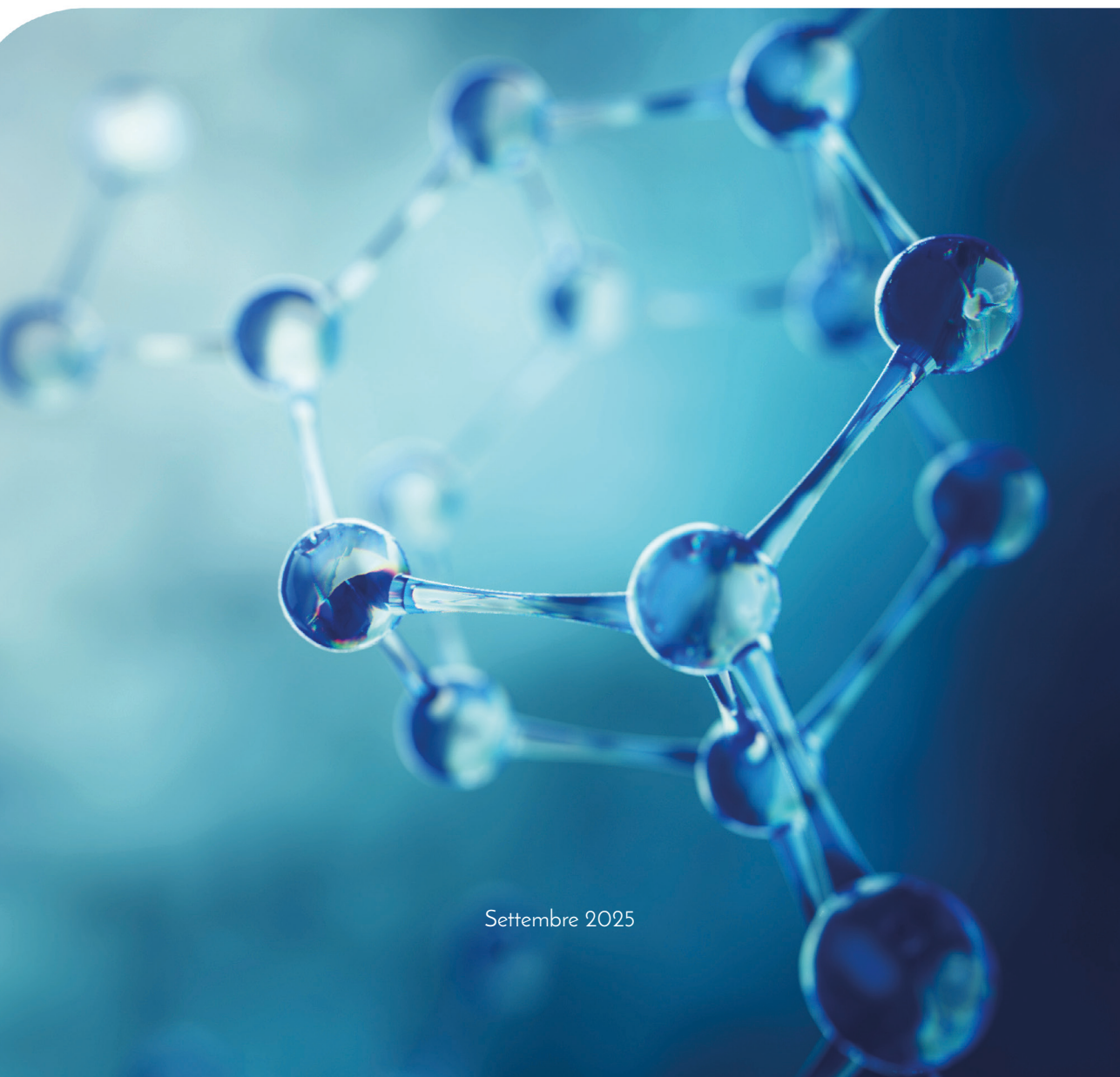


INQUINANTI EMERGENTI: monitoraggio, rischio e rimozione

Verso un approccio integrato basato sul rischio: dal monitoraggio alla valutazione del rischio per una gestione sostenibile dei processi di trattamento per microinquinanti e microplastiche



Settembre 2025

© LE2C - Lombardy Energy Cleantech Cluster - 2025

ISBN: 9788894555752



Il contenuto del documento è di proprietà di Lombardy Energy Cleantech Cluster (LE2C).

Il documento è distribuito nei termini e nelle condizioni relativi alla licenza Creative Commons Attribuzione 4.0 (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Progettazione grafica a cura di creative-farm.it

Stampato nel mese di ottobre 2025 presso il Centro Stampa di Neri Cristiano, Milano, Italia

PUBBLICAZIONE

Rapporto delle attività del Gruppo di Lavoro Microinquinanti Emergenti (GdL-MIE), coordinato da Gianni Tartari e Giovanni Bergna per conto di Lombardy Energy Cleantech Cluster, sviluppate tra marzo 2021 e luglio 2025.

Data pubblicazione: **settembre 2025**.

CURATORI DEL VOLUME

Documento edito a cura di: Giovanni Bergna (Lariana Depur), Luca Penserini (Politecnico di Milano), Claudia Doria (LE2C), Gianni Tartari (LE2C).

AUTORI

Il volume è stato realizzato grazie al contributo degli Esperti che hanno partecipato ai lavori del GdL-MIE i cui nomi sono riportati nell'**Appendice 4**, e da altri Esperti esterni che hanno collaborato nei Sottogruppi di Lavoro (SdL): 1) *SdL-MTA -Monitoraggio e tecniche analitiche*; 2) *SdL-RAU- Rischio ambientale e umano*; 3) *SdL-TRP- Tecnologie per acque reflue e potabili*, coordinati rispettivamente da: Sara Castiglioni (Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri), Luisa Colzani e Maria Rosaria Boccuti (ARPA Lombardia); Antonio Di Guardo (Università degli Studi dell'Insubria, DiSAT), Giorgio Bertanza e Roberta Pedrazzani (Università degli Studi di Brescia, DICATAM, DIMI); Manuela Antonelli (Politecnico di Milano-DICA) e Valeria Mezzanotte (Università degli Studi di Milano Bicocca).

Gli Autori delle sintesi dei risultati degli SdL sono indicati all'inizio di ciascuno dei tre capitoli che formano la sezione "Microinquinanti e microplastiche: monitoraggio, rischio e rimozione". Le restanti parti del volume sono state preparate dai Curatori del volume in collaborazione con i Coordinatori dei SdL.

In caso di citazione del Rapporto si suggerisce di indicare la fonte come qui riportato.

Citazione dell'intero volume:

GdL-MIE. 2025. *Inquinanti Emergenti: monitoraggio, rischio e rimozione*. A cura di: Bergna G., Penserini L., Doria C., Tartari G. Lombardy Energy Cleantech Cluster, Milano. 226 pp.

Citazione dei risultati dei Sottogruppi di Lavoro riportati nei capitoli 2, 3 e 4:

Colzani L., Locatelli C., Forni C., Scaglia M., Boccuti M.R., Marchesi V., Genoni P., Tremolada L., Casaletta E., Vitale S., Castiglioni S., Bollati G., Fossati M., Tasselli S., Porro M., Guzzella L., Tartari G. 2025. *Monitoraggio e tecniche analitiche*. In: GdL-MIE. *Inquinanti Emergenti: monitoraggio, rischio e rimozione*. A cura di: Bergna G., Penserini L., Doria C., Tartari G. Lombardy Energy Cleantech Cluster, Milano: 55-115.

Antonelli M., Bertanza G., Castiglioni S., Di Guardo A., Pedrazzani R., Penserini L., Terzaghi E. 2025. *Rischio Ambientale e Umano di MIE e MP*. In: GdL-MIE. *Inquinanti Emergenti: monitoraggio, rischio e rimozione*. A cura di: Bergna G., Penserini L., Doria C., Tartari G. Lombardy Energy Cleantech Cluster, Milano: 117-143.

Antonelli M., Mezzanotte V., Zoccali A., Malpei F. 2025. *Rimozione dei MIE e delle MP nelle acque reflue e nelle acque potabili*. In: GdL-MIE. *Inquinanti Emergenti: monitoraggio, rischio e rimozione*. A cura di: Bergna G., Penserini L., Doria C., Tartari G. Lombardy Energy Cleantech Cluster, Milano: 145-173.

RINGRAZIAMENTI

Il Cluster LE2C ringrazia tutti gli Enti, i partecipanti al GdL-MIE e tutti coloro che hanno contribuito ai lavori del gruppo e alla realizzazione di questo documento. Un ringraziamento particolare va a Mila Campanini e a Marco Parini, Regione Lombardia, Direzione Generale Enti Locali, Montagna, Risorse Energetiche, Utilizzo Risorsa Idrica, che hanno sostenuto, agevolato e indirizzato il lavoro del GdL-MIE.

I Curatori del volume rivolgono un ringraziamento particolare agli Esperti, qui elencati in ordine di apparizione nel paragrafo “Questioni aperte nella gestione dei nuovi inquinanti: il parere scientifico visto da un gruppo di esperti”, che hanno acconsentito di essere intervistati per esprimere il loro punto di vista sul reale stato delle conoscenze scientifiche, sulle questioni relative alla gestione dei microinquinanti emergenti e le micro e nanoplastiche, sulle problematiche aperte e, in generale, sui temi trattati nel volume:

Stefano Polesello, Istituto di Ricerca Sulle acque (CNR); **Sara Castiglioni**, Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri; **Giorgio Bertanza**, Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale, Architettura e Matematica, Università degli Studi di Brescia; **Andrea Binelli**, Dipartimento di Bioscienze dell'Università degli Studi di Milano; **Silvia Galafassi**, Istituto di Ricerca Sulle acque (CNR); **Raffaella Mossotti**, Istituto di Tecnologie Industriali Intelligenti per il Manifatturiero Avanzato (CNR); **Valeria Mezzanotte**, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università degli Studi di Milano-Bicocca; **Manuela Antonelli**, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), Politecnico di Milano; **Francesca Malpei**, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), Politecnico di Milano; **Antonio Di Guardo**, Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università degli Studi dell'Insubria.

A tutti loro, alcuni dei quali sono anche coautori di uno o più capitoli del volume, va la riconoscenza dei Curatori e del Cluster LE2C per aver contribuito ad allargare l'orizzonte dei temi trattati e, soprattutto, per aver espresso in modo chiaro e schietto il loro pensiero. Un contributo che può rappresentare uno stimolo di riflessione per i lettori.

Infine, i Curatori del volume e gli Autori ringraziano Carmen Disanto, Direttrice del Cluster LE2C, per aver creato le condizioni per l'avvio e la prosecuzione del GdL-MIE, creduto fin dall'inizio e sostenuto con grande determinazione in corso d'opera gli obiettivi del Gruppo di Lavoro, nonché garantito rapporti super partes con e tra gli Enti e le Istituzioni coinvolte nel progetto.

PREFAZIONE



Nel 2020, la pubblicazione del primo volume dedicato ai microinquinanti emergenti (c.d. MIE) ha sancito il raggiungimento di un traguardo di per sé particolarmente sfidante, quello della costruzione di una rete di soggetti aventi mission anche molto diverse tra loro, provenienti dal mondo della ricerca, della pubblica amministrazione e dal settore dei servizi ambientali, nonché il termine di un lavoro congiunto che ha costituito un modello esemplare di circolarità delle informazioni e delle conoscenze rispetto ad un ambito che ancora costituiva prevalentemente un tema di frontiera.

La crescita del sistema delle conoscenze era allora e rimane oggi alla base delle politiche di perseguimento degli obiettivi di tutela delle risorse idriche.

