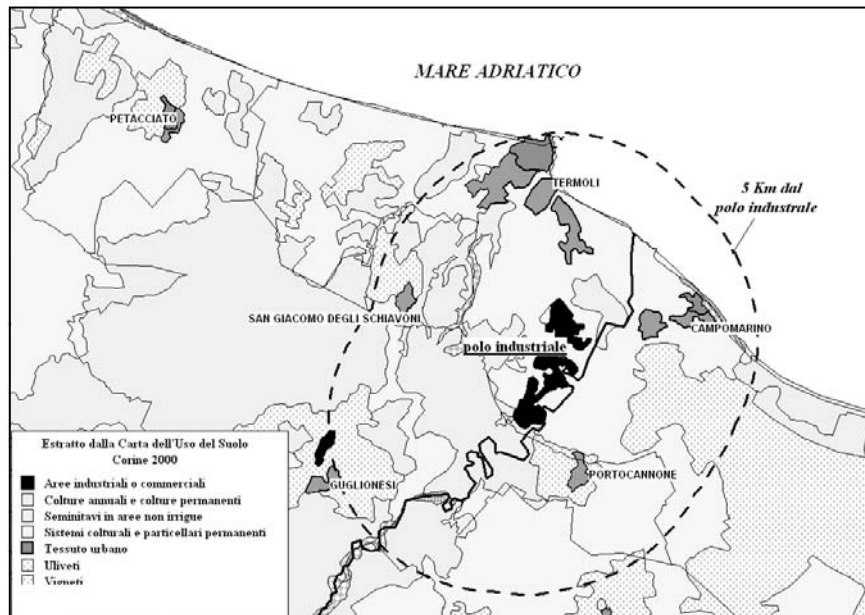


Figura 2. Mappa estratta dalla cartografia dell'Uso del Suolo (Corine 2000) che rappresenta il polo industriale di Termoli, il sito di Guglionesi e le zone abitate dei Comuni allo studio

La Tabella 1 descrive la distribuzione per Comune dei fattori di pressione considerati: nei Comuni di Campomarino, Guglionesi, Petacciato, Portocannone e Termoli sono presenti discariche di RSU mentre nei Comuni di Campomarino, Guglionesi e Termoli si registra la presenza di imprese che si occupano dell'attività di gestione e smaltimento rifiuti (rifiuti speciali e industriali, autodemolitori) elencate nel sito <http://www.albogestoririfiuti.it>; per quanto concerne le attività industriali desunte dai dati del Censimento ISTAT del 1996, nei Comuni di

Guglionesi e Petacciato sono presenti alcune piccole-medie imprese di confezioni e di lavorazione del legno, mentre la maggior concentrazione di attività industriali riguarda il Comune di Termoli. L'area industriale di Termoli, attiva già dagli anni '60, si caratterizza infatti per la presenza di numerosi stabilimenti produttivi, tre dei quali anche soggetti a rischio di incidente rilevante, appartenenti a comparti per i quali effetti avversi sulla salute sono stati accertati o suggeriti da numerosi studi di epidemiologia occupazionale, come l'industria chimica, metalmeccanica, elettronica, nonché per la presenza di un polo energetico, anch'esso con un potenziale impatto sanitario. Va inoltre ricordato che all'interno di tale area vi sono alcuni siti industriali dismessi tra i quali un'acciaieria in attività tra gli anni '70 e gli anni '80 e che attualmente è oggetto di rilievi ambientali da parte dell'ARPA Molise. I Comuni di San Giacomo degli Schiavoni, San Martino in Pensilis e Ururi non sono rappresentati in Tabella 1 poiché in base ai dati finora raccolti non si registra la presenza delle forzanti considerate.

Tabella 1. Presenza nei singoli Comuni dei fattori di pressione studiati

Fattori di pressione	Campomarino		Guglionesi		Petacciato		Portocannone		Termoli	
	RSU	dal 1997	RSU	dal 1997	RSU	dal 1998	RSU	dal 1999	RSU	Ex art. 13
Discariche autorizzate										
Attività di gestione e smaltimento rifiuti	Rifiuti speciali industriali	5 imprese	Rifiuti speciali industriali	3 imprese					Rifiuti speciali industriali	3 imprese
	Autodem.	1 sito							Autodem.	1 sito
Siti inquinati			1 sito							1 sito
Industrie soggette a rischio di incidente rilevante									Art. 8 industrie chimiche	3 stabilimenti
Altre attività produttive di tipo industriale			Confezioni articoli di abbigliamento e pellicce		Industria del legno (esclusi i mobili)				Prod. energia Gessificio Zuccherificio Industria alimentare Macc. apparati meccanici App. per elettricità Costruzioni autoveicoli Prod. Mobili Edilizia e cantieri	

La Tabella 2 mostra una sintesi dei risultati dell'analisi di mortalità nei Comuni dell'area in esame. La situazione più grave è quella di Termoli, in particolare per quanto riguarda la popolazione maschile. Risultano, infatti, in eccesso i tumori totali e quelli di polmone, pleura e vescica, le tre sedi per le quali sono maggiori le evidenze di un ruolo eziologico delle esposizioni professionali. Sono inoltre in aumento i tumori epatici, le malattie respiratorie, le malattie del sistema nervoso e il diabete. Nella popolazione femminile si osservano incrementi dei tumori del colon-retto, della mammella e del diabete.

