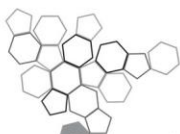




ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

ISPRA PER LA SALUTE

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la protezione dell'ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo quaderno.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma

www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Quaderni - Ambiente e Società 24/21

ISBN 978-88-448-1065-8

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Sonia Poponessi

Immagine di copertina: Sonia Poponessi

ISPRA - Area Comunicazione

Coordinamento pubblicazione online:

Daria Mazzella

ISPRA - Area Comunicazione

Luglio 2021

Autori

Capitolo 1 Giorgio CATTANI (VAL-CLO), Alessandro DI MENNO DI BUCCHIANICO (VAL-CLO), Patrizia POLIDORI (VAL-ECA), Massimiliano BULTRINI (VAL-ASI), Anna CHIESURA (VAL-ASI), Elisabetta DE MAIO (VAL-ASI), Francesca DE MAIO (DG-SAS), Marco FATICANTI (VAL-ASI)

Capitolo 2 Emanuela PIERVITALI (VAL-CLO)

Capitolo 3 Francesco MUNDO (BIO- ACID), Silvana Carla SALVATI (BIO- ACID), Patrizia BORRELLO (CN -COS ODC) Roberta DE ANGELIS (CN -COS ODC), Emanuela SPADA (CN -COS ODC)

Capitolo 4 Chiara MAGGI (LAB-CHI), Giulio SESTA (LAB-CH), Patrizia BORRELLO (CN -COS ODC), Roberta DE ANGELIS (CN -COS ODC), Emanuela SPADA (CN -COS OD)

Capitolo 5 Maria Alessandra DE MARCO (BIO-CFN), Vittorio GUBERTI (BIO-EPD)

Capitolo 6 Valeria FRITTELLONI (CN-RIF), Andrea Massimiliano LANZ (CN-RIF), Silvia ERMILI (CN-RIF), Jessica TUSCANO (CN-RIF)

Capitolo 7 Dania ESPOSITO (DG-TEC), Emanuela PACE (DG-TEC)

Capitolo 8 Federico FILIPPONI (CRE-CSA), Laura CALCAGNI (CRE-DAN), Patrizia SCOTTO DI CARLO (CRE-DAN), Giampiero BACCARO (CRE-ETF), Elisa NARDI (CRE-ETF), Renata PACIFICO (CRE-ETF), Claudio NUMA (CRE-ETF)

Capitolo 9. Anna CACCIUNI (VAL-ASI), Francesca DE MAIO (DG-SAS), Sabrina RIETI (VAL-ASI)

Capitolo 10. Federico SILVESTRI (GEO-PSC), Antonella VECCHIO (GEO-PSC), Antonella AUSILI (CN -COS ANTR) Elena ROMANO (CN -COS ANTR)

A cura di

Francesca DE MAIO (DG-SAS), Elisabetta DE MAIO (VAL-ASI)

INDICE

PREFAZIONE	6
INTRODUZIONE	7
1. AREE URBANE E SALUTE	10
1.1 Aria (Outdoor, Indoor)	10
1.2 5G e salute umana: la percezione del rischio	21
1.3 Mobilità sostenibile	24
1.4 Verde urbano	28
2. CLIMA E SALUTE	33
2.1 Eventi estremi	33
3. ACQUA E SALUTE	37
3.1 Acque Reflue	37
3.2 La tutela della salute del bagnante	41
3.3 Alghe tossiche	44
4. AMR E AMBIENTE (ANTIMICROBICO RESISTENZA)	52
4.1 Monitoraggio di antibiotici e batteri resistenti	52
4.2 Evidenze di antibiotici e antimicrobico resistenza nelle acque di balneazione	55
5. BIODIVERSITÀ E SALUTE	60
5.1 One Health e ISPRA	60
5.2 Un virus delle zecche africane e la gestione del cinghiale: un perfetto esempio di One Health	61
5.3 Virus emergenti: perché quelli a RNA	65
6. RIFIUTI E SALUTE	73
6.1 Attività connesse alla gestione dei rifiuti (urbani ed a rischio infettivo) nell'ambito dell'Emergenza Covid-19 a supporto del Ministero della Transizione Ecologica, svolte, nell'ambito del SNPA, anche attraverso collaborazioni con l'Istituto Superiore di Sanità.	74
6.2 Attività ricognitiva a supporto del Ministero della Transizione Ecologica	75
6.3 L'End of Waste o Cessazione della qualifica di rifiuto	76

6.4 Terre e rocce da scavo	76
6.5 Ulteriori attività:	77
7. SICUREZZA CHIMICA E SALUTE	78
7.1 Strumenti per la gestione del rischio chimico (REACH-CLP)	78
7.2 Pesticidi	80
8. EMERGENZE, DANNO AMBIENTALE E SALUTE	82
8.1 Prevenzione e riparazione del danno ambientale per la salvaguardia della salute	82
8.2 Gestione delle emergenze ambientali: la salute dell'uomo attraverso la salvaguardia dell'ambiente	85
8.3 Osservazione della Terra a supporto della tutela della salute	88
8.4 Impatti ambientali degli incendi in impianti industriali e possibili conseguenze per la salute	89
9. VALUTAZIONI AMBIENTALI E SALUTE	94
9.1 VIA, VAS, AIA	94
10. SITI CONTAMINATI E SALUTE	98
10.1 Gli effetti della contaminazione dei suoli su ambiente e salute in ambito nazionale e comunitario	98
10.2 Il processo di identificazione e gestione dei siti contaminati: l'analisi di rischio sanitario/ambientale	104
10.3 Impatti antropici in aree marino costiere con particolare riguardo ai Siti di Interesse Nazionale	111

PREFAZIONE

Il documento è frutto delle attività dell'Osservatorio Ambiente e Salute (A&S) costituito da colleghi Ricercatori e Tecnologi ISPRA impegnati su progetti, attività di ricerca e tavoli tecnici che operano in collaborazione con Enti Sanitari a livello Nazionale e Internazionale.

L'obiettivo del documento è di conoscere e far conoscere l'impegno dell'Istituto sulle tematiche A&S, vista la rilevanza degli argomenti trattati soprattutto in un periodo come questo, di grave crisi sanitaria, sociale ed economica, che sottolinea come sia fondamentale conoscere e studiare i principali determinanti di salute e per il benessere della popolazione.

Le attività dell'Osservatorio sottolineano l'impegno e il ruolo strategico del SNPA a supporto della Transizione Ecologica; i temi trattati quali l'inquinamento atmosferico, la mobilità sostenibile, i cambiamenti climatici, le valutazioni e le autorizzazioni ambientali, l'economia circolare, i siti contaminati, il danno ambientale, l'inquinamento delle acque e la biodiversità sono aspetti prioritari per uno sviluppo sostenibile resiliente, protettivo e inclusivo. Uno sviluppo che rispetti le capacità di carico dei sistemi naturali, conservandone vitalità e resilienza, basato sulle migliori tecniche disponibili e che favorisca l'efficienza e non l'incremento dell'utilizzo di energia e materie prime; che limiti l'utilizzo delle risorse non rinnovabili senza eccedere le loro capacità rigenerative, in cui l'emissione di scarti e rifiuti prodotti dai sistemi sociali non superi la capacità di assimilazione dei sistemi naturali; uno sviluppo che garantisca almeno le attuali condizioni di vita e benessere anche alle generazioni future.

Nel testo si ribadisce l'importanza della visione olistica "One Health": un modello sanitario basato sull'integrazione di discipline diverse, fondato sul riconoscimento che la salute umana, la salute animale e la salute dell'ecosistema siano legate indissolubilmente. E questo ci appare ancora più vero in questi mesi difficili segnati dall'emergenza COVID.

Stefano Laporta
Presidente ISRPA e SNPA

INTRODUZIONE

di F. De Maio (DG-SAS)

Premessa

Un ambiente “sano” è fondamentale per il benessere e la salute della popolazione, in quanto l’ambiente è una delle determinanti sostanziali dello stato di salute della popolazione umana. L’ambiente può influenzare la salute in modo diretto o indiretto. Può infatti favorire la circolazione di agenti patogeni e altri fattori biologici, come ad esempio i pollini e altri allergeni, che colpiscono, quando presenti, la popolazione suscettibile. Può però anche agire per mezzo di fattori non biologici, come la presenza di contaminanti chimici e fisici (l’inquinamento dell’aria, il rumore, i campi elettromagnetici, le sostanze chimiche pericolose). Anche i cambiamenti climatici, attraverso ondate di calore, inondazioni e modificazioni nella distribuzione di malattie trasmesse da vettori, concorrono a determinare impatti negativi sulla salute della popolazione. I cambiamenti climatici concorrono anche alla perdita di biodiversità e al degrado del suolo, fattori che possono influenzare il benessere umano, minacciando i servizi ecosistemici, quali l’accesso all’acqua dolce, alla produzione di alimenti, alle piante officinali.

La conferenza di Ostrava del 2017, organizzata congiuntamente dall’Ufficio della Regione Europea dell’OMS, da UNECE e da UNEP, non ha solo riconosciuto l’importanza di uno sviluppo sostenibile, identificato con gli obiettivi dell’Agenda 2030 per le forti relazioni in essere tra sviluppo, ambiente, salute e benessere umano e l’economia; ma ha sottolineato come un ambiente sano e le politiche sanitarie siano state determinati per la crescita complessiva dell’aspettativa di vita e del benessere nella Regione Europea dell’OMS nei decenni passati. D’altra parte, ha riconosciuto che il degrado ambientale e l’inquinamento, il cambiamento climatico, l’esposizione a prodotti chimici pericolosi e la destabilizzazione degli ecosistemi possono compromettere il diritto alla salute esacerbando le disuguaglianze, in quanto incidono maggiormente sui gruppi di popolazione svantaggiata e vulnerabile.

Struttura del documento

Il documento è strutturato in 10 capitoli che affrontano la tematica Ambiente & Salute, analizzandola da differenti punti di vista. Tale suddivisione nasce dalla necessità di rappresentare le attività dell’Istituto delineando un filo logico, che segua i molteplici aspetti ambientali che possono determinare impatti sulla salute e il benessere della popolazione. Sono qui rappresentate le aree in cui l’Istituto svolge attività che riguardano sia aspetti ambientali che sanitari, spesso in collaborazione con enti sanitari (Ministero della Salute, ISS, etc.).

Ogni capitolo presenta una prima parte introduttiva, che illustra in modo sintetico la problematica ambientale e le possibili relazioni/impatti con la salute della popolazione; nella seconda parte sono descritte in breve le attività svolte nei vari ambiti e nelle diverse forme [progetti convenzioni, tavoli tecnici, etc.].

Il primo capitolo focalizza l’attenzione sulla relazione tra Salute pubblica e Ambiente urbano, che gioca un ruolo fondamentale nella promozione di stili di vita e di ambienti favorevoli alla salute. Una buona pianificazione dell’assetto urbano, il miglioramento della circolazione stradale, la realizzazione di spazi verdi, di piste pedonali e ciclabili e di percorsi sicuri casa-scuola hanno molteplici effetti: ridurre l’inquinamento dell’aria, promuovere uno stile di vita più attivo, favorire la socializzazione e contribuire a ridurre le malattie croniche non trasmissibili.

Il secondo capitolo è dedicato ai Cambiamenti Climatici, che possono determinare numerose conseguenze sulla salute umana, sia dirette (aumento di stress da calore,

perdite di vite conseguenti ad eventi meteorologici estremi) sia indirette (cambiamenti della distribuzione geografica di malattie). Inoltre gli effetti del cambiamento climatico sulla salute possono manifestarsi a breve come a lungo termine. Gli eventi meteorologici estremi sono tra i principali fattori del cambiamento climatico che interessano la salute pubblica, ad essi è dedicato l'approfondimento.

Il terzo capitolo è dedicato al tema Acqua e Salute. È nota la relazione tra natura delle risorse idriche, disponibilità e qualità delle acque, l'influenza delle variabili climatiche, ambientali e antropiche sulle risorse idriche. Sono numerosi sia i benefici che i rischi correlati al ciclo idrico integrato: usi e riusi dell'acqua che possono comportare esposizione umana a contaminanti di diversa natura., sia con l'utilizzo (balneazione) e il consumo diretto produzione primaria e alimentare). In particolare, l'uso ricreativo delle acque, spesso associato al tempo libero e alle vacanze, ha effetti positivi sul benessere. Per tale ragione è necessario che le acque siano prive di rischi anche se solo potenziali. Le "acque reflue", o acque di scarico, sono le acque utilizzate nelle attività umane, domestiche, industriali o agricole, esse possono contenere sostanze organiche e inorganiche che determinano impatti sulla salute e sull'ambiente.

Il quarto capitolo affronta la problematica dell'antimicrobica resistenza (AMR, *Antimicrobial resistance*), un fenomeno in aumento negli ultimi anni. Essa provoca impatti negativi sia sulla salute umana, sia sulla salute e il benessere degli animali, strettamente interconnesse, sulla sicurezza degli alimenti e sulla salubrità dell'ambiente. Il problema della resistenza agli antibiotici è complesso, poiché è conseguente a diverse cause (uso di questi farmaci, non sempre appropriato) sia in medicina umana che veterinaria, sia in agricoltura, determinando la diffusione delle infezioni ospedaliere, causate da microrganismi antibiotico-resistenti; la diffusione dei ceppi resistenti, dovuta ad un aumento dei viaggi internazionali e dei flussi migratori.

Il quinto capitolo è dedicato al rapporto Biodiversità e Salute. La visione alla base di questa relazione viene definita *One Health*, ovvero un approccio di tipo olistico, che si fonda su uno stretto rapporto collaborativo tra scienziati afferenti a differenti discipline: salute umana, salute animale e salute dell'ecosistema. Il punto di partenza è proprio il legame indissolubile tra i tre macro ambiti e la consapevolezza che non si può affrontare la relazione Biodiversità e Salute senza interazione e integrazione tra le differenti scienze in campo. Il tema della biodiversità si integra quindi in quello della qualità dei servizi ecosistemici protettivi per la salute, quali la purificazione dell'acqua e dell'aria, la produzione di ossigeno, la stessa disponibilità di piante officinali. Le alterazioni della biodiversità possono comportare effetti sulla salute, modificando anche il determinismo e la distribuzione di malattie infettive emergenti e riemergenti, che rappresentano un rischio per la sanità pubblica umana e/o animale, nonché per la conservazione della fauna selvatica.

Il sesto capitolo affronta il tema dei rifiuti e dell'economia circolare, Lo smaltimento dei rifiuti è uno dei principali problemi economici, ambientali, sociali e sanitari e desta notevoli preoccupazioni nella popolazione che risiede nei pressi di impianti di trattamento. È noto dalla letteratura che discariche illegali, impianti di incenerimento obsoleti, siti di abbandono, combustioni incontrollate di rifiuti sono associati a impatti negativi sulla salute, mentre discariche controllate di rifiuti solidi urbani non comportano un rischio per l'ambiente e per la salute delle popolazioni che vivono nei pressi degli impianti e la concentrazione di sostanze tossiche nelle emissioni dei nuovi impianti è molto bassa. È pertanto fondamentale l'adozione di politiche di prevenzione per contenere produzione e smaltimento dei rifiuti per la tutela della salute e dell'ambiente.

Nel settimo capitolo viene trattata la tematica della sicurezza chimica. L'impiego di sostanze chimiche nella società moderna è ampio e riguarda tutti i processi produttivi. La limitazione di eventuali danni per la salute e per l'ambiente può essere garantita dalla valutazione e gestione delle sostanze lungo l'intero ciclo di vita, dalla produzione,

allo smaltimento, al riutilizzo. Le sostanze e le miscele per essere messe in commercio nel territorio della UE devono essere sottoposte a valutazione fisico-chimica, tossicologica ed ecotossicologica al fine di individuare la loro potenziale pericolosità per l'uomo e per l'ambiente.

Nell'ottavo capitolo vengono descritti il tema del danno e delle emergenze ambientali. Il rapporto con l'ambiente è una delle determinanti fondamentali dello stato di salute della popolazione umana. Dalla città inquinata alla foresta incontaminata, la relazione tra l'individuo e diversi fattori ambientali può determinare stati di benessere o di malattia. La disciplina del danno ambientale studia il deterioramento indotto dall'inquinamento chimico o fisico, sulle risorse naturali (suolo, acque superficiali e sotterranee, specie e habitat) con lo scopo di individuare le misure di riparazione nel caso in cui si sia verificato un danno ambientale o le misure di prevenzione per evitare che si possa verificare un danno nel futuro e di ripristinare le risorse naturali e/o i servizi danneggiati. Le emergenze ambientali sono una qualsiasi situazione critica causata da un evento eccezionale, che determina una situazione potenzialmente pericolosa per l'immediata incolumità delle persone e/o dei beni/strutture e/o dell'ambiente e che richiede interventi eccezionali ed urgenti per essere gestita e riportata alla normalità. Essa può interessare le matrici ambientali quali acqua, aria e suolo e richiede l'intervento immediato di strutture operative e di mezzi disponibili presso enti e/o strutture pubbliche di riferimento.

Nel nono capitolo viene descritto il tema delle Valutazioni Ambientali. L'integrazione delle componenti salute e ambiente è lo strumento riconosciuto a livello globale e locale per il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile. È necessario sviluppare coerentemente le attività di Valutazione dell'Impatto sulla Salute e in materia di AIA in tutti i contesti operativi propri delle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente, secondo metodologie appropriate e condivise, in linea con i principi basilari e nel rispetto della normativa vigente. E' crescente l'esigenza, di valutare in maniera efficace l'impatto sulla salute umana derivante dall'attuazione di Piani, Programmi e Progetti. È pertanto necessario adottare un approccio multidisciplinare e una *governance* ambientale-sanitaria basata su criteri e metodologie condivise, codificate e rigorosamente scientifiche e su dati accessibili e affidabili.

Il decimo capitolo affronta il tema dei Siti Contaminati. La presenza di sostanze potenzialmente pericolose nel suolo, nel sottosuolo, nei sedimenti e nelle acque sotterranee rappresenta una minaccia concreta per la salute dell'uomo e degli ecosistemi così come riportato da numerosi studi. L'esposizione prolungata nel tempo a sostanze chimiche tossiche e/o cancerogene può aver conseguenze gravi per la salute soprattutto per i gruppi di popolazione vulnerabile (bambini, anziani, soggetti affetti da patologie). La gestione dei Siti contaminati rimane uno dei maggiori problemi ambientali nei paesi Europei, la contaminazione del suolo derivante da attività industriali, stoccaggio di rifiuti, attività minerarie, perdite da serbatoi e linee di trasporto degli idrocarburi rappresenta una delle più importanti minacce per l'ambiente [*European Environment Agency, EEA, 2020*]. Il capitolo si chiude con un approfondimento sugli impatti antropici sulle aree marine nei Siti di Interesse Nazionale. La presenza nei siti di alte concentrazioni di contaminanti nei sedimenti marini, attribuibili ad attività antropiche attuali o passate, è spesso associata a una risposta ecotossicologica legata alla presenza di miscele complesse di contaminanti presenti nei sedimenti e al bioaccumulo negli organismi marini dei contaminanti, tutti fattori di rischio per la salute conseguente sia al consumo di pesci e frutti di mare contaminati, che alla frequentazione per scopi balneari di arenili o fondali marini.

1. AREE URBANE E SALUTE

di G. Cattani (VAL-CLO), A. Di Menno Di Bucchianico (VAL-CLO), P. Polidori (VAL-ECA), F De Maio (DG-SAS), A. Chiesura (VAL-ASI), M. Bultrini (VAL-ASI), E. De Maio (VAL-ASI), M. Faticanti (VAL-ASI)

1.1 Aria (Outdoor, Indoor)

G. Cattani; A. Di Menno di Bucchianico (VAL-CLO)

L'inquinamento atmosferico può essere definito come la presenza in aria di una o più sostanze in concentrazione tale da avere la potenzialità di produrre un effetto avverso. Gli inquinanti ritenuti prioritari tenuto conto dei loro effetti e dell'entità delle loro emissioni sono gas inorganici (biossido di zolfo, SO₂; ossidi di azoto, NO_x; biossido di azoto, NO₂; monossido di carbonio, CO; ozono, O₃), composti organici volatili (quali ad esempio benzene e formaldeide) e materiale particolato aerodisperso (o aerosol), una sospensione di particelle solide o liquide disperse in aria, di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine.

Ai livelli degli inquinanti rilevati in atmosfera contribuiscono anche alcune fonti naturali, in particolare le particelle trasportate a lunga distanza di origine desertica, l'aerosol marino, gli incendi naturali delle grandi aree forestali, le emissioni dei vulcani e le emissioni biogeniche.

Vari studi epidemiologici sugli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle, hanno evidenziato associazioni tra le concentrazioni in massa del PM₁₀ e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. I soggetti ritenuti maggiormente esposti a tali effetti sono in particolare, gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche e affette da influenza o asma; su di essi si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine. Ulteriori evidenze sono emerse considerando gli effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di PM₁₀. Tali effetti riguardano la mortalità ed altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare.

La nuova edizione del *Position Paper* sul materiale particolato, curato per conto della Commissione Europea dal *CAFE Working group* (EC, 2004) raccomandava l'uso del PM_{2.5} come principale metrica per valutare l'esposizione della popolazione ed è stata la base scientifica su cui si è sviluppata la nuova legislazione.

Nella revisione delle Linee Guida della Qualità dell'Aria per l'Europa (OMS, 2006), l'OMS ha prodotto delle stime numeriche di rischio per una serie di effetti sanitari associati ad un incremento di 10 µg/m³ della concentrazione media annuale per il PM₁₀ ed il PM_{2.5}.

Nelle sue valutazioni l'OMS non stabilisce un valore al di sotto del quale non vi sia rischio, ma individua come limite inferiore per la media annuale il valore di 20 µg/m³ per il PM₁₀ e di 10 µg/m³ per il PM_{2.5}, che sono i livelli più bassi per i quali è stato osservato un incremento della mortalità totale, di quella per cause cardiopolmonari, e di quella per cancro del polmone, con una confidenza migliore del 95%.

Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato recentemente all'inquinamento atmosferico, ed in particolare alla frazione fine dell'aerosol: il PM outdoor è stato inserito dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo) (IARC, 2016). Alcuni composti in forma particellare hanno una particolare rilevanza igienico-sanitaria (idrocarburi policiclici aromatici, tra cui il benzo(a)pirene, e diversi metalli e semimetalli come arsenico, nichel, cadmio, mercurio e piombo).

Effetti nocivi sono noti anche per diversi altri inquinanti, tra cui l'ozono e il biossido di azoto alla cui esposizione le stime sanitarie più accreditate attribuiscono una porzione significativa di morti premature e riduzione dell'attesa di vita (OMS, 2016; EEA, 2019).

ISPRA svolge da molti anni attività nel campo della valutazione dell'esposizione all'inquinamento atmosferico indoor e outdoor, sia nell'ambito di attività istituzionali (elaborazione di indicatori e statistiche pubblicate periodicamente nei report ISPRA e di sistema) che nell'ambito di convenzioni e progetti di ricerca in collaborazione con strutture del SSN e di ricerca.

La valutazione dell'esposizione della popolazione e della relativa variabilità spaziale e temporale outdoor rappresenta un passaggio fondamentale per gli studi epidemiologici che mettono in relazione l'esposizione all'inquinamento atmosferico e gli effetti sulla salute.

Le attività condotte da ISPRA in collaborazione con strutture del SSN e di ricerca sono orientate a fornire strumenti utili per la valutazione dell'esposizione.

Per analizzare questa possibile associazione a livello italiano, è necessario indagare tutta l'area della penisola. È necessario uno strumento per la valutazione dell'esposizione, omogeneo e applicabile su tutto il territorio nazionale.

Per il dominio geografico nazionale, sono stati elaborati una serie di indicatori ambientali geo-referenziati con elevata risoluzione spaziale (1 km²) e temporale (giornaliera) (Badaloni *et al.*, 2018).

Sono quindi stati sviluppati modelli statistici ad alta risoluzione spazio-temporale, per la stima del particolato, con l'uso di predittori spazio-temporali, dati satellitari, dati di monitoraggio della qualità dell'aria (Stafoggia *et al.*, 2017; Fioravanti *et al.*, 2021).

Inoltre, partendo da un approccio diverso, basato sull'uso di algoritmi di *machine learning*, sono state realizzate stime per gli anni recenti (2016-2019) e lo stesso metodo è stato applicato anche per stimare gli ossidi di azoto e l'ozono (Stafoggia *et al.*, 2020).

Le stime modellistiche sono state utilizzate per calcolare la PWE (*population weighted exposure*) come media annua pesata sulla popolazione residente in ogni singola cella, che rappresenta la stima dell'esposizione cronica all'inquinamento atmosferico della popolazione italiana.

Queste stime di PWE saranno utilizzate negli studi in corso (progetto EPICOVAIR, Lavarone *et al.*, 2020) sull'associazione tra esposizione cronica all'inquinamento atmosferico e patologia COVID-19, così come per indagini sul ruolo dell'inquinamento dell'aria sulla salute della popolazione italiana.

Oltre alle valutazioni su scala nazionale, ISPRA ha elaborato valutazioni della variabilità spaziale della concentrazione di particelle ultrafini (Cattani *et al.*, 2017) biossido di azoto e composti organici volatili (Gaeta *et al.*, 2016) su scala locale anche al fine di valutare l'impatto di particolari sorgenti antropiche come gli aeroporti (Cattani *et al.*, 2014; Di Menno *et al.*, 2014; Stafoggia *et al.*, 2016) sui livelli di concentrazione e sull'esposizione della popolazione che vive in prossimità di tali sorgenti.

Le applicazioni di modelli statistici sono utili anche a cogliere la variabilità nel tempo e nello spazio dell'esposizione su microscala (ad esempio all'interno di un quartiere).

Esempi di questo tipo sono i modelli additivi generalizzati sviluppati da ISPRA per la stima ad alta risoluzione spaziale e temporale della concentrazione in numero del PM outdoor (Gaeta *et al.*, 2020) e del biossido di azoto (Silvaggio *et al.*, 2020).

Per quanto riguarda il particolato, negli ultimi 15 anni molti studi hanno riguardato le particelle nell'intervallo dimensionale compreso tra 0,0025 e 0,1 µm, definito come modo ultrafine o dei nuclei di Aitken. Le particelle in questo intervallo dimensionale sono dette ultrafini (UFP). Esse sono numericamente prevalenti, rispetto al totale rilevabile in un campione d'aria, sebbene contribuiscano in modo poco rilevante alla massa complessiva.

Studi recenti finalizzati a stimare gli effetti sulla salute associati all'esposizione al particolato, hanno utilizzato la concentrazione in numero delle particelle come variabile d'esposizione, seguendo l'ipotesi che il numero di particelle inalate possa essere un parametro complementare a quelli classici basati sulla concentrazione di massa nella

valutazione di impatto sulla salute della popolazione esposta (e.g. Aalto *et al.*, 2005; Belleudi *et al.*, 2010; Renzi *et al.*, 2017; Stafoggia *et al.*, 2017).

Le particelle presenti in atmosfera sono generate da una grande varietà di sorgenti naturali e antropogeniche, sia interne agli ambienti confinati, sia presenti nell'aria outdoor. I livelli di UFP negli ambienti chiusi (dove trascorriamo larga parte del nostro tempo) e la relativa variabilità temporale sono fortemente influenzati dall'infiltrazione di aria esterna, e quindi dalla qualità di quest'ultima. Le modalità con cui è effettuato il ricambio dell'aria in caso di ventilazione naturale e l'efficacia dei sistemi di trattamento, nel caso di ventilazione forzata sono aspetti decisivi nella modulazione temporale dei livelli di PM indoor e nelle differenze che si possono riscontrare con l'aria esterna. Un ruolo importante nella diffusione del particolato nei vari ambienti, e nella efficacia dei meccanismi di rimozione è rappresentato anche dalle condizioni microclimatiche interne (temperatura, umidità, velocità dell'aria).

Inoltre, diverse sorgenti interne possono influenzare in modo significativo la dipendenza dei livelli indoor dai livelli outdoor, tanto che in molti casi gli andamenti temporali risultano scarsamente correlati e i rapporti indoor/outdoor delle concentrazioni risultano maggiori di uno. L'impatto delle sorgenti indoor dipende dalla durata e dalla frequenza dell'immissione, che ovviamente dipende dalle abitudini degli occupanti; di conseguenza l'impatto di queste sorgenti risulta largamente variabile.

Negli ultimi anni ISPRA ha condotto diversi studi a partire da campagne di misura in parallelo indoor/outdoor ad alta risoluzione temporale della concentrazione in numero delle particelle aerodisperse (PNC) i cui principali obiettivi possono essere quelli riassunti nel seguito:

- Valutare gli andamenti della PNC in ambienti di vita e di studio attraverso misure ad alta risoluzione temporale, per evidenziare fenomeni transienti, stimare i livelli di PNC e la loro variabilità stagionale in ambienti diversi per dimensioni, livello di occupazione, quota dal piano stradale, destinazione d'uso prevalente, modalità di ricambio dell'aria (Cattani *et al.*, 2013; Di Menno *et al.*, 2020a);
- Individuare le relazioni tra indoor e outdoor e comprendere come la variabilità della PNC outdoor si riflette sui livelli indoor, in un contesto di utilizzo reale degli ambienti e stimare i rapporti medi indoor/outdoor e la loro variabilità stagionale (Di Menno *et al.*, 2013; Di Menno *et al.*, 2019; Di Menno *et al.*, 2020b);
- Comprendere il ruolo di sorgenti indoor, comprese quelle diverse dalla combustione, come la presenza stessa delle persone sui livelli di PNC nelle diverse frazioni dimensionali (Cattani *et al.*, 2019);
- Fornire dati sperimentali a supporto dell'implementazione di simulazioni numeriche (Pini *et al.*, 2020a; Pini *et al.*, 2020b).

Il particolato atmosferico, che con i suoi superamenti del valore limite è il tema costante delle discussioni sull'inquinamento atmosferico nelle aree urbane, è infatti composto da una miscela complessa e variabile di costituenti chimici che vanno considerati singolarmente. Alcuni hanno origine antropica, altri naturale.

In breve, le principali caratteristiche variabili del particolato possono essere riassunte da questi quattro punti:

- Dimensioni variabili su 5 ordini di grandezza (da circa 0,002 a 100 μm in diametro aerodinamico);
- Diversità di forma e composizione;
- Variabilità del tempo trascorso dal momento del rilascio alla deposizione;
- Le particelle di aerosol possono trasformarsi sia immediatamente dopo l'emissione, sia durante la loro vita in sospensione, con profonde modificazioni della struttura fisica e chimica originaria.

Questi aspetti, nei fatti, limitano la significatività della misura della concentrazione di massa di PM_{10} e $PM_{2.5}$, importantissima per il suo valore storico di conoscenza, per la ricostruzione degli andamenti sul lungo periodo ma che non è in grado di evidenziare la natura complessa dei campioni prelevati.

Se, ad esempio, consideriamo separatamente le due frazioni granulometriche principali del materiale particolato: la frazione *coarse* e la frazione *fine* si vede chiaramente come a parità di concentrazione di massa le due componenti possono essere molto diverse e dare come risultato la stessa concentrazione di massa misurata, che è il valore che viene confrontato col limite di legge.

Questa differenza di composizione in massa riflette la differente natura e una differente origine delle particelle campionate nelle stazioni di monitoraggio.

Un elenco, non esaustivo, dei principali contributi naturali al particolato atmosferico può essere il seguente [EC 2011]:

- Trasporto di particelle naturali da regioni aride: le polveri di origine desertica possono avere un forte impatto sulla visibilità atmosferica e la composizione dell'aerosol, nonché sui livelli di PM. La polvere sahariana può contribuire più del 60% per il totale PM_{10} nei paesi del Mediterraneo nel corso di un evento di forte inquinamento da polveri. Ciò può portare a superamenti della concentrazione media giornaliera di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sebbene questi eventi vengano rilevati con una frequenza molto più elevata nel dominio del Mediterraneo, anche l'Europa centrale e settentrionale ne sono sporadicamente influenzate. Questo trasporto a lunga distanza di particelle minerali è avviato da massicci processi di risospensione nelle zone aride in Nord Africa. Eventi naturali con livelli elevati di PM_{10} sono più frequenti nei periodi primaverili ed estivi. Le particelle di polveri sahariane possono rappresentare una frazione sia del PM_{10} che del $PM_{2.5}$.
- Spray marino: l'aerosol marino si caratterizza in base alla sua origine e si distingue per due differenti tipologie una di origine primaria, principalmente sale marino (una frazione delle particelle di zolfo organico primario), e una di origine secondaria, costituita principalmente da solfato di sale marino e materia organica, entrambi prodotti mediante conversione da gas a particelle. Il sale è quantitativamente un importante contributo per la massa dell'aerosol marino.
- Eruzioni vulcaniche, attività sismica e geotermica: gli eventi vulcanici, sismici e geotermici possono sporadicamente causare livelli elevati di PM_{10} . In Europa ciò è dovuto principalmente ad alcune isole dell'area mediterranea e all'Islanda. La cenere fine può rappresentare un'importante fonte locale. I vulcani emettono anche SO_2 , che contribuisce alla formazione di particelle secondarie.
- Incendi boschivi (di origine naturale): gli incendi boschivi sono per lo più provocati dagli esseri umani (oltre il 90% secondo l'EEA). È molto difficile dimostrare che un incendio boschivo non è stato provocato dagli esseri umani. Gli incendi boschivi possono influenzare i livelli di PM e una combustione incompleta può causare il rilascio di quantità notevoli di CO. Soprattutto nelle regioni aride, le calde condizioni estive con forti venti possono aumentare notevolmente l'incendio, facendo sì che i pennacchi viaggino su lunghe distanze.
- Risospensione: diversi processi su superfici dure causano risospensione di polveri che può contribuire in modo significativo al carico di particelle

trasportate dall'aria. Le particelle risospese possono essere di origine sia naturale che antropica e il fenomeno può essere causato da azioni sia naturali che umane, la turbolenza atmosferica è principalmente causata dal passaggio dei veicoli. L'abrasione del manto stradale e il degrado dei pneumatici sono fonti comuni di particolato risospeso.

- Particelle biologiche primarie: le particelle di Aerosol Biologico Primarie (*Primary biological aerosol particles*, PBAP) comprendono materiale che originariamente deriva da processi biologici senza variazione della composizione chimica del materiale. Includono singole unità come pollini, spore, batteri e virus, nonché materiale frazionato come detriti vegetali. Pollini e spore possono essere presenti nell'atmosfera in quantità molto grandi. La distribuzione spaziale dei PBAP dipende fortemente dalle condizioni atmosferiche di trasporto; nelle aree urbane è prevalente la formazione di particelle più piccole come l'aerosol batterico, mentre le regioni rurali forniscono una grande quantità di pollini e spore. Sebbene il PBAP non mostri una chiara tendenza stagionale, alcune singole specie, come il polline primaverile, hanno il proprio andamento stagionale. I pollini sono tipicamente di dimensioni pari o superiori a 10 μm , mentre le spore, i batteri e i virus sono estremamente piccoli ma spesso abbondanti in concentrazioni elevate. Il contributo ai livelli di massa del PM_{10} è limitato nel periodo invernale e può costituire il 5% del PM_{10} nell'aria ambiente nei periodi in cui la vegetazione è particolarmente attiva.
- Aerosol biogenici organici secondari: gli aerosol secondari sono formati da complesse reazioni chimiche alle quali contribuiscono sia i VOC biogenici che i VOC antropogenici. I VOC emessi dalla vegetazione e i loro prodotti di degradazione contribuiscono alla frazione organica dell'aerosol secondario. L'interazione più importante dei VOC biogenici è con composti che possono avere sia origine antropica che naturale (NO_x e O_3). L'Aerosol Organico Secondario (SOA) formato dall'ossidazione dei VOC è una frazione comune del PM e può essere importante in particolare durante il periodo estivo nelle aree verdi.

Tra tutte queste diverse sorgenti, di particolare interesse, e quindi oggetto di monitoraggio sistematico sono le particelle naturali provenienti da regioni aride e le particelle biologiche primarie.

Il trasporto di particolato atmosferico da zone aride del pianeta è, a livello globale, la più abbondante sorgente naturale di particolato, dopo lo spray marino. Esso ha un impatto sul clima (IPCC 2013), sull'inquinamento atmosferico, in particolare sui livelli di particolato atmosferico e conseguentemente sulla salute umana e sugli ecosistemi.

Nell'area del Mediterraneo, il particolato proveniente da zone aride del continente africano è stimato in 105 - 106 kT ogni anno (Prospero *et al.*, 1996). In letteratura sono ampiamente descritti gli scenari meteorologici che causano il trasporto di grandi masse d'aria, arricchite di particolato per il passaggio sulle regioni desertiche africane verso l'area del Mediterraneo ed anche, attraverso l'oceano Atlantico, verso l'area caraibica e gli Stati Uniti.

L'impatto sulla qualità dell'aria ambiente, favorito nel bacino mediterraneo dai lunghi tempi di residenza del particolato in atmosfera per lo scarso grado di precipitazioni atmosferiche, può essere notevole: come già detto, nel corso di un forte evento di trasporto, il 60% e anche più del PM_{10} totale nell'area del Mediterraneo può essere dovuto all'*African dust* (Marelli, 2007).

L'*African dust*, oltre a provocare l'innalzamento dei livelli delle concentrazioni di PM₁₀, ha effetti sulla composizione granulometrica e chimica del particolato. Essendo composto di particelle con dimensioni comprese nell'intervallo 1-25 µm, l'*African dust* influenza sia la frazione *coarse* (PM₁₀-PM_{2.5}) che la frazione fine (PM_{2.5}) con un contributo maggiore sulla frazione *coarse* (Querol *et al.*, 2004; Gobbi *et al.*, 2006). In particolare, uno studio eseguito in Spagna indica che il maggior contributo dell'*African dust* è nelle frazioni di particolato con diametro aerodinamico equivalente compreso tra 2-3 µm e 5-7.5 µm (Nicolas *et al.*, 2009).

L'*African dust* è costituito principalmente da silicati e carbonati (la composizione precisa dipende dalla regione di origine); di conseguenza alcuni metodi di quantificazione del contributo dell'*African dust*, oltre che metodi di validazione come quella prevista nelle linee guida europee, si basano sulla determinazione di Ca, Al₂O₃, Fe₂O₃, K, Mg, Si, ione carbonato nel particolato.

Un recente studio (Pey *et al.*, 2013), svolto nell'ambito del progetto Life MED-PARTICLES¹ e basato su analisi di particolato raccolto dal 2001 al 2011 nel bacino del Mediterraneo (19 siti di fondo localizzati nella penisola iberica, nella Francia meridionale, in Italia, in Bulgaria, in Grecia, a Creta e Cipro), descrive l'impatto del trasporto di particolato dalle zone desertiche africane sul PM₁₀ nel bacino mediterraneo. Di seguito si riportano i principali risultati dello studio che, utilizzando per la stima dell'*African dust* il metodo riportato nelle linee guida europee e già sviluppato da alcuni autori del lavoro, conferma e arricchisce le informazioni provenienti dalle numerose indagini già effettuate sull'area mediterranea.

Innanzitutto, lo studio conferma un gradiente positivo da nord a sud dei giorni di evento di *African dust*: in un anno i giorni di evento contribuiscono in misura pari al 17-18 % nel Nord del bacino (Centro e Nord-Est Spagna, Sud-Est Francia, Nord Italia) e del 30-37% nella parte meridionale (37% e 34% rispettivamente in Sicilia e Cipro). Frequenze intermedie e simili tra loro sono state registrate nel Sud della penisola iberica, in Italia Centrale e nel Nord della Grecia.

L'impatto dell'*African dust* è considerevolmente più elevato nella parte orientale rispetto a quella occidentale; le più elevate concentrazioni medie annuali di *African dust*, dell'ordine di 7-8 µg/m³, si registrano infatti ad Est (rispettivamente a Creta e Cipro) e le più basse, di circa 1 µg/m³, nella Spagna NE, in Francia SE e nel Nord Italia. L'*African dust* è quindi una componente dominante nel Sud Est della Spagna, a Creta e Cipro (35-43% del PM₁₀); è rilevante nel Sud Ovest e Centro della Spagna, Sardegna, Sicilia e nella Grecia meridionale (19-25% del PM₁₀) ed è meno importante nella parte Nord del bacino e nei siti prossimi a grandi aree urbane (6-10% del PM₁₀).

L'impatto dell'*African dust* nell'area del Mediterraneo è presente lungo tutto l'anno; ad occidente l'impatto è più alto nei mesi tra maggio e ottobre e in marzo; ad Est, l'impatto maggiore è tra i mesi di novembre e maggio. La parte centro-meridionale del Mediterraneo, dove si distende la penisola italiana, è un'area di transizione tra Est e Ovest del Mediterraneo, dove l'*African dust* non mostra una stagionalità caratteristica, anche se un impatto debolmente maggiore è presente durante l'estate. A Sud Ovest l'*African dust* rappresenta il 50% di massa di PM₁₀ in estate e il 10% in inverno; a Sud Est rappresenta anche l'80% di massa di PM₁₀ nel periodo febbraio-aprile (il 10% in estate); al Centro Sud, in estate il 35-50% del PM₁₀ è mediamente attribuito all'*African dust*. Un trend simile si ripete nella parte Nord del bacino ma con contributi minori.

Gli eventi estremi, quelli cioè con un contributo di *African dust* > 100 µg/m³ non sono molto frequenti nel bacino mediterraneo; la loro frequenza è comunque più elevata nella parte Sud Est (2-5% dei giorni di evento). Eventi intensi-moderati (30-99 µg/m³) sono presenti in tutto il bacino mediterraneo con una frequenza decrescente da sud a nord:

¹ Vedi nota 3.

il 15-25%, il 10-15% e il 5-10% degli eventi sono intensi-moderati rispettivamente al Sud, al Centro e al Nord. Episodi a bassa intensità ($1-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) prevalgono nella parte Nord del Mediterraneo centrale e occidentale.

La differenza che si osserva tra la parte occidentale e orientale del bacino mediterraneo dipende da differenti modalità di generazione e di meccanismi di trasporto delle masse d'aria. Ad occidente, a causa di un complicato meccanismo di trasporto, anche per la presenza della barriera rappresentata dalla catena montuosa dell'Atlante (2500 km di estensione e 4000 m di altitudine), le masse d'aria viaggiano ad elevate altitudini. Ad Est del Mediterraneo il trasporto delle masse d'aria, indotto da movimenti ciclonici, è più semplice e avviene a livello di superficie, anche se lo scenario può presentarsi più complesso per l'aggiunta di masse d'aria che si canalizzano a Sud della catena dell'Atlante generando brevi e intensi episodi e per l'aggiunta, in estate, di masse d'aria che, a causa di forti moti convettivi nelle regioni sorgenti, si dispiegano ad elevate altitudini (nella parte più orientale del Mediterraneo, gli elevati livelli di *African dust* registrati a Cipro sono determinati anche dai contributi provenienti dal Negev e dai deserti del Medio-Oriente).

Generalmente non c'è chiara relazione tra l'intensità e la frequenza degli eventi, ad eccezione che nella parte orientale del Mediterraneo dove i due parametri mostrano un andamento simile. L'area centro occidentale del Mediterraneo presenta gli eventi più intensi nei mesi di febbraio-marzo e ottobre-novembre.

Per quanto riguarda la variabilità interannuale, in generale nell'area centrale e meridionale del bacino mediterraneo (Centro e Sud Spagna, Italia centrale e Sicilia, Grecia e Cipro) non si osserva alcun trend del contributo relativo all'*African dust*. Un trend decrescente del contributo dell'*African dust* è invece evidente a partire dal 2006 nella parte Nord Ovest del bacino mediterraneo.

Episodi particolarmente intensi sono stati registrati nel 2004, con picchi di *African dust* di $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sud Spagna 150), $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Grecia) e $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (febbraio, Sicilia). Nel 2008 eventi particolarmente intensi sono stati registrati a Cipro con un contributo di $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durato 12 giorni.

Numerosi sono gli studi che analizzano i fenomeni di intrusione di particolato di origine africana nel nostro paese e che ne stimano quantitativamente il contributo ai livelli di PM_{10} . Le indagini, i cui risultati sono coerenti con quanto già descritto per l'intero bacino mediterraneo, sono generalmente riferite a limitati periodi di tempo o ad aree limitate o a pochi punti di campionamento distribuiti lungo tutta la penisola (Gobbi *et al.*, 2007). Molti sono gli studi realizzati sull'isola di Lampedusa che, per la sua posizione geografica al centro del Mediterraneo meridionale, rappresenta una sorta di sito "sentinella" per i fenomeni di trasporto di *African dust* nella nostra penisola. L'identificazione e la quantificazione dell'*African dust* sono ottenuti attraverso l'applicazione del metodo europeo (Matassoni *et al.*, 2009; Pederzoli *et al.*, 2010) o attraverso l'uso integrato di diversi strumenti modellistici, dati satellitari e misure chimico-fisiche puntuali (ISPRA-MATTM, 2014). Molte indagini sono state realizzate, o sono in corso di realizzazione, nell'ambito di ampi progetti come, il progetto PATOS² della regione Toscana, il progetto Life DIAPASON³, il progetto Life AIRUSE⁴ e il già citato progetto Life MED-PARTICLES⁵. I risultati più recenti sul tema "African dust" sono stati oggetto di presentazioni al *7th International Workshop on Sand/Duststorms and Associated Dustfall* (Frascati, RM, 2-4 dicembre 2013) e alla più recente

² <http://servizi.regione.toscana.it/aria/index.php?idDocumento=18348>

³ http://www.diapason-life.eu/index.php?option=com_content&view=article&id=127&Itemid=628&lang=it

⁴ <http://airuse.eu/it/news/>

⁵ Vedi nota 7

⁶ <http://dustworkshop2013.enea.it/index.php>

International Conference on ATMOSPHERIC DUST7 (Castellaneta Marina, TA, 1-6 giugno 2014).

Il contributo delle particelle di origine biologica al materiale particolato è spesso meno considerato rispetto alle componenti di origine antropica e naturali inorganiche. Eppure questa componente riveste una notevole importanza nella determinazione di una buona qualità dell'aria, perché queste particelle, in particolare pollini e spore fungine che concorrono in modo significativo alla massa totale dell'aerosol atmosferico, interagiscono con la meteorologia e con gli altri inquinanti di origine antropica secondo uno sistema ciclico che può essere sintetizzato dai seguenti passaggi principali (Klein *et al.*, 2013):

1. Le piante emettono gas nell'atmosfera che influenzano la qualità dell'aria e possono causare particolato e formazione di nubi.
2. Le piante e i funghi producono pollini e spore che possono influire sulla salute umana.
3. Il calore e la luce del sole influenzano la produzione di polline. La pioggia e l'umidità causano il rilascio di particelle subpolliniche. Il clima influenza la dispersione e la trasformazione di entrambi gli inquinanti chimici e biologici.
4. Onde di calore o di freddo insieme ad alte concentrazioni di inquinanti possono avere effetti sinergici sulla salute umana.
5. L'ozono troposferico è formato da ossidi di azoto e idrocarburi e ha in parte origini biogeniche attraverso reazioni fotochimiche.
6. Gli inquinanti gassosi possono influenzare le piante e il polline e aumentare gli effetti allergenici.
7. Gli inquinanti chimici e biologici influenzano congiuntamente la salute degli esseri umani, gli inquinanti chimici possono agire come adiuvanti e incrementare le reazioni allergiche.
8. Le particelle da inquinamento chimico e *bioaerosol* possono causare formazione di nubi e influenzare la meteorologia.

L'interazione tra Pollini e spore fungine e gli inquinanti antropogenici porta ad aggravare gli effetti sulla salute umana che le varie specie allergeniche di per sé provocano.

L'interrelazione tra inquinanti atmosferici e pollini allergenici nell'indurre allergia respiratoria è basata sull'evidenza che l'inquinamento atmosferico può interagire con i pollini, portando ad un aumento nel rilascio di antigeni con allergenicità modificata. L'inquinamento atmosferico può interagire con le particelle che trasportano allergeni delle piante. Queste particelle sono in grado di raggiungere le vie aeree periferiche con l'aria inalata e indurre l'asma nei soggetti sensibili. Gli inquinanti atmosferici, in particolare l'ozono, il materiale particolato e il biossido di zolfo, hanno un effetto infiammatorio sulle vie aeree dei soggetti sensibili, provocando un aumento della permeabilità, una più facile penetrazione degli allergeni pollinici nelle mucose e una maggiore interazione con le cellule del sistema immunitario. Studi scientifici mostrano che soggetti predisposti presentano un'aumentata reattività delle vie respiratorie indotta dall'inquinamento atmosferico e una maggiore reattività bronchiale agli allergeni pollinici inalati.

Alcuni inquinanti atmosferici sembrano avere un effetto immunologico adiuvante sulla sintesi delle immunoglobuline E (IgE) in soggetti atopici, in particolare le particelle originate dai motori diesel che possono interagire in atmosfera con i pollini (D'Amato *et al.*, 2007).

⁷ <http://www.dust2014.org/>

I principali meccanismi di aumento della risposta a allergeni pollinici dovuti a inquinanti atmosferici sono:

1. Aumento della permeabilità epiteliale;
2. Infiammazione delle vie aeree indotta da inquinanti atmosferici che innesca la successiva risposta agli allergeni;
3. Accresciuto stress ossidativo nelle vie aeree di soggetti sensibili.

In aggiunta, studi recenti hanno mostrato come gli inquinanti antropici possono interagire con i granuli pollinici, rompendoli e favorendo il rilascio degli allergeni in essi contenuti (Aina *et al.*, 2012), o anche che sui granuli pollinici di grandi dimensioni rimangono adese nanoparticelle di origine antropica favorendone il trasporto.