La tematica dei MIE è passata nel corso degli ultimi anni da essere un tema prettamente di ricerca alla piena internalizzazione negli strumenti normativi di attuazione delle politiche ambientali a livello europeo e, a cascata, nazionale e regionale. E' opportuno qui richiamare le principali novità, da questo punto di vista, del nuovo quadro delineatosi: le nuove direttive europee di riferimento in materia di acque destinate al consumo umano e trattamento delle acque reflue urbane, il regolamento sul riuso irriguo delle acque reflue e, in prospettiva, la revisione degli standard di qualità ambientale che sarà prossimamente disposta con le modifiche della direttiva quadro acque e delle sue direttive figlie, imporranno nel corso dei prossimi anni la tematica dei microinquinanti e delle microplastiche come oggetto di lavoro degli operatori che si occupano di fornitura e trattamento delle acque, monitoraggio ambientale e sanitario. E' pertanto vieppiù indispensabile che la strada di cooperazione avviata con la nascita del Gruppo di lavoro MIE prosegua per perseguire il raggiungimento dei nuovi obiettivi, che sappiamo essere ambiziosi, al fine di garantire il mantenimento di quello spirito di condivisione e trasversalità delle conoscenze che sono state fin dal principio caratteristica di fondo di questa esperienza e sostenere un'attuazione efficiente delle politiche di tutela delle risorse idriche e della salute.

30 Luglio 2025

Mila Campanini
D.G. Enti Locali, Montagna, Risorse Energetiche, Utilizzo Risorsa Idrica
Regione Lombardia

Negli ultimi anni, la crescente attenzione riguardo all'impatto degli inquinanti emergenti e delle microplastiche nei corpi idrici ha evidenziato la necessità di un approccio condiviso e multidisciplinare per affrontare questa complessa sfida. Il Lombardy Energy Cleantech Cluster – LE2C, attraverso il Gruppo di Lavoro sui Microinquinanti Emergenti (GdL-MIE), ha colto questa urgenza fin dal 2018, favorendo una collaborazione concreta tra istituzioni, imprese, gestori del servizio idrico, centri di ricerca e policy maker, con l'obiettivo di tradurre dati scientifici e competenze tecniche in strumenti efficaci di governance ambientale.

Proprio su questa logica di collaborazione si basa il modello operativo di LE2C, che si distingue per la capacità di coinvolgere attori diversi, sviluppare sinergie e mettere a sistema competenze, esperienze e risorse. Questo approccio rappresenta un tratto distintivo del Cluster e caratterizza tutte le sue attività nell'ambito della sostenibilità ambientale ed energetica.

L'attività del GdL-MIE sostiene l'adozione, nel medio termine, di azioni volte a contenere la diffusione degli inquinanti, contribuendo agli obiettivi della Strategia di Specializzazione Intelligente per la Ricerca e l'Innovazione (S3), strumento europeo volto a migliorare l'efficacia delle politiche pubbliche in materia di ricerca e innovazione.

A seguito della prima pubblicazione del 2020, che ha fornito un quadro conoscitivo regionale sulla diffusione dei microinquinanti e sulle tecnologie di rimozione, questa seconda edizione rappresenta un significativo avanzamento del progetto. L'articolazione in Sottogruppi di Lavoro tematici ha permesso di approfondire aspetti fondamentali quali le tecniche di monitoraggio, l'efficacia delle tecnologie di trattamento, la valutazione del rischio ambientale e sanitario, favorendo inoltre lo scambio di buone pratiche a livello regionale ed europeo.

Il Protocollo d'Intesa siglato nel 2023 con Regione Lombardia ha rafforzato ulteriormente la valenza strategica del progetto, consolidando una rete di oltre 70 ricercatori e tecnici appartenenti a 26 enti tra pubbliche amministrazioni, università, centri di ricerca e aziende del settore. Un patrimonio di competenze fondamentale per la pianificazione e la gestione della qualità delle acque lombarde.

Questa pubblicazione testimonia l'impegno e la determinazione con cui il Cluster LE2C e i partecipanti al GdL-MIE continuano a promuovere innovazione e collaborazione, convinti che il percorso verso la sostenibilità ambientale richieda un'azione collettiva, orientata alla tutela della qualità delle acque e della salute pubblica. Un modello di lavoro che, partendo dalla Lombardia, aspira a divenire un riferimento a livello nazionale ed europeo.

Un sentito ringraziamento a tutto il Gruppo di Lavoro per la dedizione e la passione dimostrate, con un particolare riconoscimento ai Co-Chair Gianni Tartari e Giovanni Bergna per il loro instancabile contributo nella conduzione di questa seconda fase progettuale.

4 Agosto 2025

Riccardo Bellato
Presidente di Lombardy Energy Cleantech Cluster – LE2C

INDICE



●	PREFAZIONE	7
●	INDICE	11
●	SINTESI DEL RAPPORTO	15
●	SUMMARY OF THE REPORT	19
●	PREMESSA	23
●	1. INTRODUZIONE	29
	1.1. Conoscenze dello stato della presenza dei mie e delle mp nei corpi idrici	30
	1.2. Questioni aperte nella gestione dei nuovi inquinanti: il parere scientifico visto da un gruppo di esperti	32
	1.2.1 La tendenza attuale delle indagini sui MIE	33
	1.2.2 L'approccio al monitoraggio dei MIE	36
	1.2.3 Evoluzione dell'importanza ambientale delle MP	38
	1.2.4 Problemi di misura della presenza di MP nell'ambiente acquatico	39
	1.2.5 Prospettive della gestione dei MIE attraverso il trattamento delle acque reflue	41
	1.2.6 La gestione generale del problema delle MP	43
	1.2.7 La modellistica alla base della stima del rischio ambientale e umano	44
	1.2.8 Un quadro a tinte chiare e scure	46
	1.3 Attività e progetti di ricerca in corso: ricognizione delle esperienze in corso	46
	1.4 L'evoluzione del quadro normativo e delle strategie di gestione dei MIE e delle MP	47
	1.5 Il rischio come approccio integrato alla gestione dei MIE	48
●	MICROINQUINANTI E MICROPLASTICHE: MONITORAGGIO, RISCHIO E RIMOZIONE	54
●	2. MONITORAGGIO E TECNICHE ANALITICHE	55
	2.1. Introduzione	56
	2.2. Le sostanze perfluoroalchiliche nell'ambiente	57
	2.2.1 Definizione e prime evidenze ambientali	58
	2.2.2 Pressioni ambientali	59
	2.2.3 Riferimenti normativi	59
	2.2.4 Metodi analitici	63
	2.2.5 Il monitoraggio regionale dei PFAS di ARPA Lombardia	63
	2.2.6 Monitoraggio su fanghi di depurazione urbani	69
	2.2.7 Analisi di percolati e di piezometri di scarica	71
	2.2.8 Conclusioni	74
	2.3. Antibiotici nell'ambiente ed antibiotico resistenza	74
	2.3.1 Fonti di contaminazione ambientale da antibiotici	74
	2.3.2 Breve descrizione delle tecniche di monitoraggio	76
	2.3.3 Presenza di antibiotici nell'ambiente	77
	2.3.4 Aspetti legislativi	79
	2.3.5 Antibiotico resistenza ed ambiente	79
	2.3.6 Approccio integrato One Health	81
	2.3.7 Conclusioni	81
	2.4. Fragranze sintetiche in ambiente acquatico	82
	2.4.1 Introduzione	82
	2.4.2 Definizione, classificazione e utilizzo delle fragranze sintetiche	82
	2.4.3 Bioaccumulo e tossicità delle fragranze	83
	2.4.4 La normativa riguardante le fragranze sintetiche	84
	2.4.5 Metodi di campionamento e analisi delle fragranze sintetiche	85
	2.4.6 Le fragranze sintetiche nelle acque di scarico e nei fanghi di depurazione	87
	2.4.7 Le fragranze sintetiche negli ecosistemi lotici e lentici	90
	2.4.8 Le fragranze sintetiche nel comparto biotico degli ecosistemi lotici e lentici	95
	2.4.9 Conclusioni	97

2.5. Microplastiche - monitoraggio ambientale	97
2.5.1 Introduzione	97
2.5.2 Fonti di contaminazione ambientale	100
2.5.3 Descrizione delle tecniche di monitoraggio e di analisi	102
2.5.4 Microplastiche e nanoplastiche nell'ambiente	105
2.5.5 Aspetti legislativi	114
2.5.6 Riflessioni finali	114
● 3. RISCHIO AMBIENTALE E UMANO DI MIE E MP	117
3.1. Introduzione	118
3.2. Esposizione, effetti e valutazione del rischio di MIE e MP	118
3.2.1 Studio dell'esposizione a MIE e MP per gli ecosistemi e per la salute umana	120
3.2.2 Studio degli effetti di MIE e MP per gli ecosistemi e per la salute umana	128
3.2.3 Valutazione del rischio per MIE e MP	132
3.3. Saggi di tossicità per acque reflue e acque destinate al consumo umano	134
3.3.1 Acque reflue	135
3.3.2 Acque destinate al consumo umano	137
3.4. Potenzialità e criticità dei saggi biologici per la valutazione di ecotossicità e tossicità per l'uomo: il caso degli impianti di depurazione	138
3.4.1 Valutazione dell'ecotossicità mediante risultati di saggi biologici: dall'analisi di laboratorio al contesto reale	139
3.4.2 Valutazione di ecotossicità e tossicità umana di un effluente depurato mediante utilizzo di saggi biologici	141
3.5. Conclusioni e prospettive	143
● 4. RIMOZIONE DEI MIE E DELLE MP NELLE ACQUE REFLUE E NELLE ACQUE POTABILI	145
4.1. Introduzione	146
4.2. MIE in acque reflue	147
4.2.1 Rimozione di MIE dalle acque reflue in relazione alla Direttiva 3019/2024/UE	148
4.3. MIE in acque destinate al consumo umano	150
4.3.1 Acque potabili	150
4.3.2 Acque di falda	153
4.3.3 La Proposta di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio recante modifica delle direttive 60/2000/CE, 118/2006/CE e 105/2008/CE	153
4.4. Trattamenti per la rimozione dei MIE	154
4.4.1 Trattamenti avanzati delle acque reflue	155
4.4.2 Trattamenti delle acque destinate al consumo umano	156
4.5. Presenza di mp in acque reflue, destino e rimozione negli impianti di depurazione	159
4.5.1 Presenza di MP nei reflui	160
4.5.2 Destino e rimozione di MP negli impianti	162
4.5.3 Considerazioni conclusive e criticità	164
4.6. Carenze e criticità nel monitoraggio dei processi	165
4.6.1 L'uso di proxy	165
4.7. Analisi di rischio come strumento di supporto alle decisioni in prospettiva One Health	166
4.7.1 Esempi di casi di studio	167
4.8. Conclusioni	172
● 5. NOTE CONCLUSIVE E PROSPETTIVE	176
● BIBLIOGRAFIA	182
● APPENDICI	205
● ALLEGATI	221

SINTESI DEL RAPPORTO



La presenza di microinquinanti emergenti nelle matrici acquatiche negli ultimi quindici anni è passata dall'essere una questione prevalentemente accademica a un problema gestionale e regolatorio riconosciuto. La crescente disponibilità di tecniche analitiche ad alta risoluzione ha amplificato la capacità di identificare e quantificare un'ampia gamma di composti a basse concentrazioni, evidenziando la diffusione di classi di contaminanti come le sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) e residui farmaceutici, nonché la presenza ubiquitaria di frazioni plastiche nelle acque superficiali e nei sedimenti. Questo quadro tecnico-scientifico convive con significative incertezze: la mancanza di protocolli armonizzati di campionamento e analisi, la variabilità nei criteri di interpretazione dei dati e la carenza di informazioni tossicologiche per molte sostanze e per le plastiche di dimensioni sub-microniche.