Tabella 2. (A, B) Mortalità, SMR (n.) negli 8 Comuni dell'area del polo industriale di Termoli e del sito di Guglionesi (1980-2001)

A

Mortalità	Campomarino		Guglionesi		Petacciato		Portocannone	
	Uomini	Donne	Uomini	Donne	Uomini	Donne	Uomini	Donne
Mortalità totale	99(500)	100(379)	99(634)	103(593)	96(314)	105(292)	108(322)	122(308)
Tutti tumori	126(157)	93(71)	97(147)	116(119)	86(70)	106(56)	113(80)	109(52)
- colon retto	126(15)	125(10)	81(12)	89(10)	76(6)	18(1)	217(15)	116(6)
- fegato	41(2)	57(1)	144(8)	40(1)	95(3)	239(3)	113(3)	0
- naso e seni paranasali	0	0	925(2)	0	0	0	0	0
- trachea, bronchi e polmoni	167(45)	293(10)	79(25)	44(2)	114(20)	126(3)	156(23)	140(10)
- pleura	0	0	0	0	0	0	0	0
- mammella	0	85(10)	0	142(20)	0	91(7)	0	148(10)
- vescica	131(8)	91(1)	125(10)	118(2)	172(7)	122(1)	107(4)	0
- encefalo	137(4)	49(1)	128(4)	162(4)	166(3)	148(2)	137(2)	0
- linfomi non- Hodgking	545(1)	0	0	0	0	0	0	0
Mieloma multiplo	162(2)	0	0	351(5)	0	138(1)	0	0
Diabete	86(11)	71(13)	145(24)	173(49)	187(16)	203(28)	65(5)	94(12)
Mal. sistema nerv.	87(8)	57(4)	88(10)	989(10)	120(7)	140(7)	38(2)	133(6)
Mal. sistema circ.	84(180)	100(195)	94(267)	88(278)	84(119)	87(128)	109(145)	117(159)
Mal. app. respir.	99(36)	66(5)	142(70)	143(40)	120(29)	106(14)	104(24)	83(10)
Cause maldefinite	93(8)	164(17)	101(12)	126(22)	217(12)	163(13)	289(16)	466(34)
Cause violente	131(47)	170(27)	91(34)	137(30)	81(17)	128(14)	120(21)	83(8)

B

Mortalità	S. Giacomo degli Schiavoni		S. Martino in Pensilis		Termoli		Ururi	
	Uomini	Donne	Uomini	Donne	Uomini	Donne	Uomini	Donne
Mortalità totale	96(117)	83(95)	110(594)	102(503)	98(2097)	93(1722)	104(467)	106(3908)
Tutti tumori	72(21)	49(10)	120(153)	120(107)	114(604)	104(382)	106(113)	96(66)
- colon retto	35(1)	0	152(19)	218(21)	99(50)	135(52)	152(16)	121(9)
- fegato	88(1)	0	83(4)	47(1)	195(40)	72(6)	49(2)	0
- naso e seni paranasali	0	0	0	0	0	0	0	0
- trachea, bronchi e polmoni	98(6)	220(2)	128(34)	126(5)	124(143)	79(13)	1456(32)	98(3)
- pleura	0	0	298(1)	0	354(5)	0	0	0
- mammella	0	37(1)	0	98(12)	0	155(88)	0	85(8)
- vescica	64(1)	292(1)	59(4)	69(1)	160(41)	92(5)	69(4)	89(1)
- encefalo	0	0	0	184(4)	134(17)	93(9)	248(6)	183(3)
- linfomi non- Hodgking	0	0	1115(2)	0	0	149(1)	0	0
Mieloma multiplo	0	353(1)	318(4)	244(3)	95(5)	103(5)	0	105(1)
Diabete	124(4)	176(10)	107(15)	70(17)	141(76)	125(112)	42(5)	106(20)
Mal. sistema nerv.	141(3)	50(1)	83(8)	149(13)	134(53)	79(27)	51(4)	60(4)
Mal. sistema circ.	85(47)	82(52)	104(252)	101(273)	83(747)	85(818)	117(242)	112(232)
Mal. app. respir.	209(20)	125(7)	136(57)	117(28)	117(176)	99(86)	109(39)	148(27)
Cause maldefinite	89(2)	0	50(5)	47(7)	42(15)	29(15)	59(5)	62(7)
Cause violente	150(10)	166(7)	135(43)	85(16)	92(147)	111(87)	50(12)	86(12)

Rapporti standardizzati di mortalità (SMR); fra parentesi il numero assoluto di casi osservati.
In grassetto limite inferiore dell'IC al 95% > 100 o limite superiore < 100.

Appare critica anche la situazione di Guglionesi (incrementi dei tumori nasali negli uomini e del mieloma multiplo nelle donne, delle malattie respiratorie in entrambi i sessi e del diabete nelle donne) e di S. Martino in Pensilis (aumenti della mortalità totale, dei tumori totali, dei linfomi non-Hodgkin e delle malattie respiratorie negli uomini, dei tumori del colon-retto nelle donne). Segnali da approfondire provengono inoltre da Campomarino (tumori polmonari nei due sessi) e Ururi (tumori encefalici negli uomini). A Petacciato e Portocannone, l'elevata mortalità per cause maldefinite suggerisce che la qualità della certificazione necroscopica sia inadeguata.

Nel periodo in esame, i tassi standardizzati di mortalità per tumori totali e tumori polmonari nell'area intera mostrano un andamento sostanzialmente stabile; le malattie respiratorie non tumorali mostrano un calo nella popolazione maschile nel corso degli anni '80 e un andamento stabile nella popolazione femminile (Figura 3).