BIBLIOGRAFIA

- Aalto P., Hämeri K., Paatero P., Kulmala M., Bellander T., Berglind N., Bouso L., Castaño-Vinyals G., Cattani G., Cyrus J., Von Klot S., Lanki T., Marconi A., Nyberg F., Pekkanen J., Peters A., Sjöval B., Sunyer J., Zetzsche K., Forastiere F., 2005. Aerosol number concentration measurements in five European cities using TSI-3022 condensation particle counter over three year period during HEAPSS (Health Effects of Air Pollution on Susceptible Subpopulations). *J. Air Waste Manage Assoc.*; 55(8): 1064-76.
- Aina R., Asero R., Bellotto E., Ghiani A., Citterio S., 2012. L'inquinamento ambientale incrementa le allergopatie: fantasia o realtà? *Not Allergol*, 30(1): 9-16.
- Badaloni C., Cattani G., De' Donato F., Gaeta A., Leone G., Michelozzi P., Davoli M., Forastiere F., Stafoggia M., 2018. Big data in epidemiologia ambientale. Dati satellitari e uso del territorio per la stima delle esposizioni a livello nazionale. *Epidemiologia e prevenzione* 42 (1): 46-59.
- Belleudi V., Faustini A., Stafoggia M., Cattani G., Marconi A., Perucci C.A., Forastiere F., 2010. Impact of fine and ultrafine particles on emergency hospital admissions for cardiac and respiratory diseases. *Epidemiology*(Cambridge, Mass.) 21 (3): 414-423.
- Cattani G., Gaeta A., Di Menno Bucchianico A., De Santis Gaddi R., Cusano M., Ancona C., Badaloni C., Forastiere F. Gariazzo C., Sozzi R., Inglessis M., Silibello C., Salvatori E., Manes F., Cesaroni G., 2017. Development of land-use regression models for exposure assessment to ultrafine particles in Rome, Italy. *Atmospheric Environment*, 156: 52-60.
- Cattani G., Di Menno Bucchianico A., Gaeta A., Romani D., Fontana L., Iavicoli I., 2014. Aeroporti e qualità dell'aria: una sintesi critica della letteratura scientifica. *Epidemiologia e prevenzione*, 38 (3-4): 254-261.
- Cattani G., Di Menno di Bucchianico A., Inglessis M., 2013. Car commuters' personal exposure to ultrafine particles. *Environmental Engineering and Management Journal*, 12 (S11): 217-220.
- D'Amato G., Cecchi L., Bonini S., Nunes C., Annesi-Maesano I., Behrendt H., Liccardi G., Popov T., van Cauwenberge P., 2007. Allergenic pollen and pollen allergy in Europe. *Allergy*, 62(9): 976-90.
- Di Menno di Bucchianico A, Cattani G, et al., 2013. Outdoor/indoor particle infiltration factor in residential buildings and its relation with urban air quality. *Environmental Engineering and Management Journal*, November, 12(S11), Supplement, 221-224.
- Cattani G., Di Menno di Bucchianico A, et al., 2019. High-resolution temporal assessment of Indoor/Outdoor Particle Number Concentration in the university district of Rome. 2019. In Atti dell'European Aerosol Conference, 25-30 Aug 2019 - Gothenburg (Sweden). P3-100 <https://eac2019.se/>
- Di Menno di Bucchianico A, Cattani G., et al., 2019. High-resolution spatial assessment of Outdoor Particle Number Concentration in the university district of Rome. 2019. In Atti dell'European Aerosol Conference, 25-30 Aug 2019 - Gothenburg (Sweden). P2-120. <https://eac2019.se/>

Di Menno Bucchianico A., Cattani G., Gaeta A., Caricchia A.M., Troiano F., Sozzi R., Bolignano A., Sacco F., Damizia S., Barberini S., Caleprico R., Fabozzi T., Ancona C., Ancona L., Cesaroni G., Forastiere F., Gobbi G.P., Costabile F., Angelini F., Barnaba F., Inglessis M., Tancredi F., Palumbo L., Fontana L., Bergamaschi A., Iavicoli I., 2014. Inquinamento atmosferico in un'area urbana limitrofa all'aeroporto di Roma-Ciampino. *Epidemiologia e prevenzione* 38 (3-4): 244-253.

EC., 2004: CAFE Working Group on Particulate Matter. Second Position Paper on Particulate Matter. April 2004. http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf.

EC, LG EC SEC(2011) 208 (18/2/2011). Guidelines for demonstration and subtraction of exceedances attributable to natural sources under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe.

EEA, 2019. Air quality in Europe – 2019 report, EEA report 10/2019.

Fioravanti G., Martino S., Cameletti M., Cattani G., 2021. Spatio-temporal modelling of PM₁₀ daily concentrations in Italy using the SPDE approach. *Atmospheric Environment*, 248: 1352-2310, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118192>.

Gaeta A., Cattani G., Di Menno Bucchianico A., Santis A. de Cesaroni G., Badaloni C., Ancona C., Forastiere F., Sozzi R., Bolignano A., Sacco F., 2016. Development of nitrogen dioxide and volatile organic compounds land use regression models to estimate air pollution exposure near an Italian airport. *Atmospheric Environment* 131: 254-262.

Gobbi G.P., Ciolli G., Marconi A., Cattani G., Malvestuto V., Barnaba F., Angelini F., Inglessis M., 2006. Relating Saharan Dust to Particulate Matter Amounts in the City of Rome (Italy), a Four-Year Study. *Chemical Engineering Transactions*, 10: 375-380.

Gobbi G.P., Barnaba F., Ammannato L., 2007. Estimating the impact of Saharan dust on the year 2001 PM₁₀ record of Rome, Italy. *Atmospheric Environment*, 41, 261-275.

IARC, 2016: Outdoor air pollution. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans; volume 109, Lyon, France, 2016.

Iavarone I., Ancona C., Bella A., Cattani G., Pezzotti P., Ranzi A., 2020. Inquinamento e COVID-19, il progetto EPICOVAIR. *Ecoscienza*, 3:23-25.

IPCC, 2013. Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I: the Physical Science Basis of Climate Change. Summary for Policymakers. Available at <http://www.climatechange2013.org/report/>

ISPRA-MATTM, 2014. Valutazione del contributo di origine sahariana alle concentrazioni di PM₁₀ misurate nelle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria in Italia, negli anni 2007-2012 (Stefano Crocetti, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Gianluca Leone, Ernesto Taurino).

Klein T., Kukkonen J., Dahl A., Bossioli E., Baklanov A., Vik A.F., Agnew P., Karatzas K.D., Sofiev M., 2012. Interactions of physical, chemical, and biological weather calling for an integrated approach to assessment, forecasting, and communication of air quality. *Ambio*, 41(8): 851-64.

Matassoni L., Pratesi G., Centioli D., Cadoni F., Malesani P., Caricchia A.M., Di Menno di Bucchianico A., 2009. Saharan dust episodes in Italy: influence on PM₁₀ daily limit value (DLV) exceedances and the related synoptic. *Journal of Environmental Monitoring*, 11, 1586-1594.

Marelli L., 2007 "Contribution of natural sources to air pollution levels in the EU – A technical basis for the development of guidance for the Member States." Available at http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/fileadmin/Documentation/Reports/Emissions_and_Health/EUR_2006-2007/EUR_22779.pdf

Nicolas J., E. Yubero, N. Galindo, J. Gimenez, R. Castaner, A. Carratala, J. Crespo, C. Pastor, 2009. Characterization of events by aerosol mass size distributions. *Journal of Environmental Monitoring*, 11, 394-399.

OMS, 2006: Air Quality Guidelines. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global Update 2005. Copenhagen, OMS Regional Office for Europe Regional Publications. http://www.OMS.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_agg/en/.

OMS, 2016: Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. World Health Organization (2016). <http://www.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment/en/>

Pey J., Querol X., Alastuey A., Forastiere F., Stafoggia M., 2013. African dust outbreaks over the Mediterranean Basin during 2001-2011: PM₁₀ concentrations, phenomenology and trends, and its relation with synoptic and mesoscale meteorology. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13: 1395-1410.

Pederzoli A., Mircea M., Finardi S., Di Sarra A., Zanini G., 2010. Quantification of Saharan dust contribution to PM₁₀ over Italy during 2003-2005. *Atmospheric Environment*, 44, 4181-4190.

Prospero J.M, Barret K., Church T., Dentener F., Duce R.A., Galloway H., Levyl H., Moody J., Quinn P., 1996. Atmospheric deposition of nutrients to the North Atlantic basin. *Biogeochemistry*, 35, 27-73.

Pini A., Grandoni L., Leuzzi G., Monti P., Di Bernardino A., Pelliccioni A., Gherardi M., Cattani G., Di Menno Bucchianico A., 2020. A simplified analytical model of ultrafine particle concentration within an indoor environment. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, 489: 12009.

Pini A., Musa I., Monti P., Leuzzi G., Di Bernardino A., Cattani G., Di Menno Bucchianico A., Gherardi M., Pelliccioni A., 2020. Numerical and experimental analysis of flow and particulate matter dispersion in indoor environment. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, 489: 12007.

Querol X., Alastuey A., Ruiz C.R., Artinano B., Hansson H.C., Harrison R.M., Buringh E., ten Brink H.M., Lutz M., Bruckmann P., Straehl P., Schneider J., 2004. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38: 6547-6555.

Renzi M., Stafoggia M., Faustini A., Cesaroni G., Cattani G., Forastiere F., 2017. Analysis of Temporal Variability in the Short-term Effects of Ambient Air Pollutants on Nonaccidental Mortality in Rome, Italy (1998-2014). *Environmental Health Perspectives*, 125 (6):1-19. CID: 067019. <https://doi.org/10.1289/EHP19>

Samoli E., Andersen Z.J., Katsouyanni K., Hennig F., Kuhlbusch T.A.J., Bellander T., Cattani G., Cyrys J., Forastiere F., Jacquemin B., Kulmala M., Lanki T., Loft S., Massling A., Tobias A., Stafoggia M., 2016. Exposure to ultrafine particles and respiratory hospitalisations in five European cities. *The European respiratory journal*, 48 (3): 674-682.

Silvaggio R., Curcuruto S., Mazzocchi E., Borchini F., Bartalucci C., Governi L., Carfagni M., Bellomini R., Luzzi S., Colucci G., Cattani G., Gaeta A., Leone G., Di Menno di Bucchianico A., Cusano M., Algieri A., Colombi C., Cuccia E., Santo U., 2020. LIFE Monza: comparison between ante and post-operam noise and air quality monitoring activities in a Noise Low Emission Zone, *Noise Mapping*, 7(1): 171-191. doi: <https://doi.org/10.1515/noise-2020-0015>

Stafoggia M., Cattani G., Forastiere F., Di Menno Bucchianico A., Gaeta A., Ancona C., 2016. Particle number concentrations near the Rome-Ciampino city airport. *Atmospheric Environment*, 147: 264-273.

Stafoggia M., Schneider A., Cyrys J., Samoli E., Andersen Z.J., Bedada G.B., Bellander T., Cattani G., Eleftheriadis K., Faustini A., Hoffmann B., Jacquemin B., Katsouyanni K., Massling A., Pekkanen J., Perez N., Peters A., Quass U., Yli-Tuomi T., Forastiere F.,

2017. Association Between Short-term Exposure to Ultrafine Particles and Mortality in Eight European Urban Areas. *Epidemiology* (Cambridge, Mass.) 28 (2): 172–180.

Stafoggia M., Cattani G., Ancona C., Ranzi A., 2020. La valutazione dell'esposizione della popolazione italiana all'inquinamento atmosferico nel periodo 2016-2019 per lo studio della relazione tra inquinamento atmosferico e COVID-19. *Epidemiol Prev.*; 44 (5-6) Suppl 3.

Stafoggia M., Schwartz J., Badaloni C., Bellander T., Alessandrini E., Cattani G., De' Donato F., Gaeta A., Leone G., Lyapustin A., Sorek-Hamer M., Hoogh K. de, Di Q., Forastiere F., Kloog I., 2017. Estimation of daily PM₁₀ concentrations in Italy (2006-2012) using finely resolved satellite data, land use variables and meteorology. *Environment international*, 99, 234–244.

1.2 5G e salute umana: la percezione del rischio

di P. Polidori (VAL-ECA)

Il 5G, la nuova tecnologia di quinta generazione, suscita in gran parte della popolazione forti preoccupazioni per i possibili impatti sulla salute. Già in passato il livello di allarme per i campi elettromagnetici (CEM) a radiofrequenze (Rf) era molto alto nella percezione dei cittadini. Nel 2011 l'Agenzia internazionale per la ricerca sul cancro (IARC) ha classificato i campi a Rf come "possibili cancerogeni" (gruppo 2B), categoria generalmente utilizzata quando non ci sono studi scientifici che confermano una relazione causa ed effetto tra esposizione alle Rf e tumori nell'uomo⁸.

Il 5G, come le precedenti tecnologie, impiega campi elettromagnetici a radiofrequenza, i cui unici effetti sulla salute accertati scientificamente sono gli effetti a breve termine, connessi al riscaldamento dei tessuti biologici (effetti termici). Per questa tipologia di effetti, Enti scientifici internazionali hanno definito dei limiti di esposizione che se sono correttamente rispettati riescono a prevenire eventuali impatti sulla salute.

In Italia, la normativa di riferimento è più restrittiva di quella internazionale in quanto prevede, oltre a limiti di esposizione per la prevenzione degli effetti a breve termine, anche l'adozione, in applicazione del principio di precauzione, di misure di cautela ("Valori di attenzione" e "Obiettivi di qualità") per la protezione da possibili effetti a lungo termine. Tali misure devono essere rispettate nei luoghi adibiti a permanenze prolungate (case, scuole, ospedali ecc.). Gli effetti a lungo termine non sono stati accertati nonostante le migliaia di studi sperimentali ed epidemiologici svolti sull'argomento.

Enti internazionali riconosciuti autorevoli quali l'OMS e l'ICNIRP affermano che non ci sono attualmente evidenze che collegano con certezza i campi elettromagnetici all'insorgenza di tumori nell'organismo umano. Attualmente l'OMS sta conducendo ricerche sui rischi per la salute derivanti dall'esposizione all'intero spettro delle radiofrequenze, incluse quelle specifiche del 5G, i cui risultati sono previsti per il 2022. L'ICNIRP, ha rilasciato nel 2020 le nuove linee guida per la limitazione delle esposizioni a campi elettromagnetici a radiofrequenze. In particolare, per il 5G sono state introdotte nuove restrizioni per rafforzare ulteriormente la protezione all'esposizione⁹.

La tecnologia di quinta generazione, se da un lato è causa di timori per i possibili effetti negativi sulla salute umana, dall'altro ha innescato una vera e propria rivoluzione tecnologica. Un esempio è l'*Internet delle Cose* tramite il quale non solo le persone, ma anche i dispositivi possono comunicare tra loro. Questa applicazione contribuisce ad

⁸ https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/07/QA_ENG.pdf

⁹ Per consultare le linee guida visita il sito web: <https://www.icnirp.org/cms/upload/publications/ICNIRPrfgd2020.pdf>, Jul.2020.

un ulteriore aumento degli “utenti” e di conseguenza delle Stazioni Radio Base (SRB) su tutto il territorio italiano.

La sperimentazione e l’attivazione delle antenne 5G ha avuto inizio nel 2019 ed è spesso causa di conflitti tra le comunità locali, motivo per cui è nata l’idea di svolgere nel 2020 l’indagine pilota *“La percezione della tecnologia 5G in due quartieri di Roma”* – Il ruolo dei processi partecipativi nel governo del territorio, con riferimento al tema dei possibili impatti sulla salute umana. Per l’indagine sono state utilizzate tecniche qualitative della ricerca sociale:

a) *studio e analisi di documenti sul tema del “5G”*.¹⁰

b) *Interviste discorsive a cittadini residenti in due quartieri romani e ad esperti/gestori di telefonia*.

Per quanto concerne l’analisi dei giornali nazionali e locali¹¹, gli articoli descrivono il 5G come una tecnologia fortemente innovativa ma sono poche le notizie in cui si parla dei possibili rischi per la salute umana. La percezione di rischio per le antenne di telefonia 5G è affrontata soprattutto in alcuni giornali telematici della Regione Lazio in cui sono in evidenza le preoccupazioni dei Sindaci di alcuni Comuni laziali (Fiumicino, Frosinone, Civitavecchia, Marino) che con ordinanze hanno bloccato l’attivazione delle antenne. In allarme sono anche i cittadini di Roma e Provincia che tramite associazioni e comitati hanno organizzato raccolte firme, manifestazioni, presidi, comizi sul territorio contro la nuova tecnologia. Alcuni articoli riportano casi di quartieri romani in cui i cittadini, preoccupati per i possibili impatti delle antenne 5G sulla salute chiedono, con esposto al Sindaco e al Presidente del Municipio, l’intervento dell’ARPA per verificare che i limiti di esposizione previsti dalla normativa vigente non siano superati. Ma è soprattutto su Facebook che sono riportate le problematiche legate ai possibili rischi del 5G sulla salute. Ciò non sorprende dal momento che oggi i social network sono diventati un potente strumento di informazione e di comunicazione per i cittadini che, tramite questo strumento, hanno la possibilità di produrre le informazioni e di diffonderle. I media tradizionali (giornali, radio, televisione) sembrano aver perso il ruolo di lettura della realtà avuto finora per cui ciascuno può comunicare con tutti tramite i social media. Dall’analisi svolta su Facebook si è constatato che sono presenti gruppi di opposizione nazionali e locali (Stop 5G Italia, Stop 5G Lazio, Stop 5G Roma) alla nuova tecnologia che nelle loro pagine pubblicano documenti di varia tipologia, segnalano seminari ed eventi, con riferimento agli effetti negativi sulla salute. Inoltre nelle pagine sono spesso presenti immagini di antenne 5G che sono fonte di perplessità e soprattutto di paura per la salute.

La seconda tecnica d’indagine è l’intervista discorsiva¹² (Cardano, 2011, pag. 153), utilizzata per intervistare i soggetti ritenuti più rappresentativi per la tematica oggetto di questo studio: “I testimoni qualificati” (Losito, 1988, pag. 33; Losito, 1998, pag. 242). Le interviste sono state svolte in modalità telematica (*skype*) e telefonica ed è stata effettuata la trascrizione integrale delle registrazioni audio. Successivamente, tramite una scheda analitica si è proceduto all’analisi di ogni singola intervista e dal loro confronto, in relazione agli aspetti più significativi, è emersa una rappresentazione complessiva secondo le seguenti aree tematiche:

¹⁰ Documenti raccolti (cartacei e digitali): articoli di giornali, di riviste scientifiche, pubblicazioni, linee guida e altri documenti tecnico-scientifici.

¹¹ Articoli di testate nazionali (Il Messaggero, La Repubblica, Il Corriere della Sera) e locali (Metro, Leggo, Il Caffè di Roma) relativi agli anni 2019-2020.

¹² L’intervista “Discorsiva” è una tecnica di rilevazione “qualitativa” che può assumere due forme: la forma “guidata” (con una traccia di domande) e la forma “libera” (ci si limita a porre il tema con una domanda introduttiva). In questa indagine si è utilizzata la forma di intervista “guidata” (Corbetta, 1999, Metodologia e Tecniche della Ricerca Sociale, il Mulino, pag. 415).

a) i principali problemi ambientali e la sensibilità dei cittadini; b) Gli effetti del 5G sulla salute umana e sull'ambiente; c) il contributo della tecnologia 5G alla qualità della vita; d) l'informazione e la partecipazione.

Sarebbe opportuno coinvolgere attivamente le comunità locali nei processi partecipativi relativi ai nuovi impianti di telefonia 5G, in quanto contribuiscono ad aumentare la fiducia dei cittadini nelle Istituzioni e di conseguenza ad attenuare situazioni di conflittualità che nascono soprattutto a causa della percezione di rischio per la salute umana. È fondamentale, allo stesso, tempo sia effettuare ricerche approfondite sugli effetti de 5 G sulla salute da parte di Enti con competenze Tecnico scientifiche, sia informare i cittadini sugli aspetti positivi e negativi della nuova tecnologia da parte degli Enti preposti.

Attività future

È in fase di approvazione¹³ il “Progetto ricerca CEM”, finanziato dal Ministero della Transizione Ecologica (MITE). Il progetto studia gli impatti sulla salute umana dovuti all'esposizione ai campi elettromagnetici e prevede tre linee di ricerca:

“Esposizione”: l'attività principale consisterà nell'elaborare una metodologia per determinare indicatori sintetici di esposizione basata sui dati delle sorgenti di campo elettrico, magnetico ed elettromagnetico (elettrodotti, impianti pe telecomunicazione) associate ai livelli stimati di esposizione della popolazione residente in determinate aree di territorio.

“Epidemiologia”: uno studio iniziale prevede l'analisi dell'andamento temporale dell'incidenza di tumori cerebrali, mediante collaborazione con i registri tumori. Le analisi potranno considerare una correlazione con i dati dell'uso retroattivo dei cellulari in combinazione con dati di popolazione sull'esposizione legati all'utilizzo di telefoni cellulari.

“Cancerogenesi Sperimentale”: in questo ambito l'obiettivo è di approfondire gli studi della cancerogenicità dei campi magnetici in bassa frequenza e anche gli effetti della coesposizione a campi elettromagnetici a bassa o alta frequenza e agenti cancerogeni (radiazioni ionizzanti e agenti chimici).

L'SNPA si occuperà dello svolgimento delle attività, con il coordinamento dell'ISPRA e la partecipazione delle Agenzie Regionali e Provinciali. Inoltre per le linee di ricerca “Epidemiologia” e “Cancerogenesi Sperimentale” è previsto il coinvolgimento dell'Istituto Superiore di Sanità (Iss), del Consiglio Superiore delle ricerche (Cnr) e dell'Agenzia Nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (Enea).

BIBLIOGRAFIA

Andreucci F., 2009, Comunicazione e processi decisionali nella gestione dei rischi e dei conflitti ambientali, tesi di tirocinio ISPRA (2007), Prefazione di M. Maggi e C. Lonigro, Quaderni di Educazione e formazione ambientale 1/2009, ISPRA, Roma.

Angelini P., Soracase M., Cori L., Ronchi F., 2018, Documento guida di comunicazione del rischio ambientale per la salute, i quaderni di Arpae, Arpae Emilia - Romagna, Bologna.

Bailey K.D., 1991, Metodi della ricerca sociale, Il Mulino, Bologna.

Bianco P.M., Di Ciaula A., Gentilini P., Odorifero E., Tiberti M., 2019, Rapporto indipendente sui campi elettromagnetici e diffusione del 5G, European Consumers, ISDE.

¹³ L'awio del progetto è in ritardo rispetto ai tempi previsti a causa della pandemia da Covid 19.

Burgess A., 2004, *Cellular Phones, Public Fears and a Culture of Precaution*, Cambridge University Press.

Cardano M., 2011, *La ricerca qualitativa*, il Mulino, Bologna.

Ceccarelli D., 2020, "5G. Il principio di precauzione nella valutazione degli impianti di telecomunicazione", in Seminario di Studio, "Alfabeto dell'ecologia: campi elettromagnetici, 5G", 2020, Arpa Umbria.

Corbetta P., 1999, *Metodologia e Tecniche della Ricerca Sociale*, Il Mulino, Bologna.

Corrao S., 2005, "L'intervista nella ricerca sociale", *Quaderni di Sociologia*, 38, pp. 147-171.

Del Zotto M., 1988, I testimoni qualificati in sociologia, in Marradi A. (a cura di), 1988, pp. 132-144.

Covello V.T., 1998, Tools and techniques for communicating risk information, in Matthes R., Bernhardt J.H., Repacholi M.H (eds.), *Risk perception, risk communication, and its Application to EMF Exposure*, ICNIRP, Markl-Druck, Munchen.

Crivellari P., 2006, "Tecnologia e protesta locale: il caso dei comitati contro l'inquinamento elettromagnetico" in *Quaderni di Sociologia*, n. 41, pp. 67-89.

Ecoscienza, 2019, "Arriva il 5G, siete pronti? "Prospettive e incognite della nuova generazione di comunicazione mobile", anno X, n. 4, pp. 24-57, Arpa Emilia Romagna, Bologna.

EEA, 2019, "Healthy environment, healthy lives: how the environment influences health and well-being" in Europe, EEA Report, No 21/2019, European Union, Luxembourg.

ICNIRP Guidelines, 2020, Guidelines for limiting exposure to electromagnetic (100 kHz to 300 GHz), in *Health Phys*, 2020, 118(5): 483-524, <https://www.icnirp.org/cms/upload/publications/ICNIRPrfgdl2020.pdf>

Lagorio S., Anglesio C., D'Amore G., Marino C., Scarfi M.R., 2019, *Radiazioni a radiofrequenze e tumori: sintesi delle evidenze scientifiche*, Rapporti ISTISAN 19/11, Istituto Superiore di Sanità, Roma.

Livolsi M., Rositi F. (a cura di), 1988, *La ricerca sull'industria culturale*, Roma, NIS.

Losito G., 1988, *Metodi e tecniche della ricerca sociale empirica sull'emittenza*, in Livolsi M. e Rositi M. (a cura di), 1988, pp. 31-55.

Losito G., 1998, *Sociologia. Un'introduzione alla teoria e alla ricerca sociale*, Roma, Carocci.

Marradi A. (a cura di), 1988, *Costruire il dato. Sulle tecniche di raccolta delle informazioni nelle scienze sociali*, Franco Angeli, Milano.

Marsan M. A., Melazzi N. B., Buzzi S., Palazzo S. (eds.), 2019, *The 5G Italy Book 2009: a Multiperspective View of 5G*, CNIT, Parma.

Martucci M., 2018, *Manuale di autodifesa per Elettrosensibili, come sopravvivere all'elettrosmog di Wi-Fi, Smartphone e antenne di telefonia, mentre arrivano il 5G e il Wi-Fi satellitare*, Terra Nuova.

1.3 Mobilità sostenibile

M. Bultrini (VAL-ASI), E. De Maio, (VAL-ASI), F. De Maio (DG-SAS), M. Faticanti (VAL-ASI)
 Negli ultimi anni, nonostante siano noti i benefici dell'attività fisica, si è assistito ad una notevole riduzione del trasporto attivo, che ha contribuito all'incremento di sovrappeso e obesità.

La promozione di una mobilità di tipo attivo si è dimostrata essere una strategia promettente non solo per ridurre i problemi di traffico urbano, di inquinamento atmosferico e dei cambiamenti climatici, grazie alla riduzione delle emissioni dei gas serra, ma anche, e soprattutto, per garantire benefici sostanziali alla salute. (De Hartog *et al.*, 2010).

L'incremento di attività fisica può ridurre l'impatto della disabilità nei Paesi industrializzati, in quanto numerosi fattori di rischio associati ad un eccesso di mortalità e morbilità (ipertensione, ipercolesterolemia, iperglicemia) sono inversamente associati all'esercizio fisico (*Institute for Health Metrics and Evaluation*, 2013). Nella pratica clinica si raccomanda di svolgere attività fisica sia come elemento base di uno stile di vita sano (Tremblay *et al.*, 2011; *Department of Health UK*, 2011; *US Department of Health and Human Services*, 2008), sia come terapia non farmacologica per il sovrappeso, l'obesità (Brauer *et al.*, 2015; National Clinical Guideline Centre, 2014, Jensen *et al.*, 2014;), l'ipertensione (Daskalopoulou *et al.*, 2015; James *et al.*, 2014), il diabete (Canadian Diabetes Association, 2013; *American Diabetes Association*, 2015, National Institute for Health and Care Excellence (NICE), 2015) e la dislipidemia (Anderson *et al.*, 2012, Stone *et al.*, 2013; *National Institute for Health and Care Excellence (NICE)*, 2014).

L'ambiente costruito influenza il trasporto attivo e la scelta della modalità di spostamento. Tale scelta non è condizionata solo dalla semplice presenza di aree pedonali, piste ciclabili, etc., ma anche dalla percezione dell'accessibilità delle stesse (Larco *et al.*, 2012). Il trasporto attivo potrebbe quindi essere incrementato migliorando la pedonabilità (*walkability*) ma soprattutto la percezione che ne hanno i cittadini.

I benefici dell'attività fisica non si limitano al dispendio energetico, al controllo del peso corporeo e alla diminuzione del rischio di obesità, ma se ne riscontrano altri quali:

- prevenzione e riduzione dell'osteoporosi e del rischio di fratture, ma anche di disturbi muscolo-scheletrici (Nelson *et al.*, 2007; Farahmand *et al.*, 2000);
- riduzione del rischio di sviluppare tumori, come quelli del colon e del seno (Lahmann *et al.*, 2007);
- migliore tolleranza al glucosio e conseguente riduzione del rischio di diabete di tipo 2 e di sviluppare la sindrome metabolica (*U.S. Department of Health and Human Services*, 2008);
- prevenzione dell'ipercolesterolemia e dell'ipertensione con conseguente riduzione del rischio di sviluppare malattie cardiache e morte prematura, in particolare quella causata da infarto e altre malattie cardiache (Matthews *et al.*, 2007; Barengo, 2004; Hamer e Chida, 2008 a, b);
- benessere psicologico attraverso la riduzione dei sintomi di ansia, stress e depressione (*U.S. Department of Health and Human Services*, 2008).

Le aree urbane sono un sistema interconnesso caratterizzato dalla complessità. Le interconnessioni che si analizzano sono quelle tra la scelta di modalità di trasporto attivo, esposizioni ambientali, ambiente costruito e salute.

Il paradigma esposomico permette la costruzione di una visione olistica, che mette in relazione le problematiche ambientali ed energetiche correlandole con gli aspetti sociali, culturali e politici. Se si vogliono città verdi (green), sociali (*social*), attive (*active*) e sane (*healthy*), bisogna andare oltre la riduzione delle emissioni di CO₂: è fondamentale un approccio sistemico e interdisciplinare tra decisori politici, esperti di pianificazione urbana, di mobilità e trasporti, e di salute, per rendere le città non solo più salubri e vivibili, ma anche per migliorare la percezione dei cittadini, ricordando che più di due terzi della popolazione europea vive in aree urbane e quindi il futuro dell'Europa stessa è strettamente legato allo sviluppo sostenibile delle sue città (Nieuwenhuijsen, 2016).

All'interno di questo paradigma, diventa centrale porre l'attenzione sulla partecipazione attiva dei cittadini, che possono e dovrebbero diventare attori protagonisti. Nieuwenhuijsen (2016), nello studio sopra citato, suggerisce due concetti-strumenti utili per coinvolgere la popolazione sia in quanto singoli individui sia in quanto membri di una comunità:

- la scienza dei cittadini (*citizens science*);
- nuovi osservatori dei cittadini (*new citizens observatories*).

Nella realtà metropolitana, determinanti come la crescita urbana e demografica, la crescita economica e le preferenze culturali hanno importanti effetti sulla pianificazione urbana e dei trasporti e potrebbero essere responsabili di pressioni quali: l'incremento del traffico veicolare, la riduzione di spazi pubblici, di aree verdi, e delle *mixed land zone*, l'aumento delle distanze da percorrere per gli spostamenti, la perdita di capitale sociale e la crescita del numero di fast food. Tutto questo comporta: l'aumento dei livelli di inquinamento atmosferico e acustico, limitazione dell'attività fisica e dei contatti sociali, un minor utilizzo del trasporto attivo e un tipo di alimentazione veloce, con conseguente consumo di alimenti di bassa qualità. Tali impatti possono essere causa di effetti negativi sulla salute, quali: malattie cardiovascolari, respiratorie ed obesità.

L'insieme di queste relazioni va osservato e studiato all'interno del suo contesto che include le condizioni socioeconomiche, l'ambiente sociale, lo stile di vita, le abitudini alimentari e la genetica; tutti elementi che possono giocare un ruolo nel modificare le relazioni sopra elencate.

Prendendo come spunto di riflessione i numerosi dati che dimostrano come, a livello mondiale, la morbilità e la mortalità causate da uno stile di vita sedentario, siano in continuo aumento e che tra le cause principali di una riduzione dell'attività fisica, ci sia la scelta della modalità di trasporto. Come ampiamente dimostrato le città sono un ambiente complesso, costituito da numerose interconnessioni.

Dall'analisi dei risultati degli studi si può dedurre che per incentivare il trasporto attivo sarebbe necessaria un'azione multi-livello: educativa, comportamentale, culturale, infrastrutturale e di pianificazioni urbana. Fondamentale non è solo l'ambiente costruito "oggettivo", ma come questo viene percepito dai singoli cittadini, quindi è necessario agire su entrambi gli aspetti per ottenere risultati efficaci.

Attività in corso

Convenzione esecutiva prot. 16 del 16 settembre 2019 sottoscritta tra il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e l'ISPRA- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, per il "**Monitoraggio e valutazione dei benefici ambientali dei progetti di mobilità sostenibile**".

Nel Programma sperimentale nazionale di mobilità sostenibile casa-scuola e casa-lavoro sono state finanziate attività progettuali di mobilità sostenibile che sono state divise in 19 diverse tipologie di intervento

Per ogni attività progettuale il MATTM suggerisce una proposta procedurale per il calcolo dei benefici ambientali; in particolare, vengono proposte dal MATTM tre diverse procedure allegate al bando del Programma Sperimentale casa-scuola e casa-lavoro. Il ruolo di ISPRA consiste nel fornire supporto e sostegno agli enti locali beneficiari del cofinanziamento nella fase di monitoraggio adottando le migliori soluzioni per stimare con buona approssimazione i benefici ambientali ex post.

L'affiancamento ha anche lo scopo di diffondere le buone pratiche messe in campo da un ente locale e di armonizzare le procedure di monitoraggio secondo gli standard previsti dal prodotto 1C realizzato nell'ambito dell'Accordo attuativo in essere tra ISPRA e MATTM.

Attività Future

Collaborazione con la Dipartimento di Epidemiologia e Prevenzione della Regione Lazio nel Progetto CCM **CLIMATIONS** (è un progetto CCM finanziato dal Ministero della Salute coordinato dal DEPLAZIO a cui aderiscono l'Istituto Superiore di Sanità; l'Università degli Studi Roma Tre- Facoltà di Architettura; Servizio Sovrazonale di Epidemiologia ASLTO3; Regione Liguria; S.S.R. Emilia Romagna; Ares Puglia; Istituto per la Ricerca e l'Innovazione Biomedica- CNR; Regione Sicilia.)

Lo scopo del progetto è identificare strategie e interventi di mitigazione dell'isola di calore urbano (UHI) e dell'inquinamento atmosferico che promuovano benefici per la salute della popolazione nel contesto urbano di 6 città (Torino, Genova, Bologna, Roma, Bari e Palermo).

ISPRA potrebbe contribuire in una seconda fase del progetto condividendo i risultati dell'affiancamento agli enti locali, relativi ai benefici ambientali associati agli interventi di mobilità sostenibile; al momento sono state condivise le metodologie di lavoro, i questionari predisposti per raccolta di informazioni sullo split modale per la valutazione ex post dei benefici ambientali degli interventi di mobilità sostenibile.

BIBLIOGRAFIA

Anderson T.J. et al., 2012 Update of the Canadian Cardiovascular Society guidelines for the diagnosis and treatment of dyslipidemia for the prevention of cardiovascular disease in the adult. *Can. J. Cardiol.*, 29: 151–67.

Barengo N.C. et al., 2004 Low physical activity as a predictor for total and cardiovascular disease mortality in middle-aged men and women in Finland. *European Heart Journal*, 25: 2204–2211.

Canadian Diabetes Association - Clinical Practice Guidelines Expert Committee, 2013. Clinical practice guidelines for the prevention and management of diabetes in Canada. *Can. J. Diabetes*, 37: (Suppl 1).

Buehler R., 2011. Determinants of transport mode choice: a comparison of Germany and the USA. *J. Transp. Geogr.* 19: 644–657

Daskalopoulou S.S. et al., 2015. The 2015 Canadian hypertension education program recommendations for blood pressure measurement, diagnosis, assessment of risk, prevention, and treatment of hypertension. *Can. J. Cardiol.*, 31: 549–68.

De Hartog J. et al., 2010. Do the health benefits of cycling outweigh the risks? *Environ. Health Perspect.*, 118: 1109–1116.

Department of Health UK, 2011. Physical Activity Guidelines. (<https://www.gov.uk/government/publications/uk-physical-activity-guidelines>).

Farahmand B.Y. et al., 2000. Physical activity and hip fracture: a population-based case-control study. Swedish Hip Fracture Study Group. *Int. J. Epidemiol.*, 29(2): 308-14.

Hamer M., Chida Y., 2008(b). Walking and primary prevention: a meta-analysis of prospective cohort studies *Br J. Sports Med.*, 42: 238–243.

Institute for Health Metrics and Evaluation, 2013. Global Burden of Disease. GBD Compare.Viz Hub.

James P.A. et al., 2014. Evidence-based guideline for the management of high blood pressure in adults: report from the panel members appointed to the Eighth Joint National Committee (JNC 8). *JAMA*, 311: 507–20.

Jensen M.D. et al., 2014. AHA/ACC/TOS guideline for the management of overweight and obesity in adults: a report of the American College of Cardiology/American Heart Association Task Force on Practice Guidelines and The Obesity Society. *Circulation*, 129(25 Suppl 2): S102–38

Lahmann P.H. et al., 2007. Physical activity and breast cancer risk: the European Prospective Investigation into Cancer and Nutrition. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev.*, 16(1): 36-42.

Larco N. et al., 2012. Pedestrian-friendly environments and active travel for residents of multi family housing the role of preference and perceptions. *Environ. Behav.*, 44 (3): 303-33.

Matthews E. et al., 2007. Influence of Exercise, Walking, Cycling, and Overall Non exercise Physical Activity on Mortality in Chinese Women. *Am. J. Epidemiol.*, 165: 1343-1350

National Clinical Guideline Centre, 2014. Obesity. Identification, Assessment and Management of Overweight and Obesity in Children, Young People and Adults: Partial Update of CG43. London, 2014. (<https://www.nice.org.uk/guidance/cg189>)

National Institute for Health and Care Excellence (NICE), 2014. Cardiovascular disease: risk assessment and reduction, including lipid modification. London: National Institute for Health and Care Excellence, 2014. (<https://www.nice.org.uk/guidance/cg181>).

National Institute for Health and Care Excellence (NICE), 2015. Type 2 diabetes in adults: management. London: National Institute for Health and Care Excellence, 2015 (<https://www.nice.org.uk/guidance/ng28>)

Nelson M.E. et al., 2007. Physical activity and public health in older adults: recommendation from the American College of Sports Medicine and the American Heart Association. *Med. Sci. Sports Exerc.*, 39(8): 1435-45.

Nieuwenhuisen M.J., 2016. Urban and transportation planning, environmental exposures and health-new concepts, methods and tools to improve health in cities. *Environmental Health*, 15(Suppl 1): 38.

Tremblay M.S., et al., 2011. New Canadian physical activity guidelines. *Appl. Physiol. Nutr. Metab.*, 36: 36-46

Stone N.J. et al., 2013. ACC/AHA guideline on the treatment of blood cholesterol to reduce atherosclerotic cardiovascular risk in adults: a report of the American College of Cardiology/American Heart Association Task Force on Practice Guidelines. *J Am Coll Cardiol*, 63: 2889-934.

U.S. Department of Health and Human Services, 2008. Physical Activity Guidelines Advisory Committee Report, 2008. Washington, DC (<https://health.gov/paguidelines/report/>).

1.4 Verde urbano

A. Chiesura (VAL-ASI), E. De Maio (VAL-ASI), F. De Maio (DG-SAS)

La relazione tra verde urbano e salute dell'uomo - intesa come equilibrio psico-fisico¹⁴ - è studiata da tempo. I primi studi scientifici risalgono agli anni Ottanta. Tra i pionieri spiccano quelli di Roger Ulrich e degli psicologi Rachel Kaplan e Stephan Kaplan (Kaplan, 1983; Kaplan & Kaplan, 1989). Ulrich dimostrò come la semplice visione di elementi verdi dalla finestra di camere di ospedale influenza in positivo il decorso post-operatorio dei pazienti ricoverati, i quali mostrano minori complicazioni post-operatorie e minor utilizzo di farmaci rispetto ai degenti in camere con affacci senza verde, su muri di mattoni (Ulrich, 1984). Il contatto con l'ambiente naturale, inoltre, può favorire lo sviluppo di legami emotivi e identificativi con esso, contribuendo a sua volta a generare uno stato di benessere psico-fisico (Kaplan, 1983). Secondo la letteratura, poi, il verde urbano contribuisce al nostro benessere attraverso diversi fattori, dalla riduzione dell'incidenza di importanti patologie alla promozione di stili di vita salutari ed attivi e dei contatti sociali (Maller *et al.* 2006, 2008; MEA, 2005, Keniger *et al.* 2013; Sandifer *et al.* 2015; Shanahan *et al.* 2016). Si è osservato che le persone che vivono

¹⁴ L'Organizzazione Mondiale della Sanità definisce la salute come "uno stato dinamico di complessiva benessere fisico, mentale, spirituale e sociale e non solo assenza di malattia o infermità" (Preambolo della Costituzione dell'Organizzazione Mondiale della Sanità adottato alla International Health Conference, New York, 19 Giugno - 22 Luglio 1946)

nelle vicinanze o che hanno accesso ad aree verdi, hanno maggiori probabilità di essere fisicamente attive, godere di maggiore benessere psicologico e di una migliore qualità della vita (Gascona, 2016). Un recentissimo studio (White *et al.*, 2019) dimostra che trascorrere almeno 120 minuti a settimana a contatto con la natura sia associato ad uno stato di buona salute e di benessere. I benefici sulla salute delle aree verdi urbane possono inoltre contribuire a ridurre le malattie croniche non contagiose (obesità, malattie cardiovascolari, diabete, salute mentale, cancro, etc.), spesso conseguenti a stili di vita scorretti e scarsa attività fisica.

I meccanismi alla base della correlazione tra l'accesso allo spazio verde e la salute sono complessi e interagenti. La *World Health Organization* ne ha individuati quattro (WHO, 2016):

- migliore qualità dell'aria (rimozione degli inquinanti atmosferici) e mitigazione dei cambiamenti climatici (stoccaggio della CO₂);
- maggiore propensione all'attività fisica (Lee *et al.*, 2015; Browig e Lee, 2017; Hankey e Marshall, 2017; Nieuwenhuijsen, 2018; Van Hecke *et al.*, 2018), che a sua volta è associata a migliore stato di salute cardiovascolare, salute mentale, sviluppo e benessere neurocognitivi, prevenzione dell'obesità (Kabish *et al.*, 2017), del cancro e dell'osteoporosi;
- riduzione dello stress attraverso la riduzione dei livelli di cortisolo (McCormick, 2017);
- maggiore coesione sociale (Lee *et al.*, 2015).

Presenza e accessibilità degli spazi verdi sono requisiti fondamentali per città sane, sostenibili ed inclusive. Nella Quinta Conferenza Ministeriale su Ambiente e Salute tenutasi a Parma nel 2010, gli Stati si sono impegnati "a fornire a ciascun bambino entro il 2020 l'accesso ad ambienti sani e sicuri e ad ambienti di vita quotidiana in cui poter camminare e andare in bicicletta fino agli asili e alle scuole, nonché a spazi verdi in cui giocare e svolgere attività fisica" (WHO, 2010). Nel 2016 la Organizzazione Mondiale della Sanità pubblica una review non sistematica della letteratura inerente il rapporto aree verdi urbane e salute, proprio con l'intento di sottolineare la centralità che le aree naturali rivestono nel prevenire impatti negativi sulla salute nei contesti metropolitani: tale approccio "preventivo" risulta più efficiente rispetto alla semplice gestione delle conseguenze delle patologie (WHO, 2016). Nel 2018, anche l'Agenzia di protezione ambientale irlandese pubblica una review sul rapporto salute umana e spazi verdi e blu (Foley *et al.*, 2018). Garantire l'accesso agli spazi verdi nelle città è inoltre inserito nell'Obiettivo 11.7 delle Nazioni Unite per lo sviluppo sostenibile, che mira: "Entro il 2030, a fornire l'accesso universale a spazi verdi e pubblici sicuri, inclusivi e accessibili, in particolare per donne e bambini, anziani e persone con disabilità" (UN DESA, 2014). Oltre che alla salute fisica, gli spazi verdi sono importanti per il benessere generale psicologico e sociale, in quanto gli esseri umani hanno un innato bisogno di sentirsi parte dell'ambiente naturale in cui crescono e vivono (Wilson, 1984).

L'aumento della consapevolezza del ruolo delle aree verdi in città ha fatto sì che siano oramai parte integrante anche delle politiche di sostenibilità. In Italia, la legge 10/2013 "Norme per lo sviluppo di spazi verdi urbani" invita le amministrazioni comunali a tutelare ed incrementare il proprio patrimonio verde e a dotarsi di un bilancio arboreo da comunicare ai cittadini. È quindi importante conoscere e gestire bene il verde, se si vuole garantire alle presenti e future generazioni i benefici ambientali e socio-sanitari di qui si è fin qui parlato. Il nostro Paese – a fronte di una pur ricca gamma di tipologie di aree verdi e blu (ville storiche, aree di arredo urbano, parchi urbani, verde attrezzato, aree sportive all'aperto, orti urbani, parchi fluviali, etc.) nei maggiori Comuni italiani – sconta tuttavia una scarsa incidenza di verde pubblico sul proprio territorio, e una ancor più critica assenza di specifici strumenti pianificatori: al 2018 solo 6 Comuni, sui 124 indagati nel XV Rapporto sulla Qualità dell'ambiente urbano, risultano dotati di un

Piano del verde¹⁵, strumento volontario ma fondamentale per definire aspetti programmatici e funzionali del sistema del verde urbano e periurbano. La gestione e la cura del verde sono anche alla base di una corretta fruizione in sicurezza delle aree verdi da parte dei cittadini. Aree verdi abbandonate all'incuria e non mantenute secondo indicazioni corrette possono essere più facilmente soggette a degrado sociale, e possono ingenerare nei fruitori percezioni negative di insicurezza e senso di pericolo (Branas *et al.*, 2011; Kondo *et al.*, 2015).

Conclusioni

È quindi indubbio che la presenza di verde nelle città abbia numerosi risvolti positivi per la salute psicofisica di chi ci vive. Le evidenze della letteratura scientifica attestano un'associazione positiva tra spazi verdi urbani, salute fisica e benessere psicologico. Anche se il legame esistente tra esposizione ai parchi e effetti positivi per salute e benessere deve essere ulteriormente rafforzato, resta innegabile il fatto che negli ultimi anni gli standard di rigore scientifico raggiunti grazie all'utilizzo di nuove metodologie di ricerca e tecnologie rendono i risultati delle ricerche pubblicate sul campo dei validi supporti grazie a cui definire e implementare politiche *evidence-based* di incremento e valorizzazione del verde urbano come risorsa chiave di prevenzione sanitaria.

Attività in Corso

- Aggiornamento, analisi e valutazione dei dati sulle metriche del verde pubblico e privato a livello comunale: copertura sulla superficie comunale, disponibilità pro capite, incidenza di aree naturali protette, prossimità delle aree verdi per i cittadini etc.;
- Supporto al Comitato per lo sviluppo del verde pubblico istituito presso il Ministero per la Transizione Ecologica per implementazione della Legge 10/2013 "Norme per lo sviluppo di spazi verdi urbani";
- Ricerca e aggiornamento sulle evidenze tecnico-scientifiche dei benefici sociali (i.e. salute fisica e mentale) e ambientali (mitigazione isola di calore, regimazione idraulica ecc.) del verde in città;
- Partecipazione a tavoli tecnici su infrastrutture verdi e foreste urbane nazionali (ASviS) e internazionali (FAO, EEA)

BIBLIOGRAFIA

- Browig M., Lee K., 2017. Within What Distance Does "Greenness" Best Predict Physical Health? A Systematic Review of Articles with GIS Buffer Analyses across the Lifespan. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 14: 675
- European Union, 2015. Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions e Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on 'Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities'. Luxembourg: Directorate-General for Research and Innovation
- Foley R. et al. 2016. Green and blue spaces and health: a health-led approach. EPA Report nr. 64. www.epa.ie
- Hankey S., Marshall J.D., 2017. Urban form, Air pollution, and CO2 Emissions in Large U.S. Metropolitan Areas. *The Professional Geographer*, 65: 4, 612-635.
- Gascona M., 2016. Residential green spaces and mortality: a systematic review. *Environment international*, 86:60-67.

¹⁵ Per visionare i Rapporti SNPA "Qualità dell'ambiente urbano" visitare il sito web dedicato: www.areeurbane.isprambiente.it

Lee C.K et al., 2015. Value of urban green spaces in promoting healthy living and wellbeing: prospects for planning. *Risk Management and Healthcare Policy*, 8: 131–137.

Kabisch N. et al., 2017. The health benefits of nature-based solutions to urbanization challenges for children and the elderly - A systematic review. *Environ Res.* 159: 362-373.

Keniger L.E., et al., 2013. What are the benefits of interacting with nature? *International Journal of Environmental Resources and Public Health*, 10: 913–935.

Kondo M. C., et al., 2018. Urban Green Space and Its Impact on Human Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15: 445.

Maller C. et al., 2006. Healthy nature healthy people: 'Contact with nature' as an upstream health promotion intervention for populations. *Health Promotion International*, 21: 45–54.

Maller C. et al., 2008. Healthy parks healthy people. The health benefits of contact with nature in a park context: a review of current literature (2nd ed.). In Social and Mental Health Priority Area, Occasional Paper Series. Melbourne, Australia: Faculty of Health and Behavioural Sciences.

Markevych I. et al., 2017. Exploring pathways linking greenspace to health: Theoretical and methodological guidance. *Environmental Research*, 158: 301-317.

McCormick R., 2017. Does Access to Green Space Impact the Mental Well-being of Children: A Systematic Review. *J. Pediatr. Nurs.*, 37:3-7

Nieuwenhuijsen M.J., 2016. Urban and transport planning, environmental exposures and health-new concepts, methods and tools to improve health in cities. *Environmental Health*, 15(Suppl 1): 38.

Nieuwenhuijsen M.J. 2018 Influence of urban, transport planning, and the city environment on cardiovascular disease. *Nature Reviews Cardiology volume*, 15: 432–438.

Kaplan R., 1983. "The role of nature in the urban context". In I. Altman & J.F. Wohlwill (Eds.), *Human Behavior and the Environment* (vol. 6): Behavior and the Natural Environment. New York: Plenum.

Kaplan R., Kaplan S. 1989. *The experience of nature: A psychological perspective*. New York: Cambridge University Press.

Sandifer P.A. et al., 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, 12: 1–15.

Shanahan D.F. et al. 2016. Health benefits from nature experiences depend on dose. *Scientific Reports* 6. Article number: 28551.