Questo secondo volume, redatto dal Gruppo di Lavoro MIE (GdL-MIE), nasce con l'obiettivo di chiudere un percorso iniziato nel 2018 e proseguito per sette anni, grazie al costante impegno del Lombardy Energy Cleantech Cluster (LE2C), e si propone di tradurre lo stato delle conoscenze e le evidenze disponibili in indicazioni operative per i decisori regionali, i gestori del servizio idrico e la comunità scientifica, valorizzando l'esperienza del primo volume come punto di partenza e mirando a rendere più pragmatiche e applicabili le raccomandazioni alla scala territoriale lombarda. La redazione di questo volume a distanza di circa un lustro dal primo ha consentito di cogliere lo sviluppo che hanno avuto le tecniche di misura degli inquinanti, ma soprattutto di percepire le evoluzioni del pensiero scientifico su questi temi, in particolare per le micro e nanoplastiche.

Il Rapporto si articola in tre sezioni che congiungono ricognizione scientifica, valutazioni metodologiche e proposte gestionali. L'introduzione aggiorna e sintetizza lo stato delle conoscenze territoriali sui microinquinanti emergenti e sulle micro e nanoplastiche, facendo da ponte tra quanto delineato nel primo volume e quelli che sono gli obiettivi di questo secondo rapporto. In particolare, viene presentata una breve panoramica sulla presenza di microinquinanti emergenti e microplastiche nei corpi idrici, sia a livello europeo, che a livello nazionale, integrando le informazioni del rapporto precedente con monitoraggi e studi recenti e identificando le classi di contaminanti più ricorrenti.

Un elemento di rilievo di questo secondo volume è la raccolta del parere di un panel di esperti del mondo dell'Università e della Ricerca, che operano sui temi trattati nel territorio lombardi. Dalle interviste con gli esperti è emersa una duplice evidenza: da un lato le capacità analitiche e la disponibilità di dati sono notevolmente cresciute e continuano a crescere, dall'altro permangono lacune gestionali e metodologiche che impediscono la trasformazione del dato in strumenti di governance efficaci.

Successivamente, viene presentata una fotografia dei progetti regionali e nazionali attualmente in corso (circa una quindicina censiti), mettendo in evidenza come molte iniziative siano orientate verso monitoraggio, sviluppo di test integrati e verifica di trattamenti in ottica di economia circolare. Infine, viene fornito un aggiornamento del quadro normativo e strategico, richiamando le principali novità europee (Watch Lists, limiti PFAS nelle acque potabili, obblighi crescenti per i trattamenti quaternari e la responsabilità estesa del produttore) e proponendo l'adozione di un approccio basato sul rischio e sul principio One Health per tradurre conoscenze e incertezze in priorità operative.

La logica adottata per la redazione dei successivi tre capitoli parte dal presupposto che affrontare la gestione dei microinquinanti emergenti richiede un approccio metodologico basato su tre fasi fondamentali: l'individuazione e la quantificazione, la valutazione del rischio, e la scelta di trattamento più opportuna. Per questo le tre sezioni del

volume si concentrano su monitoraggio e tecniche analitiche, valutazione del rischio e opzioni di trattamento come momenti consequenziali e interdipendenti. Senza dati rappresentativi e comparabili non è possibile stimare livelli di esposizione affidabile; senza stime di esposizione e di effetto non si possono prioritizzare le azioni; senza criteri di prioritizzazione e di sostenibilità non si possono scegliere tecnologie di abbattimento proporzionate e sostenibili. Per questo motivo i capitoli 2, 3 e 4 sono pensati come tappe successive di un unico percorso operativo che va dalla raccolta delle evidenze alla traduzione di queste evidenze in interventi gestionali.

Il capitolo sul monitoraggio e sulle tecniche analitiche presenta esempi concreti di attività di sorveglianza e tratteggia i criteri adottati nella scelta delle classi studiate (PFAS, antibiotici e antibiotico-resistenza, fragranze sintetiche e microplastiche) proprio perché rappresentative di differenti sfide chimico-fisiche, normative e analitiche. Il risultato principale è che la disponibilità strumentale consente oggi ampie capacità di screening, ma la loro efficacia è fortemente condizionata dal disegno del monitoraggio (punti, campioni compositi, durata), dalla gestione dei metadata e dalla necessità di standardizzazione delle metodologie di misura. Per le microplastiche permangono problemi metodologici strutturali che rendono imprescindibile avviare protocolli standard e studi pilota mirati, mentre per le classi più consolidate come i PFAS la pratica di sorveglianza deve essere uniformata e resa interoperabile.

Il capitolo dedicato al rischio ambientale e umano descrive l'approccio metodologico seguito per passare dalle concentrazioni misurate alle indicazioni gestionali: identificazione del pericolo, valutazione dell'esposizione, valutazione degli effetti e caratterizzazione del rischio, con l'integrazione di dati di monitoraggio, modellistica e saggi biologici. I principali esiti sono: che i modelli predittivi funzionano meglio per alcune classi (molecole non polari) ma mostrano limiti per le molecole polari e per i metaboliti; che le prove ecotossicologiche tradizionali (test a concentrazione costante) hanno limiti di rappresentatività rispetto a condizioni ambientali variabili e che i bioassay apportano valore aggiunto nel cogliere effetti di miscela ma necessitano di standardizzazione per essere pienamente utilizzabili nelle decisioni. Sul piano operativo il capitolo promuove l'uso combinato di valutazioni probabilistiche, indicatori di rischio e approccio One Health per prioritizzare sostanze e scenari d'intervento laddove i dati sono incerti.

Il capitolo finale, dedicato alla rimozione e ai trattamenti, valuta comparativamente tecnologie convenzionali e quaternarie (ozono, adsorbimento su carbone attivo, membrane) tenendo conto non soltanto dell'efficacia di rimozione ma anche dei costi energetici, degli impatti sulla gestione dei fanghi e della coerenza con il quadro normativo in evoluzione. Le tecnologie avanzate possono assicurare significative riduzioni di molte sostanze, ma non rappresentano soluzioni universali: l'efficacia dipende dalle caratteristiche chimiche dei contaminanti, mentre l'implementazione su larga scala comporta trade-off ambientali ed economici e la produzione di flussi concentrati e residui che necessitano di regole esplicite di gestione. Per questo il capitolo propone criteri pratici per progettare filiere tecnologiche integrate e scalabili, in cui i risultati delle valutazioni di rischio orientino la selezione delle tecnologie e la definizione delle priorità d'intervento. Al contempo, si raccomanda un approccio di prova su scala pilota, accompagnato da valutazioni Life Cycle Assessment e analisi multicriterio, in modo da confrontare efficacia, sostenibilità e costi complessivi prima di investimenti definitivi, e da definire misure di governance (compresa la responsabilità estesa del produttore) per gestire in modo trasparente i sottoprodotti dei trattamenti.

Nel loro insieme, i tre capitoli forniscono un quadro operativo compatto: il monitoraggio qualificato alimenta la modellistica e i bioassay necessari alla valutazione del rischio,

la quale a sua volta orienta la scelta di tecnologie di trattamento valutate non solo per l'efficacia di rimozione ma anche per sostenibilità, gestione dei residui e impatti complessivi. Infine, i temi vengono trattati nella consapevole percezione che all'orizzonte non possa che esserci un approccio globale per la mitigazione degli inquinanti che coniughi la visione One Health con quella emergente dei Planetary Boundaries a cui sono associati nove processi critici sistemici per la vita sulla Terra.

SUMMARY OF THE REPORT



Over the past fifteen years, the presence of emerging micropollutants in aquatic environments has shifted from being mainly an academic concern to a recognized management and regulatory issue. Advances in high-resolution analytical techniques have greatly improved the ability to identify and quantify a wide range of compounds at low concentrations. This has revealed the widespread occurrence of contaminant classes such as perfluoroalkyl substances (PFAS) and pharmaceutical residues, as well as the ubiquitous presence of plastic particles in surface waters and sediments. However, this technical and scientific progress coexists with major uncertainties: the absence of harmonized sampling and analytical protocols, the variability in data interpretation criteria, and the limited toxicological information available for many substances, especially for sub-micron plastics.

This second volume, prepared by the Emerging Micropollutants Working Group (GdL-MIE), concludes a process launched in 2018 and carried forward for seven years with the continuous support of the Lombardy Energy Cleantech Cluster (LE2C). Its aim is to translate the current state of knowledge and available evidence into operational guidance for regional decision-makers, water service managers, and the scientific community. Building on the first volume as a starting point, it seeks to make recommendations more pragmatic and applicable within the Lombardy regional context. Drafted about five years after the first volume, it captures both the advances in pollutant measurement techniques and the evolution of scientific thinking on these issues, particularly regarding micro- and nanoplastics.

The Report is structured into three sections that combine scientific review, methodological assessment, and management proposals. The introduction updates and summarizes the regional state of knowledge on emerging micropollutants and micro- and nanoplastics, linking what was outlined in the first volume with the goals of this second one. It provides an overview of the occurrence of emerging micropollutants and microplastics in water bodies at both European and national levels, integrating previous findings with more recent monitoring campaigns and studies, and identifying the most frequently recurring contaminant classes.

A notable feature of this volume is the inclusion of expert opinions from academia and research institutions working on these issues in Lombardy. The interviews highlighted two main points: analytical capacity and data availability have increased significantly and continue to grow, but management and methodological gaps remain, limiting the translation of data into effective governance tools.

The Report also offers an overview of around fifteen ongoing regional and national projects, many of which focus on monitoring, development of integrated tests, and assessment of treatment technologies within a circular economy framework. Finally, it reviews recent regulatory and strategic developments at the European level (Watch Lists, PFAS limits in drinking water, increasing obligations for quaternary treatments, and extended producer responsibility), and proposes adopting a risk-based approach grounded in the One Health principle to translate both knowledge and uncertainties into practical priorities.

The logic behind the three main chapters is that managing emerging micropollutants requires a methodological framework built on three key steps: identification and quantification, risk assessment, and the selection of appropriate treatment options. Accordingly, the chapters focus on monitoring and analytical techniques, risk assessment, and treatment options as sequential and interdependent steps. Without representative and comparable data, reliable exposure estimates are not possible; without exposure and effect estimates, actions cannot be prioritized; without prioritization and sustainability

criteria, it is impossible to select proportionate and sustainable treatment technologies. For this reason, Chapters 2, 3, and 4 are presented as successive stages of a single operational pathway, moving from evidence collection to the translation of findings into management interventions.

The monitoring and analytical techniques chapter provides concrete examples of surveillance activities and explains the criteria used in selecting the studied classes (PFAS, antibiotics and antibiotic resistance, synthetic fragrances, and microplastics). These were chosen because they represent distinct chemical-physical, regulatory, and analytical challenges. The main conclusion is that instrumentation now allows extensive screening capacity, but effectiveness strongly depends on monitoring design (sampling points, composite samples, duration), metadata management, and the need for standardized measurement methods. For microplastics, persistent methodological issues make it essential to develop standard protocols and targeted pilot studies, while for more established classes such as PFAS, surveillance practices must be harmonized and interoperable.

The environmental and human risk chapter describes the methodological process used to move from measured concentrations to management guidance: hazard identification, exposure assessment, concentration- and dose-response assessment, and risk characterization, integrating monitoring data, modeling, and bioassays. Key findings include: predictive models perform better for some classes (non-polar molecules) but show limitations for polar molecules and metabolites; traditional ecotoxicological tests (constant-concentration assays) are poorly representative of variable environmental conditions; and bioassays add value in capturing mixture effects but require standardization to be fully integrated into decision-making. On a practical level, the chapter advocates for combining probabilistic assessments, risk indicators, and the One Health approach to prioritize substances and intervention scenarios where data remain uncertain.