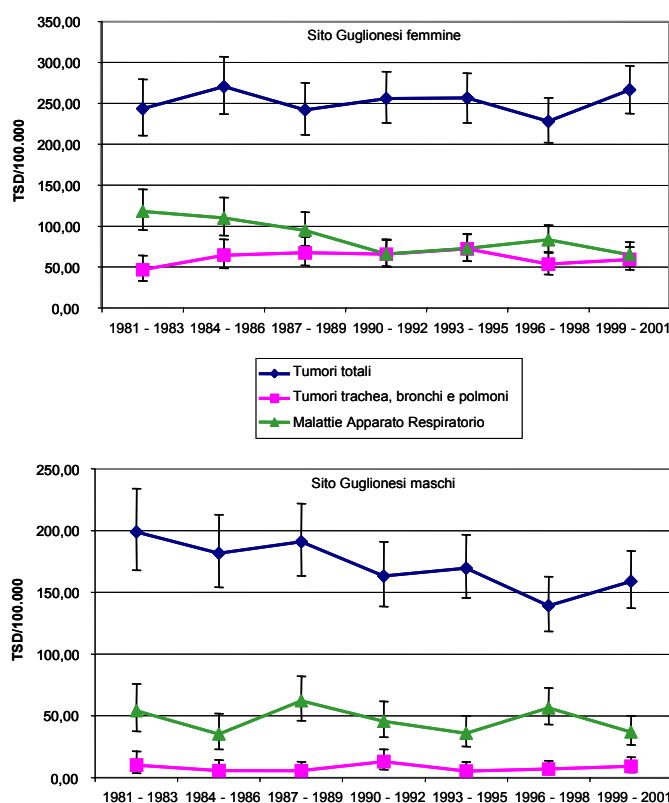


Figura 3. Evoluzione temporale della mortalità per tumori totali, tumori trachea bronchi e polmoni e malattie dell'apparato respiratorio nella popolazione maschile e in quella femminile

Conclusioni

In questa prima fase dello studio ambientale, che non ha visto direttamente coinvolte le istituzioni locali, il livello di dettaglio dei dati considerati non scende al disotto di quello comunale. Tuttavia a questo livello è già possibile ottenere valide indicazioni sulla realtà dell'area in esame e definire le tipologie dei dati che dovranno essere acquisiti per avviare ulteriori studi di epidemiologia ambientale.

Il quadro di mortalità di Termoli suggerisce in primo luogo l'incremento di alcuni tumori che possono avere origine professionale.

Nessi causali ben accertati intercorrono, infatti, fra l'esposizione a diversi cancerogeni industriali e le neoplasie di polmone, vescica e pleura, mentre per quanto riguarda i tumori epatici gli agenti causali più rilevanti sono il virus dell'epatite C e il consumo di alcol, anche se rischi occupazionali specifici sono stati descritti per alcuni agenti chimici (10-17). Anche per le malattie neurologiche (18-21) va considerato il potenziale ruolo eziologico delle esposizioni professionali.

Per quanto riguarda il diabete, i fattori ambientali che possono svolgere un ruolo eziologico sono l'arsenico e gli organoclorurati, in particolare la TCDD (22-24). Si tratta di osservazioni relativamente recenti, intorno alle quali tuttavia si sta costruendo un certo grado di consenso nella comunità scientifica.

Particolare attenzione va annessa alla problematica delle malattie respiratorie non tumorali.

L'esposizione a polveri e a sostanze quali il biossido di zolfo e il biossido di azoto in ambiente di lavoro è associata con un aumentato rischio per malattie dell'apparato respiratorio, e l'esposizione cronica ad inquinanti ambientali con malattie o sintomi respiratori e aumento della mortalità e ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie acute in studi condotti in Italia e all'estero (25-29).

Sempre con riferimento alla problematica del rischio occupazionale, va segnalato l'eccesso di neoplasie delle fosse nasali e dei seni paranasali osservato a Guglionesi (30). L'adenocarcinoma dei seni paranasali inoltre è stato associato all'esposizione a cromati fin dal 1890 (31), e data la presenza di questi composti nell'area in esame, un approfondimento appare particolarmente indicato.

Alla luce di quanto esposto appare necessario che il problema dei tumori professionali a Termoli sia affrontato in modo organico. Si considerino, a questo fine, alcuni dei documenti relativi alle motivazioni e alle procedure per lo studio di queste patologie in Italia (32-35). Per portare alla luce il fenomeno dei tumori professionali occorre integrare un approccio epidemiologico e una ricerca attiva dei singoli casi ottenuta attraverso la collaborazione dei medici di medicina generale e i diversi tipi di specialisti; altrimenti, in un caso come quello di Termoli, si rimarrà nell'attuale situazione di debito conoscitivo: dei soli 12 casi di malattia professionale riconosciuti dall'INAIL fra il 1990 e il 2000, 10 sono rappresentati da ipoacusie da rumore; nessun ulteriore caso di malattia professionale è stato riconosciuto fra il 2001 e il 2004 (fonte ISPESL, Laboratorio di Epidemiologia Occupazionale).

Va collocata in questo quadro la raccolta sistematica dei casi di mesotelioma e l'analisi delle occasioni di esposizione a polveri di amianto. Uno specifico dispositivo di legge (DL.vo 277/91) ha prima istituito, presso l'Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro, il Registro Nazionale dei casi di Mesotelioma (ReNaM) e successivamente fissato le sue modalità operative (DPCM 308/2002). Il modello adottato dal Registro Nazionale prevede una struttura regionale. La rilevazione dei casi di mesotelioma viene effettuata presso quelle strutture sanitarie, presenti sul territorio di loro competenza, che diagnosticano e trattano casi di mesotelioma (Servizi di Anatomia e Istologia Patologica, reparti di Pneumologia e di Chirurgia Toracica).