Terhaar T.L., 2009. Evolutionary Advantages of Intense Spiritual Experience in Nature. *Journal for the Study of Religion, Nature and Culture*, 3: 303–339.

Ulrich R.S., 1984. View through a window may influence recovery from surgery. *Science*, New Series, Vol. 224, Issue 4647 (April 27, 1984), 420-421.

UN DESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs), 2014. Open Working Group proposal for Sustainable Development Goals. Available at: <https://sustainabledevelopment.un.org/sdgsproposal.html>

UN Habitat, 2017. Habitat III: New Urban Agenda. Quito. Online at: <http://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-English.pdf>; UN Habitat; 2017.

van Hecke L. et al., 2018. Public open space characteristics influencing adolescents' use and physical activity: A systematic literature review of qualitative and quantitative studies. *Health & Place*, 51: 158-173.

Ward T. et al., 2016. Mitigating Stress and Supporting Health in Deprived Urban Communities: The Importance of Green Space and the Social Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13: 440.

White MP, et al., 2019. Spending at least 120 minutes a week in nature is associated with good health and wellbeing. *Scientific Reports*, volume 9, n: 7730.

Wilson, E. O., 1984. *Biophilia*. Harvard University Press, Cambridge, MA.

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

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

WHO, 2012b. Health Indicators of Sustainable Cities in the Context of the Rio+20 UN Conference on Sustainable Development; WHO: Geneva, Switzerland, 2012

WHO, 2016. Urban green spaces and health. A review of evidence. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

WHO, 2017. Urban green spaces Interventions and Health. A review of impacts and effectiveness. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

Swierad E.M., Terry T.K.H., 2018. An Exploration of Psychosocial Pathways of Parks' Effects on Health: A Qualitative Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(8): 1693.

Terhaar T.L., 2009. Evolutionary Advantages of Intense Spiritual Experience in Nature. *Journal for the Study of Religion, Nature and Culture*, 3: 303-339.

UN DESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs), 2014. Open Working Group proposal for Sustainable Development Goals. Available at: <https://sustainabledevelopment.un.org/sdgsproposal.html>

UN Habitat, 2017. Habitat III: New Urban Agenda. Quito. Online at: <http://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-English.pdf>.

van Hecke L. et al., 2018. Public open space characteristics influencing adolescents' use and physical activity: A systematic literature review of qualitative and quantitative studies *Health e Place*, 51: 158-173.

Ward T. et al., 2016. Mitigating Stress and Supporting Health in Deprived Urban Communities: The Importance of Green Space and the Social Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13: 440.

White M.P. et al., 2019. Spending at least 120 minutes a week in nature is associated with good health and wellbeing. *Scientific Reports*, volume 9, n:7730.

Wilson, E. O. 1984. *Biophilia*. Harvard University Press, Cambridge, MA.

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

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

WHO, 2012b. Health Indicators of Sustainable Cities in the Context of the Rio+20 UN Conference on Sustainable Development; WHO: Geneva, Switzerland, 2012.

WHO, 2016. Urban green spaces and health. A review of evidence. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2017.

WHO, 2017. Urban green spaces Interventions and Health. A review of impacts and effectiveness. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

2. CLIMA E SALUTE

di E. Piervitali (VAL-CLO)

2.1 Eventi estremi

La variabilità climatica riguarda sia i valori medi delle variabili climatiche che le loro distribuzioni statistiche e i valori estremi. La conoscenza degli estremi climatici e delle loro variazioni riveste particolare importanza nella valutazione degli impatti dei cambiamenti climatici e nella definizione delle strategie di adattamento. Gli eventi climatici estremi, infatti, possono concorrere a determinare gravi conseguenze sul territorio, sulla salute della popolazione, le attività economiche, l'ambiente e la società in genere.

Il rapporto IPCC AR5 (IPCC, 2014) conferma che il riscaldamento climatico è inequivocabile e sottolinea come i cambiamenti del clima dal 1950 ad oggi abbiano riguardato anche gli estremi climatici, con un aumento molto probabile delle notti e dei giorni caldi e una corrispettiva diminuzione delle notti e dei giorni freddi a livello globale; è molto probabile, inoltre, che in Europa si sia verificato un aumento della frequenza e dell'intensità delle precipitazioni.

L'analisi del clima degli ultimi decenni si basa sul monitoraggio delle variabili meteorologiche, ovvero sulle serie di osservazioni. Le serie temporali di dati climatici vengono elaborate utilizzando metodi e modelli statistici per produrre indicatori rappresentativi dello stato e delle variazioni del clima a diverse scale, da quella globale a quella locale. Con l'obiettivo di definire una metodologia comune per la valutazione delle variazioni degli estremi climatici e di rendere confrontabili i risultati ottenuti in diverse parti del mondo, l'*Expert Team on Climate Change Detection and Indices* (ETCCDI) del *CLIVAR Working Group on Climate Change Detection* della Commissione per la Climatologia dell'Organizzazione Meteorologica Mondiale (OMM), ha definito un insieme di 27 indici (Peterson *et al.*, 2001), idonei a descrivere gli estremi di temperatura e precipitazione in termini di frequenza, intensità e durata. Gli indici estremi rappresentativi del clima in Italia sono stati elaborati utilizzando le serie di temperatura e precipitazione del sistema Nazionale per l'Elaborazione e la Diffusione dei dati climatici (SCIA) che rispondono a specifici requisiti di completezza e continuità (Desiato *et al.*, 2013; Fioravanti *et al.*, 2016). I risultati, presentati sia come stima dei trend in ogni punto stazione che come andamento temporale medio in Italia di ciascun indice, mostrano un aumento consistente degli indici legati al caldo e una riduzione di quelli rappresentativi degli episodi di freddo negli ultimi decenni; le indicazioni sono invece più incerte riguardo agli estremi di precipitazione.

Fra gli estremi climatici più rilevanti per gli impatti sulla salute vanno evidenziate le onde di calore, che rappresentano un fattore di rischio soprattutto per le fasce di popolazione più vulnerabili e in particolare nelle aree urbane, dove gli effetti possono essere amplificati a causa del fenomeno dell'isola di calore, che determina nelle città temperature superiori rispetto alle aree circostanti. A livello globale gli episodi di caldo estremo risultano essere aumentati in frequenza, durata e intensità (Perkins, 2012) e se ne prevede un ulteriore aumento nel corso del 21° secolo (IPCC, 2014). Secondo l'Organizzazione Mondiale della Salute, a livello globale i decessi legati al caldo estremo sono stati oltre 166.000 dal 1998 al 2017; di questi più di 70.000 si possono attribuire all'intensa e prolungata ondata di calore che ha investito l'Europa dell'estate del 2003 (Robine *et al.*, 2008). Numerosi studi inoltre hanno evidenziato una maggiore incidenza di patologie cardiovascolari, respiratorie e renali in relazione all'intensità e alla durata del caldo (Smith and Woodward, 2014).

Un'onda di calore viene definita come un periodo prolungato di giorni consecutivi di caldo estremo. Diversi parametri e indici sono stati proposti per individuare gli episodi di onde di calore (Fischer & S. Schar, Lass *et al.*, 2011; Russo *et al.*, 2014), tuttavia

non esiste un'unica definizione condivisa a livello internazionale (Perkins *et al.*, 2012). Per supportare diversi settori, quali l'agricoltura, la salute, la disponibilità di risorse idriche, l'*Expert Team on Sector-specific Climate Indices* (ET SCI) della Commissione per la Climatologia dell'OMM ha sviluppato specifici indici orientati alla valutazione degli impatti. Fra di essi, l'*Excess Heat Factor (EHF)* identifica le onde di calore, in relazione ai potenziali effetti sulla salute dell'uomo. L'EHF combina l'anomalia della temperatura a lungo termine (eccesso di calore), cioè la componente di acclimatazione, con l'anomalia a breve termine (eccesso di stress) in un dato luogo (Nairn & Fawcett, 2014; Nairn & Ostendorf, 2018); un episodio di onda di calore viene definito dalla condizione $EHF > 0$ per almeno tre giorni consecutivi. Per una caratterizzazione completa dei diversi aspetti delle onde di calore sono stati proposti i seguenti indici:

HWN = numero di onde di calore l'anno

HWF = numero di giorni l'anno interessati da onda di calore

HWD = durata della più lunga onda di calore

HWM = ampiezza media di tutti i giorni interessati da onda di calore

HWA = ampiezza massima giornaliera (picco) dell'onda di calore più calda dell'anno (con il maggiore valore di HWM)

Per un gruppo selezionato di stazioni sul territorio italiano, con serie di temperatura sufficientemente complete e di qualità controllata, sono state individuate le onde di calore tramite l'*Excess Heat Factor* prima a livello di ogni stazione e poi per la serie aggregata nazionale (Piervitali *et al.*, 2018). I grafici delle anomalie della frequenza (HWF) e della durata (HWD) delle onde di calore del periodo 1961-2017 rispetto al valore medio del periodo di riferimento 1961-1990 (figura 2.1) mostrano che le anomalie sono state quasi sempre positive a partire dagli anni '80; con un picco nel 2003, anno già ricordato per il caldo estivo particolarmente lungo e intenso. I risultati indicano, in generale, un andamento analogo per tutti gli aspetti delle onde di calore analizzati. I *trend* stimati con un modello di regressione lineare semplice mostrano aumenti statisticamente significativi dell'indice EHF, in termini di numero di episodi, frequenza, durata, ampiezza media e massima (tabella 2.1).

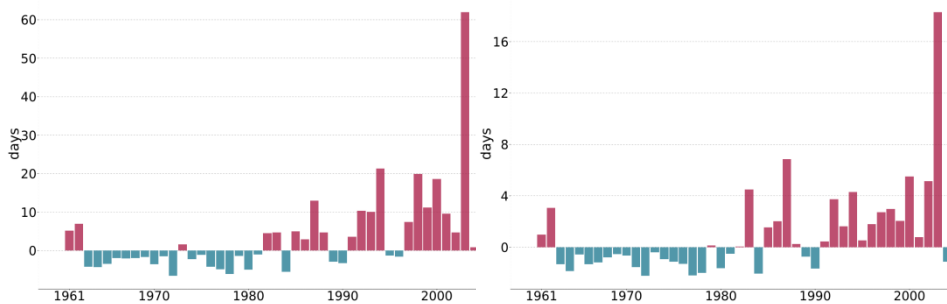


Figura 2.1: Serie delle anomalie medie annuali della frequenza (HWF), a sinistra, e della durata (HWD), a destra, delle onde di calore definite dall'EHF in Italia, rispetto alla media 1961-1990.

Tabella 2.1: Indici per la caratterizzazione delle onde di calore definite dall'EHF: trend [e relativo errore standard] stimati con un modello di regressione lineare semplice per l'Italia, dal 1961 al 2017. Tutti i trend sono statisticamente significativi al livello del 5%

Indice	Excess Heat Factor (EHF)
Numero [giorni/10 anni]	0.6±0.1
Frequenza [giorni/10 anni]	5.3±0.8
Durata [giorni/10 anni]	1.4±0.2
Ampiezza media [°C ² /10 anni]	0.4±0.1
Ampiezza massima [°C ² /10 anni]	3.1±0.5

Attività in corso

ISPRA pubblica con cadenza annuale il rapporto "Gli indicatori del clima in Italia", realizzato grazie alla collaborazione con diverse Agenzie SNPA. Il rapporto illustra l'andamento del clima nel corso dell'ultimo anno e aggiorna la stima delle variazioni negli ultimi decenni, includendo anche l'aggiornamento degli indici estremi ETCCDI di temperatura e precipitazione.

BIBLIOGRAFIA

- Desiato F., Fioravanti G., Frascchetti P., Perconti W., Piervitali E., 2013. Variazioni e tendenze degli estremi di temperatura e precipitazione in Italia, ISPRA, SA 37/2013.
- Fischer, E. M., and S. Schar, 2010. Consistent geographical patterns of changes in high-impact European heatwaves. *Nat. Geosci.*, 3: 398–403. doi:10.1038/ngeo866.
- Fioravanti G., Piervitali E., Desiato F., 2016. Recent changes of temperature extremes over Italy: an index-based analysis. *Theor Appl Climatol.*, 123: 473–486. doi: 10.1007/s00704-014-1362-1.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Lass W., Haas A., Hinkel J. Jaeger C., 2011. Avoiding the avoidable: towards a European heat waves risk governance. *Int. J. Disaster Risk Sci.*, 2: 1–4
- Nairn J.R., Fawcett R.J., 2014. The excess heat factor: a metric for heatwave intensity and its use in classifying heatwave severity. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12: 227–53. doi: 10.3390/ijerph120100227.
- Nairn J., Ostendorf B., Bi P., 2018. Performance of Excess Heat Factor Severity as a Global Heatwave Health Impact Index. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15: 2494. doi: 10.3390/ijerph15112494.
- Perkins S.E., Alexander L.V., Nairn J.R., 2012. Increasing frequency, intensity and duration of observed global heatwaves and warm spells, *Geophys. Res. Lett.*, 39, L20714, doi:10.1029/2012GL053361.
- Peterson T.C., Folland C., Gruza G., Hogg W., Mokssit A., Plummer N., 2001. Report on the activities of the Working Group on Climate Change Detection and Related Rapporteurs 1998-2001. World Meteorological Organization, Rep. WCDMP-47, WMO-TD 1071, Geneva, Switzerland, 143 pp.

Piervitali E., Fioravanti G., Desiato F., 2018. Heat waves events in Italy from 1961 to 2017: analysis of frequency, intensity and severity. First Scientific Symposium on Health and Climate Change. Istituto Superiore di Sanità . Roma, 3-5 dicembre 2018.

Robine J.M., Cheung S.L., Le Roy S., Van Oyen H., Griffiths C., Michel J.P., Herrmann F.R., 2008. Death toll exceeded 70,000 in Europe during the summer of 2003. *CR Biol*, 331: 171-8.

Russo S et al., 2014 Magnitude of extreme heat waves in present climate and their projection in a warming world *J. Geophys. Res.* 119, D022098

Smith K.R., Woodward A., 2014. Human health: impacts, adaptation, and co-benefits. In: Field C.B, et al. (eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, 709-754.

3. ACQUA E SALUTE

di F. Mundo (BIO- ACID); S. Salvati (BIO- ACID), P. Borrello (CN -COS ODC), R. De Angelis (CN -COS ODC), E. Spada (CN -COS ODC)

3.1 Acque Reflue

F. Mundo, S. Salvati (BIO-ACID)

Le attività sociali, produttive e ricreative, principalmente in ambito urbano, richiedono e utilizzano notevoli quantità d'acqua. La conseguenza diretta dell'utilizzo dell'acqua è la produzione di scarichi che, per poter essere restituiti all'ambiente, devono necessariamente essere sottoposti a un trattamento depurativo. Le acque reflue sono acque utilizzate in attività antropiche, che possono contenere sostanze organiche e/o inorganiche potenzialmente pericolose per la salute umana e per l'ambiente. Esse, prima di essere restituite all'ambiente e, quindi, reimmesse nel ciclo idrologico, devono essere sottoposte a processi di depurazione adeguati alla loro tipologia, al grado di sensibilità dei corpi idrici recettori dello scarico (Direttiva 91/271/CEE, Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 - Parte Terza), per i quali, tra l'altro, non dovrà essere inficiata la naturale capacità autodepurativa, e comunque nel rispetto degli obiettivi di qualità fissati per i corpi idrici in attuazione della normativa unionale e nazionale di riferimento (Direttiva 2000/60/CE, Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 - Parte Terza).

Secondo la normativa vigente [Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 - Parte Terza], le acque reflue, in base alla loro origine e composizione, si possono distinguere in:

acque reflue domestiche: "acque reflue provenienti da insediamenti di tipo residenziale e da servizi e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche";

acque reflue industriali: "qualsiasi tipo di acque reflue scaricate da edifici o impianti in cui si svolgono attività commerciali o di produzione di beni, diverse dalle acque reflue domestiche e dalle acque meteoriche di dilavamento";

acque reflue urbane: "acque reflue domestiche o il miscuglio di acque reflue domestiche, di acque reflue industriali ovvero meteoriche di dilavamento convogliate in reti fognarie, anche separate, e provenienti da agglomerato."

Alle "acque reflue" è associata la nozione di "scarico": "*qualsiasi immissione effettuata esclusivamente tramite un sistema stabile di collettamento che collega senza soluzione di continuità il ciclo di produzione del refluo con il corpo ricettore acque superficiali, sul suolo, nel sottosuolo e in rete fognaria, indipendentemente dalla loro natura inquinante, anche sottoposte a preventivo trattamento di depurazione...*" (Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 - Parte Terza).

La massiccia antropizzazione e industrializzazione delle aree urbane determinano spesso scarichi di fognature civili non depurati o sottoposti a trattamenti depurativi inadeguati, scarichi dei residui di materie prime e dei prodotti intermedi e finali dell'industria, il dilavamento di rifiuti e inquinanti dalle aree cementificate adibite ad attività di servizi.

Le acque reflue urbane, che in passato contenevano quasi esclusivamente sostanze biodegradabili, presentano attualmente maggiori problemi di trattamento. In esse sono rilasciati, tra l'altro, una serie di nuovi microinquinanti, come i geni di resistenza agli antibiotici, che gli impianti di depurazione non riescono a rimuovere in quanto non dispongono di trattamenti specifici (CNR, 2016).

Secondo il Laboratorio REF Ricerche (Laboratorio SPL Collana Ambiente, Gruppo di lavoro: Donato Berardi, Francesca Casarico, Jacopo Misiti, 2020), il numero di sostanze scaricate nelle acque con potenziali effetti inquinanti è in costante crescita. Negli ultimi anni è stata rilevata, grazie a nuove tecnologie di controllo, la presenza nelle acque di nuove sostanze con potenziali effetti nocivi sull'ambiente e sulla salute umana: 2.700 nuovi composti commercializzati ma non ancora regolamentati, con effetti

potenzialmente dannosi non ancora del tutto studiati approfonditamente. Delle oltre 131 milioni di sostanze chimiche censite, solo 387.150 sono soggette a qualche forma di regolamentazione d'uso.

I contaminanti emergenti sono sostanze non ancora oggetto di monitoraggio di routine a livello europeo, ma che potranno essere in futuro regolamentate in funzione della loro tossicità ed eco-tossicità, degli effetti potenziali sulla salute umana e dei dati di monitoraggio in ordine alla loro presenza e persistenza nei vari comparti ambientali. Si tratta di nuove sostanze o classi di sostanze, quali farmaci ad uso umano e veterinario, distruttori endocrini, composti perfluorurati, ecc. (CNR, 2014).

Secondo il Laboratorio REF Ricerche (Laboratorio SPL Collana Ambiente, Gruppo di lavoro: Donato Berardi, Francesca Casarico, Jacopo Misiti, 2020), gli effetti potenzialmente nocivi degli inquinanti emergenti sono, purtroppo, destinati a crescere, a causa del loro progressivo accumulo nei comparti ambientali. Diventa, pertanto, cruciale adottare misure che permettano di monitorarne la presenza, valutarne gli effetti e prevenirne i rilasci nell'ambiente. Al fine di mitigare gli impatti ambientali dell'attività antropica, gli operatori del servizio idrico integrato dovranno garantire anche un adeguamento tecnologico degli impianti di potabilizzazione e di quelli di trattamento delle acque reflue che consenta l'abbattimento degli inquinanti emergenti. Trattamenti specifici possono essere richiesti sia a monte (adduzione e potabilizzazione) che a valle (depurazione delle acque reflue).

Il trattamento delle acque reflue urbane

Il trattamento delle acque reflue è un passaggio fondamentale per assicurare la salute umana e la protezione dell'ambiente, ed è uno degli strumenti attraverso i quali attuare una gestione razionale e sostenibile delle risorse idriche.

Il trattamento delle acque reflue urbane in un impianto di depurazione consente lo svolgimento in ambiente controllato e in tempi definiti di trasformazioni che, per la gran parte, potrebbero comunque avvenire anche in natura, ma minimizzando gli impatti delle stesse sulle diverse matrici ambientali, in particolare sui corpi idrici e sulla salute umana.

Le finalità del trattamento in un impianto sono principalmente:

- sottrarre all'acqua reflua le sostanze inquinanti (solidi sospesi, sostanza organica, microrganismi, oli, metalli, nutrienti, ecc.) che si concentreranno nei fanghi (linea acque);
- trattare i fanghi, stabilizzandoli, in modo da avviarli in sicurezza al destino finale (linea fanghi).

Gli impianti di trattamento costituiscono, dunque, presidi essenziali sia dal punto di vista sanitario che ambientale. Sono in generale una risposta imprescindibile alla problematica dell'inquinamento delle acque. Quando mal gestiti o mal funzionanti, però, possono trasformarsi in una significativa pressione per l'ambiente, non in quanto produttori di inquinamento (come è noto gli impianti ricevono gli scarichi e quindi gli inquinanti prodotti a monte), ma perché veicolano e convogliano il carico inquinante non adeguatamente depurato in porzioni molto ristrette dei corpi idrici riceventi (inquinamento puntuale). Nonostante l'attenzione riservata da tempo alla depurazione delle acque reflue, gli impianti di trattamento presenti sul territorio nazionale risultano tuttora insufficienti a soddisfare interamente il fabbisogno depurativo, sia per quanto riguarda la capacità di trattamento sia per l'incompletezza e/o inadeguatezza delle reti di collettamento, soprattutto in determinate aree geografiche.

Anche se notevoli sono stati i progressi compiuti negli ultimi anni nel settore idrico, che hanno consentito a vaste e significative aree territoriali di dotarsi dei requisiti infrastrutturali richiesti, permangono ancora oggi diverse aree caratterizzate da evidenti ritardi di adeguamento nel settore depurativo.

Gli impianti di trattamento delle acque reflue urbane di tipo convenzionale sono principalmente orientati all'abbattimento delle sostanze biodegradabili derivanti perlopiù dalla componente domestica degli scarichi. Per far fronte al crescente numero di inquinanti di origine industriale ed emergenti, un notevole sforzo andrà messo in campo nei prossimi anni per dotare tali impianti di tecnologie avanzate e stadi di trattamento aggiuntivi rispetto a quelli normalmente presenti, anche sulla base di un'analisi conoscitiva puntuale volta alla caratterizzazione del refluo da trattare, da aggiornare ad intervalli regolari.

Secondo il Laboratorio REF Ricerche (Laboratorio SPL Collana Ambiente, Gruppo di lavoro: Donato Berardi, Francesca Casarico, Jacopo Misiti, 2020), il ricorso a tecnologie avanzate comporta investimenti significativi e costi operativi aggiuntivi legati a fattori impiantistici, a maggiori consumi energetici e al costo dei composti chimici impiegati per i trattamenti. Questi dovranno riuscire a fronteggiare la presenza di inquinanti di difficile rimozione, quali i microinquinanti e le microplastiche.

Impatti legati al mancato/inadeguato trattamento delle acque reflue urbane

Il mancato ovvero inadeguato trattamento delle acque reflue urbane determina l'inquinamento dei corpi idrici recettori degli scarichi (fiumi, laghi, mari, acque sotterranee) o del suolo (in caso di scarico sul suolo), con impatti negativi sulle specie animali, vegetali, sugli utilizzi legittimi delle risorse idriche, e sulla salute umana.

In particolare, i principali potenziali impatti dei sistemi di trattamento inadeguati o assenti, sono: l'incremento eccessivo di sostanza organica nelle acque riceventi; la riduzione drastica della concentrazione dell'ossigeno disciolto fino alla sua completa assenza (anossia, fermentazione anaerobica); gravi scompensi per la vita animale e vegetale presente (moria di pesci, ecc.); l'incremento delle concentrazioni di nutrienti nelle acque riceventi (azoto e/o fosforo), l'eutrofizzazione e fenomeni ad essa connessi (incremento del fitoplancton, insorgenza di *bloom* algali, diminuzione dei livelli di ossigeno e possibile anossia, torbidità e fenomeni putrefattivi, riduzione della biodiversità della fauna bentonica, ecc.); la compromissione degli usi legittimi per l'uomo; l'incremento della presenza di microrganismi patogeni nelle acque riceventi.

Ulteriori impatti possono derivare dall'incremento della presenza di diverse tipologie di inquinanti (metalli pesanti, inquinanti organici, contaminanti emergenti quali, per esempio, prodotti farmaceutici, nuovi pesticidi, microplastiche), con conseguenti rischi per l'ambiente e la salute umana in funzione dell'inquinante scaricato e compromissione degli usi legittimi delle risorse idriche (approvvigionamento idropotabile, balneazione). Come è evidente, gli impatti più diretti e immediati si registrano nell'ambiente ricevente (in generale il corpo idrico superficiale ricettore), ma attraverso questo possono propagarsi in altri comparti ambientali (acque sotterranee collegate alle acque superficiali, suolo, sottosuolo) fino a interessare direttamente o indirettamente la salute umana (attraverso, per esempio, la balneazione in acque inidonee, il consumo di specie ittiche contaminate, il consumo di acqua potabile proveniente da corpi idrici inquinati).

Acque reflue e COVID-19

I sistemi di raccolta e trattamento delle acque reflue urbane nascono storicamente per ragioni sanitarie più che ambientali, in quanto permettono di allontanare dai centri urbani più densamente popolati le acque reflue che sono potenziale veicolo di agenti patogeni e quindi di trasmissione di malattie soprattutto infettive. Per tale ragione la sorveglianza ambientale attraverso l'analisi delle acque reflue per la ricerca di agenti patogeni è ben consolidata da tempo nell'ambito delle misure di salute pubblica. Le applicazioni hanno riguardato, tra l'altro, la diffusione del poliovirus e, più recentemente, il fenomeno dell'antibiotico resistenza.

Allo stesso modo, la sorveglianza delle acque reflue è impiegata nel contesto della pandemia COVID-19 in atto, al fine di rilevare la presenza del SARS-CoV-2 trasferito nelle acque di scarico dall'apparato gastro-intestinale e respiratorio superiore, nonché attraverso le feci. Nelle acque reflue non trattate e/o nei fanghi di depurazione sono stati rinvenuti, già dalla fine del 2019, frammenti non infettivi di RNA del SARS-CoV-2 in diverse località (Milano; Murcia, Spagna; Brisbane, Australia; Paesi Bassi; New Haven, Connecticut e Massachusetts orientale, USA; Parigi) (WHO, 2020).

Pur trattandosi di una malattia delle vie respiratorie, recenti studi internazionali hanno confermato, come già accennato, la presenza di Sars-CoV-2 nelle acque reflue (Cruciata, 2021), che possono, quindi, essere analizzate per seguire l'evoluzione della pandemia, verificando l'eventuale presenza ed entità della popolazione infetta nell'area di pertinenza di un impianto di depurazione. I campioni sono prelevati nelle fognature e in ingresso agli impianti di depurazione, in modo da monitorare e individuare precocemente la circolazione del SARS-CoV-2 nei diversi territori (ISS, 2020).

Diversi studi hanno dimostrato che l'incremento di RNA del SARS-CoV-2 nei campioni ambientali può essere evidenziato diversi giorni prima rispetto al rilevamento del virus attraverso la sorveglianza clinica. Le prime analisi hanno già permesso di accertare la presenza di RNA di SARS-CoV-2 in varie aree del territorio italiano durante l'epidemia, mentre analisi retrospettive su campioni di archivio hanno consentito di stabilire che il virus circolava in alcune zone dell'Italia settentrionale prima che i casi di COVID-19 fossero conclamati (ISS, 2020).

Pertanto, il monitoraggio della presenza di SARS COV 2 nelle acque reflue può rappresentare un utile strumento di indagine per individuare eventuali nuovi focolai, anche in località con sorveglianza clinica limitata. Inoltre, un sistema di allerta tempestiva attraverso il monitoraggio delle acque reflue può offrire un notevole vantaggio temporale per conoscere l'andamento dei contagi (monitoraggio della circolazione del virus sul territorio), per poter agire in modo rapido e preventivo, oltre che per consentire di avviare programmi di ricerca. Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) è particolarmente attivo in questa linea di attività, partecipando con i propri tecnici e laboratori al progetto dell'Istituto Superiore di Sanità 'Sari - Sorveglianza ambientale di Sars-CoV-2 attraverso i reflui urbani in Italia' (<https://www.snpambiente.it/2021/04/13/la-verifica-di-coronavirus-nelle-acque-reflue/>).

BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

Laboratorio REF Ricerche - Laboratorio SPL Collana Ambiente. Gruppo di lavoro: Donato Berardi, Francesca Casarico, Jacopo Misiti. Microinquinanti, microplastiche e responsabilità estesa del produttore, Acqua n. 155, 2020.

CNR, Comunicato stampa 22/07/2016 (<https://www.cnr.it/it/comunicato-stampa/6938/scoperti-nuovi-microinquinanti-delle-acque>).

CNR, 2014 (<https://www.cnr.it/it/evento/13532/microinquinanti-emergenti-mie-nelle-acque-di-rifiuto-urbane-esperienze-italiane-e-svizzere>).

World Health Organization (WHO) "Status of environmental surveillance for SARS-CoV-2 virus" - Scientific brief - 5 August 2020.

(<https://www.who.int/publications/i/item/WHO-2019-nCoV-sci-brief-environmentalSampling-2020-1>).

Toscana Notizie "Emergenza Covid, approvato il progetto per la sorveglianza nelle acque reflue", Maria Antonietta Cruciatà, 2021 (<https://www.toscana-notizie.it/-/emergenza-covid-approvato-il-progetto-per-la-sorveglianza-nelle-acque-reflue>).

ISS, Comunicato stampa n. 39/2020 (https://www.iss.it/comunicati-stampa/-/asset_publisher/fTKmjJgSgdK/content/cs-n%25C2%25B039-2020-studio-iss-su-acque-di-scarico-a-milano-e-torino-sars-cov-2-presente-gi%25C3%25A0-a-dicembre).

ISS, Comunicato stampa n. 41/2020 (https://www.iss.it/comunicati-stampa1/-/asset_publisher/Cz8X9Kas2PGp/content/cs-n%25C2%25B041-2020-acque-reflue-e-coronavirus-al-via-la-rete-sentinella-di-sorveglianza-epidemiologica-%25C2%25A0).

Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.

Direttiva 91/271/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1991, concernente il trattamento delle acque reflue urbane.

Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale".

3.2 La tutela della salute del bagnante

R. De Angelis (CN-COS)

L'utilizzo ricreativo delle acque in aree costiere e interne è ampiamente diffuso a livello globale e rappresenta una importante risorsa economica, soprattutto per i Paesi a vocazione turistica come l'Italia. Le attività ricreative includono numerose discipline e attività (es. nuoto, *surfing*, *wakeboard*, sci d'acqua, canottaggio, attività subacquee) con l'acqua e questo ha benefici significativi per la salute e il benessere della persona. Per tali ragioni è necessario mantenere bassi livelli di fattori di contaminazione e di pericolo che potrebbero essere dannosi per la salute pubblica. Nelle linee guida dell'OMS (WHO, 2003) si riporta una disamina completa di tutti i pericoli correlati con l'attività balneare: l'annegamento, gli sbalzi di temperatura, la contaminazione fecale, gli organismi patogeni presenti nell'ambiente, alghe potenzialmente tossiche, materiali in sospensione, agenti chimico, fisici e organismi acquatici pericolosi. Tutti questi fattori si configurano all'interno di diversi scenari di esposizione, che possono anche variare secondo la tipologia di sito, le condizioni ambientali e climatiche transienti, la natura e la durata dell'esposizione degli utilizzatori, determinando differenti livelli di rischio. Pertanto, la valutazione del rischio sanitario deve tenere conto delle caratteristiche ambientali e socio-economiche del sito oltre che delle conoscenze riguardanti le attività ivi svolte, gli eventi pericolosi che possono dar luogo a esposizione a rischi di natura microbiologica o chimica dei bagnanti, le vie di esposizione, la natura e severità dei pericoli. Tutto questo per pianificare le attività di controllo e la messa in atto di adeguate misure di gestione volte a tutelare la salute del bagnante. L'Unione Europea ha adottato, nel corso degli anni, una serie di normative per la tutela e la gestione delle acque, a protezione della salute umana e delle risorse idriche: Direttiva sulla qualità delle acque superficiali destinate all'uso potabile (75/440/CEE); prima Direttiva sulle acque di balneazione (76/160/CEE); Direttiva sulle acque sotterranee (80/68/CEE); prima Direttiva sull'acqua potabile (80/778/CEE); Direttiva sui nitrati (91/676/CEE); Direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane (91/271/CEE). In seguito, con la Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) è stato introdotto un approccio più olistico alla gestione delle risorse idriche, basata sugli ecosistemi, per garantire che l'uso umano dell'acqua sia compatibile con le esigenze dell'ambiente. Questa direttiva si concentra sulle molteplici relazioni tra le diverse cause di inquinamento e i loro vari impatti sull'acqua in un bacino idrografico, fornendo le basi per una legislazione di settore più mirata.

In linea con queste finalità è stata emanata una nuova direttiva, Direttiva 2006/7/CE, per la gestione delle acque di balneazione. La Direttiva 2006/7/CE ha la finalità di proteggere la salute umana da eventuali pericoli derivanti dalla scarsa qualità delle acque di balneazione, raccomandando un approccio integrato basato da un lato sull'attività di monitoraggio (indicatori di contaminazione fecale) e dall'altro da un'analisi e valutazione dello stato dell'ambiente circostante. Più precisamente, al monitoraggio viene affiancato un ulteriore strumento di gestione: il profilo dell'acqua di balneazione. Il profilo dell'acqua di balneazione va inteso, infatti, come un vero e proprio strumento

di supporto per un'efficace gestione delle acque di balneazione, perché contiene informazioni sulle principali attività antropiche (fonti di contaminazione) presenti nel territorio e sulla loro incidenza sulla qualità delle acque. Il profilo rappresenta, quindi, una valutazione ambientale a scala di bacino idrografico, volta alla prevenzione del rischio sulla base dell'individuazione delle pressioni presenti e dello studio dei relativi impatti in termini di natura, estensione e durata. Nella stesura del profilo, il punto fondamentale è l'individuazione dell'area di influenza, definita come l'area di riferimento per lo studio delle caratteristiche ambientali di un'acqua di balneazione e delle connessioni con le fonti di contaminazione che potrebbero condizionarne in maniera diretta o indiretta la qualità.

Il profilo delle acque di balneazione è chiaramente ispirato alla Direttiva Quadro Acque, ma anche ai *Water Safety Plans* definiti dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) per la tutela della salute dei cittadini in relazione ai possibili effetti sanitari derivanti dalla presenza di fattori di rischio nelle acque potabili. Per tale motivo, richiede l'identificazione di tutte quelle fonti di contaminazione puntuali e diffuse che potrebbero impedire il raggiungimento del buono stato ambientale. In particolare, per garantire un uso dell'acqua che sia compatibile con la qualità ambientale di cui l'uomo stesso ha bisogno, la Direttiva Balneazione incoraggia gli Stati membri ad attuare misure di gestione per raggiungere un livello di qualità almeno "sufficiente" (EEA, 2016a) e ridurre i rischi legati a inquinamento di breve durata (es. attraverso la costruzione di adeguati impianti di trattamento delle acque nere e miste) spesso causato da piogge intense. La direttiva prevede che quando accadono questi eventi estremi o accidentali (come forti piogge, fuoriuscita di reflui non trattati o rifiuti pericolosi) gli Stati Membri debbano imporre temporanee misure di gestione, volte a proteggere la salute dei bagnanti.

Ad oggi la misura di gestione maggiormente utilizzata è il divieto di balneazione, mentre si dovrebbe porre maggior attenzione alle misure volte alla rimozione della causa di inquinamento. Questo perché se da un lato il divieto tutela la salute del bagnante, dall'altro non prevede alcuna forma di risanamento ambientale raggiungendo in parte l'obiettivo della direttiva: tutelare la salute del bagnante attraverso il miglioramento ambientale.

Anche perché, gli eventi meteo estremi dovrebbero essere presi in considerazione anche nell'ottica dei futuri scenari di cambiamento climatico che, modificando l'intensità, la frequenza e la durata delle precipitazioni, potranno influenzare di conseguenza la portata degli scarichi. Inoltre, la crescente urbanizzazione determina una maggiore impermeabilizzazione delle superfici del terreno che potrebbe aggravare il problema e comportare ancora più deflussi e un maggiore rischio di tracimazioni di acqua di origine meteorica o reflui non depurati (Moreira *et al.*, 2016).

Questo può esporre l'ambiente acquatico a nuovi rischi, quali la resistenza antimicrobica, con evidenti ripercussioni sulla salute umana. I microrganismi resistenti sono in grado di resistere all'attacco di farmaci antimicrobici (ad esempio antibiotici), in modo che i trattamenti standard diventino inefficaci e le infezioni persistano, aumentando il rischio di trasmissione ad altri organismi (WHO, 2018). Questo nuovo rischio per l'ambiente acquatico è in una fase iniziale di studio, ma alcuni lavori mostrano che l'aumento del numero di batteri resistenti agli antimicrobici potrebbe essere associato alla vicinanza agli impianti di trattamento delle acque reflue (Amos *et al.*, 2014, 2015).

Sulla base della comparsa di questi nuovi rischi l'OMS a giugno 2018 ha emanato ulteriori raccomandazioni, "*Recommendations on scientific, analytical and epidemiological developments relevant to the parameters for bathing water quality in the Bathing Water Directive (2006/7/EC)*," a supporto di un'eventuale revisione della Direttiva da parte della Commissione Europea.

Garantire “una salute migliore, un ambiente più salubre e scelte sostenibili” è l’obiettivo posto dai Ministri degli stati membri della regione europea dell’OMS nella Sesta Conferenza interministeriale di Ostrava su Ambiente e Salute di giugno 2017. A tal fine sono necessarie due azioni sinergiche: la prima è condividere le competenze e trasferire le conoscenze scientifiche mediante una collaborazione e comunicazione strutturata tra esperti di ambiente e salute a livello nazionale e internazionale; l’altra è promuovere politiche coerenti e sinergiche basate sulle evidenze nei settori ambiente e salute finalizzate al conseguimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile del millennio dell’agenda ONU 2030.

BIBLIOGRAFIA

- Amos G.C.A., Hawkey P.M., Gaze W.H., Wellington E.M., 2014. Waste water effluent contributes to the dissemination of CTX-M-15 in the natural environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 69: 1785–1791. doi:10.1093/jac/dku079.
- Amos G.C.A., Gozzard E., Carter C.E., Mead A, Bowes M.J., Hawkey P.M., Zhang L., Singer A.C., Gaze W.H., Wellington E.M., 2015. Validated predictive modelling of the environmental resistome. *ISME Journal*, 1-10.
- Direttiva 75/440/CEE del Consiglio, 1975, concernente la qualità delle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile negli Stati Membri
- Direttiva 76/160/CEE del Consiglio, dell’8 dicembre 1975, concernente la qualità delle acque di balneazione
- Direttiva 80/68/CEE del Consiglio, del 17 dicembre 1979, concernente la protezione delle acque sotterranee dell’inquinamento provocato da certe sostanze pericolose.
- Direttiva 80/778/CEE del Consiglio, del 15 luglio 1980, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano.
- Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dell’inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.
- Direttiva 91/271/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1991, concernente il trattamento delle acque reflue urbane.
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l’azione comunitaria in materia di acque.
- Direttiva 2006/7/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 15 febbraio 2006, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e che abroga la direttiva 76/160/CEE.
- EEA, 2016. European water policies and human health. Report No 32/2016.
- Moreira G., Cools J., Jurkiewicz K., Damir Kuipers Y.K., Petrović D., Zamparutti T., 2016. Assessment of impact of storm water overflows from combined waste water collecting systems on water bodies (including the marine environment) in the 28 EU Member States. Final report. Specific Contract No. 070201/2014/SFRA/693725/ENV/C.2 (<https://circabc.europa.eu/sd/a/c57243c9-adeb-40ce-b9db-a2066b9692a4/Final%20Report>) accessed 18 October 2016.
- WHO; 2003 Guidelines for Safe Recreational Water Environments Coastal and Freshwaters, vol. 1, World Health Organization, Geneva, Switzerland (2003). 253 p.
- WHO, 2018. Recommendations on scientific, analytical and epidemiological developments relevant to the parameters for bathing water quality in the Bathing Water Directive (2006/7/EC). FINAL REPORT 11 June 2018, 96 p.

3.3 Alghe tossiche

P. Borrello, E. Spada [CN-COS]

Le fioriture algali (proliferazioni eccessive dell'ordine di 10^4 cell/L o superiori) in acque marino-costiere, sono un fenomeno noto da molto tempo. Una manifestazione macroscopica di tali fioriture possono essere le colorazioni anomale di tratti di mare come, ad esempio, le maree rosse (*red tides*), brune o verdi dovute ai pigmenti presenti nelle microalghe. Le fioriture di alcune specie algali sono chiamate *Harmful Algal Blooms* (HAB), quando hanno effetti nocivi sugli organismi marini e per la salute dell'uomo anche senza manifestazioni evidenti o colorazioni anomale (Zingone & Enevoldsen, 2000). Negli ultimi decenni gli HAB, sembrano essersi intensificati, sia in termini di frequenza temporale, sia per la maggiore diffusione geografica in gran parte delle aree del mondo (Anderson *et al.*, 2012; Zingone, 2010).

L'aumento della pressione antropica, nelle aree costiere, in termini di apporti di nutrienti (P, N, Si, vitamine) che sono necessari per la crescita microalgale è stato spesso ritenuto responsabile dell'aumento degli HAB anche se spesso questa relazione non è stata dimostrata (Anderson *et al.*, 2002; Zingone & Wyatt, 2005; Smayda, 2008). Un altro fattore è riconducibile all'aumento delle opere costiere (porti, moli e barriere) che, ostacolando la circolazione e il ricambio delle masse d'acqua, favoriscono l'accumulo di microalghe (Garcés *et al.*, 2000; Vila *et al.*, 2001). Un ulteriore fattore dell'espansione delle specie algali tossiche è l'introduzione di specie non indigene tramite il trasporto marittimo (*biofouling* e acque di zavorra delle navi) e molluschi importati negli impianti di acquacoltura (Anderson *et al.*, 2012). Negli ultimi anni infine è stata messa in risalto anche una relazione delle proliferazioni algali con i fattori climatici (Tester *et al.*, 2020).

Le alghe sono produttori primari, si trovano alla base della catena trofica marina e producono ossigeno, pertanto, le fioriture svolgono un ruolo fondamentale per l'ecosistema marino. Tuttavia, in determinate condizioni chimico-fisiche e idrodinamiche delle acque marine come ad esempio la stratificazione estiva, lo sviluppo eccessivo di microalghe può portare a fenomeni di ipossia, anossia e sviluppo di idrogeno solforato per la decomposizione delle cellule con conseguente moria di organismi bentonici e di pesci. Inoltre, la produzione di tossine algali specifiche possono determinare danni fisici e/o morte a organismi bentonici e pesci (banchi naturali o di allevamento).

Alcune fioriture algali hanno rilevanza dal punto di vista sanitario, data la capacità di alcune microalghe di produrre tossine (*paralytic shellfish poisoning toxins*, *amnesic shellfish poisoning toxins*, alcune tossine liposolubili, ecc.), che possono accumularsi in molluschi, crostacei, pesci e in altri animali marini abitualmente consumati dall'uomo. Il rischio potenziale per la salute umana impone la messa in atto di procedure di controllo per la sicurezza degli alimenti di origine marina (ISTISAN 14/19).

Alcune tossine algali possono agire per contatto diretto causando dermatiti e congiuntiviti come segnalato soprattutto in acque tropicali, (Osborne *et al.*, 2001). Inoltre, l'aerosol marino può veicolare microalghe marine e/o tossine da esse prodotte, causando disturbi alle vie respiratorie e sintomi vari. A questo proposito l'esempio più studiato è quello delle *red tides* associate alla proliferazione di *Karenia brevis*, una dinoficea produttrice di brevetossine, nel Golfo del Messico (Fleming *et al.*, 2005).

L'aumento dei fenomeni di *blooms* algali tossici, hanno portato anche l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ad occuparsi di questa problematica e a pubblicare le *Guidelines for safe recreational water environments* del 2003 (WHO, 2003; 2009). Nelle linee guida, l'OMS suggeriva di condurre adeguati programmi di monitoraggio e sorveglianza nelle aree potenzialmente interessate ed attività di valutazione e gestione del rischio e di comunicazione ai cittadini.

La Direttiva europea 2006/7/CE relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione che le classifica secondo 2 parametri microbiologici, *Escherichia coli* ed enterococchi intestinali, include le indagini e la valutazione della proliferazione di alghe tossiche marine per determinarne il grado di accettabilità e i rischi per la salute in seguito alle quali vengono adottate misure di gestione adeguate, che includono l'informazione al pubblico".

L'attività di sorveglianza di microalghe planctoniche d'interesse sanitario è effettuata già da alcuni anni lungo le coste italiane riportando episodi di fioriture di *Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp., *Pseudo-nitzschia* spp., *Fibrocapsa japonica*, etc.. Solo a partire dal 2005 è stata rivolta maggiore attenzione anche alle microalghe bentoniche potenzialmente tossiche, e in particolare a *O. cf. ovata*, *Prorocentrum lima*, *P. emarginatum*, *Amphidinium* spp. Tra queste, solo *Ostreopsis ovata* ha mostrato una relazione tra esposizione in attività di balneazione ed effetti sanitari.

Ostreopsis cf. ovata è un microrganismo, unicellulare di forma ovale dotato di flagelli. È una specie bentonica (che vive a contatto con il fondo marino) potenzialmente tossica, tipica delle aree tropicali e subtropicali che è rinvenuta negli ultimi anni anche in zone temperate e in molti paesi del Mediterraneo. L'origine di *Ostreopsis* in Mar Mediterraneo è ancora da chiarire. Studi genetici supportano l'ipotesi di un'origine atlantico/mediterranea della specie che, per ragioni non note, ha cominciato a produrre fioriture intense e invasive che hanno consentito di campionarla facilmente e di identificarla. Un'altra ipotesi sostiene che *O. cf. ovata* sia stata introdotta dal Giappone dove sono presenti individui geneticamente identici a quelli del Mar Mediterraneo: Nel Mar Mediterraneo oltre ad *O. cf. ovata* è presente *O. cf. siamensis* anche se molto meno diffusa lungo le coste Libanesi, spagnole e dell'Italia meridionale e inoltre la nuova specie *O. fattorussoi* in Libano e Cipro (Accoroni et al 2016).

Ostreopsis ovata è in grado di produrre biotossine marine denominate genericamente palitossine (PLTX), una famiglia di composti che comprende circa una ventina di analoghi strutturali (PLTX-simili). Il composto di riferimento è la PLTX individuata in coralli del genere *Palythoa* (*P. toxica* e *P. tuberculosa*); tra gli analoghi strutturali sono inclusi l'ostreocina-D (Ost-D, individuata in *Ostreopsis siamensis*) e il gruppo delle ovatossine (OVTX) (individuate in *O. cf. ovata* e in *O. fattorussoi*).

La palitossina è una potente tossina naturale. L'ostreocina-D, prodotta da alcuni ceppi di *Ostreopsis siamensis* in aree tropicali è associata a casi letali di intossicazione umana (clupeotossismo) dovuta a ingestione di prodotti ittici contaminati tuttavia in Mediterraneo questa specie non sembra produrre Ost-D (Ciminiello et al., 2013). Dagli studi condotti finora, nell'area mediterranea *O. cf. ovata* sembra produrre quasi esclusivamente ovatossine (OVTXa - g), con una maggior percentuale di OVTX-a, mentre la PLTX viene prodotta solo in tracce (Ciminiello et al., 2012; 2013).

Esposizione ed effetti di *Ostreopsis ovata* sull'uomo

L'esposizione umana a *Ostreopsis ovata* e alle sue biotossine durante gli HAB può avvenire attraverso tre principali vie: orale, inalatoria cutanea e/o oculare (ISTISAN 14/19).

La *via orale* prevede l'ingestione di acqua marina durante attività di balneazione o il consumo di prodotti ittici contaminati. La *via inalatoria* prevede l'inalazione di aerosol contenente eventuali frammenti di *Ostreopsis* e/o composti PLTX-simili. L'esposizione per *via cutanea e/o oculare* avviene per contatto diretto con acque contaminate da composti palitossino-simili.

In alcune zone tropicali e subtropicali si sono verificati casi di intossicazioni umane, anche letali, per consumo di pesci e crostacei contaminati da PLTX. In Mediterraneo, ad oggi, non sono mai stati registrati casi simili di intossicazione o di letalità.

Per quanto riguarda l'inalazione di bioaerosol marino, l'esposizione è stata associata ad alcuni casi di intossicazione umana, non letale, caratterizzata da una sintomatologia

simil-influenzale chiamata “sindrome algale”. I sintomi accertati sono: tosse, irritazione delle prime vie aeree, dolori muscolari/articolari, congiuntivite, rinorrea, e febbre che tuttavia scompaiono spontaneamente nelle 24-72 ore successive alla comparsa. In Italia, segnalazioni di malesseri nei bagnanti si sono avute a partire dagli anni 200. L’episodio più eclatante è stato quello che si è verificato a Genova a luglio 2005, in cui si registrarono 225 casi di una sindrome febbrile-respiratoria in bagnanti o persone che avevano frequentato il litorale. Le indagini ambientali effettuate portarono ad identificare cellule di *Ostreopsis cf. ovata* e ovatossine.

Per quanto riguarda gli effetti associati a esposizione cutanea e oculare i dati epidemiologici relativi sono limitati, poiché la sintomatologia riportata è lieve da non richiedere interventi sanitari. Gli effetti sono di tipo irritativo e infiammatorio a carico delle mucose oculari (congiuntivite) e della cute (dermatite) a contatto diretto con acqua marina contenente cellule di *O. ovata* e sue tossine o con il *bioaerosol* marino. (Gallitelli *et al.*, 2005; Durando *et al.*, 2007; Barroso García *et al.*, 2008; Kermarec *et al.*, 2008; Tichadou *et al.*, 2010; Honsell, 2011).

Esposizione ed effetti di *Ostreopsis ovata* sugli organismi marini

L’esposizione degli organismi marini può avvenire attraverso l’ingestione delle microalghe (Faimali *et al.*, 2012) o il contatto diretto con le branchie o con il loro corpo (Gorbi *et al.*, 2013) con *Ostreopsis ovata* e sue biotossine, in concomitanza di fioriture massive.