The final chapter, dedicated to the design of removal and treatment processes, compares conventional and advanced technologies (ozonation, activated carbon adsorption, membranes), considering not only removal efficiency but also energy costs, sludge management implications, and consistency with the evolving regulatory framework. Advanced technologies can achieve substantial reductions for many substances, but they are not universal solutions: effectiveness depends on the chemical properties of the contaminants, and large-scale implementation involves environmental and economic trade-offs as well as concentrated waste streams requiring explicit management rules. For this reason, the chapter proposes practical criteria for designing integrated and scalable treatment trains, in which risk assessment results guide technology selection and intervention priorities. It also recommends pilot-scale testing combined with Life Cycle Assessment and multicriteria analysis to compare effectiveness, sustainability, and overall costs before major investments, while also defining governance measures (including extended producer responsibility) to ensure transparent management of treatment by-products.

Together, these three chapters provide a consistent operational framework: robust monitoring supports modeling and bioassays for risk assessment, which in turn guide the selection of treatment technologies evaluated not only for their removal efficiency but also for sustainability, residue management, and overall impacts. Finally, the report stresses that looking ahead, only a global approach to pollutant mitigation is viable, one that brings together the One Health vision with the emerging Planetary Boundaries framework, which identifies nine systemic processes critical to life on Earth.

PREMESSA



Il Lombardy Energy Cleantech Cluster (LE2C) è uno dei più importanti Cluster tecnologici Lombardi (CTL), aggregazioni strutturate di imprese, università, enti di ricerca e altri soggetti pubblici o privati riconosciute da Regione Lombardia (Dds 2239, 17/03/2014) che trattano specifici ambiti tematici partecipando attivamente alla realizzazione di processi innovativi (<https://bit.ly/38WF9VN>). Compito dei CTL è quello di agevolare la collaborazione tra attori scientifici e industriali supportando Regione Lombardia nella definizione della strategia di Ricerca e Innovazione (R&I), promuovendo le eccellenze del territorio e valorizzando i risultati delle azioni in materia di R&I.

LE2C è organizzato in Aree di Competenza (<https://bit.ly/2IWbTUC>) tra le quali l'area Water Energy Nexus, che si occupa dello sviluppo di nuove tecnologie per il trattamento e riutilizzo delle acque, della promozione di tecnologie integrate a sostegno della pianificazione, della gestione e del monitoraggio.

L'intero ciclo idrico coinvolge strutture di monitoraggio, prelievo, trattamento e distribuzione ai fini potabili, fognatura e depurazione, che costituiscono il Servizio Idrico Integrato (SII), le cui attività per la Regione Lombardia hanno una rilevanza economico-finanziaria annuale che supera 1,5 miliardi di euro come valore della produzione per una popolazione di oltre 10 milioni di abitanti (Monitor-SPL, <https://bit.ly/483E80f>).

A partire dall'inizio del 2018 LE2C ha deciso di avviare, un'indagine conoscitiva sullo stato delle conoscenze regionali sui nuovi inquinanti, costituendo il Gruppo di Lavoro Microinquinanti Emergenti (GdL-MIE). Il GdL nel biennio 2019-2020 ha progressivamente coinvolto larga parte degli esperti delle università, degli enti di ricerca e dei servizi idrici integrati della Lombardia con l'obiettivo di contribuire, mediante raccolta e diffusione di informazioni dettagliate sulla diffusione degli inquinanti nell'ambiente acquatico su scala regionale, alla definizione di strategie gestionali che consentano, nel medio periodo, azioni tecnologiche e normative volte al loro contenimento.

Le attività del GdL-MIE hanno portato, nel 2020 alla pubblicazione del primo volume del GdL-MIE (2020), finalizzato a realizzare una sintesi delle conoscenze sui microinquinanti organici, con particolare attenzione agli emergenti e prioritari, monitorati e/o ricercati dalle Istituzioni che sviluppano le loro attività nel contesto lombardo. In particolare, il documento si è proposto di inquadrare il problema dei microinquinanti emergenti su scala regionale nell'ottica più ampia del problema ambientale della diffusione dei composti normati e non (inquinanti persistenti, emergenti e prioritari), utilizzando un approccio metodologico rigoroso, una rappresentazione semplice ma esaustiva dei risultati, basata su una sintesi della conoscenza disponibile, segnalando le criticità in termini di copertura conoscitiva dello stato chimico dei comparti acquatici considerati, ma anche informativo preliminare dello stato della capacità di trattenimento dei MIE da parte delle strutture depurative disponibili.

Dopo la pubblicazione del primo volume, il GdL-MIE ha ripreso i lavori nel febbraio 2021 partendo da una riflessione sui gap informativi emersi dal Rapporto (GdL-MIE) che suggerivano carenze negli aspetti metodologici e conseguenti difficoltà interpretative dei dati raccolti, ma anche la scarsità di attività di monitoraggio in assenza di obblighi normativi. Per questo è apparso da subito importante promuovere la conoscenza:

- i. delle attività regolatorie in altri Paesi europei e il progressivo adeguamento delle normative comunitarie;
- ii. dei criteri di monitoraggio e delle tecniche analitiche;
- iii. delle tecnologie innovative di trattamento;
- iv. della valutazione del rischio ambientale ed umano.

Le sfide che si sono configurate possono essere descritte come: difficoltà di “messa a terra” delle conoscenze analitiche rese disponibili dalla ricerca accademica, mancanza di una completa “alfabetizzazione” degli operatori sulle tematiche indicate, disomogenea applicazione di procedure di controllo dei processi tecnologici e nella difficoltà a definire la reale dimensione della nuova frontiera delle micro e nano plastiche. Accanto a ciò, in un’ottica più proiettata alla dimensione di strumenti di controllo normativo, il GdL-MIE ha evidenziato la necessità di prendere in considerazione anche l’approccio basato sul rischio per la modulazione e valutazione delle strategie di intervento e gestionali.

Partendo da questi presupposti, il GdL-MIE ha previsto di muoversi individuando precisi sottogruppi di lavoro (SdL) ai quali demandare, in un’ottica interattiva e collaborativa, l’approfondimento dei percorsi scientifici e tecnici per sviluppare approfondimenti e formulare proposte che soddisfino gli obiettivi indicati. Sono stati, identificati tre Sottogruppi di Lavoro (SdL):

- i. SdL-MTA – Monitoraggio e tecniche analitiche;
- ii. SdL-RAU – Rischio ambientale e umano;
- iii. SdL-TRP – Tecnologie per acque reflue e potabili.

A questi SdL il GdL-MIE ha ritenuto di affiancare altri due SdL rivolti da un lato alla possibilità di mettere a fattor comune le competenze dei partecipanti nella formulazione di proposte progettuali, e dall’altro di affrontare il problema della limitata conoscenza dei problemi nella loro estrema complessità, sia da parte degli operatori che degli stessi gestori:

- iv. SdL-PF – Progetti e finanziamenti,
- v. SdL-Info – Informazione e divulgazione.

I SdL sono stati costituiti non solo attraverso l’adesione volontaria di membri già partecipanti al tavolo di lavoro, ma anche da altri esperti invitati specificatamente per coprire ed integrare le competenze necessarie a rappresentare un quadro esaustivo delle realtà lombarde.

I SdL hanno operato in autonomia sotto la guida di Coordinatori che, a loro volta, hanno garantito il raccordo con gli altri SdL e con il Cluster per procedere ad una stesura omogenea del nuovo rapporto, coerente negli obiettivi e equilibrato nelle dimensioni delle varie parti, ponendo soprattutto l’attenzione ad un linguaggio rigoroso e semplice adatto ad un lettore non specificatamente esperto delle tematiche trattate.

I risultati delle attività dei tre sottogruppi principali sono riportati nei capitoli centrali di questo volume.

Obiettivi

Questo secondo volume nasce con l’obiettivo di chiudere un percorso iniziato nel 2018 e proseguito per sette anni, grazie al costante impegno del Cluster LE2C, mantenendo i contatti con la vasta comunità scientifica e l’altrettanto vasta comunità di tecnici e operatori degli organi tecnici regionali (ARPA Lombardia) e del Servizio Idrico Integrato (SII) operativo nella Regione.

Questo volume, come Rapporto del GdL-MIE, si propone di dare indicazioni sulle sfide e sulle soluzioni strategiche verso le quali è presumibile che dovranno convergere le politiche di gestione delle acque relativamente al problema dei microinquinanti emergenti e delle microplastiche. Partendo da quanto già identificato nel primo volume sullo “stato della situazione in Lombardia” e considerando gli indirizzi delle politiche comunitarie e delle normative nazionali, il secondo volume evidenzia aspetti rilevanti per affrontare la problematica ponendo al centro strategie rivolte alla “minimizzazione del rischio”

dell'impatto sugli ecosistemi acquatici e sulla salute umana per la presenza diffusa di inquinanti emergenti e microplastiche.

Il volume è rivolto in particolare ad un pubblico abbastanza vasto che si presume possa raggiungere gli organi decisionali e tecnici impegnati nella gestione dei servizi idrici integrati, gli studenti universitari e delle scuole medie di secondo grado, degli istituti tecnici superiori, i tecnici e i decisori delle amministrazioni locali, provinciali e regionali deputati alla gestione delle risorse idriche e, infine, si rivolge altresì alla fascia di popolazione attenta alle vicende della salute dell'ambiente.

Organizzazione del volume

Questo documento raccoglie il contributo dei partecipanti al GdL-MIE, i cui nominativi sono elencati nell'Appendice 4 "Elenco dei partecipanti al GdL-MIE", fornito nel corso dei lavori di discussione, di impostazione delle attività e delle strategie operative sviluppate fino a luglio 2025.

Il volume è strutturato in quattro sezioni. La prima, denominata classicamente "Introduzione", ha lo scopo di fare da ponte tra questo volume e i tre capitoli centrali del primo rapporto che raccolgono, in ordine:

- i. lo "stato" delle conoscenze quantitative delle informazioni sulle concentrazioni dei microinquinanti misurate nei monitoraggi istituzionali di controllo e in quelli di ricerca nell'arco temporale di un decennio nei vari comparti acquatici (acqua, sedimenti, biota, ecc.);
- ii. lo "stato" delle conoscenze relative ai processi di rimozione e delle tecnologie di trattamento dei reflui urbani e delle acque destinate all'uso umano disponibili;
- iii. infine, un quadro delle conoscenze disponibili della presenza delle microplastiche nell'ambiente, con particolare riguardo a quello acquatico.

Una caratteristica di rilievo di questa prima parte è quella della raccolta del parere di 10 esperti del mondo dell'Università e della Ricerca che operano nel territorio lombardo sui temi trattati. Lo scopo di queste interviste è stato quello di "raccolgere dal vivo" il pensiero sulla tendenza della ricerca e sulle prospettive di sviluppare reali capacità di gestione del fenomeno dei microinquinanti emergenti e delle micro e nanoplastiche.

La seconda parte del volume è, invece, formata da tre capitoli distinti: *"Monitoraggio e tecniche analitiche"*, *"Rischio Ambientale e Umano di MIE e MP"*, *"Rimozione dei MIE e delle MP nelle acque reflue e nelle acque potabili"* il cui obiettivo è quello di fornire degli esempi di approcci metodologici in grado di illustrare le complessità connesse con l'individuazione dei microinquinanti e le microplastiche nell'ambiente acquatico, le sfide del rischio ambientale e umano connesso alla presenza di tali inquinanti nell'ambiente e, infine, le capacità di trattenimento dei microinquinanti e delle microplastiche da parte degli impianti, ma anche dei limiti gestionali associati.