Per la uniformità nei criteri diagnostici è stata definita a livello nazionale una griglia di riferimento che consente di definire ciascun caso rilevato come mesotelioma maligno *certo*, *probabile* e *possibile* in ragione della documentazione clinica e strumentale disponibile (36). Le procedure di raccolta dei dati, di definizione diagnostica e delle modalità di esposizione sono definite in dettaglio dalle Linee Guida nazionali (36) disponibili al sito: www.ispesl.it/ispesl/sitorenam/. La rilevazione dei mesoteliomi a Termoli è particolarmente opportuna data la prevedibile presenza di amianto nel sito produttivo; l'amianto, infatti, è

stato largamente usato come isolante nell'industria chimica, nelle centrali, negli zuccherifici ed è frequentemente riscontrato nelle strutture edilizie degli insediamenti industriali, oltre che nell'edilizia civile.

In conclusione l'osservazione di una elevata mortalità per alcune cause soprattutto tumorali, alla cui eziologia possono contribuire fattori di rischio occupazionali e ambientali, in un territorio già individuato come sito di interesse nazionale, rende necessario l'approfondimento delle conoscenze attraverso l'ulteriore esame dei flussi informativi sanitari e ambientali e, in prospettiva, la conduzione di indagini sul campo. Questo significa, in primo luogo, superare i limiti inerenti agli studi di mortalità attraverso l'utilizzo dei dati relativi al sistema informativo dei ricoveri ospedalieri, che consente di osservare anche le patologie non letali (37).

Per quanto riguarda il disegno dello studio da adottare, si rinvia a Comba e Fazzo del medesimo Rapporto. In estrema sintesi si può comunque affermare che l'incremento dei tumori nasali e dei mesoteliomi pleurici suggerisce un approccio basato sul metodo degli eventi sentinella. Per conoscere il profilo completo della mortalità e morbosità nei vari comparti produttivi, è opportuno valutare se sussistano i requisiti per la pianificazione e conduzione di studi di coorte.

Oltre alla problematica del rischio professionale, va naturalmente preso in considerazione anche il possibile impatto sanitario associato alle esposizioni ambientali soprattutto nelle porzioni di territorio maggiormente interessate dalla presenza delle forzanti ambientali studiate. In questo contesto, disponendo di specifica cartografia digitalizzata ad un livello di dettaglio superiore (sezioni di censimento, carta tecnica regionale, idrografia superficiale e sotterranea, orografia, ecc.) e di dati chimico-fisici sulle matrici ambientali (acqua, aria, suolo), sarà possibile realizzare mappe di diffusione spaziale del rischio per definire eventuali aree di esposizione (38). Va inoltre pianificata l'analisi della distribuzione spaziale di alcune patologie a livello subcomunale con l'obiettivo di stimare le eventuali associazioni fra le esposizioni ambientali e la distribuzione geografica di alcune delle patologie in eccesso (39, 40).

Tutto questo naturalmente richiede un quadro istituzionale coeso, nel quale le strutture centrali, regionali e locali competenti in materia di ambiente e salute cooperino per comporre un quadro organico delle conoscenze. A questo processo dovranno partecipare attivamente le organizzazioni espressione della società civile che hanno operato localmente per l'avvio di un ciclo di studi scientifici finalizzati alla tutela della salute e della qualità ambientale.

Quest'ultimo punto è oggi ampiamente condiviso dalla letteratura internazionale (41-43). Su questa base potrà essere impostato un corretto processo di comunicazione del rischio, fondato su concetti e metodi intorno ai quali è oggi consolidato il consenso di quanti operano nel settore ambiente e salute a livello internazionale e nazionale (44-46). Potrà in particolare essere chiarito che lo studio epidemiologico in un sito inquinato, oltre a contribuire all'individuazione delle priorità per il risanamento, rappresenta un contributo ancorché limitato al perseguimento dell'obiettivo dell'equità nella distribuzione dei rischi, e in prospettiva pone le basi per la verifica dell'efficacia degli interventi di miglioramento della qualità ambientale.

Ringraziamenti

Si ringraziano Alessandro Marinaccio dell'ISPESL, Roberta Pirastu dell'Università "La Sapienza", Roma per il loro contributo alla discussione dei risultati di questo studio. Letizia Sampaolo e Daniele Savelli dell'ISS per la loro preziosa collaborazione alle fasi di ricerca bibliografica e *information retrieval*.