I danni maggiori, anomalie o mortalità, sono stati riscontrati a carico degli organismi bentonici quali mitili, ricci, stelle marine e macroalghe (ISPRA, 2020).

I primi effetti in Italia sono stati descritti in Toscana (Sansoni *et al.*, 2003) a carico di patelle (*Patella* sp.), chioccioline di mare (*Monodonta turbinata*), pomodori di mare (*Actinia equina*), e su banchi naturali di mitili (*Mytilus galloprovincialis*), le cui popolazioni apparivano ridotte e in alcuni casi addirittura scomparse; in particolare, nel caso dei mitili, si è osservata la morte degli individui con gusci vuoti e i bivalvi sul fondale. Altri organismi colpiti sono i ricci di mare (*Paracentrotus lividus*) rinvenuti morti, oppure, con perdita di aculei e le stelle di mare (*Coscinasterias tenuispina*) che mostravano le braccia, rivolte verso il dorso e in alcuni casi la perdita delle braccia stesse (Sansoni *et al.*, 2003). In altre occasioni sono stati rilevati anche numerosi polpi (*Octopus vulgaris*) spiaggiati (Rustighi & Casotti, 2005; ISPRA, 2010; 2011; 2012).

In altre zone d’Italia oltre agli effetti sugli organismi già descritti sono state osservate morie di pesci, come i saraghi sparaglionti (*Diplodus annularis*), e le seppie (*Sepia officinalis*) dovute a alterazioni delle branchie, dell’epidermide e del derma, del miocardio, della mucosa gastrica e intestinale (Casavola *et al.*, 2005) in Puglia e inoltre sempre durante il picco della fioritura è stata osservata la rarefazione e/o scomparsa delle macroalghe epifitate da *O. cf. ovata* nella Riviera del Conero (Accoroni *et al.*, 2011), in Sardegna e Toscana (ISPRA, 2010; 2012) anche con sbiancamento dei talli (Accoroni *et al.*, 2012).

Gli episodi di tossicità e moria di organismi durante le fioriture algali non è generalizzabile perché l’intensità varia negli anni e nei diversi siti geografici. Diversi studi hanno dimostrato che alcuni animali bentonici, fra cui i mitili e i ricci, possono accumulare alte dosi di tossine senza mostrare fenomeni di tossicità acuta, (Aligizaki *et al.*, 2011). A tutt’oggi, non sono ancora chiari i meccanismi di azione delle tossine di *O. cf. ovata*, e come i fattori ambientali, quali la temperatura, l’ossigeno disciolto o la fase della fioritura, possono influenzare tali meccanismi. Inoltre gli effetti sugli organismi possono variare in funzione del ceppo di *Ostreopsis ovata*, della popolazione o del periodo e non sono prevedibili considerando solamente la concentrazione algale nell’acqua (Gorbi *et al.*, 2012).

Ecologia e monitoraggio di *Ostreopsis ovata*

Ostreopsis cf. ovata si sviluppa in particolare in aree caratterizzate da scarso idrodinamismo e acque poco profonde (es. baie chiuse) preferenzialmente con fondali rocciosi o ciottolosi e cresce su qualsiasi substrato bentonico (rocce, ciottoli, macroalghe, angiosperme). Le cellule di *Ostreopsis* aderiscono al substrato attraverso la formazione di filamenti e sostanze mucillaginose in condizioni ambientali ottimali e con temperature generalmente $>25^{\circ}\text{C}$ il numero delle cellule può aumentare rapidamente fino a raggiungere concentrazioni molto elevate dando origine alle ormai note fioriture (*blooms*). Nelle fasi avanzate della fioritura è possibile osservare anche la presenza di patine brunastre mucillaginose sui substrati di crescita, flocculi o schiume in colonna e in superficie dovuti al distacco di aggregati cellulari dovuto al moto ondoso o azioni meccaniche. La concentrazione delle cellule nella colonna è dunque direttamente correlata all'abbondanza delle cellule sui substrati bentonici ed a fenomeni di idrodinamismo (Totti *et al.*, 2010; Mangialajo *et al.*, 2011).

La prima segnalazione ufficiale di *Ostreopsis cf. ovata* in Italia risale al 1994 nelle coste laziali (Tognetto *et al.*, 2005) anche se sembra essere stata rilevata nelle coste della Campania a partire dal 1989; dalla fine degli anni '90 viene segnalata anche nelle acque costiere della Toscana Puglia e Liguria (Tognetto *et al.*, 2005; Simoni *et al.*, 2004; ISPRA 2010). Dal 2005 le fioriture di *Ostreopsis* sono state rilevate sempre più frequentemente in un numero crescente di regioni costiere, fino ad arrivare alla diffusione attuale ovvero la presenza nella maggior parte dei litorali durante la stagione estiva o inizio autunno (ISPRA, 2020).

Dal 2007 è iniziata una attività di monitoraggio nazionale dedicata alla sorveglianza delle alghe tossiche ad integrazione del monitoraggio marino costiero già esistente (D.Lgs 152/99, D.P.R. 470/82, L. 979/82) e poi dal 2010, per ottemperare all'Art. 3 del DM 30 marzo 2010 (Ministero della Salute, 2010) per la gestione della qualità delle acque di balneazione. Fino al 2018 il valore di concentrazione di 10000 cell./l è stato assunto come soglia di riferimento e il suo superamento, determina l'adozione di una serie di misure di gestione a tutela dei bagnanti e dei cittadini che comprende anche il divieto di balneazione (DM 30/3/2010).

Dal 2018 la Fase di emergenza viene innescata da concentrazioni superiori a 30000 cell./l in condizioni meteo marine favorevoli alla formazione di aerosol e spruzzi (D.M. 19 aprile 2018 che modifica il D.M. 30 marzo 2010 a partire dall'anno 2019).

Nelle Linee guida: "*Ostreopsis c.f. ovata*. linee guida per la "gestione delle fioriture negli ambienti marino-costieri in relazione alla balneazione e ad altre attività ricreative" (Rapporto ISTISAN 14/19), nel piano di sorveglianza sono indicati tre livelli di indagine, Routine, Allerta, Emergenza, sulla base delle abbondanze rilevate e delle condizioni ambientali e meteorologiche. Sono riportate anche le misure di gestione a tutela dei bagnanti e dei cittadini che comprendono per esempio il divieto di balneazione, l'affissione di cartellonistica informativa e la diffusione dei bollettini sui portali regionali e nazionali.

Ad oggi, le attività di monitoraggio sono condotte dalle Agenzie Regionali (ARPA) lungo i litorali delle 15 regioni costiere, generalmente da giugno a settembre, in aree che nel corso degli anni si sono dimostrate idonee allo sviluppo della microalga. Nei punti di campionamento prescelti, vengono prelevati campioni di acqua, macroalghe o altri substrati duri (es. ciottoli, gusci di mitili) utilizzando protocolli operativi condivisi (ISTISAN, 2014; ISPRA 2012). Generalmente i prelievi vengono eseguiti durante la stagione estiva con una frequenza mensile o quindicinale e sono intensificati in caso di fioriture. Nel 2019 il numero delle stazioni di campionamento monitorate sono state 208 nel 2019 non discostandosi significativamente dagli altri anni.

I dati finora raccolti dalle ARPA hanno contribuito alla conoscenza della distribuzione e della dinamica delle fioriture di queste microalghe nei mari italiani. Ad oggi la microalga non è mai stata riscontrata in Emilia Romagna e in Molise (ISPRA, 2020).

Ad oggi non esiste una soglia ambientale di riferimento analoga a quella sanitaria e andrebbe indagata una relazione tra le attività antropiche e lo sviluppo delle fioriture per una gestione efficace del rischio ambientale.

ISPRA partecipa al GdL internazionale GIZC-Ostreopsis ovata nell'ambito dell'Accordo RAMOGE (Francia-Italia-Principato di Monaco) che si pone l'obiettivo di armonizzare le metodologie di monitoraggio per una gestione comune e condivisa a livello mediterraneo.

I dati di monitoraggio ottenuti sono raccolti, elaborati e pubblicati in Rapporti annuali da ISPRA nell'ambito della linea di lavoro ISPRA/ARPA "Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* lungo le coste italiane" (Direttiva Programma Alge Tossiche del Ministro dell'Ambiente n. GAB/2006/6741/BO1). Inoltre, vengono diffusi anche attraverso l'Annuario dei dati ambientali (<https://annuario.isprambiente.it>), il Rapporto Aree Urbane (www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti) e divulgati tramite l'Ecoatlante ISPRA (<https://sinacloud.isprambiente.it/portal/apps/MapSeries>), brochure e il sito web dell'Istituto e delle Agenzie regionali per l'Ambiente (www.isprambiente.gov.it).

BIBLIOGRAFIA

AA.VV., 2014. *Ostreopsis* c.f. *ovata*: linee guida per la gestione delle fioriture negli ambienti marino-costieri in relazione alla balneazione e ad altre attività ricreative. Rapporti ISTISAN, 14/19

Accoroni S., Romagnoli T., Colombo F., Pennesi C., Di Camillo C.G., Marini M., Battocchi C., Ciminiello P., Dell'Aversano C., Dello Iacovo E., Fattorusso E., Tartaglione L., Penna A., Totti C., 2011. *Ostreopsis* cf. *ovata* bloom in the northern Adriatic Sea during summer 2009: Ecology, molecular characterization and toxin profile. *Mar. Pollut. Bull.*, 62(11): 2512-9.

Accoroni S., Colombo F., Pichierri S., Romagnoli T., Marini M., Battocchi C., Penna A., Totti C., 2012. Ecology of *Ostreopsis* cf. *ovata* blooms in the northwestern Adriatic Sea. *Cryptogamie, Algologie*, 33: 191-8.

Accoroni S., Romagnoli T., Penna A., Capellacci S., Ciminiello P., Dell'Aversano C., Tartaglione L., Abboud-Abi Saab M., Giussani V., Asnaghi V., Chiantore M., Totti C., 2016. *Ostreopsis fattorussoi* sp. nov. (Dinophyceae), a new benthic toxic *Ostreopsis* species from the eastern Mediterranean Sea. *J. Phycol.*, 52(6): 1064-1084.

Aligizaki K., Katikou P., Milandri A., Diogene J., 2011. Occurrence of palytoxin-group toxins in seafood and future strategies to complement the present state of the art. *Toxicon*, 57(3): 390-9.

Anderson D.M., Glibert P.M., Burkholder J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, compositions, and consequences. *Estuaries*, 5: 704-26.

Anderson D.M., Cembella A.D., Hallegraeff G.M., 2012. Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, 4: 143-76.

Barroso García P., Rueda de la Puerta P., Parrón Carreño T., Marín Martínez P., Guillén Enríquez J., 2008. Brote con síntomas respiratorios en la provincia de Almería por una posible exposición a microalgas tóxicas. *Gac Sanit.*, 22: 578-84.

Casavola N., Troncone A., Rizzi E., Favale M.G., Bello G., 2005. Microalghe marine tossiche nella provincia di Bari: danni ambientali, ittiofaunistici, evidenze epidemiologiche. In: Mattei D., Melchiorre S., Messineo V., Bruno M. (Eds.). *Diffusione delle fioriture algali tossiche nelle acque italiane: gestione del rischio ed evidenze epidemiologiche*. Roma: Istituto Superiore di Sanità Rapporti ISTISAN 05/29, 92-97.

Ciminiello P., Dell'Aversano C., Dello Iacovo E., Fattorusso E., Forino M., Grauso L., Tartaglione L., Guerrini F., Pezzolesi L., Pistocchi R., Vanucci S., 2012. Isolation and structure elucidation of ovatoxin-a, the major toxin produced by *Ostreopsis ovata*. *J. Am. Chem. Soc.*, 134: 1869-75.

Ciminiello P., Dell'Aversano C., Dello Iacovo E., Fattorusso E., Forino M., Tartaglione L., Yasumoto T., Battocchi C., Giacobbe M., Amorim A., Penna A., 2013. Investigation of toxin profile of Mediterranean and Atlantic strains of *Ostreopsis cf. siamensis* (Dinophyceae) by liquid chromatography–high resolution mass spectrometry. *Harmful Algae*, 23: 19–27.

Decreto Ministero della Salute 30 marzo 2010 - Supplemento ordinario alla G.U. n. 119 del 24 maggio 2010. Definizione dei criteri per determinare il divieto di balneazione, nonché modalità e specifiche tecniche per l'attuazione del decreto legislativo 30 maggio 2008, n. 116, di recepimento della direttiva 2006/7/CE, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione.

Decreto Ministero della Salute 19 aprile 2018 – Modifica del Decreto 30 marzo 2010 recante: "Definizioni dei criteri per determinare il divieto di balneazione, nonché modalità specifiche tecniche per l'attuazione del decreto legislativo 20 maggio 2008, n. 116, di recepimento della direttiva 2006/7/CE, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione".

Direttiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 15 febbraio 2006 relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e che abroga la direttiva 76/160/CEE. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 64/42, 4/3/2006.

Durando P., Ansaldo F., Oreste P., Moscatelli P., Marensi L., Grillo C., Gasparini R., Icardi G., 2007. *Ostreopsis ovata* and human health: epidemiological and clinical features of respiratory syndrome outbreaks from a two year syndromic surveillance, 2005-2006, in northwest Italy. *Euro Surveill*, 12(23). doi: 10.2807/esw.12.23.03212-en.

Fleming L.E., Backer L.C., Baden D.G., 2005. Overview of aerosolized florida red tide toxins: exposures and effects. *Environ. Health Persp.*, 113(5): 618-20.

Gallitelli M., Ungaro N., Addante L.M., Procacci V., Gentiloni N., Sabbà C., 2005. Respiratory illness as a reaction to tropical algal blooms occurring in a temperate climate. *JAMA*, 293: 2599-600.

Garcés E., Masó M., Vila M., Camp J., 2000. Harmful algae events in the Mediterranean: are they increasing? *HAN*, 20: 1-10.

Gorbi S., Bocchetti R., Binelli A., Bacchiocchi S., Orletti R., Nanetti L., Raffaelli F., Vignini A., Accoroni S., Totti C., Regoli F., 2012. Biological effects of palytoxin-like compounds from *Ostreopsis cf. ovata*: A multibiomarkers approach with mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere*, 89: 623-32.

Gorbi S., Avio G., Benedetti M., Totti C., Accoroni S., Pichierri S., Bacchiocchi S., Orletti R., Graziosi T., Regoli F., 2013. Effects of harmful dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* exposure on immunological, histological and oxidative responses of mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Fish Shellfish Immun*, 35: 941-50.

Honsell G., De Bortoli M., Boscolo S., Dell'Aversano C., Battocchi C., Fontanive G., et al., 2011. Harmful dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* Fukuyo: detection of ovatoxins in field samples and cell immunolocalization using antipalytoxin antibodies. *Environ. Sci. Technol.*, 45: 7051-9.

ISPRA, 2010. Monitoraggio di *Ostreopsis ovata* e altre microalghe potenzialmente tossiche lungo le coste italiane nel triennio 2007-2009. Rapporto n. 127, www.isprambiente.gov.it. 168 pp..

- ISPRA, 2011. Monitoraggio di *Ostreopsis ovata* e altre microalghe potenzialmente tossiche lungo le aree marino-costiere italiane Anno 2010. Rapporto n. 148, www.isprambiente.gov.it. 137 pp..
- ISPRA, 2012. Monitoraggio della microalga potenzialmente tossica *Ostreopsis cf. ovata* lungo le coste italiane – Anno 2011. Rapporto n. 173, www.isprambiente.gov.it. 128 pp..
- ISPRA, 2012. Monitoraggio di *Ostreopsis ovata* e *Ostreopsis* spp.: Protocolli Operativi. Quaderni Ricerca Marina n.5, www.isprambiente.gov.it. 29 pp..
- ISPRA, 2020. Monitoraggio della microalga potenzialmente tossica *Ostreopsis cf. ovata* lungo le coste italiane – Anno 2019. Rapporto n. 336, www.isprambiente.gov.it. 173 pp.
- Kermarec F., Dor F., Armengaud A., Charlet F., Kantin R., Sauzade D., de Haro L., 2008. Health risks related to *Ostreopsis ovata* in recreational waters. *Env. Risques Santé*, 7: 357-63.
- Mangialaja L., Ganzin N., Accoroni S., Asnagli V., Blanfuné A., Cabrini M., Cattaneo-Vietti R., Chavanon F., Chiantore M., Cohu S., Costa E., Fornasaro D., Gossel H., Marco-Miralles F., Masó M., Reñé A., Rossi AM., Sala MM., Thibaut T., Totti C., Vila M., Lemée R., 2011. Trends in *Ostreopsis* proliferation along the Northern Mediterranean coasts. *Toxicon*, 57: 408-20.
- Osborne N.J.T., Webb P.M., Shaw G.R., 2001. The toxins of *Lingbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environ. Int.*, 27: 381-92.
- Rustighi C., Casotti M., 2005. Fioriture tossiche di *Ostreopsis cf. ovata* sul litorale apuano. In: Mattei D., Melchiorre S., Messineo V., Bruno M. (Ed.). Diffusione delle fioriture algali tossiche nelle acque italiane: gestione del rischio ed evidenze epidemiologiche. Roma: Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN 05/29, 118-122.
- Sansoni G., Borghini B., Camici G., Casotti M., Righini P., Rustighi C., 2003. Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente. *Biologia Animale*, 17: 17-23.
- Simoni F., Di Paolo C., Gori L., Lepri L., 2004. Further investigation on blooms of *Ostreopsis ovata*, *Coolia monotis*, *Prorocentrum lima*, on the macroalgae of artificial and natural reefs in the Northern Tyrrhenian Sea. *Harmful Algae News*, 26: 5-7.
- Smayda T.J., 2008. Complexity in the eutrophication-harmful algal bloom relationship, with comment on the importance of grazing. *Harmful Algae*, 8: 140-51.
- Tester P.A., Litaker R.W., Berdalet E., 2020. Climate change and harmful benthic microalgae. *Harmful Algae*, 91: 101655. doi: 10.1016/j.hal.2019.101655. Epub 2020 Jan 15
- Tichadou L., Glaizal M., Armengaud A., Gossel H., Lemée R., Kantin R., Lasalle J.L., Drouet G., Rambaud L., Malfait P., de Haro L., 2010. Health impact of unicellular algae of the *Ostreopsis* genus blooms in the Mediterranean Sea: experience of the French Mediterranean coast surveillance network from 2006 to 2009. *Clin. Toxicol. (Phila)*, 48: 839-44.
- Tognetto L., Bellato S., Moro I., Andreoli C., 1995. Occurrence of *Ostreopsis ovata* (Dinophyceae) in the Tyrrhenian Sea during summer 1994. *Botanica Marina*, 38: 291-295.
- Totti C., Accoroni S., Cerino F., Cucchiari E., Romagnoli T., 2010. *Ostreopsis ovata* bloom along the Conero Riviera (northern Adriatic Sea): Relationships with environmental conditions and substrata. *Harmful Algae*, 9: 233-239.

Vila M., Camp J., Garcés E., Masó M., Delgado M., 2001. High resolution spatio-temporal detection of potentially harmful dinoflagellates in confined waters of the NW Mediterranean. *J. Plank Res.*, 23: 497-514.

WHO, 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and freshwaters. Geneva: World Health Organization.

WHO, 2009. Addendum to the who guidelines for safe recreational water environments, volume 1, coastal and fresh waters list of agreed updates. Geneva: World Health Organization

Zingone A., 2010. Harmful algal blooms in the Mediterranean Sea: a historical overview. In: Briand F (Ed.) Phytoplankton responses to Mediterranean environmental changes. Monaco: CIESM, 19- 24.

Zingone A., Enevoldsen H.O., 2000. The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean Coast. Manag.*, 43: 725-48.

Zingone A, Wyatt T., 2005. Harmful algal blooms: keys to the understanding of the phytoplankton ecology. In: Robinson AR, Brink KH (Ed.). The sea. Harvard: Harvard University Press, 867-926.

SITOGRAFIA

<https://annuario.isprambiente.it>

www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti

<https://sinacloud.isprambiente.it/portal/apps/MapSeries/index.html?appid=044e1df52e5446e89886212680525549>

www.isprambiente.gov.it

4. AMR E AMBIENTE (ANTIMICROBICO RESISTENZA)

di C. Maggi, G. Sesta (LAB-CHI)

La resistenza antimicrobica (AMR) è una grave minaccia per la salute umana. Lo sviluppo di infezioni multi-resistenti causa degenze ospedaliere prolungate, terapie più costose, complicanze, decessi e contenziosi. L'AMR è dovuta ad un utilizzo eccessivo o errato di antibiotici in medicina umana e in zootecnia che causano lo sviluppo di resistenze specifiche nei batteri esposti agli effetti di tali attività antropiche. È ormai riconosciuto come l'ambiente giochi un ruolo fondamentale sia come recettore sia come promotore della resistenza. L'ambiente infatti riceve batteri resistenti e geni di resistenza che si diffondono e possono trasmettersi ai microorganismi presenti nell'ambiente stesso, ma riceve anche notevoli quantitativi di antibiotici e loro metaboliti che non vengono completamente rimossi dagli impianti di trattamento. La conseguente esposizione molto prolungata anche a concentrazioni molto inferiori a quelle minime di inibizione, può generare nuove resistenze nell'ambiente stesso e può favorire la risposta ormetica dei microorganismi determinando quindi un forte sviluppo delle comunità batteriche. La contaminazione dell'ambiente non avviene solo tramite immissione diretta nei corpi idrici (reflui urbani, ospedalieri, zootecnici, di acquacoltura) ma anche tramite l'applicazione di fanghi di depurazione sui suoli agricoli, per successivo percolamento nelle falde, e tramite l'irrigazione dei campi con acque contaminate. A causa della continua e massiccia immissione nell'ambiente, gli antibiotici sono considerati una classe di contaminanti "semi persistente" a prescindere dalle caratteristiche di degradabilità e destino ambientale delle differenti sostanze. Essi provocano quindi un'esposizione cronica per gli organismi acquatici. L'uso di antibiotici nella produzione zootecnica, agricola ed in acquacoltura può inoltre causare l'aumento dei livelli di AMR nei patogeni di origine alimentare, imponendo quindi la necessità di un rafforzamento del sistema di controlli per gli alimenti.

A livello mondiale (WHO, 2015) è stata riconosciuta la necessità di una collaborazione trasversale di competenze tra diversi settori per contrastare efficacemente il fenomeno dell'AMR secondo un approccio olistico definito "*One Health*".

ISPRA è presente, con rappresentanti di CN-LAB nominati dal MITE (ex Ministero dell'Ambiente), nei gruppi di lavoro creati dal Ministero della Salute per supportare i sottogruppi di lavoro del Gruppo Tecnico di Coordinamento del Piano Nazionale di Contrasto all'Antimicrobico Resistenza (GTC-PNCAR).

In particolare con i colleghi dell'Istituto Mario Negri, IRSA-CNR e Università di Tor Vergata, nell'ambito del sottogruppo di lavoro "ricerca e innovazione" è stato redatto un documento intitolato "Approccio ambientale al tema dell'antimicrobico-resistenza" per individuare gli elementi prioritari d'intervento per realizzare una più compiuta integrazione, nella lotta all'AMR, degli aspetti sanitario, veterinario e ambientale. Tale documento è stato proposto per l'integrazione nel prossimo piano PNCAR 2021 ed è in fase di pubblicazione come Rapporto AR-ISS Sorveglianza nazionale dell'Antibiotico-Resistenza.

4.1 Monitoraggio di antibiotici e batteri resistenti

C. Maggi, G. Sesta (LAB-CHI)

Sebbene in lento calo, il consumo di antibiotici in Italia è ancora fra i più elevati tra i paesi UE e si stima che quasi un terzo dei decessi annuali in UE, dovuti ad infezioni antibiotico resistenti, avvengano nel nostro paese. È necessario un monitoraggio su scala nazionale della diffusione dell'AMR nell'ambiente con approfondimenti relativi anche alla trasmissione all'uomo di resistenze sviluppate nell'ambiente. Tale monitoraggio deve essere inoltre geograficamente significativo in quanto i dati sul

consumo di antibiotici, in medicina e zootecnia, e sulle resistenze riconosciute in ambito ospedaliero mostrano una estrema variabilità da una provincia all'altra. Tale monitoraggio non deve essere limitato solo ai corpi idrici in quanto, possedendo gli antibiotici una elevata affinità per gli organismi, vi sono evidenze di *uptake* nel biota ed è quindi necessario monitorarli anche nei tessuti di piante e animali. Vi sono inoltre evidenze di presenza di batteri resistenti nelle emissioni degli impianti di aerazione di impianti zootecnici e nell'aria durante lo spargimento di letame e liquami per la concimazione dei campi.

Il SNPA può apportare un contributo determinante nel monitoraggio della diffusione di antibiotici e batteri resistenti e geni della resistenza. Già è prevista la ricerca di diversi antibiotici inseriti nella *Watch List* in alcune stazioni di campionamento significative del paese ed è prevedibile che la ricerca di un numero sempre maggiore di farmaci e quindi di antibiotici, sarà nei prossimi anni estesa ai monitoraggi eseguiti routinariamente a livello locale dalle agenzie.

La *watch list* è uno strumento per monitorare la presenza, su tutto il territorio europeo, di sostanze che, secondo le informazioni disponibili, possono presentare un significativo rischio per l'ambiente acquatico e la salute umana ma per le quali i dati di monitoraggio sono attualmente insufficienti. L'elenco delle sostanze viene revisionato ogni due anni sulla base dei risultati del monitoraggio e della valutazione del rischio ambientale. Lo scopo è di individuare le sostanze da inserire ufficialmente nell'elenco delle sostanze prioritarie da monitorare per definire lo stato chimico delle acque.

Sulla base dell'elenco di controllo l'Italia ha richiesto ad ISPRA di definire le stazioni e la frequenza di campionamento di tali sostanze. Da qui, il "Primo monitoraggio delle sostanze dell'elenco di controllo", datato marzo 2017 (ISPRA, 2017). In collaborazione con le Regioni sono stati definiti 25 punti di prelievo, localizzati nei dintorni di impianti di trattamento di acque reflue urbane, confluenza di corpi idrici con impatti noti oppure situati presso luoghi turistici su laghi e acque marino costiere. A livello nazionale, tra le sostanze emergenti indicate nell'elenco della Decisione 2015/495 sono state analizzate, nei primi tre anni (WL1), farmaci, ormoni, pesticidi e protettivi solari.

Già nella prima lista era previsto il monitoraggio degli antibiotici macrolidi che conteneva tre sostanze: Eritromicina, Claritromicina e Azitromicina. A livello dell'Unione sono stati valutati i risultati del monitoraggio delle varie sostanze della *watch list* in termini di superamenti delle PNEC (Concentrazione Prevedibile Privata di Effetti), calcolando per ciascuna sostanza un punteggio STE che dipende dall'entità dei superamenti, dalla distribuzione spaziale e dalla frequenza temporale. L'Azitromicina ha conseguito un punteggio STE tale da richiedere il proseguimento delle indagini anche in considerazione della revisione della PNEC ad un livello più basso.

Nella prima revisione della *watch list* (aprile 2018) da parte del *Joint Research Centre* (JRC) della UE è stato quindi stabilito di mantenere nella lista l'Azitromicina ma si è deciso di non rimuovere gli altri due macrolidi, in considerazione sia di possibili effetti cumulativi, sia del fatto che sono analizzabili congiuntamente. È stato inoltre stabilito di aggiungere altri due antibiotici all'elenco, Amoxicillina e Ciprofloxacina, anche in considerazione della disponibilità di tecniche analitiche in SPE-LC/MS/MS che consentono, a costi non eccessivi, di raggiungere LOQ inferiori alle PNEC. Dal punto di vista del destino ambientale, l'amoxicillina nelle acque tende ad essere rapidamente degradata da fattori biotici e abiotici ma si ipotizza che i prodotti risultanti siano più resistenti alla degradazione e potenzialmente più tossici della molecola originaria. L'amoxicillina può anche bioaccumulare nei tessuti muscolari dei pesci con il rischio di un'assunzione di questo antibiotico tramite l'alimentazione e soprattutto con il rischio di indurre nei batteri i geni della resistenza agli antibiotici. L'emivita della ciprofloxacina nelle acque è stimata essere relativamente breve per via di bio- e foto-degradazione. Inoltre, in dipendenza anche del pH, la molecola può avere una significativa tendenza

ad adsorbirsi sul particolato sospeso o sui fanghi negli impianti di depurazione che poi possono essere utilizzati come concime in agricoltura.

Ad agosto 2020 è stato pubblicato il rapporto del JRC (*Joint Research Centre*) della Commissione UE sulla seconda revisione della *Watch List* nel quale, tra i criteri per la selezione delle sostanze da monitorare, oltre a tossicità, persistenza, bioaccumulabilità, cancerogenicità, mutagenicità e capacità di interferenza col sistema endocrino, è stato incluso anche il potenziale contributo delle sostanze alla diffusione e alla persistenza dell'antimicrobico resistenza

Nello specifico la revisione di agosto 2020, anche per coerenza con il piano Europeo *One Health* contro l'AMR (COM/2017/0339), ha inserito nella terza WL antibiotici come il sulfametossazolo ed il trimetoprim e antifungini come clotrimazolo, fluconazolo e miconazolo, a causa del loro largo impiego e facilità di rilascio in acqua, della loro tossicità nei confronti della vita acquatica e del loro possibile contributo alla diffusione e alla persistenza dell'antimicrobico ed antifungino resistenza. Si tratta di composti che possono essere monitorati utilizzando lo stesso metodo analitico LC/MS/MS e la loro selezione è in linea anche con la comunicazione della Commissione sull'approccio strategico ai prodotti farmaceutici nell'ambiente (COM/2019/128 final).

Il report del JRC evidenzia che i dati di monitoraggio utili per la prioritizzazione di queste sostanze nelle acque superficiali interne sono non sufficientemente rappresentativi (nel caso del sulfametossazolo) e/o insufficienti (nel caso del trimetoprim e degli antifungini azolici) o addirittura assenti, come nel caso del miconazolo, per una valutazione del rischio a livello di Unione.

A differenza della precedente revisione, in quest'ultima viene esplicitamente trattata la questione degli antimicrobici nell'ambiente descrivendone l'origine, gli effetti e notando come essi siano stati rilevati nei sistemi acquatici di tutto il mondo a concentrazioni comprese tra 0,01 e 1 µg/l ma in caso di effluenti dai siti di produzione di antibiotici, anche dell'ordine dei mg/l. Il report nota come diversi studi abbiano dimostrato che gli antimicrobici potrebbero aumentare, mantenere e diffondere batteri resistenti agli antibiotici (ARB) nell'ambiente anche a concentrazioni di esposizione basse, sub-letali o sub-inibitorie mettendo quindi a rischio la salute umana. Si evidenzia inoltre come vi sia una seria possibilità di trascurare eventuali effetti avversi degli antibiotici sui batteri ambientali, poiché i saggi ecotossicologici normalmente applicati per la valutazione del rischio ambientale (ERA) dedicano una minore attenzione alla tossicità batterica.

Allo scopo di garantire protezione sia all'uomo che all'ambiente è stato proposto (Bengtsson-Palme & Larsson, 2016) di derivare una PNEC per l'antimicrobico resistenza, intesa come limite superiore di concentrazione che induce resistenza, utilizzando la concentrazione minima inibitoria (MIC). In alcuni casi tale PNEC-MIC è risultata inferiore alla PNEC derivata dagli effetti ecotossicologici. In quest'ottica sarebbe preferibile utilizzare, per la valutazione del rischio ambientale degli antibiotici, il valore più basso tra la PNEC derivata da valutazione ecotossicologica e PNEC derivata dalla concentrazione minima inibitoria.

Il JRC sta anche considerando la possibilità di aggiungere, quale endpoint per la valutazione del rischio, la rilevazione di geni dell'antimicrobico resistenza (ARG) mediante PCR quantitativa e metodi di sequenziamento.

Il prossimo futuro vedrà il SNPA sempre più impegnato nel monitoraggio di sostanze diverse dai contaminanti ambientali finora considerati classici (metalli pesanti, POPs, ftalati, ritardanti di fiamma, pesticidi etc) poiché verranno inseriti anche farmaci, antibiotici e metaboliti attivi, probabilmente non solo nella matrice acquosa. E' importante che le strutture SNPA cerchino di implementare le proprie competenze e capacità, in un'ottica di sempre maggior integrazione tra ambiente e salute, anche per il monitoraggio di batteri resistenti agli antibiotici e di geni di resistenza.

4.2 Evidenze di antibiotici e antimicrobico resistenza nelle acque di balneazione

P. Borrello, R. De Angelis, E. Spada (CN –COS ODC)

E' ormai evidente l'importanza della sorveglianza e del monitoraggio ambientale nella gestione dell'antibiotico resistenza quale pericolo per la salute umana. Esistono molti modi tramite i quali i batteri possono acquisire una resistenza ad uno o più antibiotici. Uno dei fattori principali è la pressione selettiva, ossia quell'evento provocato dall'utilizzo di antibiotici per trattare un'infezione causata da batteri: il farmaco, infatti, elimina i batteri sensibili responsabili dell'infezione e quelli appartenenti alla normale flora batterica residente ma non i batteri patogeni resistenti, che hanno così la possibilità di crescere e di proliferare. Inoltre, un altro meccanismo che conferisce ai batteri resistenza agli antibiotici è la [trasmissione orizzontale](#) del materiale genetico, che avviene da un batterio verso un altro batterio.

Gli antibiotici e i batteri antibiotico-resistenti si diffondono nell'ambiente attraverso varie vie collegate ad attività antropogeniche di diversa natura, quali:

- le acque reflue provenienti dagli impianti di depurazione;
- le fonti diffuse come l'uso del letame e il riuso dei fanghi di depurazione in agricoltura;
- il pascolo di animali trattati con antibiotici;
- gli impianti di acquacoltura.

Tra questi il maggior contributo all'immissione nell'ambiente di batteri antibiotico resistenti (Antibiotic Resistance Bacteria 'ARB') è dovuto agli impianti di trattamento dei reflui, in particolare dal tipo di trattamento effettuato nell'impianto e dalle proprietà fisico-chimiche e biochimiche del farmaco utilizzato. Nell'impianto i farmaci sono soggetti a diversi trattamenti tra cui: trasformazione, biodegradazione, assorbimento su fanghi attivi e precipitazione. Tuttavia, questi processi, nella maggior parte dei casi, non eliminano completamente i farmaci, determinandone quindi la presenza nelle acque reflue rilasciate (Loos *et al.*, 2013; Michael *et al.*, 2013; Felis *et al.*, 2020). Il ruolo dei processi di depurazione nella riduzione del carico e nella diffusione di batteri antibiotico resistenti non è ancora chiarito, ma gli impianti possono rappresentare dei potenziali *hot spots* poiché i reflui contengono ARB, plasmidi resistenti e residui di antibiotici e dei loro metaboliti (Luczkiewicz *et al.*, 2010; Dodd, 2012; Munir *et al.*, 2011). Harris *et al.* (2012) affermano che il processo di depurazione conduce all'aumento dell'antibiotico-resistenza. I trattamenti secondari potrebbero favorire lo scambio di geni resistenti per la presenza di alte concentrazioni di batteri sviluppandone l'attività metabolica. I solidi sospesi, inoltre, rappresentano un'ottima superficie di supporto per il processo di trasferimento orizzontale del gene resistente (Guardabassi & Dalsgaard, 2002). L'esposizione dei batteri a raggi UV causa l'alterazione del DNA impedendo alla cellula di riprodursi, ma i batteri con fattore di resistenza (R-factor) riescono prontamente a riparare il DNA danneggiato e a mutare rapidamente (Dodd, 2012; McKinney *et al.*, 2012; Piluso *et al.*, 2006). Tutti questi fattori aumentano la probabilità di sopravvivenza e di proliferazione, contribuendo così anche alla diffusione nell'ambiente (Michael *et al.*, 2013; Krzeminski *et al.*, 2019), dove sono capaci di sopravvivere o auto-replicarsi indipendentemente dalla presenza di residui di agenti antimicrobici.

Sono stati isolati diversi gruppi batterici che presentano resistenza agli antibiotici e tra questi un interesse particolare è rivolto alla famiglia delle Enterobacteriaceae, che comprendono ceppi capaci di sintetizzare enzimi inibitori di antibiotici, quali penicilline e cefalosporine (Nordmann *et al.*, 2012). Ad esempio tra gli *Escherichia coli*, normalmente presenti nell'intestino di animali e uomini, vi sono ceppi patogeni che sono

in grado di causare gravi malattie, come infezioni alle vie urinarie e all'apparato digerente.

Un recente studio dell'**Institute of Technology del New Jersey** ha riportato che le microplastiche (diametro compreso tra **5 mm e 330 µm**) contribuiscono a disperdere nell'ambiente batteri patogeni **resistenti agli antibiotici** a partire dagli impianti di trattamento delle acque reflue.

Le microplastiche sono presenti come ingredienti in una moltitudine di cosmetici e di prodotti per la cura della persona (creme, saponi, dentifrici, ...) che vengono eliminate con l'uso dell'acqua negli scarichi domestici fino a confluire negli impianti di trattamento delle acque reflue **e da qui nei** corpi idrici *recettari* (mari, fiumi, laghi). Come è oramai noto, gli ecosistemi marini raccolgono la maggior parte delle microplastiche rilasciate nell'ambiente e con esse anche alcuni patogeni in grado di sopravvivere sui materiali plastici, diffondendosi più facilmente.

È stato stimato che impianti di trattamento dei reflui urbani di medie dimensioni (circa 400.000 abitanti equivalenti) possono raccogliere fino a 2 milioni di microplastiche al giorno. In queste strutture arrivano **attraverso la rete fognaria** anche molti microrganismi patogeni e **residui di antibiotici, eliminati con le feci e le urine che se non eliminati nelle fasi di trattamento**, possono venire in contatto tra di loro, in particolare nei fanghi attivi.

Molti batteri possono formare sulla superficie delle particelle di microplastica una matrice extracellulare gelatinosa, o **biofilm**, dove si insediano e proliferano. In questo ambiente ricco di sostanze nutritive i batteri crescono uniti tra loro come aggregati cellulari.

In tali condizioni i batteri possono dare origine a **scambi intercellulari** e al trasferimento genico orizzontale cioè al passaggio di materiale genetico da una cellula batterica all'altra attraverso vettori (plasmidi). Questo comporta anche lo scambio o il trasferimento dei geni della resistenza agli antibiotici ai batteri opportunisti patogeni (es. *Pseudomonas* e *Vibrio*) che coabitano sulle microplastiche.

I ricercatori dell'**Institute of Technology del New Jersey** hanno infatti **rilevato che i** batteri isolati sulle microplastiche, provenienti da campioni di impianti di depurazione, hanno una elevata espressione di **geni associati all'antibiotico-resistenza** e che possono anche trasferirli ad altri microrganismi. Nelle loro attività sperimentali, hanno osservato inoltre, che la presenza dell' antibiotico testato aumentava l'espressione di questi geni, determinando solo un effetto moltiplicatore.

Lo studio ha portato all'identificazione di otto specie batteriche tra cui *Raoultella ornithinolytica* (Enterobatteriaceae) e *Stenotrophomonas maltophilia*, due batteri patogeni umani emergenti associati a infezioni respiratorie e *Novosphingobium pokkali* un batterio scoperto nel 2017, associato alla rizosfera di **piante tolleranti agli ambienti salini**. **Tale batterio, risultato il più abbondante tra le otto specie, sembra avere un ruolo centrale nella formazione ed espansione del biofilm**, in quanto attaccandosi alla superficie delle microplastiche produce matrice extracellulare e sostanze gelatinose creando un ambiente favorevole per lo sviluppo e la proliferazione di altri batteri.

In considerazione di quanto finora descritto, i depuratori possono rappresentare dei veri e propri serbatoi di accumulo di ceppi resistenti agli antibiotici che sulle microplastiche continuano così il loro viaggio verso il mare. Le **microplastiche** sono ormai presenti in grandissime quantità nell'acqua anche se non è ancora chiaro quali siano le conseguenze sull'ecosistema acquatico, su quello marino in particolare e sulla salute umana.

Le vie di trasmissione di queste sostanze dall'ambiente all'uomo possono essere diverse, tra queste l'ingestione di cibo e acqua potabile contaminati, il contatto da persona a persona, ma anche l'uso ricreativo delle acque, come la balneazione o gli sport acquatici. A tutela della salute dei bagnanti è in vigore una normativa specifica che regola la balneabilità dell'acqua sulla base dei livelli di concentrazione di due

indicatori di contaminazione fecale, gli *Escherichia coli* e gli Enterococchi intestinali. Pertanto, gli impianti di trattamento rappresentano la principale fonte di contaminazione fecale per le acque di balneazione, così come il dilavamento dei suoli agricoli dovuto alle piogge intense. In considerazione di ciò, del ruolo svolto dagli impianti di depurazione e dell'uso del suolo nella diffusione nell'ambiente degli ARB, sono stati condotti alcuni studi volti a individuare la presenza di questi patogeni nelle acque di balneazione di alcune città europee, presenti in Grecia, Spagna, Polonia, Paesi Bassi, Germania, Inghilterra & Galles, Croazia e Norvegia (Arvanitidou *et al.*, 2001; Tejedor *et al.*, 2001; Mudryk 2005; Mudryk *et al.*, 2013; Blaak *et al.*, 2014; Bier *et al.*, 2015; Leonard *et al.*, 2015; Maravic *et al.*, 2015; Joergensen *et al.*, 2017). In questi studi sono stati considerati vari batteri (Enterobacteriaceae, Enterococchi, *E. coli*, batteri eterotrofi, *Vibrio* spp. e organismi vibrio-simili) e diversi tipi di antibiotici. Sebbene, i risultati siano stati differenti a seconda della località, dei batteri e degli antibiotici considerati, in tutti i casi è stata riscontrata la presenza di batteri antibiotico resistenti. In Grecia (Arvanitidou *et al.*, 2001), ad esempio, oltre l'87% degli Enterococchi ha mostrato una resistenza acquisita a uno o più antibiotici, soprattutto all'eritromicina e alla rifampicina. In Croazia, le Enterobacteriaceae sono risultate resistenti ai 13 antibiotici testati, con prevalenza pari al 92% all'ampicillina (Maravic *et al.*, 2015). Questi dati hanno portato a considerare che le spiagge e le acque di balneazione possano favorire la trasmissione di ARB ai bagnanti (Leonard *et al.*, 2015; Sogge *et al.*, 2009; Roberts *et al.*, 2009; Alm *et al.*, 2014). Una conferma di questa ipotesi si è avuta da una ricerca epidemiologica condotta nel Regno Unito (Leonard *et al.*, 2018). In questo studio è stato ricercato un ceppo di *E. coli* che presentava un gene antimicrobico specifico per le cefotaxime (blaCTX-M) nell'intestino di un gruppo di surfisti. Il risultato ha mostrato come questo gene fosse presente con una probabilità tripla (13 contro 4) nei surfisti rispetto alla popolazione non esposta. Tuttavia, questi sono ancora degli studi preliminari per stabilire con certezza l'acquisizione da parte dell'uomo di microbi resistenti dalle acque costiere e da altri ambienti naturali.

Per tale ragione risulta ad oggi prematuro prevedere una sorveglianza specifica per i batteri resistenti agli antibiotici nell'ambito del programma di monitoraggio per le acque di balneazione. Infatti, la ricerca in questo settore necessita di ulteriori approfondimenti utili per poter includere anche questo tipo di indagini in una futura revisione della direttiva balneazione. Inoltre, un monitoraggio di sorveglianza AMR nelle acque di balneazione rientrerebbe nel Piano di azione globale per affrontare l'AMR predisposto nel 2015 dal World Health Organization (WHO) e in cui si richiede a tutti Paesi un'azione concertata che interessi tutti i settori delle attività umane, con un approccio definito *One Health*: "Piano d'azione europeo *one health* contro la resistenza antimicrobica" (European Commission 2017).

Nel mentre per un'efficace gestione di contenimento e di riduzione della problematica si potrebbe considerare un maggior controllo delle fonti, un coordinamento con l'Agenzia Europea del Farmaco (per identificare le regioni europee in cui incoraggiare una riduzione dell'uso) e la potenziale inclusione della resistenza antimicrobica nella direttiva per il trattamento delle acque reflue urbane.

BIBLIOGRAFIA

Alm *et al.*, 2014. Patterns and persistence of antibiotic resistance in faecal indicator bacteria from freshwater recreational beaches. *Journal of Applied Microbiology*, 117: 273-285.

Arvanitidou *et al.*, 2001. Antibiotic resistance patterns of enterococci isolated from coastal bathing waters. *Journal of Medical Microbiology*, 50: 1001-1005.

Bengtsson-Palme, J. & Larsson, D. G. J. 2016. Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation. *Environment International* 86, 140-149, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.015>.

Bier et al., 2015. Survey on antimicrobial resistance patterns in *Vibrio vulnificus* and *Vibrio cholerae* non O1/non-O139 in Germany reveals carbapenemase-producing *Vibrio cholerae* in coastal waters. *Frontiers in Microbiology*, 6: 1179.

Blaak et al., 2014. Prevalence and characteristics of ESBL-producing *E. coli* in Dutch recreational waters influenced by wastewater treatment plants. *Veterinary Microbiology*, 171: 448-459.

Dodd, M., 2012. Potential impacts of disinfection processes on elimination and deactivation of antibiotic resistance genes during water and wastewater treatment. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(7): 1754-1771. doi: 10.1039/c2em00006g

European Commission, 2017. A European One Health Action Plan against antimicrobial resistance (AMR). https://ec.europa.eu/health/amr/sites/amr/files/amr_action_plan_2017_en.pdf

Guardabassi L., Wong D., Dalsgaard A., 2002. The effects of tertiary wastewater treatment on the prevalence of antimicrobial resistant bacteria. *Water Research*, 36(8): 1955-1964. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00429-8

Felis E., Kalka J., Sochacki A., Kowalski K., Bajkacz S., Harnisz M., Korzeniewska E., 2020. Antimicrobial pharmaceuticals in the aquatic environment - occurrence and environmental implications. *European Journal of Pharmacology*, 866: 1-15

Harris S., Cormican M., Cummins E., 2012. The effect of conventional wastewater treatment on the levels of antimicrobial-resistant bacteria in effluent: A metanalysis of current studies. *Environmental Geochemistry and Health*, 34(6): 749-62. doi: 10.1007/s10653-012-9493-8

Joergensen et al., 2017. A comparison of extended spectrum β -lactamase producing *Escherichia coli* from clinical, recreational water and wastewater samples associated in time and location. *PLOS ONE*, 12: e0186576.

Krzeminski P., Tomei M.C., Karaolia P., Langenhoff A., Almeida C.M.R., Felis E., Gritten F., Andersen H.R., Fernandes T., Manaia C.M., Rizzo L., Fatta-Kassinos D., 2019. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: a review. *Science of Total Environment*, 648, 1052–1081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.130>.

Leonard et al., 2015. Human recreational exposure to antibiotic resistant bacteria in coastal bathing waters. *Environment International*, 82: 92-100.

Leonard et al., 2018. Exposure to and colonisation by antibiotic-resistant *E. coli* in UK coastal water users: environmental surveillance, exposure assessment, and epidemiological study (Beach Bum Survey). *Environment International*. 114:326-333.

Loos R., Carvalho R., António D.C., Comero S., Locoro G., Tavazzi S., Paracchini B., Ghiani M., Lettieri T., Blaha L., Jarosova B., Voorspoels S., Servaes K., Haglund P., Fickd J., Lindberg R.H., Schwesig D., Gawlik B.M., 2013. EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47: 6475–6487. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.024>.

Luczkiewicz A., Jankowska K., Fudala Ksiazek S., Olanczuk Neyman K., 2010. Antimicrobial resistance of fecal indicators in municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 44(17): 5089-97. doi: 10.1016/j.watres.2010.08.007

Maravic et al., 2015. Prevalence and diversity of extended-spectrum- β -lactamase-producing Enterobacteriaceae from marine beach waters. *Marine Pollution Bulletin*, 90: 60-67.

McKinney C., Pruden A., 2012. Ultraviolet disinfection of antibiotic resistant bacteria and their antibiotic resistance genes in water and wastewater. *Environmental Science Technology*, 46(24): 13393-400. doi: 10.1021/es303652q

Michael I., Rizzo L., McArdell C.S., Manaia C.M., Merlin C., Schwartz T., Dagot C., Fatta-Kassinos D., 2013. Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: a review. *Water ResEarch*, 47: 957–995. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.027>.

Mudryk, 2005: Occurrence and distribution antibiotic resistance of heterotrophic bacteria isolated from a marine beach. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 80-86.

Mudryk et al., 2013: In vitro antibiotic resistance of Vibrio-like organisms isolated from seawater and sand of marine recreational beach in the southern Baltic Sea. *Hydrobiologica*, 702: 141-150.

Munir M., Wong K., Xagorarakis I., 2011. Release of antibiotic resistant bacteria and genes in the effluent and biosolids of five wastewater utilities in michigan. *Water Research*, 45(2): 681-693. doi: 10.1016/j.watres.2010.08.033

Nordmann P., Boulanger A.E., Poirel L., 2012. NDM-4 Metallo- β -Lactamase with Increased Carbapenemase Activity from *Escherichia coli*. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*. DOI: 10.1128/AAC.05961-11

Pham D.N., Clark L., Li M., 2021. Microplastics as hubs enriching antibiotic-resistant bacteria and pathogens in municipal activated sludge. *Journal of Hazardous Material Letters*, 2 100014 <http://dx.doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100014>

Piluso L., Moffatt Smith C., 2006. Disinfection using ultraviolet radiation as an antimicrobial agent: A review and synthesis of mechanisms and concerns. *PDA Journal of Pharmaceutical Science and Technology*, 60(1): 1-16.

Roberts et al., 2009. Vancomycin-resistant Enterococcus spp. in marine environments from the west coast of the USA. *Journal of Applied Microbiology*, 107: 300-307.

Soge et al., 2009. Characterization of methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* and methicillin-resistant coagulase-negative Staphylococcus spp. isolated from US West Coast public marine beaches. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 64: 1148-1155.