Diversamente dal primo volume in questo documento, che nasce a distanza di un lustro dal primo, i Curatori hanno ritenuto che fosse necessario inserire delle note conclusive che riflettono il pensiero che emerge dal volume sulle attuali e future criticità. Le conclusioni rappresentano un'immagine coerente del periodo in cui è stato steso il documento, ma i Curatori sono certi che questa immagine evolverà rapidamente come è emerso dalla comparazione delle conoscenze attuali e quelle note alla fine dello scorso decennio.

Il volume è completato dell'elenco di tutte le citazioni bibliografiche contenute nel rapporto; da una serie articolata di Appendici riguardanti:

- i. la lista degli acronimi utilizzati;
- ii. una sintesi informativa dei progetti di ricerca su MIE ed MP nel contesto lombardo;
- iii. un aggiornamento della rassegna delle normative rispetto a quanto riportato nel primo volume del Rapporto GdL-MIE del 2020;
- iv. l'elenco nominativo dei partecipanti al GdL-MIE, con le relative affiliazioni.

Il volume inoltre è completato da tre Allegati disponibili on-line:

- i. la Raccolta schede attività e progetti di ricerca su MIE e MP;
- ii. la Linea Guida - Fragranze sintetiche in ambiente acquatico;
- iii. la Linea Guida - Campionamento, separazione e caratterizzazione di plastiche in ambienti fluviali e lacustri.

Definizioni

Anche in questo secondo volume viene utilizzato il termine "Microinquinanti Emergenti", già utilizzato nel primo volume (GdL-MIE, 2020), perché è il termine italiano con cui ci si riferisce a ciò che nel contesto europeo ed internazionale (Richardson and Kimura, 2020) viene solitamente definito con *Contaminant of Emerging Concern* o *Emerging Contaminant*.

Per una più rigorosa definizione del termine "inquinanti emergenti", rispetto a quella già data nel primo volume, possiamo ricorrere alla rete NORMAN¹ (<https://www.norman-network.net/>): le "sostanze emergenti" possono essere definite come sostanze che sono state rilevate nell'ambiente, ma che attualmente non sono incluse nei programmi di monitoraggio di routine a livello europeo e il cui destino, comportamento ed effetti (eco) tossicologici non sono ben compresi. Pertanto, gli "inquinanti emergenti" sono sostanze che potrebbero essere candidati a una futura regolamentazione, in base alle ricerche sulla loro (eco)tossicità, sui potenziali effetti sulla salute e sulla percezione pubblica e ai dati di monitoraggio relativi alla loro presenza nei vari comparti ambientali.

Esempi di sostanze emergenti sono: i tensioattivi, i ritardanti di fiamma, i prodotti farmaceutici e per la cura personale, gli additivi della benzina e i loro prodotti di degradazione, i biocidi, i pesticidi polari e i loro prodotti di degradazione e vari composti perturbatori del sistema endocrino accertati o sospetti.

Nella stesura di questo volume è chiaramente emerso che la rapida evoluzione delle tecniche analitiche, che consente di identificare centinaia, se non migliaia, di molecole, rende non più attuale il termine "emergenti". Pertanto, a rigore, oggi non è più possibile associare tale termine alle sostanze di cui si è data una breve lista in precedenza, perché di fatto non si tratta solo di un piccolo numero di molecole non normate, bensì della maggioranza delle sostanze presenti nell'ambiente.

In questo volume, comunque, i Curatori, riconoscendo la validità scientifica della definizione data dalla Rete NORMAN e del nuovo approccio terminologico, hanno ritenuto di mantenere il termine "microinquinanti emergenti" perché è ormai diventato popolare nei media e nella popolazione. Va, infine, ricordato che le microplastiche sono state recentemente riconosciute come contaminanti emergenti a causa della

¹ La rete NORMAN è una piattaforma internazionale che collega laboratori di riferimento, centri di ricerca e organizzazioni coinvolte nel monitoraggio degli inquinanti emergenti nell'ambiente. La rete NORMAN promuove lo scambio di informazioni sulle sostanze emergenti e incoraggia la convalida e l'armonizzazione dei metodi di misura, degli strumenti di monitoraggio ecc., in modo da soddisfare le esigenze dei valutatori e dei gestori del rischio ambientale associato alle sostanze considerate. In particolare, cerca di promuovere e sfruttare le sinergie tra gruppi di ricerca di diversi Paesi nel campo delle sostanze emergenti.

loro ubiquità, persistenza e per i potenziali impatti a lungo termine sugli ecosistemi e sulla salute umana (Harley-Nyang et al., 2022; Oliveri Conti et al., 2020; Wagner and Lambert, 2018).

Note editoriali

Anche in questo secondo volume, come nel primo, si adotta come separatore decimale il “punto” e non la “virgola”, perché molte elaborazioni fanno riferimento a software che sono basati sul sistema anglosassone. Non viene invece utilizzato nessun separatore come raggruppatore delle migliaia.

Per gli acronimi è stata preferibilmente utilizzata la dizione in lingua inglese, che ha solitamente una maggior diffusione anche nell'uso corrente e, soprattutto, consente un diretto riscontro nella terminologia utilizzata a livello internazionale. In generale l'uso di termini in inglese è stato evitato, anche se si segnala che ne permangono alcune in figure che non è stato possibile rieditare.

1.

Introduzione



1.1. CONOSCENZE DELLO STATO DELLA PRESENZA DEI MIE E DELLE MP NEI CORPI IDRICI

Nel 2020 il Gruppo di Lavoro Microinquinanti Emergenti (GdL-MIE) pubblicava per la prima volta un quadro dettagliato della presenza dei MIE nei corpi idrici lombardi basato su una raccolta imponente (977000 dati su un arco temporale di 10 anni, dal 2009 al 2019) di misure provenienti dalle banche dati regionali, dai gestori del servizio idrico e dagli istituti di ricerca, costruendo una panoramica unitaria dello stato di questi contaminanti in Lombardia. I risultati mostravano come i Microinquinanti Emergenti (MIE) fossero ormai rilevabili in quasi tutte le matrici analizzate (acqua, sedimenti, biota), sebbene con concentrazioni a volte inferiori ai limiti di quantificazione analitica (LOQ) disponibili all'epoca. In particolare, i pesticidi emergevano come classe prioritaria, con il glifosato tra le molecole più frequentemente rilevate e in alcuni casi con concentrazioni superiori ai valori ambientali di riferimento, a conferma di un utilizzo agricolo diffuso e persistente sul territorio.

Il primo rapporto del GdL-MIE aveva inoltre evidenziato come, nelle acque sotterranee, i composti organoalogenati rappresentassero le principali sostanze rilevate, indicando una contaminazione storica legata ad attività industriali e artigianali. Nei reflui urbani erano presenti numerosi farmaci, in particolare analgesici, come ibuprofene e paracetamolo, e beta-bloccanti, come atenololo, a concentrazioni medie nell'ordine dei $0.1-1 \mu\text{g L}^{-1}$. Per quanto riguarda i composti perfluoroalchilici (PFAS), il quadro presentava già all'epoca un'estesa contaminazione, con concentrazioni generalmente più elevate nelle acque sotterranee e reflue rispetto a quelle potabili, e con la presenza di questi composti anche nel biota lacustre.

Il primo rapporto presentava anche un capitolo conoscitivo dedicato alle microplastiche (MP), che aveva confermato la loro ubiquità. Sebbene le conoscenze quantitative per l'Italia fossero ancora limitate, i pochi dati disponibili indicavano concentrazioni confrontabili con quelle di altri contesti europei, evidenziando la necessità di incrementare i monitoraggi e standardizzare le metodiche analitiche.

A distanza di cinque anni, la situazione non sembra essere migliorata in modo sostanziale, sebbene la disponibilità di nuovi studi e campagne di monitoraggio abbia permesso di ampliare il quadro conoscitivo sia a livello nazionale che europeo. Il rapporto del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA 2024), che presenta i dati di monitoraggio dei pesticidi relativi ai dati di monitoraggio del 2021, conferma una presenza diffusa di queste sostanze nelle acque italiane, con superamenti dei limiti ambientali nel 28% e nel 7% dei punti di monitoraggio delle acque superficiali e delle acque sotterranee, rispettivamente. Glifosato e metolaclo, insieme ai rispettivi metaboliti AMPA e metolaclo-ESA, vengono identificati come le molecole rilevate più frequentemente con concentrazioni superiori ai limiti ambientali, evidenziando come la pressione di queste molecole sugli ecosistemi acquatici rimanga elevata, e confermando le criticità già descritte nel primo rapporto del GdL-MIE.

L'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA), che ha pubblicato nel 2024 un aggiornamento sullo stato delle acque europee, sottolinea come meno del 30% dei corpi idrici superficiali raggiunga un buono stato chimico, con criticità legate soprattutto a contaminanti persistenti come mercurio, ritardanti di fiamma bromurati, PFAS e farmaci (EEA, 2024).

I PFAS, noti come "forever chemicals" per la loro estrema persistenza e capacità di accumulo, nel rapporto dell'Agenzia Europea per l'Ambiente risultano ormai presenti in modo diffuso in tutti i tipi di corpi idrici europei. Nel 2022, ad esempio, circa il 60% dei siti fluviali monitorati presentavano concentrazioni di PFAS almeno rilevabile; le percentuali

erano leggermente inferiori per i laghi e superiori all'80% per le acque costiere. Negli ultimi anni, come evidenziato in Figura 1.1, si è registrato un notevole incremento delle attività di monitoraggio dei PFAS in Europa, con il numero totale di misurazioni annuali passato da meno di 5000 nel 2015 a quasi 50000 nel 2022, grazie all'ampliamento dei programmi di sorveglianza e all'attenzione crescente verso questa classe di contaminanti. Nonostante ciò, i PFAS continuano a essere rilevati frequentemente, spesso in concentrazioni nell'ordine delle decine di ng L^{-1} , con valori che localmente superano gli standard ambientali, in particolare per composti come PFOS e PFOA (<https://shorturl.at/0c19u>). Anche il Joint Research Centre (JRC), ha analizzato la presenza di PFAS in Europa esaminandone la distribuzione in diverse matrici (acqua, sedimenti, biota e suolo) per valutarne la persistenza e il potenziale bioaccumulo. I risultati hanno confermato la presenza ubiquitaria, soprattutto di PFOS e PFOA, in tutte le matrici, evidenziando come le fonti di contaminazione derivino sia da usi industriali, ancora consentiti, sia dal rilascio progressivo da sedimenti contaminati storicamente (Niegowska et al., 2021).