Bibliografia

1. Biggeri A, Lagazio C, Catelan D *et al.* Ambiente e salute in Sardegna. *Epidemiol Prev* 2006;30(1) suppl:1-64.
2. Fazzo L. I 17 siti del piano nazionale delle bonifiche delle regioni obiettivo 1: le indagini epidemiologiche ad oggi disponibili. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
3. Cori L, Tassoni E. Attività di bonifica e fondi strutturali. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
4. Trinca S. Condivisione dell'informazione geografica come strumento per la gestione e l'analisi di fenomeni ambientali e sanitari. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
5. Italia. DL.vo Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 16 ottobre 2002, n. 285. Perimetrazione del sito di interesse nazionale di Campobasso Guglionesi II. *Gazzetta Ufficiale* 5 dicembre 2002
6. Piano di caratterizzazione del sito di interesse nazionale di Guglionesi II (Campobasso). Roma: APAT; 2004.
7. Istituto Italiano di Statistica. *Censimento intermedio dell'industria e dei servizi: 31 dicembre 1996*. Sistema statistico nazionale, Istituto Nazionale di Statistica. Roma: ISTAT; 1999.
8. Assessorato allo ambiente della Provincia di Campobasso, Piano di gestione dei rifiuti, novembre 2004, Campobasso
9. Commissione Europea. APAT- *Progetto Corine Land Cover*; 2000. Disponibile all'indirizzo: <http://www.mais.sinanet.apat.it>; ultima consultazione 06/06/2006.
10. Ward E. Overview of preventable industrial causes of occupational cancer. *Environ Health Persp* 1995;103:197-203.
11. Monson RR. Occupation. In: Schottenfeld D, Fraumeni JF (Ed.). *Cancer epidemiology and prevention*. New York: Oxford University Press; 1996. p. 373-4005.
12. Simonato L, Boffetta P, Kogevinas M. Epidemiological aspects of cancer risk associated with exposure in the occupational environment. *Med Lav* 1996;87:5-15.
13. Blair A, Rothman N, Zahm SH. Occupational cancer epidemiology in the coming decades. *Scand J Work Environ Health* 1999;25:491-7.
14. Kauppinen T, Toikkanen J, Pedersen D *et al.* Occupational exposure to carcinogens in the European Union. *Occup Environ Med* 2000;57:10-8.
15. Boffetta P. Epidemiology of environmental and occupational cancer. *Oncogene* 2004;23:6392-403.
16. Mastrangelo G, Fedeli U, Fadda E, *et al.* Increased risk of hepatocellular carcinoma and liver cirrhosis in vinyl chloride workers: synergistic effect of occupational exposure with alcohol intake. *Environ Health Perspect* 2004;112:1188-92.
17. Barone-Adesi F, Richiardi L, Merletti F. Population attributable risk for occupational cancer in Italy. *Int J Occup Environ Health* 2005;11:23-31.
18. Simonsen L, Johnsen H, Lund SP *et al.* Methodological approach to evaluation of neurotoxicity data and the classification of neurotoxic chemicals. *Scand J Work Environ Health* 1994;20:1-12.

19. Gorell JM, Johnson CC, Rybicki BA *et al.* Occupational exposure to manganese, copper lead, iron, mercury, and zinc and risk of Parkinson's disease. *Neurotoxicology* 1999;20:239-47.
20. Hageman G, van der Hout M, van der Laan G *et al.* Parkinsonism, pyramidal signs, polyneuropathy, and cognitive decline after long-term occupational solvent exposure. *J Neurol* 1999;246:198-206.
21. Priyadarshi A, Khuder SA, Schaub EA *et al.* Environmental risk factors and Parkinson's disease a metaanalysis. *Environ Res* 2001;86:122-7.
22. Longnecker MP, Daniels JL. Environmental contaminants as etiologic factors for diabetes. *Environ Health Persp* 2001;109:871-6.
23. Tseng CH, Tseng CP, Chou HY *et al.* Epidemiologic evidence of diabetogenic effect of arsenic. *Toxicol Lett* 2002;133:69-76.
24. Remillard RBJ, Bunce NJ. Linking dioxins to diabetes: epidemiology and biologic plausibility. *Environ Health Perspec* 2002;110:853-8.
25. Becklake MR. Occupational exposure as a cause of chronic airways disease. In: Rom WM (Ed.). *Occupational and environmental medicine*. Philadelphia-New York, Lippincott-Raven; 1998. p. 573-86.
26. Schlesinger RB. Nitrogen oxide/nitric oxide. In: Rom WM (Ed.). *Occupational and environmental medicine*. Philadelphia-New York, Lippincott-Raven; 1998. p. 617-30.
27. Utell MJ, Frampton MW. Sulphur dioxide and sulphuric acid aerosols. In: Rom WM (Ed.). *Occupational and environmental medicine*. Philadelphia-New York, Lippincott-Raven; 1998. p. 630-40.
28. Driscoll T, Nelson DI, Steenland K *et al.* The global burden of non-malignant respiratory disease due to occupational airborne exposures. *Am J Ind Med* 2005;48:432-445.
29. Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico, 1996-2002. *Epidemiol Prev* 2004;28(4-5 Suppl.):4-100.
30. Battista G, Comba P, Orsi D *et al.* Nasal cancer in leather workers: an occupational disease. *J Cancer Res Clin Oncol* 1995;121:1-6.
31. Langard S. One hundred years of chromium and cancer: review of epidemiological evidence and selected case reports. *Am J Ind Med* 1990;17:189-215.
32. Carnevale F, Baldasseroni A. Esposizione a cancerogeni oggi nell'ambiente di lavoro. Stato dell'arte, problemi e prospettive introdotte dal DL.vo 626/94. *Med Lav* 1998;89:102-9.
33. Merler E, Vineis P, Miligi L. I tumori causati dal lavoro in Italia. *Epidemiol Prev* 1998;22:12-25.
34. Cocco P. Tumori e lavoro: a 20 anni da "The causes of cancer" di Doll e Peto. *Med Lav* 2000;91:14-23.
35. Crosignani P, Nesti M, Audisio R *et al.* Un sistema di monitoraggio per i tumori di origine professionale. *Med Lav* 2005;96:33-41.
36. Nesti M, Marinaccio A, Chellini E, Regional Operational Centers. La sorveglianza epidemiologia del mesotelioma maligno in Italia. I dati del Registro Nazionale (ReNaM), 1997. *Epidemiol Prev* 2003; 27(3):147-53.
37. Fano V, Forastiere F, Perucci CA. Utilizzo dei dati delle schede di dimissione ospedaliera per le analisi geografiche in epidemiologia ambientale. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
38. Collins S. *Modelling spatial variations in air quality using GIS, GISDATA*. Series n. 6. European Science Foundation. London: Taylor & Francis; 1998. p. 81-95.