Tejedor et al., 2001. Identification and antibiotic resistance of faecal enterococci isolated from water samples. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203: 363-368.

WHO, 2014. Antimicrobial resistance: global report on surveillance. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

5. BIODIVERSITÀ E SALUTE

di M. A. De Marco (BIO-CFN); V. Guberti (BIO-EPD)

Il rapporto tra biodiversità e salute è complesso, ma limitandosi agli agenti patogeni (virus, batteri, protozoi etc.) appare evidente come la specie umana abbia ridotto i rischi di infezione traendo vantaggio dalla perdita di biodiversità. Laddove è stato fattibile, la riduzione della densità dei vettori unitamente ad altre sostanziali modifiche dell'ambiente ha permesso l'eradicazione di diversi patogeni, e *Homo sapiens* ha conseguentemente aumentato la propria speranza di vita, allevato milioni di animali domestici e coltivato intensivamente la terra sino al punto di poter coniare un proprio –antropocentrico e articolato– concetto di salute (Steinfeld *et al.*, 2006). Tuttavia, la sopravvivenza stessa della specie umana non può prescindere dal mantenimento di determinati equilibri ecologici che necessariamente implicano la conservazione della biodiversità salvaguardando una molteplicità di ambienti abitati da ospiti e agenti patogeni (Gagne *et al.*, 2021) nel rispetto di una nidalità ecologica che si è evoluta nelle ere (Balashov, 2010). L'introduzione di una specie ospite in un habitat “non proprio” mette a contatto entità –tra loro– sconosciute e poco importa se è l'uomo a invadere l'habitat del pipistrello o viceversa; il processo ecologico che ne seguirà avrà percorsi simili. Un patogeno di successo è quello che invadendo nuovi habitat o modificando alcune sue caratteristiche è in grado di fare il salto di specie, adattarsi a vivere in una specie animale diversa da quella usuale e in definitiva ampliare la propria nicchia ecologica (Plowright *et al.*, 2017).

La relazione tra ambiente e salute è oggi considerata la base dell'approccio *One Health*, ovvero la collaborazione tra *partner* che si occupano di salute umana, animale e ambientale consapevoli che nessuna istituzione o settore può affrontare singolarmente la complessità dell'interfaccia uomo/animale/ambiente (Lerner & Berg, 2015).

5.1 ONE HEALTH ISPPRA

Trenta anni fa quando il legislatore italiano definì i compiti dell'attuale ISPPRA in materia di gestione e conservazione della fauna [L. 157/92] lo fece in un'ottica sorprendentemente *One Health*. ISPPRA studia i rapporti tra la fauna selvatica e le altre componenti ambientali incluse le infezioni [L. 157/92 Art. 7] e gli Organi Gestori [L. 157/92 Art. 19] chiedono un parere di congruità all'Istituto quando intervengono a carico di popolazioni selvatiche infette. La legge introduce anche possibili modelli di gestione, diversificandoli in funzione di due principali pericoli: a) le specie selvatiche infette rappresentano un rischio nei confronti dell'uomo e degli animali domestici; b) viceversa una malattia costituisce un rischio per la conservazione e/o la gestione delle specie selvatiche coinvolte. ISPPRA –in tale situazione– ha il compito di promuovere metodologie ecologiche sia per il monitoraggio sia per il controllo o l'eradicazione delle infezioni nelle popolazioni di fauna selvatica. Le competenze di ISPPRA riguardano esplicitamente le modalità di gestione delle popolazioni selvatiche infette e quindi non si sovrappongono a quelle proprie dei Servizi Veterinari né per gli aspetti diagnostici né per quelli della gestione delle popolazioni domestiche; parimenti la legislazione di sanità animale non include tra le proprie competenze la gestione delle popolazioni selvatiche infette. Purtroppo l'approccio *One Health* tende a perdersi a livello internazionale, dove le malattie nella fauna selvatica sono importanti esclusivamente quando rappresentano un limite alla libera circolazione delle merci e degli animali. Nell'Unione Europea la presenza di alcuni agenti eziologici non è ammessa indipendentemente se negli animali domestici o selvatici, di conseguenza la loro eradicazione è necessaria anche nella fauna selvatica.

A livello mondiale le malattie degli animali (prevalentemente domestici) sono considerate esclusivamente all'interno delle relazioni commerciali fra stati e regolate dall'Organizzazione Mondiale per la Sanità Animale (OIE) a sua volta referente dell'Organizzazione Mondiale del Commercio (WTO) attraverso la definizione di standard sanitari che garantiscono il commercio internazionale.

In pratica la legislazione internazionale pone comuni e accettate basi d'intervento esclusivamente per le malattie degli animali domestici che sono altamente diffusibili, che determinano un'elevata mortalità e di conseguenza crolli della produzione. Sebbene la Campilobatteriosi sia una delle più comuni zoonosi (220.000 casi umani/anno/UE con 2,4 miliardi di danni stimati per perdite di giornate lavorative, medicalizzazione, ecc.) e nel 20-30% dei casi sia causata dal consumo di carne di pollo (EFSA, 2010), la sua presenza non determina alcun blocco del commercio in quanto non causa problemi all'allevamento del pollame. In sintesi il grado di rilevanza internazionale e di conseguenza nazionale di una malattia è determinato dal suo impatto sui parametri di produttività dell'allevamento. Non esiste una legislazione internazionale che consideri le malattie/infezioni degli animali come un fattore di minaccia della biodiversità, e raramente della salute umana; il rapporto tra malattie/biodiversità/salute è -eventualmente- gestito dai singoli stati.

Sebbene l'orientamento ISPRA sia *One Health*, un chiaro approccio orizzontale fatica talvolta a contemperare la verticalità organizzativa delle diverse autorità competenti. Nette divisioni nelle competenze creano delle soluzioni di continuità, degli ecotoni terre di nessuno, che ritardano processi conoscitivi e gestionali che invece, soprattutto in situazioni di emergenza, dovrebbero essere coerenti e tempestivi. Nel prossimo futuro sarà un'esigenza imprescindibile quella di monitorare (o sorvegliare secondo i casi) lo stato di salute degli ecosistemi e in particolare le malattie zoonotiche emergenti e ri-emergenti nella/dalla fauna selvatica. Sarà quindi necessario: sviluppare modelli di sorveglianza basati su indicatori specifici che faranno scattare il sospetto d'infezione e una serie di azioni conseguenti; definire tempestive procedure da attuarsi nel caso di diagnosi di malattie emergenti nella fauna selvatica che coinvolgano l'uomo, gli animali domestici o incrementino il rischio di estinzione delle specie selvatiche colpite. Al momento -tecnicamente- nella fauna selvatica sappiamo gestire ben poche infezioni (ad esempio la Rabbia nella volpe), ma neppure per queste è chiaro chi ne abbia la gestione diretta; se prevalga lo status di protezione delle specie o piuttosto quello dell'area coinvolta (specie protetta su tutto il territorio nazionale, specie alloctona, cinghiale fuori e dentro area protetta, ecc.); quale sia il ruolo dell'Ente Gestore (ad esempio Ente Parco) rispetto a quello del responsabile della Sanità animale/Salute umana (Regione); in definitiva chi farà cosa. In tale ottica ISPRA assolve un compito fondamentale all'interno del percorso istituzionale di pronta reazione all'insorgenza di infezioni nella fauna selvatica ogni qualvolta esse siano di interesse pubblico.

5.2 UN VIRUS DELLE ZECCHÉ AFRICANE E LA GESTIONE DEL CINGHIALE: UN PERFETTO ESEMPIO DI ONE HEALTH

L'ecologia: nelle tane del facocero vivono stabilmente delle zecche descritte come molli (*Ornitodoros*), ospiti di uno specifico virus, a sua volta classificato in ventiquattro genotipi a diversa distribuzione geografica e unica specie appartenente alla famiglia degli *Asfarviridae*. Il virus, che nelle zecche si trasmette sia orizzontalmente sia verticalmente, ha una fase di amplificazione nei piccoli di facocero che gli consente di aumentare la carica infettante nelle zecche. Le zecche, a loro volta, possono rimanere vive e infette anni senza nutrirsi mentre i facoceri -seppur stabilmente infetti- sono asintomatici. In definitiva il virus delle zecche svolge il suo completo ciclo biologico nelle tane del facocero in Africa, basando la propria persistenza sulla resilienza piuttosto che sull'infettività.

Il salto di specie: quando gli Europei introdussero in Africa il maiale, il virus delle zecche infettò la specie domestica originando una malattia nota come Peste suina africana (PSA, African swine fever); il virus innocuo nel facocero, una volta fatto il salto di specie, assunse caratteristiche d'infettività e letalità inaspettatamente gravi. Sebbene i maiali si ammalavano gravemente e morivano, il loro numero e la loro movimentazione furono tali che la specie si aggiunse alla zecca e al facocero come serbatoio epidemico del virus; il maiale iniziò a mantenere il virus indipendentemente dalla presenza degli ospiti naturali.

Tre cicli di PSA in Africa: nel continente si possono quindi trovare, talvolta sovrapposti, tre diversi cicli dell'infezione, quello naturale tra zecche e facocero, quello tra zecche e maiale e infine, quello esclusivamente sostenuto dal maiale.

Un'invasione tentata: la resistenza del virus nell'ambiente si è rivelata la sua maggior risorsa. Il virus è in grado di sopravvivere settimane/mesi nel sangue, nel midollo osseo, nella carne putrefatta o congelata, diffondendosi dall'Africa all'Europa, ai Caraibi e all'America meridionale attraverso i rifiuti alimentari delle navi riciclati come alimenti per i maiali. Se i rifiuti contenevano carne o derivati infetti, il virus poteva dare origine a un'epidemia locale. Queste modalità di trasmissione furono contrastate tra gli anni '70 e '80 con la distruzione o l'autoclavaggio dei rifiuti alimentari nei porti e negli aeroporti, e i paesi extra-africani infetti eradicarono la malattia ad eccezione dell'Italia, dove nel 1978 il genotipo I del virus fu introdotto in Sardegna (Porto di Cagliari). L'isola dopo oltre quaranta anni di persistenza endemica del virus è ancora ufficialmente infetta. In Sardegna le zecche molli non sono presenti, lo è il cinghiale ma il serbatoio epidemico del virus è un particolare modello di allevamento del maiale allo stato brado, tipico dei pascoli e dei boschi comunali di aree del centro dell'isola; migliaia di animali illegalmente detenuti, liberi di circolare senza alcun controllo, non registrati ed identificati e con la sola minima -necessaria- abitudine al padrone per poter essere catturati e macellati.

Un'invasione riuscita: il virus (in questo caso il genotipo II) probabilmente dal Mozambico è stato introdotto in Georgia nel 2007 da dove si è diffuso nei maiali allevati allo stato brado; la diffusione è avvenuta inizialmente lungo l'asse Mar Nero-Caspio (Poti, Tbilisi, Baku) invadendo Georgia e Armenia con pochi casi in Azerbaijan e in seguito, anche grazie al conflitto russo-georgiano, ha valicato il Caucaso e si è diffuso nelle Repubbliche Autonome Caucasiche della Federazione Russa sia col cinghiale sia -soprattutto- col maiale. In seguito l'infezione si è diffusa in Russia, dove si sono create due grandi aree endemiche (Krasnodar e Smolensk). Le tensioni russo-ucraine, il passaggio della Crimea alla Russia e l'autoproclamazione della Repubblica del Dombass, hanno facilitato l'ingresso e la successiva endemizzazione del virus in Ucraina; dall'area di Smolensk il virus è invece entrato in Bielorussia. Sono stati necessari sei anni.

L'Unione Europea e il virus nel cinghiale, il quarto ciclo della Peste suina africana: nel gennaio del 2014 il virus è segnalato al confine con la Bielorussia nei cinghiali in Polonia, Lituania e Lettonia. Segue in un breve periodo l'Estonia. Si scopre che un virus delle zecche africane si diffonde ed è mantenuto nelle popolazioni di cinghiali che vivono a latitudini e a densità innaturali grazie all'alimentazione artificiale invernale indirizzata a incrementare i carnieri venatori. In pochi anni nell'UE il virus è distribuito in quasi tutta la Polonia, Lettonia, Estonia e Lituania, in parte della Repubblica Ceca, Ungheria, Romania, Slovacchia, Bulgaria, Belgio, Grecia e Germania e al di fuori dell'Unione Europea nell'intera Russia, Ucraina, Moldavia e in parte della Serbia. Nelle diverse aree, in funzione dell'economia e dell'ecologia, il virus è mantenuto dal cinghiale o dal maiale con frequenti contatti e reciproca trasmissione dell'infezione.

2018-2021, la conquista dell'Eurasia: nel 2018 il virus è segnalato in Mongolia e poi in Cina, dove si diffonde drammaticamente a causa dell'altissimo numero di maiali e del modello di allevamento prevalentemente di tipo familiare. Dalla Cina il virus dilaga

nell'est e sud-est asiatico sino a Timor Est. Il commercio mondiale della carne mostra una volatilità inattesa, la Cina perde 1,5% del PIL. Al termine del 2020-inizio 2021 il virus – già presente in diversi paesi africani – è diffuso in Eurasia dalla Germania a Timor Est con l'eccezione di alcune aree dell'UE, dei Balcani, dei Paesi Mussulmani centro Asiatici e alcune Isole del sud-est asiatico (Figura 5.1). Dal 2007 al 2021 solo due stati hanno eradicato il virus ed entrambi dal cinghiale: Repubblica Ceca e Belgio.

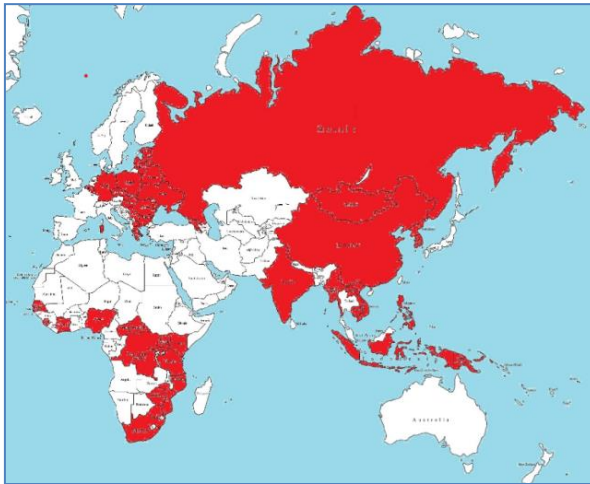


Figura 5.1: Distribuzione del virus della Peste suina africana al maggio 2021.

Le misure di controllo nel maiale: non esiste un vaccino, di conseguenza le uniche misure che possono contrastare la diffusione del virus sono quelle di profilassi diretta. Di fatto si abbattano tutti gli animali infetti e sospetti d'infezione. Si pensi all'abbattimento di 150.000 animali in un unico allevamento: milioni di kg di carne e ossa da interrare o incenerire; decine di tonnellate tra mangime e deiezioni da smaltire, preventivamente irrorate con disinfettanti raramente ecologicamente sostenibili. Un danno ambientale ed economico non trascurabile. Gli altri suini attorno all'allevamento (raggio di 10 km) rimangono sotto vincolo sanitario che –nella migliore delle ipotesi– viene rimosso dopo 30 giorni dall'avvenuta sanificazione dell'allevamento infetto.

Le misure di controllo nel cinghiale: una volta che il virus è diagnosticato si deve capirne la diffusione spaziale e definire un'area infetta. All'interno dell'area infetta tutti gli allevamenti di maiali sono posti sotto sequestro sanitario per un periodo di un anno dalla data dell'ultima positività nel cinghiale. Nell'UE, circa 350.000 km², abitati da oltre 500.000 cinghiali, sono zona infetta. La caccia è vietata o permessa in deroga sotto stringenti vincoli di biosicurezza.

Il commercio nazionale, comunitario e internazionale: maiali e cinghiali, incluse le derrate alimentare da essi prodotte, non possono uscire dall'area infetta indipendentemente se il virus è segnalato nel maiale o nel cinghiale. Le aree indenni di un paese infetto comunitario possono commerciare all'interno dell'UE; il commercio con i paesi terzi è invece vietato a tutto il Paese. Oltre ai danni diretti (abbattimento, smaltimento degli animali infetti) si aggiungono quelli indiretti quali perdita delle esportazioni, di quote di mercato, da inattività degli impianti, ecc. L'infezione del cinghiale è devastante perché è difficilissima da eradicare e –comunque– prevedendo tempi di restrizione lunghi (un anno contro un mese nel domestico) di fatto provoca il

collasso del settore suinicolo industriale e dei relativi scambi commerciali nelle aree infette.

Peste suina africana e conservazione: la peste uccidendo circa l'80% dei cinghiali nell'area infetta può determinare grossi problemi di conservazione ai loro predatori. Non ci sono studi al riguardo, ma sarà importante verificare cosa potrà succedere a specie in via di estinzione come la tigre siberiana o il leopardo dell'Amur che utilizzano il cinghiale come una importante parte della dieta. Analogamente non è facile capire come potrà rispondere una specie come il lupo, e in particolare se la carenza di cinghiale determinerà crolli demografici della popolazione del predatore oppure un aumento dell'attività predatoria verso altre specie: una serie di equilibri non facili da ritrovare in tempi stretti. Infine, la presenza della malattia nel sud-est asiatico sta già determinando crolli numerici delle popolazioni di suidi selvatici in via di estinzione o con uno stato di conservazione critico [ad esempio cinghiale barbato].

Peste suina africana e zoonosi: il virus della PSA non si trasmette all'uomo tuttavia la presenza endemica dell'infezione e la sua letalità inducono le comunità rurali a sostituire l'allevamento del maiale con altre specie e in particolare il pollame per il basso costo d'acquisto e i veloci tempi di produzione. L'aumento del pollame, in particolare nel sud-est asiatico, incrementa la probabilità dell'emergenza di virus influenzali aviari, alcuni dei quali hanno la capacità di infettare l'uomo come già accaduto e che possano raggiungere -con le migrazioni degli anatidi selvatici- anche l'Europa e l'Italia.

Il ruolo dell'ISPRA: l'Istituto è da tempo coinvolto nella gestione dell'epidemia e in particolare nella definizione dei protocolli di sorveglianza (come trovare il virus) e nella gestione delle popolazioni infette di cinghiale (che fare). A livello nazionale l'Istituto è rappresentato nel gruppo di lavoro interministeriale (Ministero della Salute, Ministero per le Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ministero della Transizione Ecologica) che stabilisce i criteri da applicarsi alla gestione e al controllo delle popolazioni di cinghiale come richiesto dalla Commissione Europea; partecipa ai lavori del Centro Nazionale di Lotta ed Emergenza Contro le Malattie Animali e Unità Centrale di Crisi (Ministero della Salute) collaborando alla stesura del piano di prevenzione e al continuo aggiornamento del Manuale Operativo che definisce le procedure da applicarsi in caso di positività del cinghiale (https://www.salute.gov.it/imgs/C_17_pagineAree_1670_10_file.pdf); partecipa alle attività di formazione dei principali portatori d'interesse e in particolare dei Servizi Veterinari. A livello di Regione Sardegna è rappresentato nel Gruppo Esperti (Art. 15 della Direttiva 2002/60/CE) incaricato di redigere il piano di eradicazione e di pianificare le azioni necessarie per il raggiungimento dello status di area indenne. A livello internazionale ISPRA partecipa al tavolo degli Esperti per le Malattie Transfrontaliere istituito presso *Food and Agriculture Organization e World Animal Health Organization* (FAQ/OIE GF TADs: <https://rr-europe.oie.int/en/projects/gf-tads-europe/standing-groups-of-experts-on-african-swine-fever-in-europe>) ed inoltre mette il proprio personale a disposizione del Team di Emergenza Veterinario dell'Unione Europea (EUVET: https://ec.europa.eu/food/animals/animal-diseases/emergency-team_en) che ha posto le basi per le misure di eradicazioni applicate nell'Unione Europea partendo dalle esperienze positive condotte sia in Repubblica Ceca sia in Belgio. ISPRA ha inoltre contribuito alle ricerche sulle possibili metodologie di controllo della popolazione ospite (Croft *et al.*, 2020), sull'evoluzione del processo di eradicazione in Sardegna (Loi *et al.*, 2020) e sullo studio dei parametri epidemiologici dell'infezione nel cinghiale in Europa (Marcon *et al.*, 2020; Gervasi *et al.*, 2020). ISPRA è parte del consorzio DEFEND/Horizon 2020 (<https://defend2020.eu>) con il compito di studiare l'epidemiologia dell'infezione nel cinghiale in Europa. Infine il personale dell'ISPRA ha partecipato alla stesura del Manuale FAQ/EC/OIE (Guberti *et al.*, 2019) che stabilisce le misure generali sia per il controllo della malattia nel cinghiale

sia per i criteri di biosicurezza da applicarsi alla caccia e alla gestione del cinghiale in caso di epidemia.

5.3 VIRUS EMERGENTI: PERCHÉ QUELLI A RNA

Infezioni virali emergenti: i virus, essendo organismi totalmente dipendenti dalle cellule viventi, per vivere e riprodursi devono obbligatoriamente trasmettersi da ospite ad ospite; la disponibilità di specie recettive e la loro consistenza numerica rappresentano il principale limite alla diffusione di tali microrganismi. I virus quindi hanno un vantaggio se riescono ad infettare diverse specie ospiti e si diffondono in popolazioni dense ed abbondanti; le specie ospiti –viceversa– avranno un vantaggio se resilienti alle infezioni. La relazione tra popolazioni ospiti e parassiti è uno dei rapporti ecologici codificati (Begon *et al.*, 2006) il cui equilibrio è fortemente dinamico e facilmente perturbabile a causa di adattamenti dell'ospite, del parassita o per la presenza di *driver* ecologici in grado di indurre alterazioni ecosistemiche a livello globale (come il cambiamento climatico) o locale (come l'espansione di aree antropizzate e/o di popolazioni umane o zootecniche). Molti fattori antropici possono infatti alterare i naturali meccanismi di trasmissione e mantenimento dei patogeni nelle specie serbatoio, determinando o favorendo l'emergenza di "nuovi" virus che sono in grado di utilizzare specie diverse incluso l'uomo, in cui eventualmente creare nuove forme di malattia. I virus che hanno la maggiore probabilità di effettuare il salto di specie sono quelli ad RNA, caratterizzati dall'abilità di trasformarsi costantemente dal punto di vista antigenico a causa di mutazioni del proprio genoma. Le loro modalità di replicazione consentono infatti numerosi errori casuali e meccanismi di ricombinazione o riassortimento genetico che generano nuovi virus alcuni dei quali in grado di infettare popolazioni di specie diverse. I nuovi virus, soprattutto negli ospiti recentemente colonizzati, possono aumentare o diminuire la loro patogenicità, cambiando gli organi *target* in cui si moltiplicano, o il grado di danneggiamento degli stessi. A livello di popolazione, quando un virus animale ad RNA infetta l'uomo, la relazione ospite-parassita mostra diversi gradi di adattamento che si esprimono attraverso i modelli di trasmissione. In alcuni casi l'uomo è sempre e solo una vittima non trasmettendo ulteriormente l'infezione (Rabbia); in altri casi l'uomo può contribuire alla trasmissione (Ebola); infine l'uomo può mantenere e trasmettere virus di origine animale (HIV/AIDS) quando adattati alla nostra specie (Wolfe *et al.*, 2007). Negli anni recenti due virus a RNA zoonotici hanno causato pandemie nella popolazione umana: il virus influenzale A pandemico pH1N1 nel 2009 e il beta-coronavirus SARS-CoV-2 causa dell'attuale pandemia da COVID-19 (Sooksawasdi Na Ayudhya & Kuiken, 2021).

Ruolo degli uccelli acquatici nell'ecologia naturale dei virus influenzali di tipo A: i virus influenzali di tipo A –virus a RNA, provvisti di *envelope*, appartenenti alla specie *Influenza A virus* inclusa nella famiglia *Orthomyxoviridae*– hanno la capacità di infettare varie specie di uccelli e mammiferi, uomo incluso. Essi rappresentano un rischio per la sanità pubblica umana e animale nonché per la conservazione della fauna selvatica. Sulla base delle proprietà antigeniche delle proteine di superficie emoagglutinina (H) e neuraminidasi (N), sono state identificate finora 18 glicoproteine H (H1-H18) e 11 glicoproteine N (N1-N11), utilizzate per classificare i virus influenzali di tipo A in numerosi sottotipi che mostrano diverse combinazioni di questi due antigeni di superficie (per esempio, H3N2, H5N1, H5N8, H7N9, ecc.) rilevate in ospiti aviari e mammiferi (Webster *et al.*, 1992; Yoon *et al.*, 2014).

A parte i sottotipi H17N10 e H18N11 propri dei pipistrelli, tutte le glicoproteine di superficie classificate da H1 ad H16 e da N1 ad N9 si trovano nei virus degli uccelli acquatici selvatici che quindi rappresentano il principale serbatoio naturale del *pool* genetico dei virus influenzali di tipo A e da cui possono emergere nuovi virus in grado di infettare uccelli e mammiferi, uomo incluso. Negli uccelli selvatici i virus influenzali seguono una dinamica stagionale naturale: la prevalenza di infezione nelle popolazioni di anatre selvatiche dell'emisfero settentrionale è solitamente più alta nella tarda estate/inizio autunno, per diminuire gradualmente nel tempo con valori più bassi in inverno, primavera/inizio estate (Webster *et al.*, 1992). I virus influenzali aviari sono inoltre suddivisi in patotipi in funzione della sintomatologia clinica causata dall'infezione. Patotipi poco patogeni vengono definiti a bassa patogenicità (low pathogenic avian influenza viruses, LPAIV) mentre quelli che causano grave malattia vengono definiti come virus altamente patogeni (highly pathogenic avian influenza viruses, HPAIV). Le infezioni sostenute da LPAIV coinvolgono solitamente l'apparato digerente e/o respiratorio, mentre quelle determinate da HPAIV causano infezioni sistemiche generalizzate, frequentemente fatali. L'interazione ospite-patogeno è relativamente stabile negli Anseriformi ma per i virus appartenenti ai sottotipi H5 e H7 la trasmissione a specie diverse può comportare la trasformazione da LPAIV in HPAIV, come accade nei galliformi allevati. Nella figura 5.2, che schematizza eventi di trasmissione interspecie dei virus influenzali di tipo A, le frecce semplici indicano lo *spillover* di tali virus da specie aviarie selvatiche (serbatoio naturale) e/o allevate (possibile serbatoio domestico, come nel caso degli anatidi) a nuovi ospiti che una volta colonizzati mostrano diversi gradi di adattamento all'infezione e che possono innescare ulteriori catene di trasmissione. Le frecce a due punte indicano la possibile trasmissione bidirezionale del virus, mentre le frecce circolari includono specie in cui circolano lignaggi virali stabili, adattati all'ospite, come i virus influenzali stagionali umani che derivano da virus pandemici, a loro volta frutto di *spillover* di successo. L'evoluzione dei virus nei nuovi ospiti si basa su processi di mutazione, ricombinazione e riassortimento del genoma virale. Le complesse interazioni ecologiche tra virus e ospiti includono la trasmissione dall'uomo agli animali (antropozoonosi) e un flusso virale bidirezionale tra l'uomo e il maiale; il maiale viene infatti definito come un *mixing vessel* in quanto dotato di recettori in grado di legare virus di origine diversa, che nel caso di infezioni multiple di una stessa cellula potrebbero mescolare il loro patrimonio genetico e originare nuovi virus, come accaduto nell'ultima pandemia influenzale umana del 2009 causata dal virus pH1N1 di origine suina, umana e aviaria (Mena *et al.* 2016).

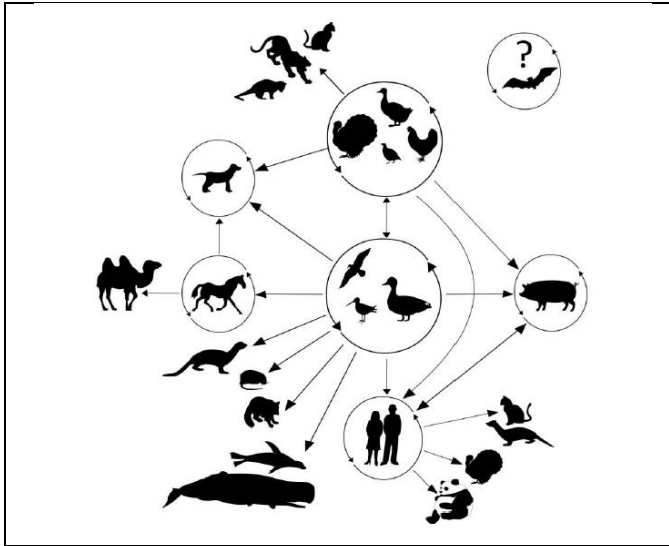


Figura 5.2: Esempi di trasmissione interspecie dei virus influenzali di tipo A: dallo spillover virale alla colonizzazione di nuove specie.

Source: reprinted from "Ecology of Avian Influenza Viruses in Siberia. In: Tabitha Robbins (Ed.) Siberia, ISBN: 978-1-63485-414-6, pp. 83-160, (2016) M.A. De Marco, K. Sharshov, M. Gulyaeva, M. Delogu, L. Ciccarese, M.R. Castrucci, A. Shestopalov. Copyright © 2016 by Nova Science Publishers Inc. Reprinted with permission from Nova Science Publishers Inc."

HPAIV H5 e interazioni tra uccelli migratori/pollame/uomo: è assodato che Anseriformi e Caradriformi perpetuano in natura nelle zone umide i virus influenzali aviari a bassa patogenicità (LPAIV). Tuttavia, negli ultimi anni, è emerso il crescente coinvolgimento degli uccelli selvatici nella circolazione di virus ad alta patogenicità (HPAIV) appartenenti al sottotipo H5; le popolazioni di uccelli migratori contribuiscono ad un'ampia diffusione geografica di tali virus.

Nel 1997, la famosa aviaria emerge nel sud-est asiatico con il nuovo lignaggio di HPAIV A/goose/Guangdong/1/1996 (Gs/GD) H5N1, che in concomitanza delle gravi epidemie causate a Hong Kong nel pollame mostra subito un potenziale pandemico legato alla capacità di trasmissione diretta dagli uccelli all'uomo, nel quale determina un'elevata letalità ma manca della capacità di diffondere intra-specie. Dopo un breve periodo in cui il virus è tenuto sotto controllo, focolai di malattia riemergono nel pollame del sud-est asiatico coinvolgendo anche specie di uccelli acquatici, solitamente ritenuti più resistenti a infezioni da HPAIV rispetto ai Galliformi.

Tra la fine del 2003 e l'inizio del 2004, il virus H5N1 inizia la sua progressiva diffusione tra gli uccelli domestici e selvatici in aree dell'Asia orientale e sud-orientale per poi espandersi – attraverso le migrazioni – nella parte asiatica della Russia fino al Mar Nero e all'area Mediterranea, in Europa, Medio Oriente e Africa (Olsen *et al.*, 2006). Fra ottobre 2005 e aprile 2006 il virus letale H5N1 viene segnalato per la prima volta in varie specie di volatili selvatici (principalmente uccelli acquatici) in numerosi paesi europei, Italia inclusa, spesso interessati da concomitanti epidemie nel pollame, e ripetute ondate di infezione si verificheranno negli anni successivi (De Marco *et al.*, 2016).

Virus H5 riassortanti (cioè derivati dall'iniziale H5N1 ma con geni N2, N3, N6 o N8 sostituenti l'N1) emergono nel sud-est asiatico ed in particolare tra questi l'H5N8 HPAIV, che con tre sottogruppi geneticamente distinti durante l'autunno 2014 si diffonde con gli uccelli migratori in Europa, Nord America e Asia orientale (Lee et al., 2015). Nel 2014-2015, il virus H5N8 con i suoi riassortanti causa ingenti danni al patrimonio avicolo mondiale dimostrando una insospettata capacità di diffusione globale attraverso gli uccelli acquatici migratori a lunga distanza che condividono siti riproduttivi artici (Global Consortium for H5N8 and Related Influenza Viruses, 2016). In Nord America il virus –sebbene con difficoltà– viene controllato nel pollame e sembra sparire naturalmente dagli uccelli acquatici selvatici (Krauss *et al.*, 2016). In Europa, la Germania è il primo paese a segnalare (novembre 2014) un'elevata mortalità nel pollame causata da HPAIV geneticamente simili a quelli circolanti da gennaio in Corea del Sud: si sospetta il coinvolgimento epidemiologico dell'avifauna migratrice. Due anni dopo, a partire da novembre 2016, l'Europa segnala vari focolai di influenza aviaria ad alta patogenicità (HPAI) causati dal sottotipo H5N8 e dai suoi riassortanti, caratterizzati da varie N diverse (sottotipi, definiti in generale H5Nx). In totale, fino al 18/06/2018 vengono registrati 2.182 focolai di HPAI in 29 paesi europei (10.726.106 volatili coinvolti); i dati includono 973 focolai segnalati in 28 paesi in uccelli selvatici a vita libera (3.081 volatili coinvolti). In tale contesto, a partire dalla fine del 2017, in alcuni paesi del Nord Europa vengono riportati focolai di HPAI da virus H5N6, che interessano principalmente uccelli selvatici delle famiglie Anatidi, Accipitridi e Laridi (Delogu & De Marco, 2020).

Dopo l'onda epidemica, tra la fine del 2019 e l'inizio del 2020, si assiste ad una generale diminuzione di casi di HPAI nel pollame e soprattutto negli uccelli selvatici con solo 3 casi riportati tra gennaio e marzo 2020, in Polonia e Germania. L'avifauna selvatica è verosimilmente coinvolta nella genesi del virus che è risultato essere riassortante di un HPAIV H5N8 dell'Africa sub-sahariana e di diversi LPAIV euroasiatici (Świętoń et al., 2020).

Tra maggio e settembre 2020 i numerosi focolai di HPAI H5 che si verificano negli uccelli selvatici sia in Russia sia in Kazakistan fanno prevedere la prossima introduzione del virus nelle aree centro europee (IZSVe, 2020). In Europa la nuova ondata epidemica si diffonde in 28 paesi dove ben 70 specie di uccelli selvatici sono colpite dal virus (IZSVe, 2021). La mappa della situazione epidemiologica aggiornata al 15/04/2021 è riportata nella figura 5.3.

Il virus circola in continuazione e simultaneamente sia nei volatili selvatici sia nei domestici, e l'8 febbraio 2021 le Autorità russe notificano per la prima volta la trasmissione diretta dal pollame all'uomo di un virus H5N8 del lignaggio H5 *clade* 2.3.4.4 (WHO, 2021), indicando il costante rischio posto da questi virus alla sanità pubblica.

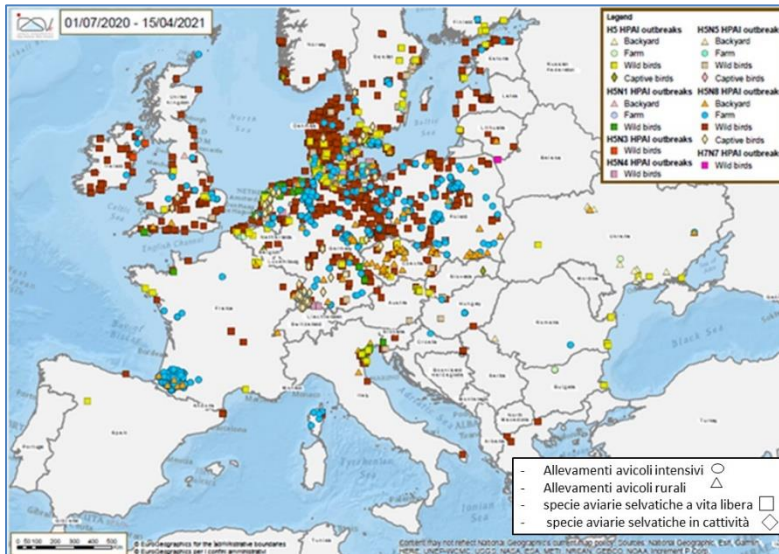


Figura 5.3: Focolai di influenza aviaria ad alta patogenicità (HPAI) notificati in Europa (01/07/2020 - 15/04/2021) negli allevamenti avicoli intensivi e rurali, nelle specie aviarie selvatiche a vita libera e in cattività

Fonte: "Istituto Zooprofilattico delle Venezie [IZSVe]. Avian influenza in Europe: update (01/07/2020-15/04/2021). <https://izsvenezie.com/documents/reference-laboratories/avian-influenza/europe-updates/HPAI/2020-1/maps.pdf>

Sito consultato il 19/04/2021.

Il ruolo dell'ISPRa: da tempo l'Istituto partecipa attivamente sia a progetti di ricerca (De Marco *et al.*, 2003) sia alla gestione del problema influenza aviaria nelle anatre selvatiche. È stato infatti incaricato di attuare il piano di sorveglianza nazionale per i LPAIV, previsto dalla precedente legislazione comunitaria; inoltre il personale ISPRa ha partecipato alla missione in Asia per l'OIE organizzata per verificare il rischio di introduzione dell'H5N1 HPAIV in Europa centrale e meridionale (https://agritrop.cirad.fr/531959/1/document_531959.pdf) e collaborato alla analisi del rischio prodotta dall'EFSA (<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2006.357>).

L'Istituto è coinvolto -in collaborazione con altre istituzioni- in attività di ricerca sull'ecologia e i meccanismi di trasmissione interspecie dei virus influenzali e dei coronavirus emergenti nell'interfaccia ambiente/specie selvatiche-domestiche/uomo, descrivendo ad esempio: i) evidenze sierologiche di *spillover* nell'uomo di virus influenzali circolanti nel comparto avicolo (Di Trani *et al.*, 2012) e suinicolo (De Marco *et al.*, 2013); ii) dinamiche di circolazione dei virus influenzali aviari in Italia (De Marco *et al.*, 2014b), Siberia Occidentale (De Marco *et al.*, 2014a) e Dagestan (Gulyaeva *et al.*, 2021); iii) una mutazione del beta-coronavirus nel riccio europeo verosimilmente in grado di condizionare la durata dell'infezione in specie che in natura rivestono il ruolo di serbatoio epidemiologico (De Sabato *et al.*, 2020).

BIBLIOGRAFIA

Balashov Y.S., 2010. The 70th anniversary of E.N. Pavlovsky's concept of natural nidity of human diseases. *Entomological Review*, 90(4): 533-536, <https://doi.org/10.1134/S0013873810040123>.

- Begon M., Townsend C.R., Harper J.L., 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. 4th ed., Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK.
- Croft S., Franzetti B., Gill R., Massei G., 2020. Too many wild boar? Modelling fertility control and culling to reduce wild boar numbers in isolated populations. *PLoS One*, 15(9): e0238429, doi: 10.1371/journal.pone.0238429.
- De Marco M.A., Delogu M., Sivay M., Sharshov K., Yurlov A., Cotti C., Shestopalov A., 2014a. Virological evaluation of avian influenza virus persistence in natural and anthropic ecosystems of Western Siberia (Novosibirsk Region, summer 2012). *PLoS One*, 9(6):e100859, doi: 10.1371/journal.pone.0100859.
- De Marco M.A., Foni G.E., Campitelli L., Raffini E., Di Trani L., Delogu M., Guberti V., Barigazzi G., Donatelli I., 2003. Circulation of influenza viruses in wild waterfowl wintering in Italy during the 1993-99 period: evidence of virus shedding and seroconversion in wild ducks. *Avian Diseases*, 47(3 Suppl): 861-866, doi: 10.1637/0005-2086-47.s3.861.
- De Marco M.A., Porru S., Cordioli P., Cesana B.M., Moreno A., Calzoletti L., Bonfanti L., Boni A., Di Carlo A.S., Arici C., Carta A., Castrucci M.R., Donatelli I., Tomao P., Peri V.M., Di Trani L., Vonesch N., 2013. Evidence of cross-reactive immunity to 2009 pandemic influenza A virus in workers seropositive to swine H1N1 influenza viruses circulating in Italy. *PLoS One*, 8(2): e57576, doi: 10.1371/journal.pone.0057576.
- De Marco M.A., Sharshov K., Gulyaeva M., Delogu M., Ciccacese L., Castrucci M.R., Shestopalov A., 2016. Ecology of Avian Influenza Viruses in Siberia. In: Tabitha Robbins (Ed.) *Siberia*, ISBN: 978-1-63485-414-6, pp. 83-160. http://www.novapublishers.org/catalog/product_info.php?products_id=58759 Sito consultato il 19/04/2021.
- De Marco M.A., Valentini A., Foni E., Savarese M.C., Cotti C., Chiapponi C., Raffini E., Donatelli I., Delogu M., 2014b. Is there a relation between genetic or social groups of mallard ducks and the circulation of low pathogenic avian influenza viruses? *Veterinary Microbiology*, 170(3-4):418-424, doi: 10.1016/j.vetmic.2014.03.001.
- De Sabato L., Di Bartolo I., De Marco M.A., Moreno A., Lelli D., Cotti C., Delogu M., Vaccari G., 2020. Can Coronaviruses Steal Genes from the Host as Evidenced in Western European Hedgehogs by EriCoV Genetic Characterization? *Viruses*, 12(12):1471. doi: 10.3390/v12121471.
- Delogu M., De Marco M.A., 2020. Update on epidemiology of HPAI in wild birds: virus-host ecology. *26th Annual Meeting of the National Reference Laboratories for Avian Influenza and Newcastle Disease of European Union Member States (2020 - Virtual Meeting)* <https://www.izsvenezie.com/documents/reference-laboratories/avian-influenza/workshops/2020/06-update-on-epidemiology-HPAI-wild-birds.pdf> Sito consultato il 19/04/2021.
- Di Trani L., Porru S., Bonfanti L., Cordioli P., Cesana B.M., Boni A., Di Carlo A.S., Arici C., Donatelli I., Tomao P., Vonesch N., De Marco M.A., 2012. Serosurvey against H5 and H7 avian influenza viruses in Italian poultry workers. *Avian Diseases*, 56(4 Suppl):1068-1071. doi: 10.1637/10184-041012-ResNote.1.
- EFSA Panel on Biological Hazards (BIOHAZ), 2010. Scientific Opinion on Quantification of the risk posed by broiler meat to human campylobacteriosis in the EU. *EFSA Journal*, 8(1): 1437. [89 pp.]. doi:10.2903/j.efsa.2010.1437.
- Gagne R.B., Crooks K., Craft M.E., Chiu E.S., Fountain-Jones N.M., Malmberg J.L., Carver S., Funk W.C., Vande Woude S., 2021. Parasites as conservation tools. *Conservation Biology*, doi: 10.1111/cobi.13719.

Gervasi V., Marcon A., Bellini S., Guberti V., 2020. Evaluation of the Efficiency of Active and Passive Surveillance in the Detection of African swine fever in Wild Boar. *Veterinary Sciences*, 7(1): 5. doi: 10.3390/vetsci7010005.

Global Consortium for H5N8 and Related Influenza Viruses, 2016. Role for migratory wild birds in the global spread of avian influenza H5N8. *Science*, 354(639): 213-217, doi: 10.1126/science.aaf8852.

Guberti V., Khomenko S., Masiulis M., Kerba S., 2019. *African swine fever in wild boar ecology and biosecurity*. FAO Animal Production and Health Manual n. 22; Rome; FAO, OIE and EC.

Gulyaeva M., De Marco M.A., Kovalenko G., Bortz E., Murashkina T., Yurchenko K., Facchini M., Delogu M., Sobolev I., Gadzhiev A., Sharshov K., Shestopalov A., 2021. Properties and Genetic Characterization of Novel Low Pathogenic H7N3 Avian Influenza Viruses Isolated from Mallard Ducks in the Caspian Region, Dagestan, Russia. *Microorganisms*, 9(4):864. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9040864>

IZSve (Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie), 2020. Avian influenza: Alert for all Member States of the European Union. <https://www.izsvenezie.com/avian-influenza-european-union-alert-2020/>. Sito consultato il 19/04/2021.

IZSve (Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie), 2021. Avian influenza in Europe: update. <https://www.izsvenezie.com/reference-laboratories/avian-influenza-newcastle-disease/europe-update/>. Sito consultato il 19/04/2021.

Krauss S., Stallknecht D.E., Slemons R.D., Bowman A.S., Poulson R.L., Nolting J.M., Knowles J.P., Webster R.G., 2016. The enigma of the apparent disappearance of Eurasian highly pathogenic H5 clade 2.3.4.4 influenza viruses in North American waterfowl. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(32):9033-9038, doi: 10.1073/pnas.1608853113.

Lee D.H., Torchetti M.K., Winker K., Ip H.S., Song C.S., Swayne D.E., 2015. Intercontinental Spread of Asian-Origin H5N8 to North America through Beringia by Migratory Birds. *Journal of Virology*, 89(12): 6521-6524. doi: 10.1128/JVI.00728-15.

Lerner H., Berg C., 2015. The concept of health in One Health and some practical implications for research and education: what is One Health? *Infection ecology & epidemiology*, 5: 25300, doi: 10.3402/iee.v5.25300.

Loi F., Cappai S., Laddomada A., Feliziani, F., Oggiano A., Franzoni G., Rolesu S., Guberti V., 2020. Mathematical approach to estimating the main epidemiological parameters of African swine fever in wild boar. *Vaccines*, 8(3): 521. doi: 10.3390/vaccines8030521.

Marcon A., Linden A., Satran P., Gervasi V., Licoppe A., Guberti V., 2020. R₀ estimation for the African swine fever epidemics in wild boar of Czech Republic and Belgium. *Veterinary Sciences*, 7(1): 2. doi: 10.3390/vetsci7010002.

Mena I., Nelson M.I., Quezada-Monroy F., Dutta J., Cortes-Fernández R., Lara-Puente J.H., Castro-Peralta F., Cunha L.F., Trovão N.S., Lozano-Dubernard B., Rambaut A., van Bakel H., García-Sastre A., 2016. Origins of the 2009 H1N1 influenza pandemic in swine in Mexico. *Elife*, 5: e16777. doi: 10.7554/eLife.16777.

Olsen B., Munster V.J., Wallensten A., Waldenström J., Osterhaus A.D., Fouchier R.A., 2006. Global patterns of influenza a virus in wild birds. *Science*, 312(5772): 384-388. doi: 10.1126/science.1122438.

- Plowright R.K., Parrish C.R., McCallum H., Hudson P.J., Ko A.I., Graham A.L., Lloyd-Smith J.O., 2017. Pathways to zoonotic spillover. *Nature Reviews. Microbiology*, 15(8): 502-510.
- Sooksawasdi Na Ayudhya S., Kuiken T., 2021. Reverse Zoonosis of COVID-19: Lessons From the 2009 Influenza Pandemic. *Veterinary Pathology*, 58(2):234-242. doi: 10.1177/0300985820979843.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., Haan, C., 2006, *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*, Food and Agriculture Organization, Rome.
- Świętoń E., Fusaro A., Shittu I., Niemczuk K., Zecchin B., Joannis T., Bonfante F., Śmietanka K., Terregino C., 2020. Sub-Saharan Africa and Eurasia Ancestry of Reassortant Highly Pathogenic Avian Influenza A(H5N8) Virus, Europe, December 2019. *Emerging Infectious Diseases*, 26(7): 1557-1561, doi: 10.3201/eid2607.200165.
- Webster R.G., Bean W.J., Gorman O.T., Chambers T.M., Kawaoka Y., 1992. Evolution and ecology of influenza A viruses. *Microbiological reviews*, 56(1): 152-179.
- WHO, Emergencies preparedness, response, Human infection with avian influenza A (H5N8) – the Russian Federation, <https://www.who.int/csr/don/26-feb-2021-influenza-a-russian-federation/en/>. Sito consultato il 19/04/2021.
- Wolfe N.D., Dunavan C.P., Diamond J., 2007. Origins of major human infectious diseases. *Nature*, 447(7142): 279-283, doi: 10.1038/nature05775.
- Yoon S.W., Webby R.J., Webster R.G., 2014. Evolution and ecology of influenza A viruses. *Current topics in microbiology and immunology*, 385: 359-375. doi: 10.1007/82_2014_396.
- .

6. RIFIUTI E SALUTE

di V. Frittelloni, A. M. Lanz, S. Ermili, J. Tuscano (CN-RIF)

Introduzione

L'aumento della popolazione mondiale e la crescita della richiesta di cibo e risorse essenziali comportano l'inevitabile incremento della quantità di rifiuti generati quotidianamente da ciascuna famiglia e dalle aziende. La quantità totale dei rifiuti è sicuramente un indice di crescita economica e di aumento dei consumi ma, al tempo stesso, è anche una misura dell'impoverimento delle risorse naturali.

Sebbene sia chiara l'impossibilità di eliminare totalmente i rifiuti, in quanto parte integrante dei cicli di produzione e dei nostri consumi, tuttavia, operando in maniera efficiente attraverso azioni individuali e collettive, è possibile limitarne la quantità, qualità e pericolosità. La prevenzione della produzione dei rifiuti deve essere considerata, infatti, tra le azioni prioritarie per ridurre il volume e i pericoli connessi sia per l'uomo che per l'ambiente. Prima ancora di una gestione efficiente e di un maggiore tasso di riciclo, è necessario mettere in atto una strategia integrata di sviluppo sostenibile, che abbia tra le priorità la riduzione dello sfruttamento delle risorse, il minore consumo di energia e la minimizzazione delle emissioni.

Negli ultimi vent'anni in molti Stati Europei si è assistito a un progressivo miglioramento della gestione dei rifiuti, in linea con la gerarchia dei rifiuti introdotta dall'Unione Europea (Direttiva 2008/98/CE). Punti focali, quindi, di una politica centrata sulla prevenzione, così come concepita dalle norme del pacchetto "Economia circolare", sono, non solo la riduzione della produzione dei rifiuti, ma anche la razionalizzazione degli imballaggi, la raccolta differenziata, il riciclaggio, il riuso, il recupero dei materiali. L'attenzione si incentra sulla riduzione dello smaltimento in discarica (entro il 2035, poi, i volumi dei rifiuti urbani conferiti in discarica non dovranno superare la soglia del 10%) e sulla promozione dell'uso di strumenti economici, come i regimi di responsabilità estesa del produttore.