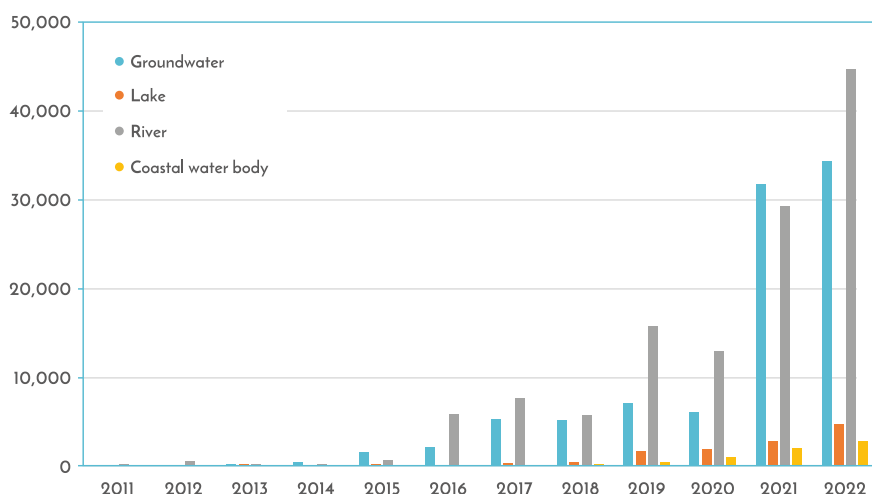


Fig. 1.1 - Numero totale di misurazioni di PFAS in Europa, considerando tutti i corpi idrici e tutte le matrici, per il periodo 2011-2022, tratto da sito web EEA (<https://shorturl.at/Ph5RS>)

Anche i farmaci hanno ricevuto una particolare attenzione in questi ultimi anni. Schreiber et al. (2024) hanno condotto un'analisi sistematica delle concentrazioni in fiumi europei, selezionati sulla base delle indicazioni della terza Watch List europea (Decisione 1307/2022/CE), evidenziando come la carbamazepina si confermi uno dei marker più diffusi di contaminazione da reflui urbani, con concentrazioni medie comprese tra 0.02 e 0.2 $\mu\text{g L}^{-1}$. Questo conferma l'uso consolidato di questo farmaco come indicatore della presenza di scarichi civili nei quali i farmaci non vengono completamente rimossi dai trattamenti depurativi.

In Italia, uno studio recente di Colzani et al. (2024), condotto anch'esso nell'ambito della terza Watch List europea (Decisione 1307/2022/CE), ha monitorato 11 regioni, rilevando concentrazioni significative di farmaci psicoattivi (venlafaxina e O-desmetilvenlafaxina), antifungini (fluconazolo) e antibiotici (sulfametossazolo), con valori compresi tra 5 e 500 ng L^{-1} . livelli che risultano consistenti con quelli riportati a livello europeo, come confermato anche dalla revisione della letteratura scientifica, condotta da Richardson & Manasfi (2024), che mette in evidenza la diffusione di questi contaminanti nei corpi

idrici e la difficoltà di rimuoverli efficacemente con i trattamenti convenzionali.

Anche per le MP, negli ultimi anni, diversi studi hanno ampliato la conoscenza sulla loro presenza e distribuzione attraverso progetti di monitoraggio sia a scala nazionale che europea. In Italia, l'ISPRA, attraverso il progetto Manta River Project 2 concluso nel 2024 (<https://shorturl.at/SKMap>), ha monitorato il fiume Po, rilevando densità comprese tra 10 e 100 particelle per metro cubo, valori simili a quelli di altri grandi fiumi europei, ma con marcata variabilità spaziale. A livello europeo, l'EEA stima un incremento delle emissioni di MP del 7-8% tra il 2016 e il 2022 (Boucard et al., 2024), dovuto principalmente a pneumatici (+12%) e vernici (+5%). Tuttavia, un recente studio del JRC (Belz et al., 2021) ha evidenziato forti criticità nella standardizzazione delle analisi, da cui deriva una scarsa riproducibilità dei risultati tra laboratori europei e differenze legate alle tecniche utilizzate che limita la confrontabilità dei dati e la possibilità di stimare accuratamente le concentrazioni ambientali.

A distanza di un lustro, confrontando quanto emerso nel primo rapporto del GdL-MIE con la situazione attuale, si osserva una sostanziale conferma delle problematiche evidenziate nel 2020. I MIE, in particolare pesticidi, PFAS e farmaci, continuano a essere ampiamente presenti nelle diverse matrici ambientali, con concentrazioni in alcuni casi superiori alle soglie ambientali di riferimento. Allo stesso tempo si conferma la presenza ubiquitaria delle MP senza evidenze di riduzioni significative, nonostante che la crescente attenzione della comunità scientifica abbia permesso di ampliare la base di dati disponibile e di migliorare la consapevolezza pubblica e istituzionale su questo problema emergente.

Prima di entrare nel merito, una ulteriore considerazione riguarda le ragioni che portano a trattare congiuntamente in questo volume i problemi generati nell'ambiente acquatico sia dai MIE che dalle MP. A sostegno di questo approccio e delle ragioni scientifiche che lo supportano, merita richiamare un recente documento della Banca Europea degli Investimenti nel 2023 (Bofill, 2023) in cui si evidenzia che l'emergere del rischio ambientale connesso alle MP e ai microinquinanti nell'ambiente sono potenzialmente gravi per la salute umana al pari dei cambiamenti climatici, dell'inquinamento da nutrienti (azoto e fosforo), all'acidificazione degli oceani, alla perdita della biodiversità ecc., perché si tratta di problemi interconnessi che possono portare a un'inversione dello sviluppo economico e sociale. Questa visione è in linea con il concetto di "confini planetari", introdotto nel 2009 da Johan Rockström dello Stockholm Resilience Centre, e via via approfondito nel tempo (Rockström et al., 2023). A questo riguardo Landrigan et al. (2023) affermano, inoltre, che non sono tanto le interazioni specifiche tra MIE e MP (sebbene sia possibile individuarne diverse) che vanno messe al centro della discussione sugli impatti globali, bensì il fatto che questi problemi stanno assumendo una gravità e una dimensione tale per l'umanità che risulta necessario affrontarli a scala planetaria per evitare un irreversibile degrado dell'ambiente.

1.2. QUESTIONI APERTE NELLA GESTIONE DEI NUOVI INQUINANTI: IL PARERE SCIENTIFICO VISTO DA UN GRUPPO DI ESPERTI

I MIE e le MP sono giunte in tempi diversi all'attenzione del mondo della ricerca: i primi si sono affacciati all'inizio del secolo, le seconde due decenni dopo. Richardson et al. (2024), nella loro revisione biennale dei principali temi analitici affrontati nella letteratura scientifica che conducono da oltre un quarto di secolo, pubblicata dalla rivista *Analytical Chemistry*, consente di tracciare questa evoluzione. In Tabella 1.1, che aggiorna quella già riportata nel precedente volume (GdL-MIE, 2020), si osserva che negli ultimi cinque anni i temi analitici dei MIE e delle MP hanno continuato ad essere importanti e presenti nella

letteratura, mentre della fiammata analitica conseguente alla pandemia da SARS-CoV-2 non c'è traccia nell'ultimo "Review of contents" di Analytical Chemistry a testimoniare anche da questo punto di vista la conclusione di un'emergenza globale.

Tab. 1.1 - Selezione degli argomenti trattati nella rassegna "Water analysis" pubblicata ogni due anni da Analytical Chemistry

Temi selezionati dalla “Revisione biennale degli argomenti rilevanti” di Analytical Chemistry	Analisi delle acque		Analisi delle acque: contaminati emergenti e nuovi sviluppi analitici											
	1999	2001	2003	2005	2007	2009	2011	2014	2016	2018	2020	2022	2024	
Nutrienti	●													
Inquinanti inorganici		●												
Tensioattivi		●												
Disinfettanti - Prodotti per disinfestazione (acque potabili)		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Pesticidi		●												
Pesticidi: metaboliti e prodotti di trasformazione				●	●	●	●	●						
Farmaceutici, Ormoni, Distruttori endocroni			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Composti perfluorurati				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Composto bromurati - Ritardanti di fiamma emergenti				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Muschi					●	●	●	●						
Creme solari				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Tossine algali		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
Nanomateriali						●	●	●	●	●	●	●	●	
Microplastiche											●	●	●	
Sars-CoV-2												●		

A fronte di questa valutazione generale (e un po' generica, ma utile per avere uno sguardo temporale complessivo dell'evoluzione dell'attenzione per i MIE e le MP presenti nell'ambiente acquatico) viene spontanea la domanda di come si sia evoluta la conoscenza e se sia cambiato l'approccio analitico.

Per dare una risposta la più appropriata possibile, il Gruppo di Lavoro MIE nell'apprestarsi alla stesura di questo secondo volume si è proposto di intervistare alcuni dei maggiori esperti in queste discipline analitiche e ambientali presenti in Lombardia.

Il quadro che emerge è che, a fronte di una conoscenza consolidata si aprono prospettive che mirano da un lato ad affrontare il problema della complessità analitica legata alla presenza di decine di migliaia, se non più, di molecole presenti nell'ambiente, ma dall'altro quello della disponibilità di accesso a grandi database basati sul principio di Open Data per consentire l'applicazione di criteri di prioritizzazione nella identificazione degli inquinanti.

Per le MP e le nanoplastiche (NP) il quadro appare non del tutto definito nella conoscenza della loro presenza nell'ambiente e nell'uomo, permanendo ancora incertezze metodologiche nella identificazione delle particelle, e soprattutto sono ancora deboli gli approcci gestionali, riconducibili principalmente alla sostituzione di alcuni materiali con altri meno impattanti e alla riduzione dei consumi, non ancora sufficienti però a dare una soluzione a un problema globale come questo.

In questo quadro complesso, basato sulla misurazione delle concentrazioni delle sostanze di interesse, si sta facendo strada anche l'approccio cosiddetto "effect-based" che, prescindendo (in linea teorica) dalla necessità di conoscere le sostanze presenti in una determinata matrice e le relative concentrazioni, punta a misurare direttamente l'effetto del complesso dei contaminanti presenti su sistemi biologici opportunamente individuati.

1.2.1. La tendenza attuale delle indagini sui MIE

Sul tema della tendenza della ricerca sui MIE il primo esperto intervistato è **Stefano Polesello** (<https://shorturl.at/lvOHj>), dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IRSA), che si occupa principalmente di chimica

ambientale ed è esperto nello studio dei PFAS, per i quali ha contribuito alla scoperta, in Veneto, di uno dei più gravi casi di contaminazione a livello europeo (Valsecchi et al., 2015).

Secondo Polesello, la tendenza attuale nelle indagini sui MIE è quella dell'utilizzo sempre più ampio di banche dati condivise (Open Data) utilizzando tecniche FAIR (*Findable, Accessible, Interoperable, Reusable*, <https://shorturl.at/KWLEj>), un insieme di principi che mirano a rendere i dati più adatti per la condivisione, che consentono di superare lo scoglio della crescente popolazione di molecole che vengono identificate. Con la tecnica FAIR i dati sono rintracciabili e descritti utilizzando identificatori persistenti, come i *Digital Object Identifier* (DOI), supportati da metadati di qualità, per permetterne la condivisione e il riutilizzo con il minor numero possibile di restrizioni. I dati vengono salvati in formati non proprietari e standardizzati, in modo che possano essere elaborati da sistemi operativi differenti, corredati da una licenza di utilizzo e da informazioni esaustive per garantirne la qualità e il riuso. Seguendo questi principi, i ricercatori possono migliorare la trasparenza e la collaborazione nella ricerca, rendendo i dati più facili da trovare, utilizzare e condividere.

Se per le singole molecole vale l'approccio descritto, la frontiera attuale è ancora quella dell'effetto miscela, tipico per tutti i tipi di inquinanti (McKarty, 2025), un problema sollevato da decenni dagli ecotossicologi. Infatti, le basse concentrazioni di una molecola in miscela con altre possono avere effetti molto rilevanti sulla biodiversità. Per questo appaiono in crescita i metodi di *screening* analitici accoppiati a valutazioni sulla biodiversità, qualora si utilizzino database per cercare le relazioni causa/effetto. Questo approccio si colloca in un contesto in cui le componenti fondamentali che determinano gli effetti sulle comunità acquatiche - dose, causalità, risposta - sono confuse, poiché le metriche dei test rispondono ciascuna a una molteplicità di fattori. Di conseguenza, l'interpretazione dei test ecotossicologici è afflitta da questioni irrisolte relative alle interazioni tra dose, causalità, risposta e fattori modificanti le relazioni che appaiono più correlative che causali (McKarty, 2025). Per questo le nuove tecniche FAIR possono contribuire a migliorare l'interpretazione degli effetti ecotossicologici delle miscele, ma non sono ancora risolutive.