39. Nuckolson JR, Ward MH, Jarup L. Using geographic information systems for exposure assessment in environmental epidemiology studies. *Environ Health Persp* 2004;112(9):1007-14.
40. Japur L. Health and environment information sSystems for exposure and disease mapping, and risk assessment. *Environ Health Persp* 2004;112(9):995-7.
41. Schwab M, Syme L. On paradigms, community participation, and the future of public health. *Am J Publ Health* 1997;87:2049-52.
42. Leung MW, Yen IH, Minkler M. Community-based participatory research: a promising approach for increasing epidemiology's relevance in the 21st century. *Int J Epidemiol* 2004;33:499-506.
43. Calnan M. The people know best. (Commentary). *Int J Epidemiol* 2004;33:506-7.
44. Peters RG, Covello VT, McCallum DB. The determinants of trust and credibility in environmental risk communication: an empirical study. *Risk Analysis* 1997;17:43-54.
45. Health Investigations Communications Work Group. Communicating results to community residents: lessons from recent ATSDR health investigations. *J Exp Analysis Environ Epidemiol* 2004;14:484-91.
46. De Mei B, Benedetti M, Comba P *et al.* La comunicazione del rischio in una popolazione esposta a campo magnetico a 50 Hz. In: Appelgren E, Ruggeri P, Spila Alegiani S. (Ed.). *Epidemiologia per la Sorveglianza: dal disegno alla comunicazione* Roma Istituto Superiore di Sanità: 2006 (ISTISAN Congressi 06/C2), p. 73.

STUDI EPIDEMIOLOGICI SUI SITI INQUINATI IN ITALIA: VALUTAZIONE DELLE ESPERIENZE E NUOVE PROSPETTIVE

Pietro Comba (a), Fabrizio Bianchi (b), Roberta Pirastu (c), Benedetto Terracini (d)

(a) Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

(b) Istituto di Fisiologia Clinica, Sezione di Epidemiologia, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Pisa

(c) Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università degli Studi "La Sapienza", Roma

(d) Centro per la Prevenzione Oncologica, Regione Piemonte, Torino

Nel biennio 2005-2006, due grandi regioni: la Sicilia (1) e la Sardegna (2) hanno pianificato e attuato studi epidemiologici sui propri siti inquinati. Contestualmente, come documentato anche da questo Rapporto, la Campania e il Lazio hanno intrapreso cicli sistematici di studi relativi alla problematica della gestione dei rifiuti, in particolare allo smaltimento abusivo dei rifiuti tossici. In altre regioni, come Piemonte e Liguria, pur in assenza di un piano organico di studio epidemiologico dei siti inquinati, gruppi di lavoro di alto profilo hanno svolto esperienze importanti nello studio di situazioni localizzate di contaminazione ambientale. Nel Molise, infine, uno studio epidemiologico esplorativo delinea l'ambito nel quale le autorità regionali e locali potranno sviluppare approfondimenti in merito alla situazione sanitaria nel polo industriale di Termoli e nel territorio limitrofo.

Un primo bilancio di questo insieme di iniziative non può che essere positivo, sia perché indica la generalizzata assunzione di consapevolezza delle problematiche sanitarie legate alla residenza nei siti inquinati, sia per la quantità e l'elevata qualità delle conoscenze scientifiche che sono state rese disponibili a quanti si occupano di tutela della salute e di risanamento ambientale.

Nel complesso, l'insieme degli studi fin qui pubblicati appaiono coerenti, per quanto attiene finalità e procedure, con il quadro di insieme tracciato nel Rapporto ISTISAN di Cori *et al.* (3) del quale il presente Rapporto costituisce uno sviluppo.

I contributi qui raccolti, sia quelli metodologici sia quelli dedicati a studi realizzati o in corso, hanno l'obiettivo comune di dare al lettore un insieme di riferimenti scientifici, culturali e esperienziali ritenuti indispensabili per affrontare il tema ambiente e salute in aree contaminate. Avendo come finalità lo sviluppo di studi di epidemiologia in grado di dare risultati validi e utili per la protezione ambientale e della salute, i temi del disegno dello studio, della valutazione dell'esposizione, della comunicazione e partecipazione sono stati ritenuti prioritari.

Da un punto di vista metodologico, va ora annesso particolare rilievo all'approfondimento di alcune questioni.

In primo luogo, occorre accrescere il potere di risoluzione delle analisi micro-geografiche basate sui flussi informativi correnti, fornendo le basi per l'effettuazione di studi a livello sub-comunale, per i quali siano disponibili opportuni numeratori e denominatori di eventi sanitari, nonché indicatori di esposizione: rientra in questo ambito lo studio di Fano del presente Rapporto.

Sono di interesse anche studi che verificano la qualità di indicatori di eventi sanitari come il consumo di farmaci su piccola area (4), non riflessi dai dati di mortalità o ricoveri, ovvero le alterazioni della *sex-ratio* alla nascita in un territorio ben definito (5).

Inoltre, devono essere definite e saggiate, così come accadde in passato per le ricerche di epidemiologia occupazionale, le potenzialità di utilizzo, per ricerche di epidemiologia

ambientale, dei registri di patologia oggi esistenti in molte parti del nostro paese, quali quelli delle malformazioni congenite e del mesotelioma che utilizzano dati correnti. Altri modelli di studio di possibile utilità in epidemiologia ambientale, sono indagini *ad hoc* quali gli studi di prevalenza ripetuti per patologie non gravi e per la percezione del rischio, studi di effetti a breve termine (mortalità, ricoveri) dove siano disponibili dati di monitoraggio ambientale, studi di *panel* per la valutazione di effetti sub-clinici su piccoli gruppi, come anche studi di epidemiologia ambientale veterinaria.