Inoltre particolare importanza rivestono la raccolta differenziata ed i sistemi di cernita manuale o automatica, che permettono di separare il rifiuto in tipologie omogenee adatte al recupero, cioè quell'operazione "il cui principale risultato sia di permettere ai rifiuti di svolgere un ruolo utile sostituendo altri materiali che sarebbero stati altrimenti utilizzati per assolvere una particolare funzione o di prepararli ad assolvere tale funzione, all'interno dell'impianto o nell'economia in generale", secondo la definizione della Direttiva 2008/98/CE. Raccolta differenziata, riciclaggio, riuso e recupero dei materiali sono tutte operazioni che consentono un uso efficiente delle risorse evitando lo sfruttamento di materie prime e garantendo benefici per l'ambiente e la salute umana, nell'ottica della necessaria transizione dall'economia lineare (prendi - produci - smaltisci) ad un uso circolare delle risorse.

Tuttavia, direttamente o indirettamente, la gestione dei rifiuti ha un impatto sulla nostra salute e sul nostro benessere: il cambiamento climatico è favorito dai gas di metano, nell'atmosfera sono rilasciati agenti inquinanti, le fonti di acqua dolce possono essere contaminate, la contaminazione dei suoli incide sulle colture che vi crescono ed alcuni pesci ingeriscono prodotti chimici tossici, finendo poi sui nostri piatti. Una gestione non adeguata dei rifiuti può contribuire, dunque, in maniera significativa al cambiamento climatico e all'inquinamento atmosferico, incidendo negativamente sugli ecosistemi e su molte specie, compreso l'uomo. Anche attività illegali, quali lo scarico abusivo, la combustione illecita o le esportazioni svolgono un proprio ruolo, ma è difficile stimare la reale portata di tali attività o dei loro impatti.

Gestire i rifiuti in maniera corretta e a norma di legge è quindi vitale perché non ci siano gravi ricadute per ambiente e salute.

In tale ambito ISPRA è tenuto, ai sensi dell'art. 189 del D.Lgs. 152/2006, ad elaborare annualmente i dati ricevuti dai soggetti obbligati attraverso la compilazione della Dichiarazione Unica Ambientale (MUD), nonché di questionari e tabelle, evidenziando le tipologie e le quantità dei rifiuti prodotti, raccolti, trasportati, recuperati e smaltiti, oltre che gli impianti di smaltimento e di recupero in esercizio. Come richiesto dalla normativa, ISPRA, per il tramite del Centro Nazionale dei Rifiuti e dell'Economia Circolare, ne assicura la pubblicità attraverso la predisposizione dei rapporti annuali sui Rifiuti Urbani e sui Rifiuti Speciali, nonché attraverso le sezioni dedicate ai rifiuti dell'Annuario dei dati ambientali e del Rapporto sulla Qualità dell'ambiente urbano. Il Centro Nazionale, inoltre, collabora con il Ministero della Transizione Ecologica e l'Istituto Superiore di Sanità per tutte quelle attività che perseguono la normazione e la pianificazione e programmazione degli interventi in materia di gestione dei rifiuti e degli imballaggi e rifiuti di imballaggio, attraverso anche il supporto delle Agenzie Regionali e Provinciali del SNPA.

Di seguito alcune delle attività più recenti che l'ISPRA ha condotto sul tema "Rifiuti e Salute"

6.1 Attività connesse alla gestione dei rifiuti (urbani ed a rischio infettivo) nell'ambito dell'Emergenza Covid-19 a supporto del Ministero della Transizione Ecologica, svolte, nell'ambito del SNPA, anche attraverso collaborazioni con l'Istituto Superiore di Sanità. Durante l'emergenza sanitaria dovuta alla pandemia da COVID-19, ISPRA è stata coinvolta in numerose iniziative, sia da parte del Ministero della Transizione Ecologica che di Enti di Ricerca quali l'Istituto Superiore di Sanità, per fornire il proprio contributo conoscitivo sulle misure specifiche di prevenzione e corretta gestione dei rifiuti connessi alla situazione emergenziale.

Nel mese di marzo 2020 il Gruppo di lavoro ISS e ISPRA ha collaborato alla stesura e successiva emissione del Rapporto COVID-19 n. 3/2020 "*Indicazioni ad interim per la gestione dei rifiuti urbani in relazione alla trasmissione dell'infezione da virus SARS-CoV-2*". Si tratta di un documento, che, proprio nei primi giorni dell'emergenza sanitaria, ha fornito indicazioni in merito alle modalità operative per la gestione dei rifiuti urbani extraospedalieri nelle abitazioni su tutto il territorio nazionale, distinguendo tra i rifiuti prodotti da soggetti positivi al tampone in isolamento o in quarantena obbligatoria presso le abitazioni e i rifiuti prodotti in abitazioni dove non soggiornano soggetti positivi al tampone in isolamento o in quarantena obbligatoria. Il documento, inoltre, dà raccomandazioni per gli operatori e per le aziende del settore di raccolta, smaltimento e trattamento dei suddetti rifiuti.

Nell'affrontare la pandemia, tra le azioni volte al contenimento dell'infezione, si è ampiamente diffuso l'utilizzo di mascherine e guanti, anche nelle azioni quotidiane non direttamente collegate all'attività lavorativa. Nel contesto attuale, il termine DPI, anche se in modo improprio rispetto alla definizione normativa (ai sensi dell'articolo 74 del decreto legislativo n. 81/2008 "Testo Unico sulla Sicurezza sul Lavoro" è definito come Dispositivo di Protezione Individuale (DPI) "*qualsiasi attrezzatura destinata ad essere indossata e tenuta dal lavoratore allo scopo di proteggerlo contro uno o più rischi suscettibili di minacciarne la sicurezza o la salute durante il lavoro, nonché ogni complemento o accessorio destinato a tale scopo*") viene largamente utilizzato come sinonimo di mascherine e guanti, a prescindere dallo specifico scopo di utilizzo e dalla specifica tipologia.

In tale ambito il Centro Nazionale dei Rifiuti e dell'Economia Circolare di ISPRA ha sviluppato uno studio, elaborando il Rapporto "I rifiuti costituiti da DPI usati" (consultabile al link https://www.isprambiente.gov.it/files2020/notizie/rapporto-ispra-dpi-usati_1905.pdf), al fine di fornire elementi tecnici utili in materia di

classificazione dei rifiuti costituiti da dispositivi di protezione individuale (DPI) usati e dare indicazioni operative per le corrette modalità di raccolta e gestione degli stessi, nonché effettuare stime sull'andamento della produzione nazionale di tali rifiuti.

Inoltre, proprio sul tema DPI usati, ISPRA, nell'ambito del Gruppo di lavoro Ambiente-Rifiuti COVID-19 istituito in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità (ISS), ha redatto il Rapporto n. 26/2020 "*Indicazioni ad interim su gestione e smaltimento di mascherine e guanti monouso provenienti da utilizzo domestico e non domestico*".

Anche il Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale, avvalendosi della collaborazione del Centro Nazionale dei Rifiuti e dell'Economia Circolare di ISPRA, ha fornito indicazioni di carattere generale sulla gestione dei rifiuti a seguito dell'emergenza COVID 19, al fine di garantire la diffusione delle necessarie raccomandazioni per una corretta gestione dei rifiuti in fase emergenziale.

Il Consiglio SNPA del 23 marzo 2020, infatti, ha approvato il documento "*Prime indicazioni generali per la gestione dei rifiuti – emergenza COVID-19*" (disponibile al link: <https://www.snpambiente.it/2020/03/24/emergenza-covid-19-indicazioni-snpa-sulla-gestione-dei-rifiuti/>). Il documento, in particolare, ha previsto le modalità di gestione dei rifiuti urbani oggetto di raccolta differenziata e dei rifiuti urbani indifferenziati durante l'emergenza, ferme restando le cautele individuate dai rapporti pubblicati dall'ISS per garantire la tutela del personale addetto alla raccolta e del personale degli impianti.

Sempre a supporto del Sistema Agenziale, il Centro Nazionale dei Rifiuti e dell'Economia Circolare di ISPRA si è adoperato per la stesura della Linea Guida "*Indicazioni tecniche del consiglio del sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente (SNPA) relativamente agli aspetti ambientali della pulizia degli ambienti esterni e dell'utilizzo di disinfettanti nell'ambito dell'emergenza COVID-19 e delle sue evoluzioni*", un documento che, sulla base delle informazioni già fornite dall'ISS sulla disinfezione di ambienti esterni e superfici stradali ai fini della prevenzione dell'infezione da SARS-Cov-2, ha lo scopo di dare alcune indicazioni utili a minimizzare i possibili danni ambientali derivanti da tali pratiche sul territorio nazionale.

Infine, sempre al fine di fornire elementi conoscitivi per la gestione dei rifiuti nell'ambito della situazione emergenziale da SARS-CoV-2, ISPRA ha riferito alla Commissione parlamentare di inchiesta sulle attività illecite connesse al ciclo dei rifiuti e su illeciti ambientali ad esse correlati (Commissione Ecomafie) durante l'audizione del 7 maggio 2020. Sono stati trattati argomenti riguardanti la raccolta e il trattamento dei rifiuti ospedalieri e dei presidi individuali di protezione dismessi, dei rifiuti prodotti da pazienti tutelati a domicilio, la gestione dei rifiuti solidi urbani, sia nella fase dell'emergenza epidemiologica che in relazione a mutate abitudini di consumo. Inoltre sono state considerate eventuali criticità del sistema impiantistico nazionale. La medesima Commissione ha approvato all'unanimità (7 luglio 2020) la relazione "*Emergenza epidemiologica COVID-19 e ciclo dei rifiuti*" cui ISPRA ha collaborato per dare un quadro esaustivo in merito alla gestione del ciclo dei rifiuti nel periodo di emergenza e degli effetti dell'emergenza epidemiologica.

6.2 Attività ricognitiva a supporto del Ministero della Transizione Ecologica

L'ISPRA ed il Ministero della Transizione Ecologica (ex MATTM) hanno sottoscritto, in data 3/12/2018, una Convenzione relativa ad attività di ricerca tecnico-scientifica e giuridico-amministrativa di supporto alle attività istituzionali del Ministero della Transizione Ecologica, volte a garantire l'attuazione dell'articolo 206 bis del D.Lgs. 152/2006 relativo alla Vigilanza e Controllo in materia di rifiuti. In particolare, la Convenzione fa riferimento alla prevenzione della produzione della quantità e della pericolosità dei rifiuti ed all'efficacia, all'efficienza ed all'economicità della gestione dei

rifiuti, degli imballaggi e dei rifiuti di imballaggio, nonché alla tutela della salute pubblica e dell'ambiente. In materia di prevenzione dei rifiuti è di grande importanza tenere presente che nel nostro Paese si realizzano da tempo numerose iniziative e buone pratiche di prevenzione su scala locale fondate sulla conoscenza del territorio, dei flussi dei rifiuti e dei portatori di interesse e quindi più aderenti al contesto socio-economico.

6.3 L'End of Waste o Cessazione della qualifica di rifiuto

La disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto individuata dall'art. 184 ter del D.Lgs. 152/2006, stabilisce che un rifiuto cessa di essere tale qualora sia stato sottoposto a un'operazione di recupero, incluso il riciclaggio e la preparazione per il riutilizzo e soddisfi i criteri specifici, da adottare nel rispetto delle seguenti condizioni:

- a) la sostanza o l'oggetto è comunemente utilizzato per scopi specifici;
- b) esiste un mercato o una domanda per tale sostanza od oggetto;
- c) la sostanza o l'oggetto soddisfa i requisiti tecnici per gli scopi specifici e rispetta la normativa e gli standard esistenti applicabili ai prodotti;
- d) l'utilizzo della sostanza o dell'oggetto non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o sulla salute umana.

L'ISPRA fornisce il supporto tecnico al Ministero della Transizione Ecologica per lo svolgimento delle funzioni per la corretta attuazione delle norme di cui alla parte IV del D.Lgs. 152/2006 e, nell'ambito di tali attività, è chiamato ad esprimere pareri tecnici in merito agli schemi di decreti ministeriali aventi ad oggetto la disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto per specifiche tipologie di rifiuti.

Il citato articolo 184 ter, alla lettera d), impone una valutazione tecnica sull'utilizzo della sostanza/oggetto affinché non comporti impatti complessivi negativi sull'ambiente e sulla salute umana. A tal fine, anche l'Istituto Superiore di Sanità è coinvolto nel processo per la sua competenza nella valutazione dei profili sanitari di cui alla citata lettera d).

6.4 Terre e rocce da scavo

Il DPR 120/2017 reca la disciplina semplificata della gestione delle terre e rocce da scavo e disciplina le modalità con le quali le terre e rocce da scavo possono essere qualificate sottoprodotti ai sensi dell'art 184 bis del D.Lgs. n. 152/2006.

In particolare, l'allegato 4, relativo alle procedure di caratterizzazione chimico-fisiche e accertamento delle qualità ambientali, prevede che, nel caso di scavi in cui sia previsto l'utilizzo di additivi che contengono specifiche sostanze inquinanti, il soggetto proponente debba fornire all'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e all'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) la documentazione tecnica necessaria a valutare il rispetto dei requisiti di qualità ambientale.

Per verificare che siano garantiti i requisiti di protezione della salute dell'uomo e dell'ambiente, ISS e ISPRA prendono in considerazione il contenuto negli additivi delle sostanze classificate pericolose ai sensi del regolamento (CE) n. 1272/2008, relativo alla classificazione, etichettatura ed imballaggio delle sostanze e delle miscele (CLP), al fine di appurare che tale contenuto sia inferiore al «valore soglia» di cui all'articolo 11 del citato regolamento per i siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale e al «limite di concentrazione» di cui all'articolo 10 del medesimo regolamento per i siti ad uso commerciale e industriale.

6.5 Ulteriori attività:

- Attività in materia di analisi delle problematiche connesse all'attribuzione della caratteristica HP9 – rischio infettivo, ai rifiuti ai fini della loro classificazione;
- Attività, anche di supporto al Ministero della Transizione Ecologica, in materia di gestione dei fanghi di depurazione delle acque reflue con particolare riferimento all'utilizzazione in agricoltura ai sensi del D.Lgs. n. 99/92.
- Attività di analisi e monitoraggio della produzione e gestione di specifici flussi di rifiuti, tra cui quelli contenenti amianto.

7. SICUREZZA CHIMICA E SALUTE

di D. Esposito, E. Pace (DG-TEC)

7.1 Strumenti per la gestione del rischio chimico (REACH-CLP)

D. Esposito (DG-TEC)

Tutto quanto ci circonda e noi stessi siamo fatti di sostanze chimiche che possono essere naturali o prodotte in modo artificiale, mediante sintesi. Attraverso il loro impiego in tutti i campi di attività e il loro diffuso utilizzo nella vita quotidiana permettono di contribuire al benessere economico e sociale, tuttavia alcune di queste sostanze possono avere un impatto negativo sull'ambiente e sulla salute umana. Una corretta gestione lungo il loro ciclo di vita completo, dalla produzione fino allo smaltimento, è dunque fondamentale.

A livello europeo esiste un sistema normativo che garantisce un elevato livello di sicurezza nella gestione delle sostanze chimiche immesse sul mercato, permettendo di acquisire informazioni sui pericoli delle sostanze, in modo da valutarne i rischi per la popolazione e l'ambiente.

Il regolamento europeo REACH¹⁶ ha tra i suoi obiettivi quello di favorire la sostituzione graduale delle sostanze pericolose con alternative più sicure, tecnicamente ed economicamente adeguate. Inoltre, il REACH prevede l'individuazione di sostanze estremamente preoccupanti per la salute umana e per l'ambiente, potenzialmente contenute anche in prodotti destinati al consumatore, per i quali i fabbricanti sono tenuti a dare gratuitamente informazioni su richiesta.

Il Regolamento europeo CLP¹⁷ ha lo scopo di individuare i pericoli presentati dalle sostanze chimiche e di comunicarli in modo adeguato attraverso l'etichetta dei prodotti, su cui sono riportati anche i comportamenti da assumere quando si viene a contatto con sostanze chimiche pericolose. L'etichetta costituisce quindi un avviso per la tutela del consumatore. L'inventario completo delle sostanze classificate è disponibile sul sito web dell'Agenzia europea per le Sostanze Chimiche con sede ad Helsinki (ECHA).

Altre importanti misure di gestione riguardano le Restrizioni e le Autorizzazioni previste dal Regolamento REACH.

Le Restrizioni possono limitare la fabbricazione, l'importazione, il commercio o l'utilizzo di una sostanza. Ciascuna restrizione può arrivare anche al divieto di tutti gli usi o solo di alcuni usi specifici di una sostanza per cui è necessario trovare alternative più sicure. Grazie alle restrizioni, è possibile evitare rischi inaccettabili per la salute umana e l'ambiente.

L'Autorizzazione riguarda le sostanze estremamente preoccupanti presenti nell'elenco delle sostanze soggette ad autorizzazione, per le quali è vietato l'uso o il commercio nell'Unione europea dopo una certa data se non è stata richiesta e concessa l'autorizzazione. Per ottenere l'autorizzazione, le aziende devono dimostrare che i rischi derivanti dall'uso della sostanza sono trascurabili. In certi casi sono tenute anche a dimostrare che i benefici sono superiori ai rischi posti e che non esistono alternative idonee disponibili.

L'ISPRA è l'istituto tecnico-scientifico di riferimento per gli aspetti ambientali a supporto del Ministero della Salute, che è l'Autorità Competente italiana per l'applicazione delle

¹⁶ Regolamento (CE) n. 1907/2006 concernente la Registrazione, la Valutazione, l'Autorizzazione e la Restrizione delle sostanze chimiche (REACH)

¹⁷ Regolamento (CE) n. 1272/2008 sulla classificazione, l'etichettatura e l'imballaggio (CLP)

normative citate. Svolge le attività di valutazione del rischio ambientale delle sostanze chimiche, analizzandone le caratteristiche intrinseche di pericolosità, il loro destino e i possibili effetti sugli organismi e gli ecosistemi esposti in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità.

Inoltre partecipa direttamente alle attività del Comitato di valutazione dei Rischi (RAC) dell'ECHA. Tra i risultati di questo diretto coinvolgimento, ad esempio c'è il recente parere sulla proposta di restrizione d'uso delle microplastiche nei prodotti in commercio. **Le microplastiche** sono particelle di plastica solide, con dimensioni fino a 5 mm di diametro. Possono formarsi accidentalmente per usura di pezzi di plastica più grandi, ma sono anche fabbricate e aggiunte intenzionalmente ai prodotti (ad es. nei cosmetici come agenti abrasivi e leviganti). Una volta rilasciati nell'ambiente non si decompongono, si accumulano negli animali, compresi pesci e crostacei, che fanno parte della catena alimentare dell'uomo. Sono state rilevate anche negli alimenti e nell'acqua potabile. Negli studi di laboratorio, l'esposizione alle microplastiche è stata collegata a una serie di effetti (eco)tossici e fisici negativi sugli organismi viventi, per cui si è evidenziata la necessità di incrementare la conoscenza sulla presenza negli alimenti e sui potenziali effetti sulla salute.

Inoltre ISPRA è coinvolta nelle numerose attività relative alla gestione delle sostanze perfluoroalchiliche, i cosiddetti **PFAS**, oggetto di attenzione sia a livello nazionale sia a livello europeo per le caratteristiche note di pericolosità per l'uomo e l'ambiente. È stato dimostrato, infatti, che diversi PFAS sono cancerogeni e sono oggetto di approfondimento perché sospettati di interferire con il sistema endocrino (ormonale) umano. La maggiore preoccupazione è legata alla loro capacità di rimanere molto a lungo nell'ambiente e il loro rilascio e mobilità nell'acqua e nell'aria provoca una contaminazione difficilmente reversibile delle acque sotterranee anche ad uso idropotabile. È noto che alcuni PFAS si accumulano nei corpi degli esseri viventi e causano effetti tossici. L'uomo può essere esposto ogni giorno direttamente o attraverso l'ambiente, ad esempio, attraverso il cibo e l'acqua potabile.

Di fondamentale importanza è la costante attività di formazione e informazione a cui ISPRA partecipa per divulgare la conoscenza dei Regolamenti REACH e CLP e le azioni europee messe in campo per la gestione delle sostanze chimiche. In questo ambito, tra le varie iniziative, è stato svolto un progetto in collaborazione con l'Università La Sapienza per indagare, su un campione di studenti delle scuole medie superiori di Roma, il livello di informazione/conoscenza dei rischi per la salute e per l'ambiente derivanti dall'esposizione alle sostanze chimiche contenute nei prodotti di uso comune (a cura di Decataldo et al., 2016). La ricerca-intervento ha permesso di analizzare la qualità della consapevolezza e della percezione del rischio chimico e come potesse variare a seguito della realizzazione di una mirata campagna di informazione. Le stesse tematiche relative al rischio chimico sono state oggetto di uno studio di ISPRA (ISPRA, 2020) sulla rappresentazione, nei programmi di informazione televisiva, delle sostanze chimiche presenti nei prodotti di uso comune, dei relativi rischi per l'uomo e per l'ambiente e della loro gestione (prevenzione, minimizzazione, mitigazione).

BIBLIOGRAFIA

Decataldo A., Fasanella A., Maggi M., [a cura di], 2016. Comunicazione del rischio chimico-Sperimentazione e valutazione nelle scuole di Roma. FrancoAngeli Milano (open access).

ISPRA, 2020. Quaderni Ambiente e Società 22/2020. La rappresentazione televisiva del rischio da sostanze chimiche presenti in prodotti di uso comune e del loro impatto sull'uomo e sull'ambiente.

www.echa.europa.eu

www.reach.gov.it

7.2 Pesticidi

E. Pace (DG-TEC)

I pesticidi sono utilizzati in agricoltura per favorire la crescita e il mantenimento delle colture, evitando l'insorgere di malattie da parte di patogeni.

Essendo concepiti per combattere organismi ritenuti dannosi, i pesticidi possono comportare effetti negativi per tutte le forme di vita. Il loro uso si fonda su un difficile compromesso: sono sostanze pericolose rilasciate intenzionalmente nell'ambiente.

Una volta immesse nell'ambiente, in funzione delle caratteristiche molecolari, delle condizioni di utilizzo e di quelle del territorio, queste sostanze possono migrare nel suolo, nell'acqua e in aria, contribuendo all'inquinamento ambientale e ponendo un rischio per gli ecosistemi, nonché la perdita di biodiversità. Inoltre, la presenza di residui di pesticidi nei prodotti agricoli, ma anche negli animali da allevamento e prodotti derivati, e nell'acqua potabile, rappresenta un rischio immediato e nel lungo termine per la salute dell'uomo.

Un forte impulso a transitare verso un'agricoltura sostenibile è impartito da due strategie chiave nell'ambito del Green Deal europeo: "Dal produttore al consumatore" (*Farm to fork*) e la "Strategia sulla biodiversità". La nuova politica europea è volta a perseguire il risanamento ambientale e la produzione di alimenti sani e di qualità, a tal fine punta a ridurre la dipendenza da pesticidi chimici, in particolare è stato fissato entro il 2030, l'obiettivo di ridurre l'uso e il rischio complessivi dei pesticidi chimici del 50% e l'uso dei pesticidi più pericolosi del 50%.

La Commissione europea dispone di un quadro legislativo in materia di pesticidi fra i più avanzati del mondo, che ne regola l'intero ciclo di vita, dall'immissione sul mercato, all'uso, fino ai livelli massimi consentiti negli alimenti e nelle matrici ambientali, con il fine di garantire un elevato livello di protezione per la salute dell'uomo e dell'ambiente.

Per quanto riguarda la fase relativa all'impiego dei pesticidi, la direttiva europea sull'uso sostenibile dei pesticidi¹⁸, tramite i piani di attuazione a livello degli Stati Membri (Piani di Azione Nazionale - PAN), stabilisce gli obiettivi, le misure, le modalità e i tempi per la riduzione dei rischi derivanti dal loro impiego. Le misure introdotte sono volte a migliorare le pratiche agronomiche, minimizzando l'uso di sostanze chimiche, a proteggere i corpi idrici e le aree sensibili, a fornire un addestramento adeguato agli operatori. Sono previsti, inoltre, strumenti di monitoraggio (indicatori) per valutare i progressi compiuti.

Al fine di salvaguardare la salute dell'uomo, sono inoltre previste soluzioni per ridurre l'impatto anche in aree extra agricole frequentate dalla popolazione, quali le aree urbane, le strade, le ferrovie, i giardini, le scuole, gli spazi ludici di pubblica frequentazione.

L'ISPRA è coinvolta in molteplici attività nell'ambito della normativa nazionale ed europea relativa ai pesticidi, in particolare, partecipa all'attuazione del Piano di Azione Nazionale¹⁹. In questo contesto, ai fini della tutela dell'ambiente acquatico e dell'acqua potabile, sono stati sviluppati due indicatori di tendenza della presenza di residui di pesticidi nelle acque superficiali e sotterranee, che sono riferiti sia al complesso delle sostanze monitorate, sia a determinate sostanze rilevanti dal punto di vista dei rischi per la salute umana e per l'ambiente.

¹⁸ Direttiva 2009/128/CE che istituisce un quadro di azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi.

¹⁹ Decreto interministeriale n. 35 del 22 gennaio 2014 sull'adozione del Piano di Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari.

Con il supporto del Sistema agenziale, ISPRA pubblica periodicamente i risultati del monitoraggio dei pesticidi nelle acque, forniti dalle Agenzie per la protezione dell'ambiente e dalle Regioni. La pubblicazione del Rapporto nazionale pesticidi nelle acque ha lo scopo di illustrare lo stato di contaminazione delle acque superficiali e sotterranee derivante dall'uso dei pesticidi, sia in termini di diffusione territoriale, sia in termini di evoluzione temporale. Il rapporto esamina le criticità legate alla presenza di alcune sostanze problematiche e al rischio cumulativo delle miscele. Consente, inoltre, di verificare l'efficacia delle misure messe in atto per evitare impatti negativi su ambiente e salute.

Le informazioni statistiche e territoriali sono disponibili sul portale pesticidi dell'Istituto (www.pesticidi.isprambiente.it). Inoltre, i dati prodotti vengono utilizzati per popolare il portale europeo sul monitoraggio ambientale IPCHEM (<https://ipchem.jrc.ec.europa.eu>).

Un importante aspetto, perseguito in ambito SNPA, è l'armonizzazione del monitoraggio dei pesticidi sul territorio nazionale, in modo da arrivare ad una valutazione omogenea e rappresentativa dello stato ambientale delle acque.

La tematica pesticidi e i suoi effetti sulla salute dell'uomo, sugli ecosistemi e la biodiversità viene affrontata in vari prodotti dell'Istituto e progetti tra le amministrazioni competenti.

Inoltre, ISPRA partecipa in ambito europeo alla classificazione dei pericoli ambientali per queste sostanze. Attività condotta dal Comitato per la valutazione del rischio dell'ECHA, che vede il coinvolgimento di esperti dagli Stati Membri e dei portatori di interesse.

BIBLIOGRAFIA

ISPRA Rapporti 334/2020. Rapporto nazionale pesticidi nelle acque - dati 2017-2018

ISPRA Rapporto 330/2020. Sperimentazione delle misure del PAN

ISPRA Stato dell'ambiente 89/2020. Annuario dei dati ambientali

SNPA Report 13/2020. Qualità dell'ambiente urbano

SNPA LG 14/2018. Fitofarmaci: linea guida per la progettazione del monitoraggio di acque, sedimenti e biota

ISPRA MLG 152/2017. Monitoraggio nazionale dei pesticidi nelle acque - Indicazioni per la scelta della sostanze

Informazioni sugli indicatori del Piano di Azione Nazionale sull'uso sostenibile dei pesticidi: <https://indicatori-pan-fitosanitari.isprambiente.it>

8. EMERGENZE, DANNO AMBIENTALE E SALUTE

di F. Filippini (CRE-CSA), L. Calcagni (CRE-DAN), P. Scotto di Carlo (CRE-DAN), G. Baccaro (CRE-ETF), E. Nardi (CRE-ETF), R. Pacifico (CRE-ETF), C. Numa (CRE-ETF)

8.1 Prevenzione e riparazione del danno ambientale per la salvaguardia della salute

L. Calcagni, P. Scotto di Carlo (CRE-DAN)

La salute e il benessere delle persone sono strettamente legati allo stato dell'ambiente. Un ambiente sano rappresenta il presupposto per lo sviluppo del benessere fisico, mentale e sociale; di contro, l'alterazione dello stato dell'ambiente può avere effetti sulla salute umana, nel breve e nel lungo periodo.

Le alterazioni ambientali significative e misurabili rientrano nell'ambito della disciplina del danno ambientale, che si propone di studiare il deterioramento indotto da elementi inquinanti o fenomeni fisici, sulle risorse naturali quali terreno, acque superficiali e sotterranee, specie e habitat protetti, aree protette; la valutazione del danno ambientale è disciplinata dalla Direttiva 2004/35/CE, recepita nell'ordinamento italiano nella Parte Sesta del D.Lgs. 152/2006. La normativa comunitaria stabilisce che la determinazione del danno ambientale è applicabile, anche senza prova di dolo o colpa, alle alterazioni prodotte da specifiche attività professionali, individuate tra quelle che presentano un rischio per l'ambiente e la salute umana e che, con riferimento a specie e habitat protetti, il responsabile risponda anche del danno prodotto da attività diverse da quelle professionali nel caso di prova di dolo o colpa.

La disciplina del danno ambientale si occupa degli effetti negativi significativi e misurabili prodotti sulle diverse risorse naturali e sui servizi che le risorse naturali offrono ad altre risorse e all'uomo, con lo scopo di individuare le misure di riparazione nel caso in cui si è verificato un danno ambientale o le misure di prevenzione per evitare che si possa verificare un danno nel futuro.

Le misure di riparazione devono riportare le risorse naturali e/o i servizi persi nelle condizioni precedenti all'evento che ha prodotto il danno e devono compensare la perdita delle risorse e dei servizi, che si è protratta nel tempo che intercorre dal momento in cui si è verificato il danno fino alla completa attuazione delle misure di riparazione.

Diverse tipologie di eventi impattanti sull'ambiente possono avere, in relazione al coinvolgimento delle specifiche risorse naturali d'interesse per la Parte Sesta del D.Lgs. 152/2006 e alla loro magnitudo, rilievo tale da richiedere l'intervento dell'autorità competente che, per il danno ambientale, è il Ministero dell'Ambiente.

Esempi di eventi impattanti possono essere: una fuoriuscita di idrocarburi da un oleodotto con sversamento in un corpo idrico superficiale, che determina la moria di specie ittiche e avifauna protetta; una fuoriuscita di percolato da una discarica in seguito alla mancata captazione dello stesso e all'esistenza di discontinuità nei sistemi di impermeabilizzazione della discarica, con conseguente diffusione del percolato nel terreno; un incendio boschivo causato dall'esecuzione di lavori di messa in sicurezza di un versante, che determina la distruzione di una rilevante porzione di un bosco ricadente in un'area appartenente alla Rete Natura 2000; un dragaggio realizzato in maniera difforme rispetto gli atti autorizzativi, che determina una risospensione prolungata di sedimenti contenenti metalli pesanti che generano impatti negativi sullo stato di qualità delle comunità di molluschi presenti nell'area.

Gli eventi impattanti descritti, quando determinano un deterioramento significativo e misurabile, rappresentano eventi di danno ambientale. Un impatto è significativo, per le acque e per specie e habitat protetti, quando determina una compromissione dello stato (qualitativo, quantitativo, di conservazione, etc.), definito sulla base di attività di monitoraggio e di classificazione previste da specifiche Direttive europee. Per quanto

riguarda il terreno si ha un danno ambientale quando si determina l'insorgenza di un rischio significativo di effetti nocivi per la salute umana. La misurabilità consiste invece nella possibilità di effettuare un confronto ante e post evento.

Quando sussistono le condizioni per cui eventi impattanti sull'ambiente si configurano come eventi di danno ambientale, quindi, il Ministero dell'Ambiente richiede al responsabile l'adozione di opportune misure di riparazione. Quando il danno ancora non si è verificato, ma sussiste una minaccia imminente che possa verificarsi, il Ministero dell'Ambiente può richiedere l'adozione di opportune misure di prevenzione.

Per meglio comprendere in cosa possono consistere gli interventi di riparazione è possibile considerare il caso di un sito industriale in cui, a causa della fuoriuscita di sostanze contaminanti da alcuni dei serbatoi industriali, si è determinato il deterioramento dello stato chimico del corpo idrico sotterraneo tutelato; in questo quadro gli interventi di riparazione consistono nella captazione e nel trattamento delle acque di falda contaminate e nell'attuazione di misure di riparazione che compensano la perdita dei servizi. In relazione, invece, alle misure di prevenzione, è possibile citare il caso di una discarica caratterizzata da un consistente livello di percolato il cui argine risulta interessato da criticità strutturali per cui sussiste un rischio di crollo; in tale caso la misura di prevenzione della minaccia di danno al terreno consiste nell'attuazione degli interventi di consolidamento dell'argine per impedirne il crollo ed evitare la fuoriuscita di percolato.

Per misure di prevenzione e riparazione si intendono quindi, come illustrato negli esempi precedenti, tutte le iniziative praticabili per controllare, circoscrivere o eliminare il danno, allo scopo di limitare e prevenire oltre che ulteriori danni ambientali anche, in alcune circostanze, effetti negativi per la salute umana.

Gli effetti negativi prodotti da un evento dannoso su una risorsa naturale e sui relativi servizi sono misurati in relazione alla variazione di determinati parametri che definiscono lo stato di qualità della risorsa e il livello dei servizi offerti; alcuni di tali parametri sono funzionali anche alla tutela della salute umana, in questi casi la disciplina del danno ambientale, si configura anche come uno strumento per la salvaguardia della salute umana.

Espliciti riferimenti alla tutela della salute umana in questo senso sono forniti per il terreno, per il quale, nella disciplina del danno ambientale, è richiesta la garanzia che gli agenti contaminanti individuati siano eliminati, controllati, circoscritti in modo che il terreno contaminato, tenuto conto del suo uso attuale o approvato per il futuro al momento del danno, non presenti più un rischio significativo di causare effetti nocivi per la salute umana. Per questa risorsa naturale sono previste, in relazione a specifiche sostanze contaminanti, procedure nell'ambito della materia delle bonifiche, volte a individuare le concentrazioni di sostanze contaminanti ammissibili in un sito tali da tutelare la salute umana in relazione allo scenario di esposizione sito-specifico. Con riferimento a queste sostanze, l'esecuzione degli interventi di messa in sicurezza e di bonifica del terreno garantisce la riparazione del danno ambientale al terreno.

Esistono altre situazioni in cui si può rilevare la presenza nel terreno di ulteriori tipologie di sostanze come aeriformi/gas in concentrazioni prossime ai livelli di esplosività che, anche con riferimento alla configurazione del sito, rappresentano un rischio per la salute umana. Il rischio in questo caso non è inteso come un rischio a lungo termine valutato in relazione ai percorsi di esposizione d'interesse per la materia delle bonifiche (ingestione, inalazione, contatto dermico), ma è valutabile come un rischio per la sicurezza e la salute umana. In queste circostanze gli aeriformi/gas presenti nel terreno rappresentano una componente della risorsa naturale su cui intervenire, ai sensi della normativa sul danno ambientale, quando il livello di concentrazione raggiunge o è prossimo ai livelli di esplosività.

Un esempio relativo all'insorgenza di queste condizioni è rappresentato dal rinvenimento nel terreno di un sito utilizzato a scopo abitativo e commerciale, nel sistema dei sottoservizi e nei locali semi-interrati, di biogas contenente gas esplosivi in concentrazioni prossime o superiori al livello di esplosività tali da determinare un rischio per la salute umana. Il biogas deriva, in questo caso, dal processo di degradazione di rifiuti di origine urbana e industriale utilizzati all'interno di una ex cava successivamente adibita agli usi sopra descritti. Si è quindi resa necessaria l'esecuzione, da parte del responsabile, di interventi di captazione e trattamento del biogas che si configurano, in quanto interventi volti a ridurre il rischio di effetti negativi sulla salute umana, come interventi di riparazione del danno ambientale al terreno e, in relazione all'effetto di impedire l'ulteriore propagazione del biogas ad altre porzioni del sito, come interventi di prevenzione della minaccia di danno al terreno.

Come anticipato, alcuni parametri che descrivono lo stato delle risorse naturali, la cui alterazione consente di stabilire se si è verificato o meno un danno alla risorsa, hanno una valenza anche in termini di tutela della salute umana. Ad esempio, tra le sostanze che definiscono lo stato chimico di un corpo idrico sotterraneo tutelato, compaiono anche sostanze per cui sono previsti limiti di concentrazione affinché le acque del corpo idrico possano essere impiegate ad uso potabile. La variazione dei livelli di concentrazione di tali sostanze, per effetto di una o più sorgenti inquinanti, può comportare un'alterazione dello stato chimico del corpo idrico sotterraneo, tale da rappresentare un danno ambientale al corpo idrico. Al contempo la variazione dei livelli di concentrazione delle suddette sostanze può compromettere l'uso potabile delle acque determinando la perdita del servizio potabile. In tal caso gli interventi di riparazione della risorsa consentono anche di garantire per il futuro il servizio di fruizione di acqua potabile con effetti positivi sulla salute umana, mentre gli interventi di riparazione compensativa, compensano la perdita del servizio potabile attraverso l'esecuzione di interventi commisurati al valore della perdita.

Per meglio comprendere la situazione rappresentata, è possibile citare il caso di una contaminazione storica di un sito industriale in cui a causa di scarichi illeciti e dell'interramento di fusti contenenti sostanze contaminanti (solventi clorurati) si è determinata la contaminazione della falda acquifera con conseguente declassamento dello stato di qualità (stato chimico) del corpo idrico sotterraneo tutelato e perdita di conformità per l'uso potabile delle acque. Al fine di tutelare la salute umana si è resa necessaria l'interruzione dell'approvvigionamento idrico dall'acquedotto pubblico alimentato dalle acque del suddetto corpo idrico e la realizzazione di infrastrutture alternative. In questo caso gli interventi di riparazione per la risoluzione della problematica consistono nella realizzazione di interventi di disinquinamento delle acque del corpo idrico, che riportando le concentrazioni dei solventi nei limiti per il buono stato chimico, garantiranno la conformità per l'uso potabile. Gli interventi di riparazione compensativa, commisurati al valore della perdita del servizio potabile, potranno consistere in interventi di tutela di corpi idrici sotterranei e di ottimizzazione dei relativi servizi, realizzati anche in zone diverse rispetto al sito in esame.

Un ulteriore esempio di come il deterioramento dello stato di qualità di un corpo idrico tutelato può avere ripercussioni anche sui servizi offerti dalla risorsa, con effetti diretti sul benessere umano (in quanto tali servizi garantiscono la fruizione della risorsa in un ambiente salubre), è rappresentato dal servizio di balneazione offerto dalle acque marino-costiere nei tratti aventi questa destinazione. Tra i parametri che secondo la normativa di settore vengono monitorati per consentire la balneazione compare l'Escherichia coli. La concentrazione dell'Escherichia coli nelle acque marino-costiere destinate alla balneazione è definita al fine di garantire che non si verifichino effetti negativi sulla salute umana dei fruitori del servizio dovuti ad una contaminazione di origine fecale delle acque marino-costiere.

Un esempio in cui un danno alle acque marino-costiere può determinare la perdita del servizio di balneazione, è rappresentato dal protrarsi nel tempo di uno scarico fuori norma in uscita da un depuratore di acque reflue urbane. Tale scarico ha determinato un danno alle acque marino-costiere nella zona dello scarico a causa di superamenti protratti nel tempo di alcuni dei parametri che influenzano lo stato ecologico delle acque marino-costiere; i monitoraggi ambientali effettuati, inoltre, hanno rilevato superamenti delle concentrazioni limite di *Escherichia coli*, tali da imporre l'emissione di un divieto di balneazione. In tale caso si rende necessaria l'imposizione al responsabile di misure di riparazione, al fine di riparare sia il danno prodotto alla risorsa sia la perdita del servizio di balneazione ad essa correlata con effetti positivi sul benessere umano dati dalla possibile fruizione di un ambiente salubre.

Ulteriori risorse tutelate dalla disciplina del danno ambientale sono rappresentate dagli habitat e specie protette; in relazione a questa risorsa un danno ambientale si configura nel caso in cui si verifica un deterioramento del relativo stato di conservazione, per cui il carattere di significatività è espresso rispetto alla capacità di rigenerazione naturale e ai servizi offerti dai valori ricreativi connessi. Anche in questo caso, pertanto, esiste una correlazione tra il danno alla risorsa e i servizi da essa offerti, con possibili ricadute anche sulla salute umana connesse alla fruibilità di tali servizi. Un esempio per comprendere l'espressione del danno ambientale a questa tipologia di risorse è rappresentato dal caso del già citato incendio boschivo, che ha determinato la distruzione di una larga porzione di un bosco ricadente in un'area della Rete Natura 2000 in cui si ha la presenza di alcune specie protette. Tale evento ha determinato un danno alla risorsa a causa della distruzione delle specie protette e della conseguente perdita dei servizi connessi al bosco, rappresentati dalla possibilità di fruire di esso a fini ludici e ricreativi. In questo caso al responsabile deve essere imposta una misura di riparazione consistente nella ripiantumazione delle specie arboree distrutte; poiché un ripristino di questo tipo richiede tempistiche lunghe, nel periodo transitorio vengono richieste anche misure di riparazione compensative finalizzate a migliorare ulteriori aree boschive della zona in cui poter godere dei servizi ludici e ricreativi di cui non è possibile fruire nel bosco danneggiato. Tale esempio mostra come un danno su specie e habitat possa avere dirette ripercussioni sul benessere umano e come i lunghi tempi di ripristino rendano necessarie misure compensative finalizzate a tutelare nel transitorio il benessere umano.

Dagli esempi proposti emerge come il verificarsi di un danno ambientale possa avere effetti sulla salute umana, direttamente connessi alle risorse danneggiate, come nel caso della contaminazione del terreno, o correlati ai servizi che possono offrire le risorse naturali, come nel caso dell'utilizzo potabile dell'acqua o della possibilità di fruizione di un bosco a scopi ludici o ricreativi. Le misure di prevenzione e riparazione previste dalla disciplina del danno ambientale, proponendosi come obiettivo il contenimento o il ripristino delle alterazioni ambientali, si configurano anche come uno strumento utile per la tutela della salute umana, sia per effetto degli interventi direttamente mirati ai servizi offerti delle risorse naturali a vantaggio del benessere umano, sia per gli interventi mirati esclusivamente alle risorse naturali, dal momento che un ambiente sano rappresenta il presupposto per lo sviluppo del benessere fisico, mentale e sociale.

8.2 Gestione delle emergenze ambientali: la salute dell'uomo attraverso la salvaguardia dell'ambiente

G. Baccaro (CRE-ETF), E. Nardi (CRE-ETF), Re. Pacifico (CRE-ETF), C. Numa (CRE-ETF)

8.2.1 Introduzione

Si definisce emergenza una qualsiasi situazione critica causata da un evento eccezionale, che determina una situazione potenzialmente pericolosa per l'immediata incolumità delle persone e/o dei beni/strutture e/o dell'ambiente e che richiede interventi eccezionali ed urgenti per essere gestita e riportata alla normalità. L'emergenza ambientale è un evento che interessa le matrici ambientali quali acqua, aria e suolo e richiede l'intervento immediato di strutture operative e di mezzi disponibili presso enti e/o strutture pubbliche di riferimento, generalmente strutture del SNPA che effettuano interventi di protezione ambientale.

Per comprendere la portata di questo tipo di avvenimenti dobbiamo considerare che solo nel 2019 sono stati registrati su tutto il territorio nazionale 2160 eventi gestiti in emergenza. Questi eventi hanno impattato tutte le matrici ambientali, anche se in proporzioni differenti.

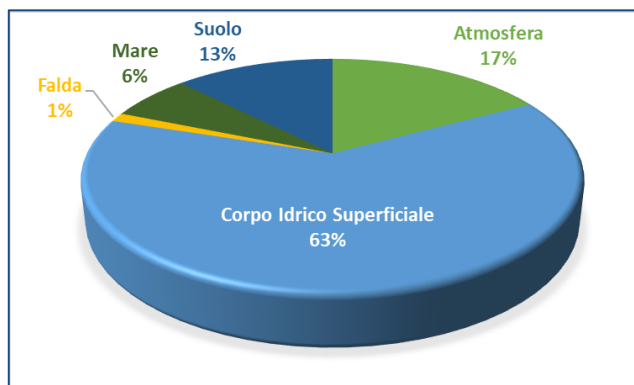


Figura 8.1: Percentuale relativa alle matrici coinvolte nelle attivazioni in emergenza nel 2019

8.2.2- Rischi naturali e antropici come minaccia per ambiente e salute

Tutti i paesi Europei sono impegnati nella protezione dell'ambiente e indirizzano le loro politiche secondo il perseguimento di uno sviluppo sostenibile. La rapida urbanizzazione e industrializzazione, il cambiamento climatico e un mondo sempre più interconnesso hanno portato ad un notevole aumento del numero e della varietà di rischi naturali e tecnologici che determinano una quantità sempre crescente di impatti sulla salute umana e sull'ambiente.

Il nuovo piano ambientale europeo (*Green Deal*) annovera tra i suoi pilastri la protezione della salute e il benessere dei cittadini, intesi come parte integrante dell'habitat in cui essi vivono, dai rischi di natura ambientale e dalle relative conseguenze.

Per affrontare la sfida relativa alla salvaguardia della salute e della sicurezza dei cittadini e degli ecosistemi è pertanto indispensabile agire tempestivamente e evitare che gli eventi emergenziali possano causare, qualora non gestiti in modo rapido e appropriato, il degrado ambientale che poi si porta come conseguenze dirette il peggioramento della qualità di vita e delle condizioni di salute della cittadinanza.

Pensando quindi agli obiettivi da perseguire, diventa fondamentale costruire percorsi d'interconnessione tra i vari attori che consentano di aumentare la consapevolezza del rischio ambientale. In tale contesto, diventa fondamentale instaurare una stretta collaborazione tra cittadinanza, autorità istituzionalmente preposte, enti di ricerca e sistema produttivo, onde poter arrivare a soluzioni condivise. In tal senso, i programmi di informazione e formazione rivolti sia agli addetti ai lavori sia ai cittadini in merito ai

rischi presenti sul territorio servono a creare una consapevolezza dei potenziali pericoli, evitando che questi siano sottovalutati o sopravvalutati, consentendo un'adeguata risposta da parte dei soggetti preposti, con la collaborazione e partecipazione attiva della collettività.

8.2.3 Sistema di Risposta alle Emergenze (SRE) e strumenti di gestione integrata e sinergica

Le emergenze ambientali hanno spesso delle ripercussioni sulla salute dell'uomo sia per effetti acuti e/o cronici (compresi gli effetti psicologici come ansia nevrosi e depressione), sia per effetti socioeconomici che hanno risvolti sulla salute. La gestione di queste emergenze richiede una capacità di intervento immediato e un coordinamento dell'azione da parte dei numerosi soggetti chiamati ad intervenire (Protezione Civile, Vigili del Fuoco, ASL, Enti Istituzionali a vario titolo, ecc.) a causa delle molteplici competenze necessarie al fine di contrastare i possibili effetti sulle differenti matrici ambientali, che possono essere originati sia da una fonte di contaminazione primaria sia dalla diffusione, ad altre componenti ambientali, degli effetti derivanti da quest'ultima.

Nei casi di emergenza, le attività immediate sono di competenza degli enti di primo soccorso quali ad esempio i Vigili del fuoco, mentre l'ISPRA assicura il supporto tecnico scientifico in tempo reale o nel tempo differito.

A tal fine, ISPRA agisce in coordinamento con le Agenzie del SNPA, fornendo il supporto tecnico agli Enti istituzionalmente preposti alla gestione dell'emergenza:

- 1) per la definizione delle prime misure di sicurezza da adottare nell'immediato per la salvaguardia dell'ambiente e la salute dell'ecosistema;
- 2) per la valutazione dell'estensione dell'inquinamento e delle matrici ambientali potenzialmente impattate".

Allo stesso scopo l'Istituto può essere chiamato nella fase immediatamente successiva all'emergenza a partecipare, su invito delle Autorità locali (Sindaco, Prefetto) o su richiesta delle Agenzie del SNPA, a specifici tavoli tecnici.

Nel post emergenza, ISPRA collabora con gli Enti preposti alla gestione dell'emergenza per ridurre gli impatti sull'uomo e sull'ambiente degli eventi emergenziali attraverso la partecipazione a tavoli tecnici di coordinamento, mediante:

- la predisposizione di misure di prevenzione degli effetti ambientali tendenti a minimizzare gli effetti dell'evento sull'ambiente e, di conseguenza, l'impatto sull'uomo;
- la predisposizione di carte tematiche derivanti dall'osservazione della Terra da satelliti che consentono, ove possibile, la definizione delle aree da indagare per eventuali inquinamenti derivanti da ricadute al suolo di inquinanti in atmosfera.

Il sistema di risposta alle emergenze dell'ISPRA è descritto in un regolamento di attivazione dell'Istituto in emergenza.

Nel regolamento sono riportate l'ambito di applicazione, le modalità di attivazione dell'Istituto, le fattispecie di intervento e i compiti in situazioni di crisi e di emergenza. Nello stesso documento sono definiti l'organizzazione e gli organi di coordinamento e le modalità operative; in ultimo si riportano le misure tendenti al rafforzamento delle capacità.

La gestione dell'emergenza è divisa in tre fasi operative:

- pianificazione dell'intervento;
- gestione dell'emergenza;
- valutazioni post-evento.

Il modello operativo è per funzioni di supporto e le funzioni individuate per assicurare l'intervento dell'Istituto, che rispondono al coordinatore dell'emergenza, sono:

- funzione "coordinamento operativo";
- funzione "supporto specialistico";

- funzione “comunicazione e informazione”;
- funzione “supporto amministrativo e logistico”.