La crescente massa di dati disponibili rende possibile affrontare l'analitica quotidiana attraverso criteri di prioritizzazione per identificare, monitorare e gestire le sostanze che rappresentano un potenziale rischio per l'ambiente e la salute umana. I principali criteri utilizzati per la selezione degli analiti sono basati su una combinazione di frequenza di rilevamento e pericolosità, sulle pressioni locali definite dalla conoscenza del territorio, sulla disponibilità di dati pregressi e sulla distinzione tra sorgenti puntuali e diffuse che consentono di definire meglio le relazioni causa effetto. Per questo approccio appaiono sempre più centrali le disponibilità di database che raccolgono informazioni puntuali.

Tra i database più importanti in Europa un ruolo sempre maggiore lo sta assumendo la piattaforma "IPCHEM - Information Platform for Chemical Monitoring" (<https://ipchem.jrc.ec.europa.eu/>), gestita dal JRC di Ispra (Varese), i cui dati di monitoraggio chimico georeferenziati e geolocalizzati sono il riferimento della Commissione Europea per la ricerca e per test applicativi delle nuove normative.

In Italia non esiste una strategia nazionale unificata di *Open Data* dedicata esclusivamente ai MIE. Il SNPA pubblica report e dati regionali, con focus su MIE e MP, a cui collaborano enti come ARPA Lombardia, il CNR, le Università, i Gestori dei servizi idrici integrati (<https://www.isprambiente.gov.it/it/banche-dati>). I dati e le informazioni geografiche, territoriali e ambientali sono catalogati e resi pubblici e accessibili, anche in tempo reale.

Anche il CNR ha avviato una banca dati che ha l'obiettivo di fornire accesso pubblico all'informazione prodotta dalla rete degli Istituti (<https://data.cnr.it/site/>).

In questo quadro merita segnalare che in Lombardia appare ancora oggi di rilevante importanza la banca dati, realizzata dal GdL-MIE nel 2020 (GdL-MIE, 2020) di cui si è già parlato in precedenza. I dati raccolti in un decennio (2009-2019) sui MIE sono al momento ancora conservati in una banca dati che per ora è accessibile solo su richiesta da inviare al Cluster Lombardy Cleantech Cluster (info@energycluster.it), che per il rilascio si deve avvalere comunque, per i dati proprietari, della approvazione dei rispettivi *data owner*, ragione per la quale la banca dati non è ancora pubblica.

Da quanto detto, le criticità in Italia delle banche dati dei MIE sono, in sintesi, principalmente due: la presenza dei dati prevalentemente in portali regionali, con formati e metodologie non sempre uniformi e, per converso, la mancanza di una piattaforma nazionale centralizzata che raccolga e renda i dati accessibili in modo integrato.

Da queste constatazioni è evidente che non sembra ancora diffusa la consapevolezza e la volontà di creare un'unica struttura interoperabile che metta insieme l'enorme quantità di dati raccolti dal monitoraggio istituzionale e dalle indagini ambientali condotte a scopo di ricerca. Un'occasione per ora non ancora colta di collocare la ricerca nazionale in una posizione in linea con altri Paesi e con l'Europa.

Se i database presentano ancora il problema della disponibilità e della condivisione, che non è solo un problema di interoperatività ma anche di reale consenso dei produttori di dati (*data owner*) a renderli effettivamente disponibili, la tendenza è quella di passare dalla quantificazione del singolo MIE alla relazione tra sostanze chimiche e biodiversità. Questo approccio, posto all'attenzione da Sigmund et al. (2023), si colloca in una posizione rilevante dal punto di vista della sostenibilità ambientale, perché il cambiamento climatico, la perdita di biodiversità e l'inquinamento chimico sono emergenze su scala planetaria che richiedono azioni urgenti di mitigazione. Queste "tre crisi" sono profondamente interconnesse e devono essere affrontate in modo integrato. Tuttavia, mentre il cambiamento climatico e la biodiversità sono spesso studiati insieme, l'inquinamento chimico, come fattore di cambiamento globale che contribuisce alla perdita di biodiversità a livello mondiale, ha ricevuto finora molta meno attenzione nella ricerca dell'influenza sulla biodiversità. Ma se le banche dati non sono interoperabili e ciascuno si tiene i propri dati, il problema non è risolvibile. Incertezze che si riflettono in modo rilevante anche per la valutazione del rischio sanitario.

Un esempio virtuoso di Open Data è la rete NORMAN (<https://www.norman-network.net/>), un network internazionale di laboratori ed enti di ricerca che si occupa del monitoraggio dei MIE nelle acque. Questa rete aggiorna periodicamente un elenco delle sostanze inquinanti e associa, laddove disponibile, un valore di riferimento ecotossicologico per la valutazione del rischio ambientale. I MIE considerati includono sostanze come ritardanti di fiamma (TCEP e TMCP), PFAS, erbicidi, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), ecc. La rete NORMAN contribuisce alla definizione di strategie gestionali per la protezione ambientale, cercando di creare un ponte tra il mondo della ricerca e gestione delle risorse idriche. A questo riguardo, l'avvento dell'Intelligenza Artificiale (IA) può giocare un ruolo chiave come strategia nell'ambito del rischio ambientale (Bostrom et al., 2024). L'IA è già utilizzata in diversi ambiti ambientali come analisi predittiva, per la diffusione di microinquinanti in acque, suolo e aria, il riconoscimento automatico, l'ottimizzazione del monitoraggio, le simulazioni ambientali di scenari di dispersione di sostanze come PFAS o IPA in base a dati storici e meteorologici. Per i MIE l'IA avanzata può essere utilizzata per trovare relazioni tra struttura quantitativa e bio-degradazione (QSBR).

Combinando la sperimentazione, la chimica quantistica e l'informatica chimica sembrano essere promettenti le prospettive sui potenziali usi futuri dell'AI per aiutare la modellazione della qualità dell'acqua (Satoh et al., 2023).

Tornando ai MIE, è crescente la sensibilità al problema della loro diffusione e la consapevolezza che è l'uomo la fonte di queste pressioni ambientali (Wolowicz and Shahzad Munir, 2025). Un caso emblematico è rappresentato dai *personal care products*, trattati in questo volume al Capitolo 2, per i quali la somma delle piccole emissioni individuali genera una grande pressione ambientale e, poiché molte di queste sostanze sono persistenti e si accumulano nel biota, aumenta la vulnerabilità degli ecosistemi. Per questo la tendenza allo studio della presenza di MIE nel comparto acquatico vede nella prioritizzazione delle sostanze il criterio da seguire per minimizzare il rischio per l'uomo e l'ambiente (Deere et al., 2021). Questa tendenza di frontiera rispecchia l'evoluzione delle conoscenze dal 2020 a oggi, che si può sintetizzare come segue:

- oramai le tecniche analitiche sono talmente sofisticate da rilevare e quantificare concentrazioni dell'ordine di frazioni di ng L^{-1} , grazie, ad esempio, a tecnologie analitiche come gli Orbitrap, un analizzatore utilizzato nella spettrometria di massa ad alta risoluzione basato sul principio dell'intrappolamento degli ioni in un "campo elettrostatico" creando attorno a un elettrodo centrale una "corrente immagine", che viene trasformata in uno spettro di massa tramite la "trasformata di Fourier", permettendo di determinare il rapporto massa/carica degli ioni con una grande affidabilità analitica (Xie et al., 2021);
- gli Orbitrap accoppiati alla High-Pressure Ion Chromatography (HPIC), ovvero la cromatografia ionica ad alta pressione (una tecnica avanzata di cromatografia ionica che opera a pressioni che raggiungono 5000 psi) consentono di migliorare la separazione e l'analisi degli ioni in campioni complessi. Le caratteristiche principali della HPIC sono l'alta risoluzione, la maggiore velocità e l'utilizzo, per alcuni strumenti, del Sistema *Reagent-Free*, che elimina la necessità di preparare manualmente gli eluenti, migliorando la riproducibilità e riducendo i tempi di calibrazione;
- l'affermarsi di strategie di screening accoppiate alla crescente disponibilità di banche dati, che consentono di utilizzare la tecnica del *fingerprint* (Lubeck et al., 2020), porta anche a superare l'approccio dell'analisi per classi di composti;
- infine, il problema emergente degli ultimi anni, ovvero l'analisi dei polimeri liquidi, le cosiddette MP liquide (Huang et al., 2025) pone, invece, una sfida analitica di frontiera. Questi composti, che si stanno largamente affermando nel mercato, hanno pesi molecolari molto elevati e, quindi, presentano complessità nelle determinazioni analitiche che sono ancora oggetto di studio. L'analisi dei polimeri liquidi nelle acque naturali pone problemi nella identificazione, quantificazione e impatto ambientale, ma il problema principale resta la difficoltà nella caratterizzazione chimica. Per l'analisi dei polimeri liquidi, che hanno strutture complesse, la solubilità è una variabile che può influenzare la capacità di separazione e di identificazione. Le principali sfide sono pertanto la corretta identificazione analitica, la definizione degli Impatti ambientali e la regolamentazione.

In sintesi, si può affermare che la tendenza attuale delle indagini sui MIE appare una sfida ancora aperta e centrata sul problema dell'identificazione più ampia possibile delle molecole che circolano nell'ambiente acquatico, ma anche sulla necessità di identificare nuove molecole con caratteristiche chimico-fisiche inusuali.

1.2.2. L'approccio al monitoraggio dei MIE

Un approfondimento importante nell'approccio al monitoraggio è stato fornito da **Sara Castiglioni**, dell'Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri, e da **Giorgio Bertanza**,

del Dipartimento di Ingegneria Civile, Architettura, Territorio e Ambiente e di Matematica (DICATAM) dell'Università degli Studi di Brescia, entrambi anche co-autori di alcuni capitoli di questo volume (Capitolo 2 e 3). Castiglioni e Bertanza sono stati intervistati per la loro particolare competenza specifica nel settore dello studio della presenza di farmaci nel comparto acquatico e nello studio dei processi di abbattimento dei MIE negli impianti di trattamento.

Sara Castiglioni (<https://shorturl.at/5iYqx>) è esperta di chimica e di epidemiologia ambientale, con interessi nel monitoraggio di farmaci e droghe d'abuso, di valutazione del rischio ambientale e sanitario, di esposizione alimentare a contaminanti. Giorgio Bertanza (<https://shorturl.at/fpPk7>) conduce un'ampia attività di ricerca focalizzata sul trattamento delle acque reflue e dei fanghi, sui MIE, il monitoraggio e controllo degli impianti di trattamento acque reflue e sulla valutazione delle tecnologie di trattamento mediante un approccio sistemico che includa aspetti di tipo tecnico, economico ed ambientale.

Secondo Castiglioni nel monitoraggio, ovvero l'insieme della fase di campionamento, trattamento e analisi dei campioni, l'identificazione dei MIE è centrata su quattro step: l'effettuazione di screening attraverso la spettrometria di massa per "vedere cosa c'è nel campione", una fase di approfondimento senza standard utilizzando i parametri classici (peso molecolare, frammentazione, tempo di ritenzione, ecc.), l'utilizzo di database (ad es. NORMAN, ecc., come detto sopra) che consentono di identificare centinaia di molecole ed infine, ove necessario, una fase analitica con l'utilizzo di specifici standard per l'analisi quantitativa. Nel monitoraggio assume un ruolo rilevante anche la conoscenza delle pressioni del territorio sui corpi idrici, che aiuta a valutare la presenza di molecole, metaboliti e prodotti di trasformazione. Nel caso dei depuratori, ad esempio, il processo di trattamento quaternario delle acque di ozonizzazione, può portare non solo al miglioramento della rimozione dei MIE, ma anche alla formazione di metaboliti e prodotti di trasformazione di composti non attivi dal punto di vista ecotossicologico, che possono diventarlo con l'ossidazione. Questo processo, infatti, può influenzare la presenza di racemi o enantiomeri. Per i farmaci è rilevante conoscere la presenza di questi composti perché la loro funzione dipende dalla configurazione molecolare. Un racemo è una miscela equimolare (1:1) di due enantiomeri, cioè due molecole che sono immagini speculari non sovrapponibili l'una dell'altra. Questa distinzione è fondamentale in chimica farmaceutica, poiché spesso un enantiomero ha proprietà biologiche molto diverse dall'altro.