In secondo luogo, va ripresa adeguatamente la problematica degli studi di coorte, al fine di chiarire le potenzialità e i limiti, oltre che delle coorti occupazionali, delle coorti prospettiche di residenti e di nuovi nati, come discusso in un altro capitolo del presente Rapporto. Nuovi indagini prospettiche di coorte offrirebbero l'opportunità di considerare in modo adeguato i problemi relativi all'informazione sull'esposizione e sui fattori di confondimento. Tali studi richiedono ingenti risorse finanziarie e fornirebbero risultati dopo molti anni, questi limiti vanno però considerati alla luce del fatto che alcuni di tali studi, come quello di Framingham sulla patologia cardiovascolare e lo studio statunitense sugli effetti dell'inquinamento dell'aria, iniziati molti decenni fa, sono ancora alla base delle attuali conoscenze scientifiche.

La lettura del presente Rapporto documenta un punto essenziale della valutazione epidemiologica dei siti inquinati, cioè la necessità di un approccio sistematico che sia specifico per ogni situazione e preveda la formulazione di obiettivi chiari, l'utilizzo di dati ambientali e, ove possibile, di monitoraggio biologico che sottendono la necessità di conoscenze tossicologiche. La chiarezza degli obiettivi e la solidità scientifica dei metodi deve essere accompagnata dalla chiarezza dei ruoli e delle responsabilità di enti, istituzioni e organizzazioni di portatori di interesse (in inglese *stakeholders*) che partecipano all'acquisizione di conoscenze epidemiologiche, processo per il quale devono essere previste anche procedure di valutazione. Una tale prospettiva richiede quindi un coinvolgimento, in ogni fase conoscitiva e valutativa delle bonifiche, degli operatori delle strutture sanitarie e ambientali che si occupano di siti contaminati i quali devono acquisire conoscenze sui principi e i metodi dell'epidemiologia ambientale.

Il punto di partenza è la necessità di attuare l'indicazione, già formulata da Bianchi e Terracini (6), di attivare gruppi integrati con competenze ambientali e sanitarie a supporto delle autorità aventi compiti decisionali, annettendo a tali gruppi un valore aggiunto: avviare in modo omogeneo l'approccio multidisciplinare/multifascico descritto da Iavarone. Strategica, a questo fine, risulta la convergenza fra quanto sinora realizzato nell'ambito della collaborazione fra ISS e Ministero dell'Ambiente e della Salute (3), come documentato anche dal presente Rapporto e con quanto prodotto dal tavolo di lavoro costituito dall'Associazione Italiana di Epidemiologia (AIE) e dal Gruppo di Epidemiologia Ambientale (GEA) del sistema agenziale ARPA-APAT (7).

In questo Rapporto, questa istanza è particolarmente presente nei contributi di Fano, Cadum e, come prospettiva di sviluppo, in quello di Pizzuti. Una maggiore e più diffusa consapevolezza di questi temi consentirebbe, in particolare, un migliore sviluppo degli studi sui marcatori biologici. Nel nostro paese vi sono infatti centri di eccellenza per quanto riguarda l'aspetto analitico del monitoraggio biologico, ma manca, con poche eccezioni, la capacità di disegnare e realizzare gli studi con un impianto epidemiologico adeguato. Serve quindi più formazione e soprattutto più lavoro collaborativo.

Un ulteriore ambito applicativo delle questioni trattate nel presente Rapporto riguarda la VIS, che si prefigge di estendere l'area di interesse in modo da includere non solo i fattori di rischio, le esposizioni e gli agenti ambientali, ma anche i loro determinanti, le "cause delle cause", intese come scelte di natura politica nei vari settori della vita civile.

Diversi contributi affrontano il problema della comunicazione con la popolazione e quindi del linguaggio da utilizzare. Superando precedenti polarizzazioni fra l'istanza di una comunicazione interamente gestita dall'epidemiologo, ovvero interamente gestita da un esperto in comunicazione, gli autori di questo Rapporto sostengono nel complesso l'opzione del lavoro collaborativo, nell'ambito del quale si definiscono le strategie e si progettano i piani di comunicazione, integrando il lavoro delle diverse figure professionali fra le quali gli epidemiologi e gli esperti in comunicazione insieme a molti altri (tossicologi, statistici, ecologi, ecc.).

Una chiave di lettura senza la quale il presente Rapporto non sarebbe pienamente intelleggibile è rappresentata dall'istanza dell'equità, alla quale è dedicato uno dei capitoli. La bonifica di un sito inquinato, come qualsivoglia forma di ristabilimento della salute o diminuzione del rischio, è parte della giustizia che lo Stato deve attuare. Minimizzare i danni o i rischi che derivano dall'inquinamento, o suddividerli senza penalizzare coloro che risiedono in siti specifici, è parte di ciò che deve fare chi persegue l'obiettivo dell'equità. Questo significa definire delle priorità e allocare le risorse in modo selettivamente maggiore a favore delle popolazioni e degli individui oggi più penalizzati. Questo tipo di scelta comporta una precisa assunzione di responsabilità, e richiede una assoluta trasparenza per costituire la base di un corretto processo di comunicazione, al termine del quale si potrà delineare un consenso informato collettivo per i processi decisionali in atto.