Il regolamento dell'ISPRA, inoltre, prevede strumenti di gestione integrata e sinergica che si espletano attraverso l'attivazione del SNPA mediante la Rete Operativa dei referenti SNPA per le emergenze ambientali. Tale Rete Operativa è destinata, in primo luogo, ad assicurare una celere acquisizione e condivisione di dati, documenti e riscontri tecnici, necessari per la gestione di emergenze e a favorire l'organizzazione di azioni comuni sul territorio. In secondo luogo, permette di svolgere approfondimenti comuni su aspetti tecnici e procedurali rilevanti ai fini della gestione operativa degli interventi specialistici, da porre in atto nelle diverse fasi del ciclo dell'emergenza, finalizzati alla riduzione degli effetti dannosi sull'ambiente e conseguentemente fondamentali per limitare gli effetti avversi sull'ecosistema e prevenire le ripercussioni che senza un adeguato intervento si avrebbero sul benessere e la salute dell'uomo.

8.3 Osservazione della Terra a supporto della tutela della salute

F. Filippini (CFE-CSA)

Dati e prodotti satellitari di osservazione della Terra, insieme alle simulazioni generate con modelli numerici, offrono uno strumento operativo a supporto del monitoraggio ambientale in situazioni di emergenza, e della valutazione del danno ambientale.

Lo strumento di supporto tecnico scientifico al monitoraggio fornisce informazioni nelle dimensioni temporale e spaziale a diverse risoluzioni, consentendo la caratterizzazione delle diverse matrici ambientali e dello stato di salute dell'ecosistema. Le informazioni vengono generate in modalità operativa, come ad esempio il sistema previsionale dello stato del mare e i prodotti di mappatura della vegetazione, o tramite specifica attivazione nel tempo reale o nel tempo differito, come ad esempio il monitoraggio nel tempo dell'areale di dispersione di sostanze inquinanti. Nel caso di attivazione in situazioni di eventi accidentali che determinano un'emergenza ambientale, l'analisi dei dati satellitari di osservazione della Terra, con orbita elio-sincrona e geostazionaria, acquisiti sull'area interessata dall'evento accidentale, unita alle simulazioni dei modelli numerici, fornisce informazioni spazializzate che consentono di valutare la situazione precedente l'evento accidentale e monitorare lo sviluppo di diversi parametri ambientali fisici e geo-biochimici. La capacità di poter effettuare una valutazione della situazione precedente l'evento accidentale, spesso irrealizzabile con altri approcci, rende lo strumento di osservazione della Terra e modellistico di particolare valore nel supporto alla stima del danno ambientale. Inoltre, la capacità dei satelliti di osservare i processi ambientali da remoto consente di essere rapidi nel monitoraggio di un evento accidentale, oltre a non interferire con le operazioni di gestione dell'emergenza in campo, fornendo informazioni utili ad orientare azioni di tutela. L'osservazione in continuo, offerta dai dati satellitari, consente infine di proseguire il monitoraggio delle aree interessate da eventi accidentali anche per lungo periodo, allo scopo di valutare lo stato di salute dell'ecosistema e supportare la valutazione dell'efficacia delle misure di riparazione del danno ambientale. La capacità di supporto al monitoraggio è tuttavia dipendente dalla disponibilità di acquisizioni satellitari ad una adeguata risoluzione spaziale per i periodi di interesse, anche in funzione del grado di copertura nuvolosa.

I prodotti di mappatura tematica, generati da dati di osservazione della Terra, come ad esempio la mappatura degli Habitat, sono di supporto alla valutazione della biodiversità. Biodiversità spesso significa diversità ecosistemica, diversità funzionale e, quindi, stato di salute dell'ambiente, con beneficio di tutti gli organismi che traggono vantaggio da tali funzioni. Il mantenimento della salute dell'ambiente e del funzionamento degli ecosistemi, i quali svolgono una serie di funzioni che contribuiscono anche al benessere e alla salute dell'uomo, chiamati servizi ecosistemici, va salvaguardato anche

attraverso azioni di monitoraggio integrato, che utilizzino diversi strumenti operativi, come quello offerto dall'osservazione della Terra e dalla modellistica numerica.

La salute dell'ambiente è legata alla salute umana e dell'ecosistema. I prodotti di osservazione della Terra consentono di monitorare lo stato degli ecosistemi, in relazione a cambiamenti naturali (ad esempio climatici) o antropici, utilizzando le piante come bio-indicatori di disturbi ambientali. È possibile, infatti, quantificare la variazione di vigoria delle piante, nelle diverse fasi fenologiche, dovuta a situazioni di stress ambientale come incendi, calamità naturali e meteorologiche, siccità, patogeni, disastri ambientali, attività illegali nella gestione forestale, che rappresentano minacce alla salute dell'ambiente e dell'ecosistema.

In aggiunta al monitoraggio di parametri legati allo stato della vegetazione, i dati satellitari consentono la stima di altre variabili, legate alla caratterizzazione delle matrici ambientali. Esempi di informazioni, derivabili da dati satellitari di osservazione della Terra, sono i parametri bio-geochimici legati alla qualità delle acque, le anomalie radiometriche dovute alla dispersione di contaminanti, il cambiamento di superfici naturali percorse da incendio. Sensori satellitari di tipo ottico multispettrale e iperspettrale, di recente sviluppo, consentono la stima di concentrazione di specifici composti, come gli inquinanti atmosferici, contribuendo all'integrazione di informazioni essenziali, finalizzate ad indirizzare azioni per la tutela della salute.

I prodotti di mappatura, generati dal Centro di sorveglianza ambientale presso il Centro nazionale per le crisi e le emergenze ambientali e il danno dell'ISPRA, hanno consentito, ad esempio, di realizzare delle sperimentazioni operative, condotte a seguito di incendi verificatisi in impianti industriali e di stoccaggio dei rifiuti, e di monitorare la dispersione di sostanze pericolose e contaminanti nelle matrici ambientali aria e acqua. L'esperienza, finora maturata nell'ambito delle attività di supporto tecnico scientifico in occasione di eventi accidentali, ha dimostrato come l'utilizzo di dati satellitari di osservazione della Terra, insieme alle simulazioni generate con modelli numerici, possa fornire uno strumento operativo di supporto all'emergenza ambientale e al danno, utile ad orientare azioni di tutela e di monitoraggio, finalizzate alla salvaguardia della salute dell'ambiente e dell'ecosistema.

8.4 Impatti ambientali degli incendi in impianti industriali e possibili conseguenze per la salute

E. Nardi (CRE-ETF), L. Calcagni (CRE-DAN), P. Scotto di Carlo (CRE-DAN), F. Filippini (CRE-GSA)

Tra inizio 2014 e agosto 2017, sono stati censiti 259 incendi negli impianti di trattamento di rifiuti, concentrati per il 47,5% al nord, il 16,5% al centro, il 23,7% al Sud e il 12,3% nelle isole. (relazione sul fenomeno degli incendi negli impianti di trattamento e smaltimento di rifiuti doc. XXIII n. 35). Questi dati, seppur non recenti, indicano un fenomeno di rilevanza nazionale che non può essere trascurato.

In aggiunta, nel 2019 sono stati registrati 199 incendi gestiti in emergenza dal SNPA (Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente). Questi dati sono relativi esclusivamente ad incendi di origine antropica, di natura dolosa o causati da incidenti, relativi anche ad impianti industriali.

Affrontare l'insorgere e la propagazione di un incendio in un impianto industriale richiede una notevole capacità ed esperienza non solo per la gestione delle fiamme, aspetto di stretta competenza dei Vigili del Fuoco, ma per la gestione di tutti gli aspetti ambientali che necessariamente avranno ripercussioni rilevanti sulla salute degli ecosistemi e dell'essere umano.

Il verificarsi di un incendio all'interno di un impianto industriale rappresenta un'emergenza sia di tipo sanitario che ambientale; i rischi indotti da un incendio

dipendono da una molteplicità di fattori che rendono le operazioni di gestione dell'emergenza particolarmente complesse.

I rischi sono correlati all'ampiezza dell'incendio, alla quantità e composizione del materiale bruciato, alla temperatura che viene raggiunta durante le varie fasi dell'incendio, alla durata dell'evento e alle condizioni meteorologiche che influenzano la dispersione degli inquinanti emessi in atmosfera. È inoltre di fondamentale importanza, per la valutazione dei rischi associati all'incendio, l'ubicazione del sito e la vicinanza dei centri abitati o di particolari strutture vulnerabili (come ad esempio scuole e ospedali). Un incendio provoca un inquinamento di tipo diretto che interessa l'atmosfera (dovuto al rilascio di gas tossici derivati dalla combustione e dei prodotti della decomposizione delle sostanze bruciate) e effetti indiretti sul suolo (con ripercussioni anche sulla flora e la fauna) e sui corpi idrici superficiali, dovuti alla successiva deposizione al suolo delle sostanze inquinanti e alla non corretta gestione delle acque meteoriche di dilavamento dei piazzali potenzialmente inquinati e delle acque di spegnimento dell'incendio, con conseguenze sulla salute e la conservazione degli ecosistemi.

Il particolato e le ceneri prodotte dai processi di combustione contengono, in determinate condizioni, sostanze tossiche e/o cancerogene come metalli pesanti, composti organici volatili (COV), policlorobifenili (PCB), idrocarburi policiclici aromatici (IPA), e diossine. Questi prodotti di combustione, oltre ad essere estremamente importanti per la valutazione degli effetti acuti sulla popolazione a rischio, devono anche essere valutati per i loro effetti secondari dovuti al fenomeno delle ricadute nell'ambiente circostante e alla deposizione sul suolo e nei corpi idrici, dove possono persistere per lungo tempo e bioaccumularsi lungo la catena alimentare attraverso il consumo di acqua e cibo contaminati. Gli incendi industriali, pertanto, possono avere impatti sulla salute umana e dell'ecosistema sia in forma diretta ed immediata (per la propagazione di sostanze tossiche) sia in forma indiretta e protratta del tempo (per l'esposizione a suoli, acque e organismi che possono essere stati contaminati).

INCENDI IMPIANTI INDUSTRIALI

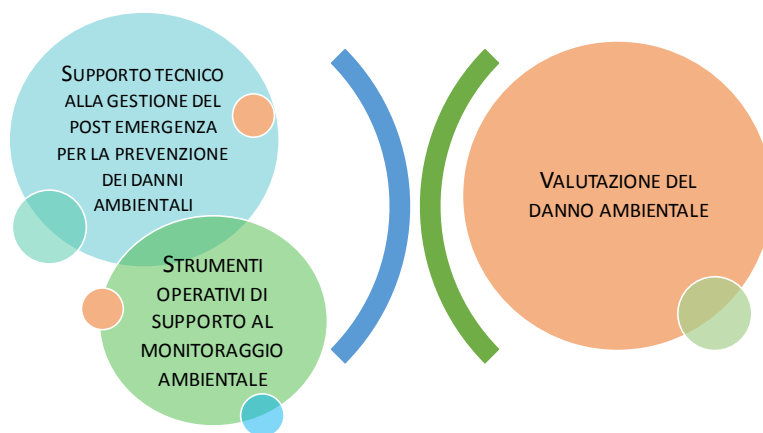


Figura 8.2: Schema delle azioni a supporto alla valutazione di impatti ambientali degli incendi in impianti industriali.

Il compito di ISPRA nell'affrontare un'emergenza legata ad un incendio è quello di supportare il decisore nella fase successiva all'operazione di contenimento delle

fiamme e di soccorso, operazione di stretta competenza dei Vigili del Fuoco ed eventualmente del personale di protezione civile. In particolare, nella fase di post emergenza, a seguito dell'attivazione di tavoli tecnici, su invito del Sindaco o del Prefetto e in affiancamento all'Agenzia ambientale territorialmente competente, ISPRA è chiamata a mettere a disposizione le competenze necessarie per gestire gli aspetti di protezione dell'ambiente e di salvaguardia dell'ecosistema.

La gestione di questo tipo di emergenza richiede notevole esperienza e competenze tecniche che ISPRA, nell'ambito del SNPA, può garantire attraverso l'attivazione del centro nazionale per le crisi, le emergenze ambientali e il danno (CN-CRE).

Il CN-CRE può intervenire per supportare il decisore nella fase dell'emergenza in merito:

- alla definizione dei possibili prodotti di combustione dedotti attraverso la valutazione della tipologia delle sostanze bruciate;
- alla valutazione dell'estensione areale dell'inquinamento atmosferico e alle possibili aree di ricaduta al suolo dei contaminanti attraverso valutazione meteorologiche sulle precipitazioni e la direzione dei venti;
- alla corretta gestione delle acque di spegnimento dell'incendio attraverso l'utilizzo tempestivo di sistemi di contenimento e quando possibile di deviazione delle condutture;
- alle misure di sicurezza da adottare nell'immediato per la salvaguardia dell'ambiente e la salute dell'ecosistema.

Nella fase dell'emergenza, uno degli aspetti più problematici da gestire è quello relativo alla determinazione quali-quantitativa dei livelli di inquinanti presenti nelle aree circostanti. Il personale specializzato che interviene sul posto nella prima fase dell'emergenza deve decidere, basandosi sulle informazioni ottenute dal gestore dell'impianto e sull'esperienza personale, quali sono gli inquinanti da monitorare e soprattutto in quali punti eseguire le prime analisi speditive e i campionamenti. In questo contesto può essere di supporto l'utilizzo di dati di osservazione della Terra e della modellistica numerica previsionale. Dati e prodotti satellitari di osservazione della Terra offrono uno strumento operativo a supporto del monitoraggio ambientale, in situazioni di emergenza dovute ad incendi di tipo antropico, e della valutazione dell'impatto sulla qualità dell'aria. Tale strumento consente di effettuare delle valutazioni senza la necessità di recarsi sul sito dell'evento, ed è in grado di fornire informazioni nelle dimensioni spaziale e temporale, anche legate alla determinazione delle condizioni precedenti l'evento incendiario che sarebbero altrimenti molto difficile stabilire, sebbene abbia dei limiti legati alla disponibilità di acquisizioni satellitari, talvolta legate alla presenza di copertura nuvolosa.

Nell'ambito degli incendi in impianti industriali, i dati di osservazione della Terra consentono di:

- identificare l'anomalia termica dovuta all'energia radiativa emessa da incendi;
- individuare il *plume* atmosferico, ovvero la colonna di fumo, generato dagli incendi, attraverso un'analisi dell'attenuazione radiometrica;
- monitorare l'evoluzione del *plume* atmosferico nel tempo;
- identificare le superfici interessate dall'incendio;
- monitorare il dilavamento delle acque di spegnimento, che possono essere contaminate da sostanze inquinanti, e il loro deflusso in corpi idrici superficiali.

Sensori satellitari di tipo ottico multispettrale di recente sviluppo consentono inoltre di stimare la concentrazione di inquinanti atmosferici che, sebbene ad una risoluzione spaziale che non consentirebbe l'individuazione del *plume* atmosferico di uno specifico evento, possono consentire l'identificazione di anomalie nelle concentrazioni di inquinanti presenti in atmosfera nell'area geografica interessata dall'evento incendiario.

I prodotti sviluppati a partire da dati satellitari di osservazione della Terra, generati dal Centro di Sorveglianza Ambientale (CSA) presso il CN-CRE dell'ISPRA, hanno consentito

di sperimentare operativamente lo strumento di supporto alle attività di emergenza in casi di incendio verificatisi in impianti industriali e di impianti di trattamento e stoccaggio dei rifiuti. I prodotti sono stati utilizzati allo scopo di identificare le superfici interessate dall'incendio, individuare l'area interessata dal passaggio del *plume* atmosferico e la sua evoluzione nel tempo, dimostrando l'efficacia di tale strumento a supporto di azioni di orientamento delle azioni di tutela e di monitoraggio, ad esempio per l'identificazione dei siti di prelievo dei campioni per le analisi delle diverse matrici ambientali.

Tra i futuri sviluppi dello strumento operativo a supporto del monitoraggio ambientale in situazioni di emergenza c'è quello di utilizzare i dati satellitari di osservazione della Terra per rispondere alle esigenze del decisore anche in modalità near real-time a supporto dei modelli numerici per la stima delle concentrazioni degli inquinanti presenti nel *plume* atmosferico e la loro deposizione al suolo, nonché all'identificazione dei siti di prelievo dei campioni per il monitoraggio degli inquinanti, per la salvaguardia dell'ambiente e la salute dell'ecosistema. Gli impatti ambientali prodotti dagli incendi che interessano gli impianti industriali possono anche assumere rilievo in termini di danno ambientale.

Come detto, gli impatti tipicamente connessi con incendi di questa tipologia sono rappresentati dagli effetti determinati dai fenomeni di ricaduta dei fumi, dagli effetti prodotti dalle azioni realizzate nelle fasi di spegnimento dell'incendio, ad esempio in relazione alle acque di spegnimento, e dagli effetti determinati dai rifiuti di combustione; tali impatti possono assumere la natura di un danno ambientale alle risorse naturali d'interesse per la Parte Sesta del D.Lgs. 152/2006 in relazione alla loro significatività e misurabilità.

Per quanto riguarda gli impatti derivanti dai fenomeni di ricaduta dei fumi, al verificarsi di un incendio si procede, a tutela della salute umana, a monitorare le sostanze disperse in atmosfera tramite gli strumenti e secondo le modalità precedentemente descritti. Ai fini del danno ambientale è importante l'individuazione dei fenomeni di ricaduta sul terreno, misurabili attraverso analisi ambientali effettuate sul *top soil*, i cui esiti vengono usualmente analizzati in confronto alle concentrazioni soglia di contaminazione stabilite nel titolo V della Parte Quarta del D.Lgs. 152/2006-riferite alla destinazione d'uso del sito in cui si effettua il campionamento o ai valori di fondo laddove definiti.

In relazione agli impatti connessi con le operazioni svolte durante lo spegnimento degli incendi, appare di rilievo la gestione delle acque di spegnimento. Le diverse modalità di gestione delle acque di spegnimento nel corso dell'incendio e nella fase post-incendio hanno un ruolo rilevante tra le azioni di prevenzione del danno ambientale alle risorse naturali esposte alla diffusione di tali acque, che contengono sia le sostanze estinguenti sia le sostanze presenti nelle diverse sezioni dell'impianto. In particolare, nella fase di spegnimento dell'incendio possono essere messe in atto azioni finalizzate al contenimento e all'immagazzinamento delle acque di spegnimento per il successivo smaltimento finale, mediante l'applicazione di misure atte ad impedire lo sbocco di tali acque nei suoli circostanti, nei corpi idrici ricettori e/o presso impianti di depurazione che, non essendo in grado di sostenere il grosso carico inquinante in arrivo, perdono la loro efficacia depurativa.

Possono presentarsi situazioni in cui l'attuazione delle azioni di contenimento risulta inefficiente, ad esempio per l'impossibilità di chiudere i tombini della rete di raccolta (per presenza di ostacoli che limitano l'accesso) o per la presenza nel sito di vasche di raccolta di capienza insufficiente per garantire lo stoccaggio delle acque di spegnimento.

In queste circostanze si verificano fenomeni di dispersione delle acque di spegnimento (nel terreno in aree non pavimentate dell'impianto o nei corpi idrici adiacenti, eventualmente raggiunti per la particolare configurazione del sito, in cui in alcune

circostanze possono anche determinarsi fenomeni di moria ittica) e di diffusione nell'ambiente delle sostanze contaminanti in esse contenute che possono dar luogo all'insorgenza di un danno ambientale alle risorse naturali d'interesse per la Parte Sesta del D.Lgs. 152/2006.

Per meglio comprendere come può essere verificata la sussistenza di un danno ambientale, è possibile considerare il caso di sversamento delle acque di spegnimento in un corpo idrico superficiale tutelato limitrofo all'impianto in seguito all'esaurimento del volume di stoccaggio disponibile in sito. In questo caso l'esecuzione di campionamenti in punti posti a monte (bianco) e a valle dello scarico consente di determinare l'impatto dello scarico delle acque di spegnimento sul corpo idrico. Al fine di stabilire se l'impatto è stato tale da aver prodotto un danno ambientale al corpo idrico superficiale è necessario effettuare campionamenti riferiti alle sostanze contenute nelle acque di spegnimento e alle sostanze e parametri che descrivono lo stato di qualità del corpo idrico. I dati acquisiti saranno poi confrontati con i dati di monitoraggio pregressi del corpo idrico, relativi allo stato di qualità così come definito nella Parte Terza del D.Lgs. 152/2006.

In alcune condizioni, lo scarico di acque di spegnimento in un corpo idrico superficiale può anche determinare un'ingente moria ittica. Al riguardo per stabilire se l'impatto rappresenta o meno un danno ambientale, è importante individuare le specie interessate dalla moria verificando se si tratti o meno di specie protette—e la significatività degli effetti negativi in relazione allo stato di conservazione, secondo quanto previsto dalla Parte Sesta del D.Lgs. 152/2006.

In tali circostanze possono essere emanate Ordinanze Sindacali che, in via cautelativa, impongono divieti relativamente ai possibili usi delle acque del corpo idrico superficiale, come: il divieto di captazione per usi agricoli, il divieto di pesca, ecc. con effetti negativi sugli usi della risorsa. Il divieto di pesca, determinato dalla diffusione delle acque di spegnimento, non consente l'uso a scopo ricreativo del corpo idrico superficiale e quindi ha effetti negativi sulla possibilità di fruire di un ambiente salubre con effetti negativi sulla salute umana.

Relativamente, infine, ad ulteriori impatti negativi che possono essere prodotti dagli incendi di impianti industriali, è opportuno ricordare che successivamente alle attività di spegnimento dell'incendio permangono in sito diverse tipologie di rifiuti derivanti dalla combustione. In questo contesto, al fine di evitare che gli effetti della presenza di tali rifiuti possano tradursi in un danno ambientale al terreno e/o ai corpi idrici presenti appare imprescindibile una corretta gestione garantendo il loro rapido invio ad impianti esterni di recupero o smaltimento previo stoccaggio in aree idonee in modo che non siano esposti all'azione degli agenti atmosferici. Gli agenti atmosferici, infatti, innescano fenomeni di dilavamento dei rifiuti o fenomeni di trasporto eolico di polveri che possono determinare l'insorgenza di un danno ambientale alle risorse citate ed effetti negativi alla salute umana. Più in generale l'inalazione delle polveri o la contaminazione del terreno potrebbero determinare effetti negativi sulla salute umana a cui si aggiunge la perdita di fruibilità di un ambiente salubre dovuta alle limitazioni d'uso dei corpi idrici.

Le descritte fattispecie di danno ambientale in relazione agli impatti derivanti dagli incendi di impianti industriali, mostrano come le azioni di prevenzione previste dalla disciplina del danno ambientale, possono rappresentare uno strumento a tutela della salute umana, in quanto finalizzate al mantenimento di un ambiente salubre.

Da quanto descritto emerge come le azioni attuabili dall'ISPRA in relazione alla problematica degli incendi industriali svolgono un ruolo di tutela per la salute umana e degli ecosistemi, sia in termini di individuazione degli effetti nocivi che tali incendi possono determinare direttamente o indirettamente sulla salute umana, sia in termini di individuazione di azioni di prevenzione o di riparazione da imporre qualora necessarie.

9. VALUTAZIONI AMBIENTALI E SALUTE

di F. De Maio (DG_SAS), S. Rieti, A. Cacciuni (VAL-ASI)

9.1 VIA, VAS, AIA

Il Sistema Nazionale delle Agenzie di Protezione Ambientale negli anni ha contribuito in modo sostanziale alle esigenze operative di coloro che, a vario titolo, sono soggetti attivi nell'ambito delle procedure di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA), Valutazione Ambientale Strategica (VAS), Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) in relazione alla valutazione della componente salute.

In questo ambito ISPRA svolge attività di supporto alla Commissione Tecnica VIA-VAS e alla Commissione IPCC, attività operative di ispezione/controllo, redazioni di PMC (Piano di Monitoraggio e Controllo).

Nel campo della salute pubblica e della tutela ambientale, sono stati effettuati vari tentativi di integrazione tra entrambi i sistemi, a livello nazionale e locale, sia nel Piano Nazionale della Prevenzione, sia con l'emanazione del decreto sui LEA (livelli essenziali di assistenza). Nonostante ciò continua a persistere una compartimentazione delle tematiche ambientali e sanitarie.

IL D.Lgs. n. 104/2017, emanato a recepimento della direttiva UE 2014/52/UE, ha introdotto una serie di modifiche normative al D.Lgs. n. 152/2006 e s.m.i, per le parti relative alla procedura di VIA. Nello specifico la Direttiva UE ha sottolineato l'importanza di valutare i rischi per la salute umana conseguenti alla realizzazione dei progetti sottoposti al rilascio di autorizzazioni ambientali, in particolare di quelli sottoposti a VIA, includendo in maniera esplicita il fattore "Popolazione e salute umana" nella lista dei temi che devono essere considerati. In tal modo la Direttiva ha integrato di fatto la visione puramente ambientale che aveva caratterizzato fino a quel momento la normativa di riferimento, ribadendo chiaramente che in ogni procedura di VIA deve essere effettuata la stima dei possibili impatti derivanti dalla realizzazione dei progetti esaminati sulla componente salute pubblica, da lì in poi indicata come Popolazione e salute umana, chiarendo che ogni stato membro, nel recepimento della stessa direttiva, può imporre norme anche più restrittive.

In riferimento alle valutazioni sanitarie nell'ambito delle procedure di VIA, con il D.Lgs. n. 104/2017 l'Italia ha inserito alcune norme aggiuntive, puntualizzando all'art. 2 la definizione di "Valutazione d'impatto sanitario (VIS)"²⁰, prevedendone all'art. 12 l'obbligatorietà per alcune specifiche tipologie di impianti sottoposti a VIA di competenza nazionale, indicati all'Art. 9 della Legge n. 221 del 28 dicembre 2015²¹. Lo stesso D.Lgs. n. 104/2017 (art. 26) ha inoltre abrogato il DPCM 27/12/1988, atto normativo in cui erano esplicitate le informazioni che i proponenti dovevano fornire obbligatoriamente al fine di consentire alle istituzioni di effettuare valutazioni a tutela della salute pubblica.

²⁰ La Valutazione di Impatto sulla Salute (VIS) rappresenta uno strumento a supporto dei procedimenti amministrativi e dei processi decisionali riguardanti programmi, piani e progetti sottoposti a valutazione d'impatto ambientale ed è una procedura che consente d'individuare e analizzarne gli impatti sulla salute umana

²¹ Art. 9, Legge 28 dicembre 2015 n. 221: "Valutazione di impatto sanitario per i progetti riguardanti le centrali termiche e altri impianti di combustione con potenza termica superiore a 300 MW, nonché impianti di raffinazione, gassificazione e liquefazione"

Nel frattempo, l'SNPA aveva redatto le Linee Guida VIIAS [ISPRA 2016] per rispondere all'esigenza maturata negli ultimi anni di dotare gli operatori, in particolare quelli appartenenti al Sistema delle Agenzie per l'Ambiente e al Servizio Sanitario Nazionale, di uno strumento metodologico per una valutazione integrata dei potenziali impatti dei determinanti ambientali sulla salute, prendendo spunto da esperienze simili già esistenti in altri Paesi e in definizione in alcune regioni Italiane. Le Linee Guida VIIAS definiscono sostanzialmente i criteri per lo svolgimento delle attività ordinarie di VIA, VAS e AIA previste dalle normative vigenti, ma, seppur approvate a suo tempo dal Consiglio Federale del sistema ambientale e recepite anche nel progetto CCM del Ministero della Salute T4HIA²², non possono comunque essere applicate nelle procedure di AIA in quanto non hanno coerenza normativa.

Sempre nel 2016, il lavoro svolto dal Gruppo di Lavoro nel succitato progetto CCM del Ministero della Salute T4HIA, ha prodotto il documento *"Valutazione di Impatto sulla salute. Linee guida per proponenti e valutatori"*, che ha costituito uno dei punti di partenza per la stesura delle Linee Guida VIS²³ successivamente predisposte da parte dell'Istituto Superiore di Sanità (*Linee Guida per la valutazione di impatto sanitario*, ISS, 2019) in base a quanto stabilito dal D.Lgs n. 104 del 16 giugno 2017.

Va però ricordato che la metodologia indicata in entrambi i succitati documenti e quella indicata dalle linee guida VIS dell'ISS non possono essere utilizzate per analizzare i possibili effetti sulla salute associabili all'esposizione alle emissioni di un impianto sottoposto ad AIA (non ILVA), in quanto ad oggi non c'è alcuna legge che lo prescriva. Unica eccezione è l'AIA dell'ILVA in cui si dovrebbe utilizzare esclusivamente la Valutazione del Danno Sanitario VDS [Decreto interministeriale 24 aprile 2013]. Infatti, la legge n. 231/2012 e il successivo decreto ministeriale attuativo (DPCM 24.04.2013), che riporta il percorso metodologico ed i criteri per la redazione del "Rapporto di valutazione del danno sanitario" da utilizzare nell'ambito delle revisioni di AIA per stabilimenti ritenuti di "interesse strategico nazionale" (de facto solo l'ILVA), sono attualmente gli unici atti normativi che contemplano la valutazione della componente salute all'interno delle procedure di AIA.

Inoltre, la VDS, per il modo in cui è strutturata dal punto di vista metodologico, prevede che la procedura si arresti al primo step nel caso in cui non vi sia stato il superamento dei limiti normativi degli inquinanti diffusi in atmosfera.

A questo proposito va sottolineato che la concezione secondo la quale il rispetto dei valori di riferimento imposti dalla normativa basti da solo a tutelare la salute umana, è ampiamente smentita dalla letteratura scientifica, infatti i risultati degli studi epidemiologici indicano che i valori soglia attualmente ritenuti cautelativi dovrebbero essere rivalutati [Di *et al.*, 2017].

Ad oggi però, solo in presenza di danno sanitario accertato conseguente all'operatività dell'impianto, e di superamento degli standard della qualità ambientale dovuti

²² Il progetto "Tools for Health Impact Assessment - t4HIA", finanziato dal Centro per il Controllo e la prevenzione delle Malattie (CCM) del Ministero della Salute e coordinato dalla Regione Emilia-Romagna, ha coinvolto 10 Regioni, una Provincia Autonoma e 3 Istituti Centrali, tra cui ISPRA ed ISS con l'obiettivo di mettere a punto linee guida e strumenti per la valutazione degli impatti sulla salute di progetti e proposte.

²³ vedi Art. 1, comma 2 del Decreto del Ministero della Salute del 27 marzo 2019.

all'impianto autorizzato e/o di superamento dei limiti emissivi e di inottemperanza alle prescrizioni AIA, l'autorità sanitaria locale può richiedere il riesame della procedura di AIA come previsto dal TUA²⁴.

Le modifiche normative introdotte con il D.Lgs. 104/2017 alla parte seconda del Testo unico dell'ambiente prevedono che siano adottate, su proposta del SNPA, linee guida nazionali e norme tecniche per l'elaborazione della documentazione finalizzata allo svolgimento della valutazione di impatto ambientale. In risposta a tale richiesta, ISPRA, insieme all'Istituto Nazionale per la Sicurezza Nucleare e la Radioprotezione (ISIN) ed alle Agenzie dell'SNPA, ha predisposto il documento *Norme tecniche per la redazione degli studi di impatto ambientale*, approvate dal Consiglio SNPA (Riunione Ordinaria del 09.07.2019), ed attualmente in fase di Recepimento da parte del MiTE. Il documento in oggetto fornisce uno strumento per la redazione e la valutazione degli studi di impatto ambientale per le opere riportate negli allegati II e III della parte seconda del D.Lgs. 152/06 s.m.i. Le indicazioni riportate nelle Norme Tecniche integrano i contenuti minimi previsti dall'art. 22 e le indicazioni dell'Allegato VII del D.Lgs. 152/06 s.m.i., sono riferite ai diversi contesti ambientali e sono valide per le diverse categorie di opere. Il loro obiettivo è quello di fornire indicazioni pratiche, chiare e possibilmente esaustive, definendo il processo ed i contenuti per la redazione degli Studi di Impatto Ambientale (SIA), ponendo attenzione al perseguimento degli obiettivi di sostenibilità.

Sostanzialmente nel documento vengono trattati gli elementi tecnico-scientifici in materia ambientale che dovrebbero confluire nella nuova normativa tecnica sulla VIA, alla luce delle nuove conoscenze maturate rispetto alle precedenti norme tecniche indicate nell'abrogato DPCM del 1988, dei nuovi strumenti tecnici e normativi e delle nuove informazioni disponibili, nonché dell'introduzione della Valutazione Ambientale Strategica (VAS).

Per quanto riguarda la salute umana, nel documento la definizione Salute Pubblica è stata sostituita dalla definizione Popolazione e Salute umana, così come adottata nelle Linee Guida EU del 2017²⁵ che approfondiscono i contenuti della Direttiva UE del 2014, e ripresa nell'Allegato VII alla Parte Seconda del D.Lgs. 152/2006, punto 4. Le specifiche indicazioni riportate in riferimento al fattore Popolazione e Salute umana evidenziano la complessità che caratterizza la definizione di salute di una popolazione afferente all'area interessata dalla realizzazione di un progetto.

Attività in corso

Accordo di collaborazione tra ISPRA e Ministero della Salute per garantire l'esecuzione di misure finalizzate alla tutela della salute e della protezione ambientale, relative alle valutazioni e alle autorizzazioni ambientali: AIA, VIA e VIS.

²⁴ Secondo quanto stabilito dall'articolo 29-quater comma 7, in presenza di circostanze intervenute successivamente al rilascio dell'autorizzazione il Sindaco, qualora lo ritenga necessario nell'interesse della salute pubblica, può, con proprio motivato provvedimento, corredato dalla relativa documentazione istruttoria e da puntuali proposte di modifica dell'autorizzazione, chiedere alla Provincia competente di riesaminare l'autorizzazione rilasciata ai sensi dell'articolo 29-octies.

²⁵ Environmental Impact Assessment of Projects – Guidance on the preparation of the Environmental Impact Assessment Report (Directive 2011/92/EU as emanated by 2014/52/EU, (Box 12, pag. 13, §1.3 Environmental factors, punto 1.3.1 Scope of environmental factors covered by the Directive)

Ispra fornisce:

- supporto tecnico per la redazione di pareri per le istruttorie AIA e per la partecipazione alle Conferenze dei Servizi
- altre attività inerenti alla tematica Ambiente e Salute:
 - o *Urban Health*. Documento di indirizzo per la pianificazione urbana in un'ottica di Salute Pubblica;
 - o *Gard (Global alliance Respiratory Disease): "Inquinamento Atmosferico e Cambiamenti Climatici"* Elementi per una strategia nazionale di prevenzione;
 - o Progetti CCM: Sistema operativo nazionale di previsione e prevenzione degli effetti del caldo sulla salute in relazione all'epidemia COVID19
 - o Attività relative alle attività del Piano Prevenzione Caldo 2020-2025

Atto integrativo della convenzione quadro triennale 2019-2021 del 3 giugno 2019 tra il MATTM (ora MiTE) e ISPRA, per il supporto all'attività istruttoria della Commissione Tecnica di Verifica per l'Impatto Ambientale VIA/VAS del 14 ottobre 2020.

ISPRA fornisce:

- supporto tecnico alla Commissione Tecnica di Verifica dell'Impatto Ambientale (CTVIA) per le attività istruttorie preliminari dei progetti sottoposti a VIA di interesse Nazionale e per l'analisi e la valutazione di documenti VAS.

Altre attività:

- attività di divulgazione (Webinar) riguardanti i contenuti dello Studio di Impatto Ambientale (SIA) nelle procedure di VIA, tra cui il fattore Popolazione e Salute umana e VIS.

BIBLIOGRAFIA

Di Q., Dai L., Wang Y., Zanobetti A., Choirat C., Schwartz J.D., Dominici F., 2017. Association of Short-term Exposure to Air Pollution With Mortality in Older Adults. *JAMA*, 26, 318(24): 2446-2456.

ISPRA, 2016. Linee guida per la valutazione integrata di impatto ambientale e sanitario (VIAS) nelle procedure di autorizzazione ambientale (VAS, VIA e AIA). ISPRA-Manuali e linee guida-133/2016. ISBN: 978-88-448-0758-0

ISPRA, 2020. Valutazione di impatto ambientale. Norme tecniche per la redazione degli studi di impatto ambientale. Linee Guida SNPA n. 28/2020. 08/05/2020. ISBN 978-88-448-0995-9 Roma, Maggio 2020.

ISS, 2019. Linee guida per la valutazione di impatto sanitario. D.Lgs. 104/2017. Rapporti ISTISAN 19/9. ISSN: 1123-3117 (cartaceo) • 2384-8936 (online).

CCM, 2016. Linee Guida VIS per valutatori e proponenti - T4HIA, finanziato dal CCM - Centro per il Controllo e la prevenzione delle Malattie del Ministero della Salute, Giugno 2016.

<http://www.ccm->

[network.it/imgs/C_27_MAIN_progetto_416_listaFile_List11_itemName_2_file.pdf](http://www.ccm-network.it/imgs/C_27_MAIN_progetto_416_listaFile_List11_itemName_2_file.pdf)

10. SITI CONTAMINATI E SALUTE

di F. Silvestri (GEO-PSC), A. Vecchio (GEO-PSC), A. Ausili (CN -COS ANTR) E. Romano (CN -COS ANTR)

10.1 Gli effetti della contaminazione dei suoli su ambiente e salute in ambito nazionale e comunitario

F. Silvestri (GEO-PSC), A. Vecchio (GEO-PSC)

La contaminazione del suolo e delle acque sotterranee rappresenta una minaccia concreta per la salute dell'uomo e delle altre specie viventi. Concentrazioni di sostanze chimiche tossiche e/o cancerogene in queste matrici possono essere molto dannose soprattutto quando l'esposizione ad esse si protrae nel tempo. La sostanza tossica o cancerogena può determinare un rischio significativo nel momento in cui dalla matrice ambientale in cui è presente migra o perviene al recettore.

L'obiettivo delle bonifiche di suoli e acque sotterranee contaminate è quindi quello di eliminare le sorgenti di contaminazione dalle matrici *top soil*, suolo superficiale e suolo profondo, e dalle acque sotterranee, o quanto meno fare in modo che le stesse non creino effetti negativi per l'uomo, quindi che non raggiungano il recettore oltre una soglia che viene ritenuta pericolosa.

La normativa nazionale relativa alle bonifiche dei siti contaminati (D.Lgs. 152/2006, Parte IV, Titolo V) prevede proprio che la definizione dello stato di contaminazione del suolo, sottosuolo e delle acque sotterranee sia effettuata attraverso una valutazione sia degli effetti sulla salute (rischio sanitario) associati all'esposizione dei recettori umani, ovvero i fruitori delle aree, sia degli effetti sulle risorse naturali (rischio ambientale) quali ad esempio acque sotterranee,

Esistono, per molti contaminanti correlazioni dirette tra esposizioni all'inquinamento e incidenza di patologie, questo sia nel caso di metalli pesanti, sia nel caso di contaminati organici. A volte basta un'esposizione anche a poche PPM di inquinante e per un tempo breve per avere i primi effetti avversi, che in alcuni casi possono anche essere severi.

La probabilità di effetti avversi da inquinamento del suolo e delle acque sotterranee è anche legata all'utilizzo che delle matrici viene fatto. E' chiaro che se un'acqua inquinata viene utilizzata massicciamente a scopo irriguo, il rischio di trasferimento della contaminazione dall'acqua alle specie coltivate e di qui all'uomo incrementa parecchio. Così un suolo utilizzato a scopo ricreativo da recettori minorenni è molto più pericoloso di un suolo utilizzato a scopo industriale, soprattutto quando quest'ultimo è pavimentato.

In Europa il 60-70% dei suoli sono degradati a causa di pratiche di utilizzo scorrette: ad esempio il 21% dei suoli ha limiti per il cadmio superiori alla soglia di pericolo per l'uomo e allo stesso modo l'83% dei suoli ha almeno un residuo di pesticidi (Baritz, 2021).

I suoli contaminati mettono a repentaglio la qualità delle acque potabili, la salute umana e la biodiversità.

Allo stato attuale non esiste un aggiornamento a livello europeo della Strategia Tematica sul Suolo, (STS) che è, al 2021, in stato di revisione dello schema iniziale del 2006. Secondo la STS i siti contaminati (*local soil contamination*) rappresentano una delle minacce più importanti al degrado del suolo. Per fronteggiare tale minaccia, a livello europeo, si partiva da una definizione comune di "sito contaminato" (cioè le aree che rappresentano un rischio significativo per la salute umana e per l'ambiente derivante dalla presenza nei terreni di sostanze chimiche di origine antropica) e da un comune processo di identificazione e di soluzione della problematica da parte degli Stati Membri. La STS affrontava anche l'aspetto della prevenzione della contaminazione, introducendo l'obbligo di contenere l'introduzione di sostanze pericolose nel suolo (EU,

2006). Al momento è in fase di consultazione pubblica la proposta di una nuova Strategia Tematica Europea (https://ec.europa.eu/environment/news/commission-consults-new-eu-soil-strategy-2021-02-02_en) che punta in particolare alla definizione degli strumenti più efficaci per la riduzione di tutte le minacce al suolo (inclusa la contaminazione) e sulla definizione di sistemi comuni per il monitoraggio dei suoli oltre che di obiettivi comuni da raggiungere per migliorare la qualità dei suoli.

La protezione del suolo è direttamente connessa alla tutela delle acque superficiali e sotterranee in base alla Direttiva Quadro Europea sulle Acque (*Water Framework Directive* 2000/60 EC) e alla Direttiva sulla Protezione delle Acque Sotterranee (*Groundwater Directive* 2006/118 EC).

Vi sono tuttavia, numerose altre Direttive che in qualche modo impattano sulla tematica della contaminazione del suolo sono: la Direttiva sulla Responsabilità Ambientale (*Environmental Liability Directive* 2004/35 EC) che prevede la definizione di "danno al terreno" legato ai rischi per la salute umana dovuti all'immissione di sostanze chimiche in ambiente; la Direttiva sulle Emissioni Industriali (*Industrial Emission Directive* 2010/75 EC) che prevede una "relazione di riferimento" sullo stato del suolo antecedente all'autorizzazione alle emissioni degli impianti oggetto della Autorizzazione Integrata Ambientale per verificare, a chiusura dell'attività, l'eventuale impatto di tali emissioni sulla matrice terreno e la necessità di azioni di bonifica e ripristino del sito; la Direttiva Seveso (Ultimo aggiornamento Direttiva 2012/18 EC) che regola la valutazione dei rischi di incidenti rilevanti nel caso di sostanze pericolose; la Direttiva sui Fanghi di Depurazione (*Sewage Sludge Directive* 86/278 CEE) mira a regolamentare l'uso dei fanghi di depurazione in agricoltura in modo tale da prevenire effetti nocivi sul suolo, la vegetazione, gli animali, l'uomo e da non compromettere la qualità del suolo e dei prodotti agricoli; la Direttiva Discariche (*Landfill Directive* 1999/31 EC) che è presa a riferimento anche per la progettazione degli interventi di messa in sicurezza in caso di rifiuti presenti o fonti primarie di contaminazione nei siti di bonifica; Regolamento sui fertilizzanti (*Fertilizers Regulation* EU 2019/1009) stabilisce la definizione di "prodotti fertilizzanti dell'UE" e stabilisce le norme per la loro messa a disposizione sul mercato e definisce anche le soglie per la presenza di contaminanti nei prodotti fertilizzanti, in particolare il cadmio, per ridurre al minimo l'inquinamento del suolo; Regolamento sul Mercurio - Recepimento Convenzione di Minamata (*Mercury Regulation* EU 2017/852) che prevede la limitazione dell'immissione in ambiente del mercurio e dei suoi composti, in particolare, è stabilito che gli Stati Membri assicurino una buona gestione dei siti contaminati da mercurio ed effettuino un reporting sulle specifiche azioni intraprese; Regolamento POPs - Recepimento Convenzione di Stoccolma (*Persistent Organic Pollutants Regulation* EC No 850/2004) per la riduzione in ambiente (incluso il suolo) dei Contaminanti Organici Persistenti (POPs).

Finalizzata alla protezione dei suoli e delle acque sotterranee è anche la Strategia per la Biodiversità 2030, che prevede una significativa accelerazione nel processo di bonifica dei siti contaminati mediante anche la definizione di obiettivi che, oltre alla tutela della salute, garantiscano un "buono stato ecologico" del suolo. Inoltre, è previsto che il rischio derivante dall'utilizzo dei pesticidi debba essere ridotto del 50%, similmente alla strategia "Farm2Fork".

Al fine di ridurre la concentrazione di contaminanti nel suolo esiste infine uno "Zero Pollution Plan" per suolo e acque, che comprende un aggiornamento della normativa che copre numerose sorgenti di inquinamento che al momento non sono contemplate. Anche la "Soil Mission Board for Soil, Health and Food" suggerisce di raddoppiare la velocità di ripristino dei siti contaminati.

Relativamente in particolare agli effetti sulla salute derivanti dal consumo di prodotti alimentari in aree oggetto di contaminazione dei suoli, sempre più importanza rivestono

i documenti prodotti dall'Agenzia per la Sicurezza Alimentare (*European Food Safety Agency* - EFSA). L'EFSA effettua valutazione del rischio in merito a una vasta gamma di prodotti chimici e prodotti chimici che possono eventualmente trovarsi in alimenti o mangimi perché presenti naturalmente nell'ambiente o come risultato di attività umana. Questo lavoro viene svolto dal gruppo di esperti scientifici dell'EFSA sui contaminanti nella catena alimentare. Di particolare rilievo sono gli studi più recenti relativi ai metalli ed in particolare: Piombo (EFSA, 2010), Cromo (EFSA, 2014) e Arsenico (EFSA, 2021). Tali studi hanno delle implicazioni importanti non solo nelle aree destinate a produzione alimentare (agricole, zootecniche), ma più in generale anche per la definizione dei livelli di tossicità legati all'ingestione diretta di suolo.

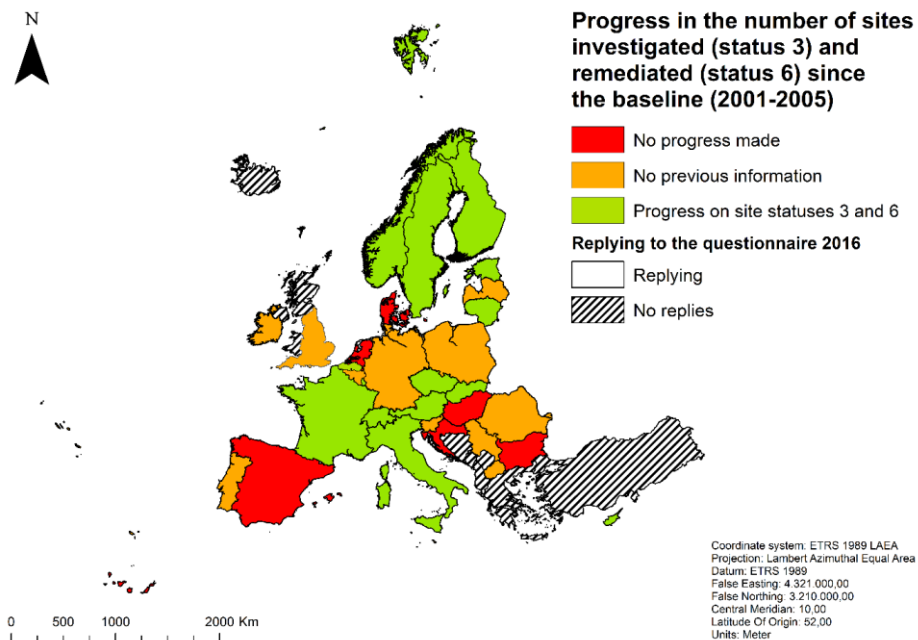


Figura 10.1: Progresso nella gestione e bonifica dei siti contaminati in Europa confrontando i dati al 2016 con i dati forniti nella prima raccolta (2001-2005) (JRC, 2018).

Sempre in materia di siti contaminati, l'Agenzia Europea dell'Ambiente (*European Environment Agency* - EEA) in collaborazione con il Centro Comunitario di Ricerca (*Joint Research Center* - JRC) raccoglie le informazioni in ambito comunitario sulla gestione dei siti contaminati attraverso una Rete di Centri Nazionali di Riferimento sul Suolo (*National Reference Center on Soil*) con uno o più referenti per ogni Stato Membro. Sulla base della raccolta dei dati basati su questionari che comprendono uno scambio volontario di informazioni, statistiche, dati di *background* per ciascun Paese della UE, viene periodicamente aggiornato l'Indicatore della EEA "Progresso nella gestione dei siti contaminati in Europa" (EEA *Indicator LS1003*). ISPRA (attualmente l'Area GEO-PSC) è National Reference Center per la tematica "*Soil Contamination*" e fornisce i dati alla EEA sin dalla prima raccolta effettuata nel 2001.

L'ultima raccolta dati sui siti contaminati è stata effettuata nel 2016 dal JRC che ha prodotto poi un rapporto tecnico nel 2018 (JRC, 2018). L'Italia (Fig. 10.1) ha registrato un progresso significativo dalla "baseline" (riferita alla prima raccolta dati) sia relativamente alle indagini e all'identificazione delle aree contaminate (*investigated sites*) sia nella bonifica delle aree a rischio (*remediated sites*).

L'ultimo aggiornamento dell'Indicatore della EEA risale al 2011 (EEA, 2011) ed è interessante notare per l'Europa e per il nostro Paese sia il contributo dei diversi settori produttivi alla contaminazione dei suoli (Fig. 10.2) sia i principali contaminanti interessati (Fig. 10.3).