Alla luce di quanto illustrato dal Rapporto, si può concludere sostenendo che l'indagine epidemiologica nei siti inquinati, se caratterizzata da un disegno dello studio valido, è in grado di fornire elementi di rilievo in merito alle priorità del processo di risanamento ambientale e porre le basi per la valutazione della loro efficacia. Il valore informativo di ogni indagine è commisurato alla qualità dei protocolli adottati, ma anche studi relativamente semplici possono fornire elementi di interesse, soprattutto nelle situazioni meno esplorate.

La coerenza di fondo del quadro complessivo porta, a giudizio di chi scrive, a riconfermare l'importanza dell'impegno delle strutture operanti a livello centrale nel garantire alle regioni una funzione di assistenza tecnica, ove richiesta, e soprattutto di interlocuzione sulle basi scientifiche dello studio epidemiologico nei siti inquinati. Oltre a questo, è indispensabile che un gruppo di lavoro operante a livello centrale elabori in modo permanente documenti tecnici sulle questioni di volta in volta giudicate prioritarie, ad esempio ora appare indifferibile un documento di riferimento che tratti in modo esaustivo tutte le problematiche legate alla confidenzialità dei dati negli studi in piccole aree.

Da questo insieme di attività potrebbe derivare innanzitutto un arricchimento culturale, ma anche un più efficace contributo teso all'armonizzazione delle iniziative in atto, o in preparazione, in merito allo studio dello stato di salute delle popolazioni residenti nei siti inquinati, contribuendo così a definire un approccio nazionale al problema da confrontare nelle sedi comunitarie con i corrispondenti approcci adottati dagli altri paesi.

Uno sforzo di coordinamento di questa portata richiede un'adeguata disponibilità di risorse sia per la ricerca, sia per la formazione, sia per la produzione di documenti. Data la fioritura di attività in questo settore, tuttavia, non vanno considerati solo i costi dell'attuazione di un organico progetto di studio dello stato di salute delle popolazioni residenti nei siti inquinati, ma anche il costo, ben maggiore, della mancata attivazione di tale attività, che si tradurrebbe inevitabilmente in duplicazione di iniziative, mancanza di omogeneità nella gestione del problema in varie parti del paese, dissipazione di risorse pubbliche su progetti privi di adeguate basi scientifiche, aumento del contenzioso e della trattazione dei temi in esame in sedi meno idonee di quelle istituzionali a fornire soluzioni condivise ai problemi in esame. I mass-media ad esempio, possono giocare il ruolo di preziosi protagonisti di un processo di comunicazione basato sulle evidenze, ma in assenza di un meccanismo virtuoso che preveda la produzione di

conoscenze valide e la loro presentazione in forma comprensibile, ripiegano spesso su un ruolo di cassa di risonanza di dati e informazioni acriticamente valutati. Analogamente, nelle sedi giudiziarie può svolgersi un utile contraddittorio sui nessi causali e i profili di colpa che siano emersi, o siano stati suggeriti, da studi di alta qualità, pubblicati su riviste accreditate, ma se è mancata la costruzione delle conoscenze nelle sedi proprie, un dibattito che si accanisca su dati preliminari, parziali o comunque inferiori agli standard della *peer-review* difficilmente porterà a conclusioni utilizzabili (8).

È quindi indispensabile che il sistema pubblico, comprensivo delle amministrazioni ambientali e sanitarie, a livello centrale, regionale e locale, assuma la responsabilità dei temi qui trattati, non disperda il patrimonio culturale costruito in questi anni e promuova un'azione coordinata di studio e intervento sullo stato di salute delle popolazioni che risiedono nelle aree inquinate del paese.

Bibliografia

1. Fano V, Cernigliaro A, Scondotto S *et al.* 2005. *Stato di salute della popolazione residente nelle aree ad elevato rischio ambientale e nei siti di interesse nazionale della Sicilia*. Notiziario OE. Palermo: Regione Sicilia Assessorato Sanità Dipartimento Osservatorio Epidemiologico; 2005.
2. Biggeri A, Lagazio C, Catelan D *et al.* Ambiente e salute in Sardegna. *Epidemiol Prev* 2006;30(1) Suppl.:1-64.
3. Cori L, Tassoni E. Attività di bonifica e fondi strutturali. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
4. Simonato L. Sorveglianza di interventi frequenti. In: Applegren E, Ruggeri P, Spila Alegiani S. *Epidemiologia per la sorveglianza: dal disegno alla comunicazione*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2006. (ISTISAN Congressi 06/02).
5. Franchini M, Rial M, Buratti E *et al.* Health effects of exposure to waste incinerator emissions: a review of epidemiological studies. *Ann Ist Super Sanità* 2004;40:101-15.
6. Bianchi F, Terracini B. Potenzialità, criticità e prospettive dell'integrazione ambiente-salute. In: Cori L, Cocchi M, Comba P (Ed.). *Indagini epidemiologiche nei siti di interesse nazionale per le bonifiche delle regioni italiane previste dai Fondi strutturali dell'Unione Europea*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/01).
7. Aggiornamenti sulle attività del Gruppo di lavoro GEA-AIE. *Epidemiol Prev* 2006;30(1):11-3.
8. Comba P, Magnani C, Pirastu R. L'epidemiologo in tribunale: requisiti, standard professionali e considerazioni deontologiche. *Epidemiol Prev* 2001;25:77-80.

*La riproduzione parziale o totale dei Rapporti e Congressi ISTISAN
deve essere preventivamente autorizzata.
Le richieste possono essere inviate a: pubblicazioni@iss.it.*

*Stampato da Tipografia Facciotti srl
Vicolo Pian Due Torri 74, 00146 Roma*

Roma, giugno 2006 (n. 2) 6° Suppl.