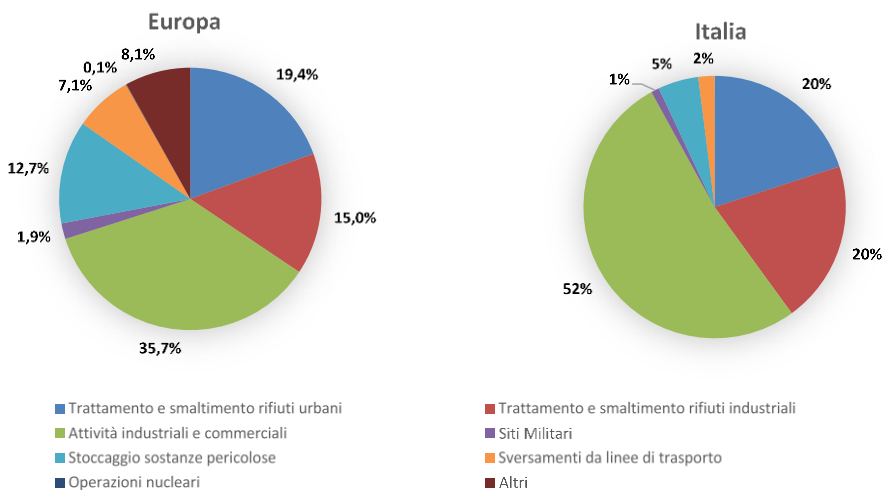


Figura 10.2: Le attività principali che inquinano il suolo in Europa e in Italia (Fonte EEA, 2011)

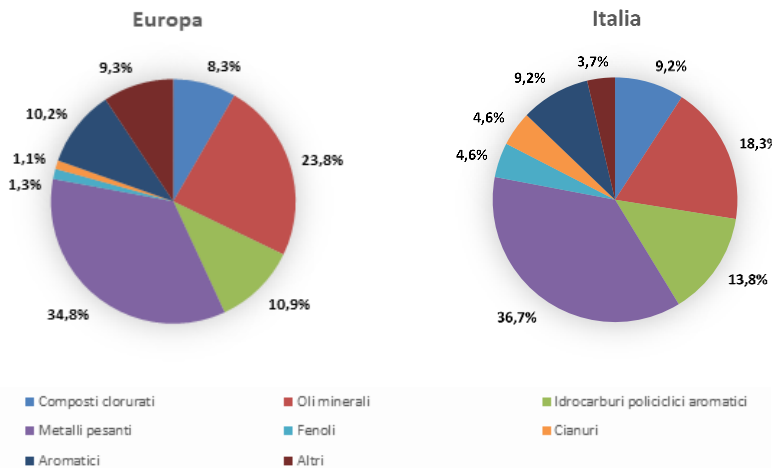


Figura 10.3: Principali contaminanti per la matrice suolo nei siti contaminati in Europa e in Italia (Fonte EEA, 2011)

Un particolare aspetto dell'inquinamento di suoli e acque sotterranee con notevoli ricadute sulla salute è quello dell'esposizione ai contaminanti in ambiente indoor.

La qualità dell'aria in ambiente indoor è condizionata da molti fattori tra loro sinergici, che possono dipendere: da sorgenti emissive inquinanti indoor (emissioni di COV da

materiali, arredi e uso di prodotti di consumo); dalle caratteristiche degli edifici (es. ventilazione/aerazione); da infiltrazione di inquinanti aeriformi da sorgenti outdoor atmosferiche (emissioni da traffico, industriali, etc.), o dal sottosuolo (*vapour intrusion*). Gli inquinanti chimici indoor più rappresentati negli atti legislativi sono: formaldeide, benzene, monossido di carbonio, anidride carbonica, biossido di azoto, tricloroetilene, tetracloroetilene, PM₁₀, PM_{2.5}.

Per alcuni aspetti l'Italia è stata pioniera sul tema indoor in Europa. Già agli inizi degli anni '90 veniva istituita presso il Ministero dell'Ambiente, la Commissione Nazionale per l'Inquinamento degli Ambienti Confinati che ha proposto una definizione di inquinamento *indoor* come: la presenza nell'aria di ambienti confinati, di inquinanti chimici, fisici o biologici non presenti, naturalmente, nell'aria esterna.

Nel corso dell'anno 2010, l'Istituto Superiore di Sanità ha istituito un Gruppo di Studio nazionale Inquinamento Indoor (GdS-ISS) nel quale sono rappresentate le varie componenti ministeriali (Ministero Salute, Ministero Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare, Ministero Lavoro e delle Politiche Sociali), regioni, enti locali, e istituti di ricerca Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e ARPA Marche (referente SNPA), e dell'Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (ENEA) e l'Istituto Superiore di Sanità (ISS).

Nell'ambito della valutazione delle esposizioni agli inquinanti possono essere individuati diversi livelli decisionali (Ranzi, 2014):

1. identificazione delle modalità di contatto con l'inquinante e dei luoghi presso cui i potenziali recettori possono risultarne esposti;
2. definizione della dimensione temporale di interesse e dell'eventuale variabilità dell'esposizione nel tempo;
3. valutazione dell'intensità dell'esposizione, ossia conoscenza delle concentrazioni ambientali degli inquinanti di interesse.

In merito al primo punto, inerente la modalità di contatto con l'inquinante, la forma più frequente è rappresentata senza dubbio dall'inalazione, sebbene per alcune sostanze (es. inquinanti persistenti quali diossine e metalli pesanti) l'assunzione attraverso la dieta possa rappresentare la via di esposizione più importante. Per quanto riguarda i luoghi nei quali i potenziali recettori possono venire in contatto con gli inquinanti, solitamente la residenza rappresenta l'ambiente di riferimento principale per la valutazione dell'esposizione; limitatamente a casi particolari, la definizione dell'esposizione avviene in luoghi di lavoro o in siti sensibili come le scuole o le case di cura (D.Lgs. 81/08 e s.m.i. art. 15).

Sia nell'articolato della norma relativa alle bonifiche dei siti contaminati (D.Lgs. 152/2006, Parte IV, Titolo V) sia nell' Allegato 1 che definisce i criteri per l'Analisi di Rischio sanitaria e ambientale per le matrici ambientali con presenza di inquinanti (suolo, sottosuolo e acque di falda) troviamo diversi riferimenti all'ambiente *indoor*. All'art. 240, comma 1, lettera t) sono considerate tra le "*condizioni di emergenza*", al punto 1) "*concentrazioni attuali o potenziali di vapori in spazi confinati prossime ai livelli di esplosività o idonee a causare effetti nocivi acuti alla salute*", mentre nell'Allegato 1 tra le vie di esposizione da valutare nell'Analisi di Rischio, viene espressamente citata anche l'aria indoor, ovvero la "*porzione di ambiente aeriforme confinata in ambienti chiusi*", e tra le modalità di esposizione attraverso cui può avvenire il contatto tra inquinante e il bersaglio vi è l' "*inalazione di vapori e particolato*".

Relativamente alla valutazione del rischio indoor derivante dai siti contaminati, una prima revisione dello stato dell'arte in materia è stata effettuata dal documento APAT "Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio ai siti contaminati" in cui si riporta: "*...le equazioni per il calcolo dei fattori di volatilizzazione, in ambienti aperti*

[outdoor] e confinati [indoor] rappresentano la capacità attuale di descrizione matematica dei fenomeni nell'ambito di applicazione di un Livello 2 di Analisi di Rischio. Laddove l'applicazione di tali equazioni determini un valore di rischio non accettabile per la via di esposizione inalazione di vapori outdoor e/o indoor, dovranno essere eventualmente previste campagne di indagini [misure di soil-gas, campionamenti dell'aria indoor e outdoor] allo scopo di verificare i risultati ottenuti mediante l'applicazione del modello di analisi di rischio." (APAT, 2008).

A valle delle indicazioni del documento APAT, il monitoraggio delle matrici aeriformi (in particolare misure di gas nel suolo e misure di emissione all'interfaccia suolo/aria) è stato sempre più utilizzato nell'ambito dei procedimenti di bonifica dei siti contaminati ed in particolare per la valutazione del rischio sanitario relativo all'inalazione di vapori contaminati in ambienti *indoor* e *outdoor*.

Il Gruppo di Lavoro 9bis di SNPA ha prodotto a novembre 2018 tre documenti tecnici, condivisi a livello nazionale, relativamente a: progettazione delle campagne di monitoraggio degli aeriformi ed esecuzione delle indagini di campo (Linea Guida SNPA 15/2018 "Progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati"- SNPA, 2018b), metodiche analitiche sui diversi supporti di campionamento disponibili (Linea Guida SNPA 16/2018 "Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati" - SNPA, 2018c) e utilizzo dei dati di campo per la valutazione del rischio per la salute umana nei siti di bonifica (Linea Guida SNPA 17/2018 "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati" - SNPA, 2018d).

Per la redazione di tali documenti SNPA ha inoltre collaborato - tramite ISPRA - con ISS e INAIL per la condivisione di numerosi aspetti relativi agli aspetti sanitari legati al monitoraggio degli aeriformi ed in particolare:

- definizione delle sostanze da monitorare in fase vapore sulla base delle caratteristiche chimico/fisiche (volatilità);
- definizione di soglie e di limiti di quantificazione da rispettare nella matrice "soil gas" compatibili sia con le tecniche analitiche e le metodiche di campionamento disponibili sia con la significatività del dato per la valutazione del rischio sanitario;
- definizione dei parametri di esposizione ai fini dell'utilizzo dei dati di monitoraggio nella procedura di Analisi di Rischio e all'atto della chiusura del procedimento.

I criteri e le procedure condivise sono stati inclusi, per gli aspetti di competenza, anche nella nuova versione della Banca Dati ISS-INAIL (2018) relativa alle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle sostanze oggetto di valutazione in ambito bonifiche.

Un altro importante riferimento che invece riguarda i monitoraggi in aria ambiente nei siti contaminati è il "Protocollo per il monitoraggio dell'aria *indoor/outdoor* ai fini della valutazione dell'esposizione inalatoria nei siti contaminati", 2014 (ISS-INAIL, 2014), predisposto da ISS, INAIL, AUSL Veneziana, ARPAV per il Sito di Interesse Nazionale di Venezia - Porto Marghera.

In tutti i documenti sopra citati, la procedura di valutazione del rischio da inalazione di vapori contaminati per gli ambienti indoor e outdoor viene effettuata in modalità "diretta", ovvero determinando il livello di rischio associato allo stato di contaminazione delle matrici aeriformi (gas del suolo e/o aria ambiente).

I documenti sopra citati rappresentano esempi di collaborazione importanti in ambito bonifiche tra ISPRA/SNPA e Istituti Nazionali in materia di tutela della salute, ovvero ISS e INAIL. In particolare, la Linea Guida SNPA 17/2018, ha consentito la definizione specifica in ambito nazionale delle modalità e dei parametri di esposizione inalatoria sia in ambienti di lavoro (collegandoli alla tipologia di attività lavorativa) sia in ambienti di

vita (collegandoli alle abitudini di vita e alle modalità di fruizione degli ambienti chiusi e aperti) finalizzati alla valutazione degli effetti sulla salute legati alla contaminazione da composti volatili nei siti di bonifica.

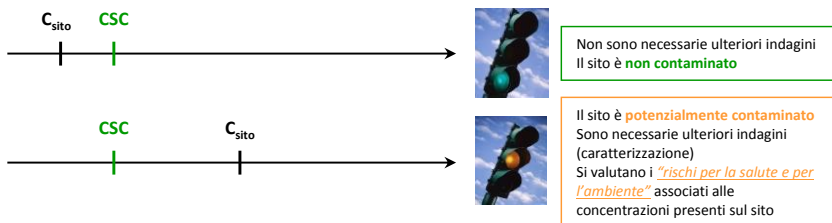
Infine, un ultimo contributo importante alla valutazione dell'esposizione *indoor* è rappresentato dal recente Rapporto SNPA 12/2020 "Elementi metodologici per una valutazione multisorgente dell'esposizione a inquinanti chimici in ambienti indoor in aree di particolare rilevanza ambientale" (SNPA, 2020) realizzato in collaborazione con ISS. Il Capitolo 3 di questo Rapporto è tutto dedicato alla "vapour intrusion da suolo e falda" con un'analisi critica dei modelli disponibili applicati in ambito bonifiche.

10.2 Il processo di identificazione e gestione dei siti contaminati: l'analisi di rischio sanitario/ambientale

F. Silvestri (GEO-PSC), A. Vecchio (GEO-PSC)

Il procedimento di bonifica può avere inizio quando si ha il ragionevole sospetto della presenza di inquinamento nel suolo e/o nelle acque sotterranee perché si è verificato un nuovo evento di contaminazione (es. sversamento di sostanze contaminanti, perdite da serbatoi o linee di collettamento, smaltimento incontrollato di rifiuti, ecc.) oppure si è in presenza di una "contaminazione storica" (derivante da attività inquinanti storicamente condotte sull'area). In questi casi, vengono eseguite delle indagini preliminari che prevedono il campionamento e le analisi delle suddette matrici per la ricerca dei contaminanti potenzialmente presenti al fine di verificare la conformità rispetto a dei valori di concentrazione di riferimento tabellari, o valori di "screening", definiti per legge. Tali valori tabellari sono le Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC). La norma definisce le CSC (Art. 240, comma 1 lettera b, D.Lgs. 152/06) come "i livelli di contaminazione delle matrici ambientali che costituiscono valori al di sopra dei quali è necessaria la caratterizzazione del sito e l'analisi di rischio sito specifica, come individuati nell'Allegato 5 alla parte quarta del presente decreto".

Indagini preliminari



Caratterizzazione e Analisi di Rischio

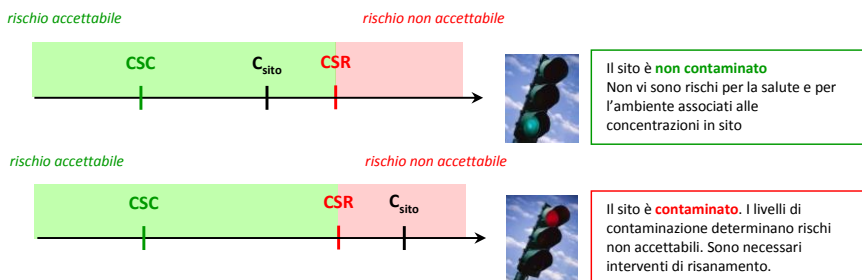


Figura 10.4: I valori di riferimento nella gestione dei siti contaminati in Italia

In fase di indagine preliminare vengono scelte le sostanze chimiche da indagare nelle matrici che sono selezionate sulla base della storia del sito, delle sostanze utilizzate nei cicli produttivi se si tratta di insediamenti industriali. In caso di non conoscenza delle

attività pregresse, i parametri saranno scelti in base ad una checklist standard che comprenderà i più pericolosi in termini di rischi per la salute.

In caso di conformità alle CSC, il sito non è contaminato e pertanto l'evento di contaminazione o la contaminazione storica non ha prodotto effetti sostanziali sulle matrici ambientali. In caso di non conformità alle CSC, il sito è definito "potenzialmente contaminato" [Art. 240, comma 1 lettera d, D.Lgs. 152/06] ed è necessaria un'indagine più dettagliata ed approfondita, ovvero la caratterizzazione del sito, e una analisi di rischio sito-specifica che valuti gli effetti sulla salute e sull'ambiente della contaminazione riscontrata nelle matrici ambientali. La procedura di analisi di rischio sanitario-ambientale sito-specifica determina dei nuovi "livelli di accettabilità" delle matrici ambientali che sono "specifici" dell'area e tengono conto delle peculiarità della stessa in termini di condizioni ambientali (caratteristiche delle matrici e dei recettori ambientali) e di esposizione alla contaminazione dei recettori umani in base all'uso attuale o potenziale. Tali livelli di accettabilità sito-specifici sono le Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) e sono definiti dalla norma [Art. 240, comma 1 lettera c, D.Lgs. 152/06] come "i livelli di contaminazione delle matrici ambientali, da determinare caso per caso con l'applicazione della procedura di analisi di rischio sito specifica secondo i principi illustrati nell'Allegato 1 alla parte quarta del presente decreto e sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, il cui superamento richiede la messa in sicurezza e la bonifica. I livelli di concentrazione così definiti costituiscono i livelli di accettabilità per il sito" (Fig.10.4).

In sintesi, il processo di individuazione e di successiva gestione dei siti contaminati in Italia, così come in Europa e a livello internazionale si basa sulla definizione di valori di concentrazione di riferimento (*reference values*). Tuttavia, le concentrazioni di riferimento hanno denominazione, definizione, significato ed utilizzo diversi a seconda delle indicazioni previste dalle specifiche normative.

In Europa, non essendo mai stata varata una Direttiva sulla Protezione del Suolo, i diversi Stati Membri si sono dotati di normative differenti (alcune in vigore da decenni) che però hanno in comune un approccio di tipo "risk-based", ovvero basato sulla valutazione del rischio per la salute e per l'ambiente, soprattutto per la gestione contaminazione "storica" derivata dall'eredità industriale del passato quando non erano ancora in vigore norme ambientali.

L'analisi di rischio sanitaria ambientale è una procedura che consente di valutare, in via quantitativa, i rischi per la salute umana connessi alla presenza di inquinanti nelle matrici ambientali (es. suolo e acque sotterranee). Il punto di partenza per l'applicazione dell'analisi di rischio è lo sviluppo del Modello Concettuale del Sito (MCS), basato sull'individuazione e parametrizzazione dei 3 elementi principali: la sorgente di contaminazione, i percorsi di migrazione degli inquinanti attraverso le matrici ambientali; i bersagli o recettori della contaminazione nel sito o nel suo intorno. (Fig. 10.5). Si può determinare un rischio per la salute umana unicamente nel caso in cui in un dato sito i 3 elementi siano presenti e collegati tra loro.

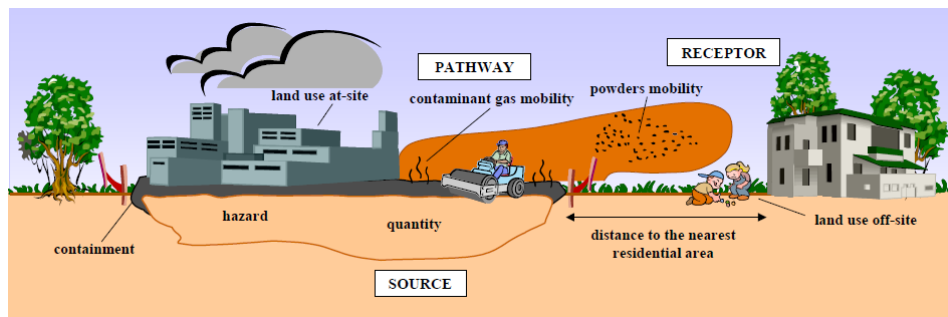


Figura 10.5: Esempio di modello concettuale del sito (Fonte EEA, 2005 - PRA.MS: scoring model and algorithm)

Sulla base dei riferimenti tecnico/scientifici e degli approcci utilizzati a livello internazionale, la procedura di valutazione quantitativa del rischio associato alla contaminazione presente nelle matrici ambientali, secondo le seguenti fasi (Fig. 10.6):

- Identificazione dell'hazard: Identificazione dei contaminanti che possono determinare effetti negativi sulla salute e sull'ambiente.
- Analisi dose-risposta: Stima quantitativa della correlazione tra l'esposizione (o dose) e gli effetti negativi sulla base delle evidenze scientifiche.
- Valutazione dell'esposizione: Valutazione quantitativa dell'esposizione dei recettori umani o ambientali alle sostanze inquinanti. In tale fase è inclusa, se necessario, anche la stima delle quantità di inquinanti trasferiti dalle matrici "sorgenti" ai punti di esposizione.
- Caratterizzazione del Rischio: Valutazione quantitativa del rischio in base alle fasi precedenti. Deve necessariamente includere anche una valutazione dell'incertezza associata al risultato.

In Europa l'analisi di rischio (sanitario ed ambientale/ecologico) sito-specifica è in genere applicata in modalità "diretta" (valutazione sito-specifica dei rischi associati allo stato di contaminazione del sito), non è obbligatoria per tutti i siti ed è finalizzata a definire lo stato di contaminazione del sito (cioè se il sito è contaminato e se necessita di intervento) (Paya Perez e Rodriguez Eugenio, 2018).

L'analisi di rischio in modalità "inversa", ossia la derivazione di valori di riferimento nelle matrici ambientali (es. suolo) associati ad un criterio di accettabilità del rischio sanitario ed ambientale/ecologico (ovvero ad un livello massimo di esposizione ammissibile per i bersagli umani e/o ecologici), è universalmente utilizzata per la derivazione dei "valori tabellari" (analoghi alle nostre CSC).

La panoramica più completa sulla valutazione del rischio per i terreni contaminati in Europa sono i due volumi pubblicati nell'ambito del Progetto Europeo "CARACAS 1996-1998 - *Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe*": Il Volume 1 (Ferguson et al., 1998) affronta le basi scientifiche della valutazione del rischio e il Volume 2 (Ferguson e Kasamas, 1999) fornisce un quadro delle normative nazionali per la gestione dei terreni contaminati in Europa.

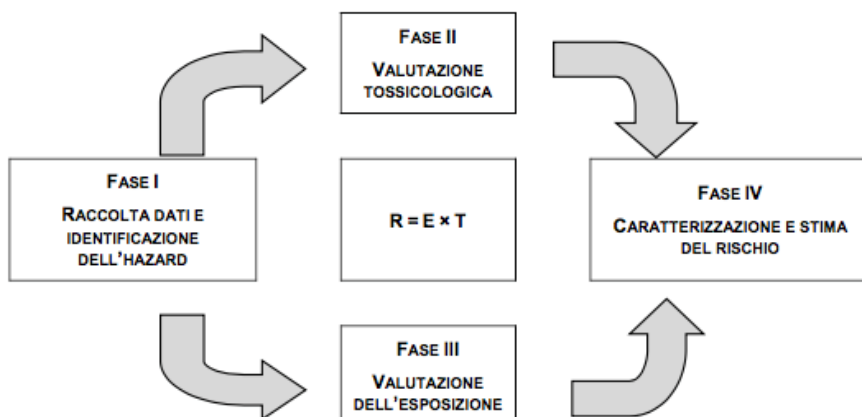


Figura 10.6: Analisi di Rischio Sanitaria Ambientale (Fonte NAS, 1983)

Il Volume 1 in particolare spiega le differenze e le caratteristiche comuni dei valori di riferimento (valori tabellari) utilizzati dai diversi Paesi Europei, raggruppandoli in tre macrocategorie sulla base della loro applicazione (Fig. 10.7):

- attivazione di ulteriori indagini (*screening values* o *trigger values*),
- imporre o stabilire l'urgenza di azioni correttive (*intervention values* o *action values* o *cut-off values*),
- mirare a obiettivi a lungo termine (obiettivi di qualità per le matrici ambientali) per le azioni correttive (target values).

Riprendendo gli studi del Progetto CARACAS, il Joint Research Centre della Commissione Europea ha pubblicato nel 2007 il Rapporto “*Derivation Methods of Soil Screening Values in Europe. A Review and Evaluation of National Procedures towards Harmonisation*” (Carlton, 2007) che esamina i presupposti tecnici della derivazione dei valori di riferimento nei Paesi Europei.

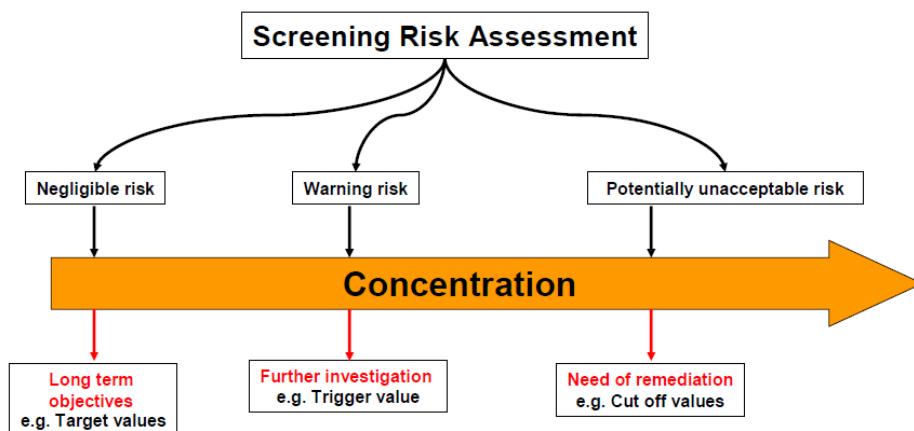


Figura 10.7: Definizione dei valori di riferimento tabellari in Europa in base alla loro applicazione (Carlton, 2007).

In particolare, relativamente alle tre macrocategorie precedenti, indica chiaramente che i criteri di accettabilità del rischio cambiano in base all'utilizzo del valore di riferimento: gli obiettivi di qualità a lungo termine sono derivati in base a criteri più stringenti (rischio trascurabile), mentre i valori di intervento/azione prevedono criteri meno stringenti (rischio elevato).

Nella normativa vigente in materia di “Bonifica di siti contaminati” le due tipologie di valori di riferimento possono essere così inquadrate:

- Le Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) hanno la valenza di “*screening values*”, in quanto una volta superate le CSC si richiedono ulteriori indagini (caratterizzazione del sito). Tuttavia, non esiste documentazione di riferimento sui criteri con cui sono state derivate le CSC ed in particolare se i valori per i terreni siano stati derivati a tutela dei bersagli umani (rischio sanitario) o ambientali (rischio ecologico). Le CSC a protezione delle acque sotterranee sono sostanzialmente equivalenti ai limiti di potabilità al rubinetto (rischio sanitario).

- Le Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) invece non hanno una specifica collocazione nelle macrocategorie identificate. Le CSR, infatti, non possono essere accomunate ai “valori di intervento” o “*cut-off values*” in primo luogo perché non sono valori “tabellari” comuni a macrocategorie di siti (in base, ad esempio, alla destinazione d’uso), ma si determinano caso per caso e sono differenti da sito a sito o addirittura da sorgente a sorgente all’interno dello stesso sito. Inoltre, mentre il superamento dei “valori di intervento” determina la necessità di interventi urgenti di “bonifica”, ossia di rimozione dei contaminanti nelle matrici ambientali, il superamento delle CSR, invece, può prevedere anche interventi di messa in sicurezza (limitazione/interruzione dei percorsi di migrazione della contaminazione verso altre matrici ambientali o verso i bersagli umani e ambientali).

Per far comprendere l’utilizzo dei diversi valori di riferimento (*target, screening e intervention values*) e le differenze con la norma italiana si riporta di seguito lo schema di gestione dei siti contaminati utilizzato in Olanda (Fig. 10.8).

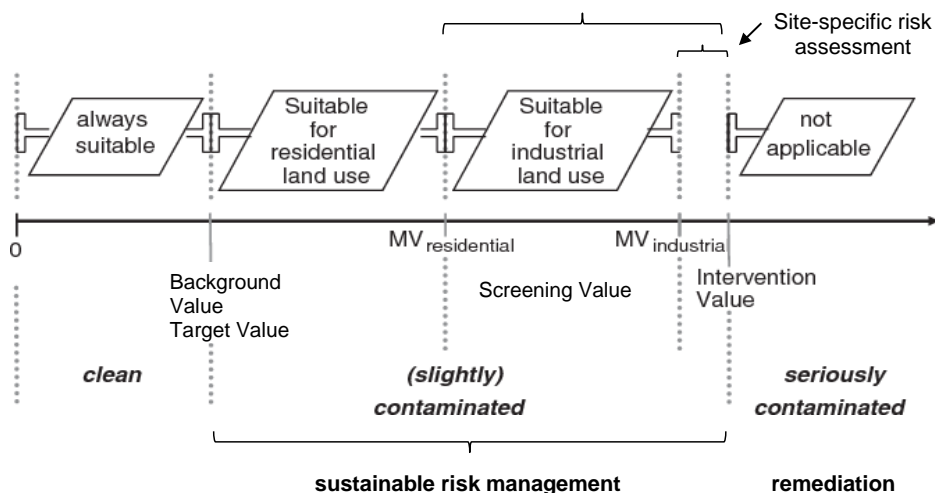


Figura 10.8: Procedura di gestione dei siti contaminati in Olanda (i valori di screening sono indicati con la sigla MV) [Swartjes F.A. et al. 2012]

Presupposto indispensabile per la valutazione dei rischi associati alla contaminazione e quindi alla definizione dello stato di contaminazione del sito (sito contaminato o sito non contaminato) è la caratterizzazione del sito, che prevede il campionamento di terreni e acque sotterranee mediante la realizzazione di sondaggi geognostici e piezometri al fine di definire nel dettaglio la distribuzione e le caratteristiche della contaminazione (superamenti delle CSC e mobilità degli inquinanti) oltre alle caratteristiche ambientali del sito (stratigrafia, tessitura del suolo insaturo e della zona satura, caratteristiche chimiche del suolo – pH, carbonio organico, capacità di scambio cationico – andamento della superficie piezometrica della falda, conducibilità idraulica) necessarie a definire le CSR sito-specifiche. Si ricorda, infatti, che la norma [Art. 240, comma 1 lettera e, D.Lgs. 152/06] definisce un “sito contaminato” come segue “*un sito nel quale i valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR), determinati con l’applicazione della procedura di analisi di rischio di cui all’Allegato 1 alla parte quarta del presente decreto sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, risultano superati*”.

Il risultato della caratterizzazione è la definizione del Modello Concettuale Definitivo del Sito che si basa sulla definizione e parametrizzazione del cosiddetto paradigma “sorgenti-percorsi-recettori”. Infatti, la valutazione “quantitativa” del rischio è possibile se e solo se tutti e tre gli elementi del paradigma sono presenti e quantificabili (Fig. 10.9).

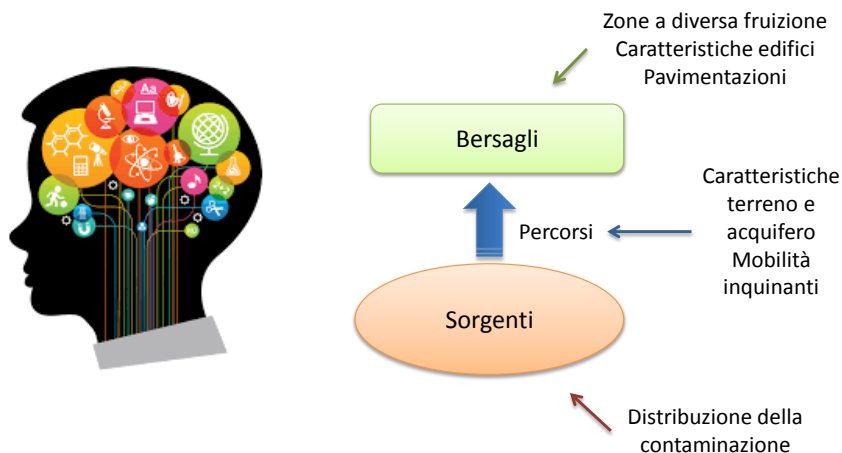


Figura 10.9: Definizione e parametrizzazione del Modello Concettuale del Sito (MCS) risultante dalla caratterizzazione

Tuttavia, nella valutazione dei rischi associati all'esposizione a sostanze inquinanti provenienti dai terreni contaminati è importante caratterizzare il contributo specifico della contaminazione del suolo rispetto agli apporti derivanti da altre fonti. Ad esempio, l'esposizione ad un contaminante è il risultato dell'integrazione di tutti gli apporti di inquinanti presenti in ambiente e non solo quelli legati ai siti contaminati (Fig. 10.10)



Figura 10.10: Esposizione alla contaminazione ambientale

Infatti, non esiste soltanto l'inquinamento puntuale legato a sorgenti specifiche di inquinamento ma c'è anche quello cosiddetto "diffuso" che interessa vaste aree e di cui o non è chiara l'origine, oppure è derivante da fonti multiple (es. emissioni da traffico veicolare). Infatti, l'inquinamento del suolo può dipendere anche da fallout dall'atmosfera, quindi la sorgente secondaria di contaminazione è l'aria, e la matrice suolo diventa un recettore da cui poi l'inquinamento si trasferisce al bersaglio uomo. I recettori possono in questi casi venire a contatto in maniera continuativa con contaminanti sia in ambiente outdoor che in ambiente indoor derivanti sia dall'aria sia dal suolo.

L'ISPRA con Delibera CF n. 76 del 12 luglio 2016 ha pubblicato il documento tecnico "Criteri per la elaborazione di piani di gestione dell'inquinamento diffuso" (SNPA, 2017) in cui sono proposte delle linee indirizzo per l'elaborazione dei piani di competenza regionale previsti dall'art. 239 c.3 del D. Lgs. 152/06 relative alla gestione delle aree caratterizzate da inquinamento diffuso. L'obiettivo principale è quello di delineare i criteri per l'individuazione (caratterizzazione e perimetrazione) degli scenari di inquinamento diffuso e i conseguenti percorsi gestionali condivisi dai soggetti competenti in campo sanitario ed ambientale.

Un ultimo aspetto non meno importante è rappresentato dalla presenza "naturale" di contaminanti tossici in ambiente (metalli pesanti o idrocarburi). Nei casi in cui l'apporto antropico di un contaminante si esplica in un'area con presenza naturale della stessa sostanza (es. aree minerarie), la complessità della valutazione del rischio è determinata dal distinguere il contributo addizionale derivante dall'esposizione alla contaminazione antropica (che eventualmente deve essere rimossa) da quello derivante dagli apporti naturali che non sono oggetto di bonifica.

Con delibera del Consiglio SNPA n. 20/17 (Seduta del 14/11/2017) ISPRA ha pubblicato il documento: "Linea guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli e per le acque sotterranee" (SNPA, 2018a). Gli ambiti considerati per la determinazione e l'applicazione dei VF nei suoli e nelle acque sotterranee, così come richiamati nella normativa, comprendono: terre e rocce da scavo, siti contaminati, piani di gestione dell'inquinamento diffuso, protezione dei corpi idrici sotterranei dall'inquinamento e dal deterioramento.

BIBLIOGRAFIA

APAT, 2008. Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati (revisione 2) e relative Appendici.

Baritz, 2021. Management of contaminated sites in Europe. Workshop "Stato delle bonifiche dei siti contaminati: uno sguardo sui siti regionali" 3 marzo 2021

<https://www.isprambiente.gov.it/files2021/eventi/bonifiche/ppt-baritz-national.pdf>

Carlou, C. (Ed.), 2007. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, EUR 22805-EN, 306 pp.

Dutch soil-protection act (1987) / Soil ministerial circular (2013).

EEA, 2005. Towards an EEA assessment of areas under risk for soil contamination. PRA.MS: scoring model and algorithm.

EEA, 2011. LSI003 – Progress in management of contaminated sites (published in 2011). <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment>

EFSA, 2010. Scientific Opinion on Lead in Food.

EFSA, 2014. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking water.

EFSA, 2021. Chronic dietary exposure to inorganic arsenic.

EU, 2006. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the

Regions, Thematic Strategy for Soil Protection. COM [2006] 231. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52006DC0231&from=EN>

Ferguson C., Darmendrail D., Freier K., Jensen B.K., Jensen J., Kasamas H., Urzelai A., Vegter J. (Eds.) 1998. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1: Scientific Basis. LQM Press, Nottingham.

Ferguson C.C., Kasamas H. (eds.), 1999. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2: Policy Frameworks. LQM Press, Nottingham.

Swartjes F.A. Rutgers M., Lijzen J., Janssen P.J.J.M., Otte P.F., Wintersen A., Brand E., Posthuma L., 2012. State of the art of contaminated site management in The Netherlands: policy framework and risk assessment tools. *Science of the Total Environment*, 15, 427-428: 1-10.
doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.02.078 .

ISPRA, 2010. Inquinamento indoor: aspetti generali e casi studio in Italia. <http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00010300/10392-rapporto-117-2010.pdf/>

ISPRA, 2016. Criteri per la elaborazione di piani di gestione dell'inquinamento diffuso.

ISS-INAIL, 2014. Protocollo per il monitoraggio dell'aria *indoor/outdoor* ai fini della valutazione dell'esposizione inalatoria nei siti contaminati. <http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti/protocolli/PROTOCOLLO%20SOIL%20GAS.zip>

ISS-INAIL, 2018. Banca dati ISS-INAIL. Documento di supporto. Marzo 2018

Ministero della Salute, 2001. Accordo del 27 settembre 2001, tra il Ministero della salute, regioni e le province autonome Linee-guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati

NAS, 1983. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process.

Ana P.P., Natalia R.E., 2018. Status of local soil contamination in Europe: Revision of the indicator "Progress in the management Contaminated Sites in Europe, EUR 29124 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-80072-6, doi:10.2760/093804, JRC107508.

Ranzi A. et al., 2014. Modelli per la valutazione dell'esposizione. *Ecoscienza*, num. 1, anno 2014

SNPA, 2017. Criteri per la elaborazione di piani di gestione dell'inquinamento diffuso. Manuali e Linee Guida 146/17

SNPA, 2018a. Linea guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli e per le acque sotterranee. Linea Guida SNPA 08/2018

SNPA, 2018b. Progettazione del monitoraggio dei vapori nei siti contaminati. Linea Guida SNPA 15/2018

SNPA, 2018c. Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati. Linea Guida SNPA 16/2018

SNPA, 2018d. Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nei siti contaminati Linea Guida SNPA 17/2018

SNPA, 2020. Elementi metodologici per una valutazione multisorgente dell'esposizione a inquinanti chimici in ambienti indoor in aree di particolare rilevanza ambientale. Rapporto SNPA 12/2020

10.3 Impatti antropici in aree marino costiere con particolare riguardo ai Siti di Interesse Nazionale

A. Ausili, E. Romano (COS-ANTR)

Gli ultimi due secoli di crescita economica non circolare hanno lasciato conseguenze significative in termini di contaminazione di diverse matrici ambientali e presenza di rifiuti, sia a terra che a mare. Una delle regioni più colpite in Europa è proprio la fascia costiera del Mediterraneo, dove la sempre crescente urbanizzazione e la presenza di

aree portuali insieme a numerose attività antropiche hanno spesso alterato il suo stato naturale e i relativi fondali marini. In particolare, lungo le coste italiane sono presenti numerosi insediamenti industriali (es. chimici, petrolchimici, metallurgici, siderurgici, meccanici, farmaceutici, cementizi, termici o termoelettrici), inceneritori, discariche incontrollate, attività agricole intensive, arsenali militari, cantieri navali, ecc. che in alcuni casi convivono con siti a elevato valore naturalistico, economico e turistico (Frontalini *et al.*, 2009; Cardellicchio *et al.*, 2015; Romano *et al.*, 2015, 2016, 2018b; Cannata *et al.*, 2016). Tutte queste attività hanno determinato nel tempo una contaminazione delle diverse matrici ambientali (suolo, atmosfera, acque, sedimenti e organismi) a causa della dispersione di contaminanti nell'ambiente circostante. In particolare, nell'ambiente acquatico, il loro apporto si è potuto verificare per scarico diretto, deflusso da suoli contaminati, deposizione atmosferica e così via. In questo contesto, i sedimenti marini giocano un ruolo fondamentale, in quanto rappresentano la matrice più conservativa dove finiscono la maggior parte delle sostanze tossiche, persistenti e bioaccumulabili (Kowalewska *et al.*, 2011); rappresentano quindi un "archivio" che consente di valutare lo stato di contaminazione dell'area in cui si trovano e discriminare il contributo naturale da quello antropico.

Nella maggior parte dei casi, sebbene l'apporto di queste sostanze sia ormai significativamente ridotto grazie all'aggiornamento delle normative ambientali ma anche per la chiusura di molti degli impianti industriali ormai dismessi, la contaminazione può persistere (Croudace *et al.*, 2015). In altri casi, invece, tale apporto può invece continuare sia per attività tuttora in corso che per la presenza di materiali di scarto contaminati che a causa di processi di erosione e dilavamento arrivano in mare, come ad esempio, molti dei siti minerari dismessi presenti lungo la costa (Romano *et al.*, 2017). In alcuni casi i sedimenti stessi possono diventare loro stessi sorgente secondaria trasferendo i contaminanti agli organismi marini e arrivare, attraverso la catena alimentare, a rappresentare un rischio anche per la salute umana. Tra queste aree grande importanza rivestono i Siti di Interesse Nazionale (SIN) che sono stati individuati, all'interno di uno specifico programma nazionale (D.M. 471/99) per essere sottoposti a interventi di bonifica e/o ripristino finalizzati alla protezione della salute umana e dell'ambiente terrestre e marino da sostanze potenzialmente pericolose. Questo programma, basato su diversi criteri ambientali (es. caratteristiche del sito, quantità e pericolosità degli inquinanti, impatto sull'ambiente circostante in termini di rischio sanitario ed ecologico, nonché di pregiudizio per beni culturali ed ambientali), ha identificato molte aree, che hanno richiesto azioni specifiche (D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii.). Inizialmente questi siti erano 57, 26 dei quali includevano aree marine o di transizione; successivamente, il numero complessivo è stato progressivamente ridotto a 39 in risposta a miglioramenti dello stato ambientale o al cambiamento dell'amministrazione di riferimento (Sito di Rilevanza Regionale, DM 11 gennaio 2013). Al momento, quelli con un'area marina, sono 17 (Fig. 10.11).

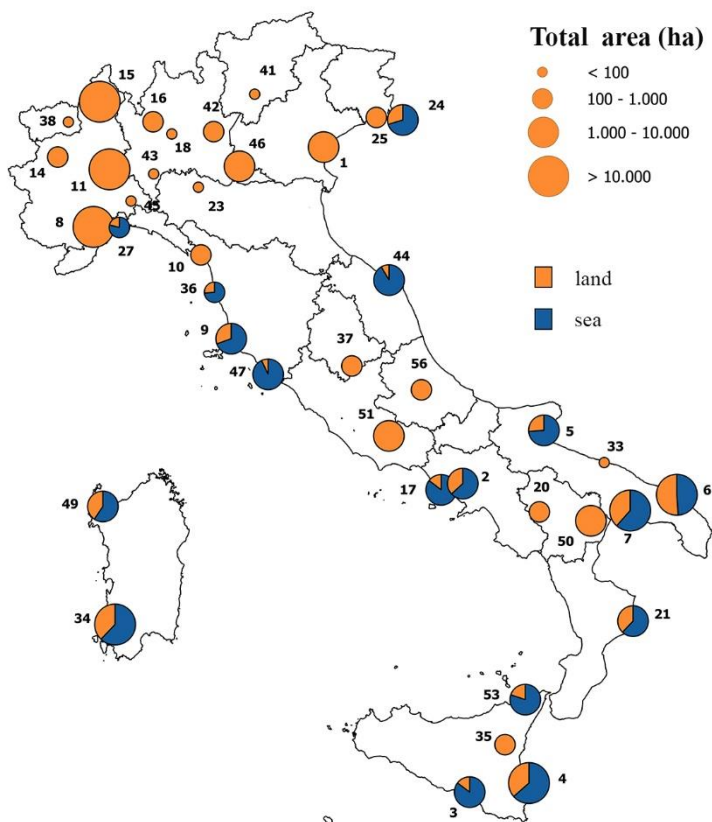


Figura 10.11: Attuali Siti di Interesse Nazionale (SIN) con estensione delle aree a terra e a mare (da ISPRA, 2019, modificato). La legenda è riportata solo per i siti che includono aree marine: 2, Napoli; 3, Gela; 4, Priolo; 5, Manfredonia; 6, Brindisi; 7, Taranto; 9, Piombino; 17, Bagnoli; 21, Crotone; 24, Trieste; 27, Cogoleto; 34, Sulcis; 36, Livorno; 44, Falconara Marittima; 47, Orbetello; 49, Porto Torres; 53, Milazzo.

In considerazione della complessità e diversità ambientale di questi siti si è definita una strategia flessibile e allo stesso tempo esaustiva per una adeguata valutazione della qualità ambientale, che tenesse conto dell'estensione, della storia, del tipo e del grado di contaminazione, nonché delle caratteristiche naturali quali morfologia, geologia, geochimica, idrodinamica, etc.

L'approccio seguito è stato di tipo integrato, eseguito in modo da poter considerare diverse matrici ambientali, in particolare sedimenti e organismi marini, ma anche la loro risposta ecotossicologica per definire il potenziale rischio per l'ambiente acquatico e/o per la salute umana in relazione ai loro usi (vita degli organismi, pesca, acquacoltura, balneazione, usi ricreativi, etc.). In particolare, per questi ultimi aspetti sono state previste analisi specifiche di bioaccumulo e biodisponibilità [Ausili *et al.*, 2008; Signa *et al.*, 2017] su organismi marini, come mitili e pesci.

Quasi tutte le aree marine sono state completamente caratterizzate tra il 2004 e il 2014. I risultati hanno evidenziato la presenza nella maggior parte dei siti di alte concentrazioni di contaminanti nei sedimenti marini, prevalentemente metalli ed elementi in tracce, idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e idrocarburi, attribuibili ad

attività antropiche attuali o passate [Ausili *et al.*, 2012, Ausili *et al.*, 2020]; la risposta ecotossicologica ha mostrato un effetto tossico legato prevalentemente a miscele complesse di contaminanti, strettamente correlate a quelle trovate nei sedimenti. Anche gli studi sugli organismi marini hanno generalmente mostrato una tendenza al bioaccumulo degli stessi elementi e composti identificati come contaminanti per i sedimenti marini. Nella maggior parte dei siti si è registrata una tendenza al bioaccumulo sia nel muscolo che nel fegato, quest'ultimo a testimonianza di una disponibilità attuale, con concentrazioni significative dal punto di vista ambientale ma che non superavano i valori limite riportati nel Regolamento CE 1881/2006, che definisce i tenori massimi di alcuni contaminanti per i prodotti destinati al consumo umano. Solo in alcuni siti questi limiti sono stati superati.

All'interno di questa tematica, l'Area per la valutazione integrata, fisica, chimica e biologica della qualità dell'ambiente marino costiero e salmastro e degli impatti nella fascia costiera in relazione alle pressioni antropiche (COS-ANTR) ha fornito supporto operativo al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, ora Ministero della Transizione Ecologica (MiTE), nella predisposizione delle strategie di caratterizzazione ambientale, nelle attività di supervisione e monitoraggio durante le attività di dragaggio dei fondali nonché della successiva gestione dei sedimenti. Le competenze tecniche dell'area vengono messe a disposizione nello studio e nella valutazione di dati ambientali relativi a aree in cui sono risultate essere presenti concentrazioni elevate di inquinanti, per attività istruttorie o nell'ambito di tavoli tecnici specifici.

In particolare, è attiva una collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità (ISS) per quanto riguarda gli aspetti legati alla salute umana, sia in merito al consumo di pesci e frutti di mare contaminati, che alla frequentazione per scopi balneari di arenili o fondali marini, mediante l'applicazione di analisi di rischio specifiche. Un'altra tematica affrontata insieme all'ISS è la gestione dei sedimenti dragati con particolare attenzione alla definizione di valori di concentrazione dei diversi contaminanti per l'immersione in mare affinché non ci siano effetti sia dal punto di vista ambientale che sanitario. Una specifica tematica che vede impegnati da tempo i due Istituti è quella relativa alla contaminazione dell'ambiente marino da mercurio, sostanza pericolosa, prioritaria e bioaccumulabile ai sensi della Direttiva Europea 2013/39/UE. In tale ambito vengono approfonditi gli aspetti ambientali e sanitari di questo inquinante nella matrice sedimenti e organismi, con particolare attenzione alle specie ittiche nonché ai fenomeni di bioaccumulo registrati nei mitili che consentono di determinare eventuali fenomeni di disponibilità dell'elemento in colonna d'acqua, frutto dei processi di metilazione all'interno del sedimento e del flusso all'interfaccia con la colonna d'acqua.

BIBLIOGRAFIA:

- Ausili A., Gabellini M., Cammarata G., Fattorini D., Benedetti M., Pisanelli B., Gorbi S., Regoli F., 2008. Ecotoxicological and human health risk in a petrochemical district of southern Italy. *Marine Environmental Research*, 66: 215–217.
- Ausili A., Romano E., Mumelter E., Tornato A., 2012. Stato dell'arte sulle bonifiche delle aree marine e di transizione interne ai SIN. In: Atti Workshop "Siti Contaminati. Esperienze negli interventi di risanamento", Università di Catania, 27–45.
- Ausili A., Bergamin L., Romano E., 2020. Environmental status of Italian coastal marine areas affected by long history of contamination. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 34.
- Cannata C.B., Cianflone G., Vespasiano G., De Rosa R., 2016. Preliminary analysis of sediments pollution of the coastal sector between Crotona and Strongoli (Calabria – southern Italy). *Rendiconti Online Società Geologica Italiana*, 38: 17–20.

- Cardellicchio N., Annicchiarico C., Di Leo A., Giandomenico S., Spada L., 2015. The Mar Piccolo of Taranto: an interesting marine ecosystem for the environmental problems studies. *Environmental Science Pollution Research*, 23: 12495–12501.
- Croudace I.W., Romano E., Ausili A., Bergamin L., Rothwell R.G., 2015. X-ray core scanners as an environmental forensic tool: a case study of polluted harbor sediment (Augusta Bay, Sicily). In *Micro-XRF Studies of sediment core* (Croudace I.W. & Rothwell R.G. eds) Berlin, Springer, 393–421.
- Frontalini F., Coccioni R., Bucci C., 2009. Benthic foraminiferal assemblages and trace element contents from the lagoons of Orbetello and Lesina. *Environmental Monitoring Assessment*, 170: 245–260.
- Kowalewska G., Belzunce-Segarra M.J., Schubert B., Heininger P., Heise S., 2011. The role of sediments in coastal monitoring. In: *Chemical marine monitoring: Policy framework and analytical trends* (eds P. Quevauviller, P. Roose, G. Verreert), Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, 377–395.
- Romano E., Bergamin L., Croudace I.W., Ausili A., Maggi C., Gabellini M., 2015. Establishing geochemical background levels of selected trace elements in areas having geochemical anomalies: the case study of the Orbetello lagoon (Tuscany, Italy). *Environmental Pollution*, 202: 96–103.
- Romano E., Bergamin L., Ausili A., Celia Magno M., 2016. Evolution of the anthropogenic impact in the Augusta Harbor (Eastern Sicily, Italy) in the last decades: benthic foraminifera as indicators of environmental status. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 10514–10528.
- Romano E., De Giudici G., Bergamin L., Andreucci S., Maggi C., Pierfranceschi G., Celia Magno M., Ausili A., 2017. The marine sedimentary record of natural and anthropogenic contribution from the Sulcis-Iglesiente mining district (Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 122: 331–343.
- Romano E., Bergamin L., Celia Magno M., Pierfranceschi G., Ausili A., 2018. Temporal changes of metal and trace element contamination in marine sediments due to a steel plant: the case study of Bagnoli (Naples, Italy). *Applied Geochemistry*, 88: 85–94.
- Signa G., Mazzola A., Doriana Tramati C., Vizzini S., 2017. Diet and habitat use influence Hg and Cd transfer to fish and consequent biomagnification in a highly contaminated area: Augusta Bay (Mediterranean Sea). *Environmental Pollution*, 230: 394–404.