Accanto alle questioni legate ai metaboliti, qui richiamate per completare il quadro delle criticità analitiche per l'identificazione dei MIE, vanno considerate anche le modalità di campionamento dato che costituiscono ancora, in particolari situazioni, un aspetto critico in relazione alla attendibilità dei dati di monitoraggio. Secondo Bertanza ciò è particolarmente rilevante in un impianto di depurazione, ma in modo analogo anche di potabilizzazione, soprattutto in caso si voglia procedere al calcolo di bilanci di massa, ovvero al calcolo di rendimenti di rimozione, fondamentali in un quadro normativo sempre più restrittivo in termini di obiettivi ambientali (a questo riguardo si pensi all'obiettivo Zero Pollution al 2050²).

Le criticità delle modalità di campionamento diventano rilevanti quando si vogliono misurare sostanze (come alcuni MIE) che vengono scaricate solo da una piccola percentuale della popolazione (es. alcuni farmaci poco diffusi) e quindi non caratterizzate da una presenza costante nei reflui urbani, a differenza, ad esempio, dell'ammoniaca

² Zero Pollution (https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan_en), è parte degli obiettivi del Green Deal (https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_it), una visione ambiziosa dell'Unione Europea per un futuro in cui l'inquinamento non rappresenti più una minaccia per la salute umana e gli ecosistemi.

che, derivando principalmente dall'urina, viene scaricata più volte al giorno da tutta la popolazione, garantendo un apporto continuativo. Nei casi di presenza discontinua degli inquinanti è essenziale che venga progettato un piano di monitoraggio con la definizione attenta di: punti di campionamento, modalità di costituzione del campione composito, modalità e materiale per il prelievo e l'accumulo del campione composito, durata della campagna prelievi. Alcuni lavori (Ort et al., 2010; Bertanza et al., 2022) hanno evidenziato quanto questi aspetti siano importanti, perché il risultato finale può essere fortemente influenzato dalle scelte operate. Procedure di campionamento non idonee possono incrementare notevolmente l'incertezza dell'intera catena di misura già di per sé alta, per alcune sostanze o classi di composti.

Si può concludere, quindi, che l'approccio analitico per la misura dei MIE nel suo complesso mostra nel tempo un affinamento delle procedure che consentono una più ampia raccolta di informazioni, ma permangono ancora importanti criticità nella quantificazione corretta della loro circolazione. Fattori che richiedono uno sforzo di ricerca ancora importante.

1.2.3. Evoluzione dell'importanza ambientale delle MP

Il secondo tema attorno al quale si sviluppa questo volume è quello delle MP e NP. Nel primo volume (GdL-MIE, 2020) le microplastiche, pur avendo un capitolo dedicato (il terzo³), sono state trattate con un taglio conoscitivo, senza entrare in aspetti di dettaglio.

Un lustro fa, come emerge dalla Tabella 1, le MP iniziavano ad apparire nella letteratura scientifica internazionale (Nava et al., 2023), divenendo da quel momento problema ambientale sempre più rilevante (D'Avignon et al., 2021; Witczak et al., 2024; Nava et al., 2025a). Tale rilevanza è cresciuta nel tempo (Nature, 2023) ed è stata confermata dalla recente dichiarazione dell'Organizzazione delle Nazioni Unite (ONU) sulle MP, che è parte di un crescente impegno internazionale per affrontare l'inquinamento da plastica, considerato una minaccia globale per l'ambiente e la salute umana. L'ONU, attraverso il Comitato Intergovernativo di Negoziazione (INC), sta lavorando a un trattato globale legalmente vincolante per combattere l'inquinamento da plastica, comprese le MP. La dichiarazione congiunta di 95 Paesi del 13 giugno 2025 (<https://docs.un.org/en/A/CONF.230/2025/L.1>), assunta alla Conferenza delle Nazioni Unite sugli Oceani (UNOC) di Nizza (9-13 giugno 2025), ha definito le MP come un "flagello globale", chiedendo divieti e regolamentazioni specifiche. Questa dichiarazione è l'ultima di una serie di provvedimenti recentemente assunti da più parti, come ad esempio in Europa dalla Commissione Europea con il Regolamento 2055/2023/UE che ha introdotto restrizioni sull'uso intenzionale di MP nei prodotti, con divieti progressivi fino al 2035, ma anche obblighi di comunicazione annuale per le aziende, a partire dal 2026, per monitorare le emissioni di MP.

Affrontare il complesso problema delle microplastiche negli ambienti acquatici richiede una visione ad ampio raggio. A tale proposito è stato intervistato **Andrea Binelli**, del Dipartimento di Bioscienze dell'Università degli Studi di Milano, esperto in ecotossicologia ambientale, con particolare attenzione alle MP, ai MIE e alla valutazione del rischio ecologico (<https://shorturl.at/9Adiv>). Binelli, insieme ad altri esperti (Binelli et al., 2023), ha curato il fascicolo "Campionamento, separazione e caratterizzazione di plastiche in ambiente fluviali e lacustri" della collana "Linee Guida", pubblicata dal Lombardy Energy Cleantech Cluster⁴.

³ GdL-MIE, Capitolo 3, Microplastiche nel comparto acquatico, pagg 164-210.

⁴ Il fascicolo è scaricabile gratuitamente al seguente link <https://www.energycluster.it/it/news/campionamento-separazione-e-caratterizzazione-di-plastiche-in-ambienti-fluviali-e-lacustri-linee-guida-per-la-gestione-delle-microplastiche>.

Un punto chiave di partenza sottolineato da Binelli è che la politica non vuole culturalmente rendere fattuali le questioni legate alle MP. Un esempio è la Direttiva 2184/2020/UE, in vigore dal 12 gennaio 2021, per le acque destinate al consumo umano, recepita con D.lgs. 18/2023, dove manca una definizione di MP coerente con quella scientifica, oltre a questioni metodologiche varie relative al campionamento ecc.

In generale le MP vengono definite “particelle solide di materiale plastico” con dimensioni da 1 a 5 mm⁵, di forma diversa (frammenti, sfere, fibre, granuli) e derivanti da una vasta gamma di polimeri sintetici come polietilene, polipropilene, polistirene, PET, ecc. (<https://echa.europa.eu/it/hot-topics/microplastics>). Per la loro origine le MP si distinguono in primarie, ovvero quelle prodotte intenzionalmente in forma microscopica per usi specifici (es. cosmetici, detergenti, fertilizzanti), e secondarie, ovvero quelle originate dalla degradazione di oggetti plastici più grandi, come bottiglie, reti da pesca, tessuti sintetici ecc. Inoltre, oltre a quanto detto, va ricordato il problema ancora poco affrontato della presenza di MP, e relativa regolazione, nei fanghi di depurazione che vengono utilizzati come ammendanti in agricoltura.

Accanto al problema delle particelle solide di materiale plastico appare emergente quello delle plastiche liquide, che spostano il problema da un agente inquinante di tipo fisico a uno di tipo chimico. Le *Water Soluble Plastics* (WSP) sono costituite da un tipo di materiale innovativo progettato per dissolversi o degradarsi rapidamente se esposto all'acqua. Le WSP stanno guadagnando attenzione commerciale perché ad esse viene attribuita una potenziale riduzione dell'inquinamento da plastica e, di conseguenza, un miglioramento della sostenibilità. Le loro caratteristiche principali, che le rendono molto attrattive sul mercato, sono essenzialmente la rapida decomposizione (da pochi minuti a ore), la composizione considerata “ecologicamente neutra” perché realizzate con polimeri naturali o sintetici modificati che reagiscono all'umidità e, infine, la disgregazione che avviene senza rilasciare sostanze nocive nell'ambiente. Come detto in precedenza, però, queste proprietà che apparentemente tutelano l'ambiente, nascondono dall'altro lato problemi nel monitoraggio degli effetti, a causa della dimensione molecolare, nonché una limitata capacità di misura con la strumentazione analitica tradizionale (Brunning et al., 2025). Inoltre, un'analisi dei dati disponibili sul destino e sull'ecotossicità di una decina di polimeri chiave ha indicato che per molti di essi non esistono dati di monitoraggio, e la frequente mancanza di informazioni sulle principali proprietà dei polimeri ostacola l'analisi ecotossicologica. Una maggiore trasparenza della segnalazione dell'identità dei polimeri da parte dei produttori e un lavoro sperimentale per determinarne il destino, la rimozione e la pericolosità appaiono, quindi, prioritari.

1.2.4. Problemi di misura della presenza di MP nell'ambiente acquatico

Una seconda opinione sulle MP negli ambienti acquatici è stata chiesta a **Silvia Galafassi**, del CNR-IRSA, esperta in particolare di inquinamento da MP in ambienti acquatici e terrestri, che ha indagato, specificatamente, il ruolo delle MP nella diffusione di geni di resistenza agli antibiotici e batteri patogeni nei corpi idrici attraverso le acque reflue trattate (<https://shorturl.at/SQD8E>).

Confermando la sensazione, già espressa in precedenza, che solo dopo il 2020 l'approccio al problema delle MP abbia assunto basi più solide, come conseguenza della maggiore chiarezza fatta sui loro meccanismi di origine, Galafassi richiama l'attenzione sulle procedure di misura, sottolineando come i protocolli rimangano ancora diversi e non uniformi. Persistono, infatti, difficoltà nel definire con chiarezza MP e NP, nel confrontare particelle con dimensioni diverse e nel monitorare con efficacia le particelle più piccole,

⁵ La nuova classificazione dimensionale delle particelle UNI EN ISO 24187:2023 le distingue tra particelle plastiche insolubili in acqua con dimensioni comprese tra 1 e 1000 µm per le “microplastics”, o fino a 5 mm per le cosiddette “large microplastics”.

con diametri inferiori a 100 μm .

L'interesse crescente verso le NP è, per certi versi, analoga a quanto accade ai MIE per i quali le misure si stanno estendendo a molecole presenti a concentrazioni molto basse (dell'ordine di frazioni di ng L^{-1}). A differenza dei MIE, però, per le NP esistono ulteriori fattori fisici, chimici e tecnologici che condizionano le misure. Le NP ($< 1 \mu\text{m}$), ad esempio, sono difficilmente distinguibili da altre particelle colloidali. Per questo per il monitoraggio delle NP si profila la tendenza a passare da metodi fisici all'uso di organismi target per "misurare in modo indiretto la gravità del problema ambientale", a discapito dell'identificazione fisica delle particelle di dimensioni più piccole.

In tutti i casi la tendenza a identificare frazioni sempre più piccole, giustificata da evidenze legate a effetti sull'uomo (Singh and Tiwari, 2025), porta a protocolli di misura più complessi, mentre per il monitoraggio occorrerebbero procedure più operativamente pratiche. Soluzioni possibili a questa tendenza passano attraverso l'uniformazione dei metodi, in modo da garantire sensibilità analitiche confrontabili tra loro, ma questo è un settore di attività che richiede ancora molta ricerca.

Un tema ancora controverso per le MP e NP è, infine, quello dell'adsorbimento di MIE (di natura organica e inorganica) sulla superficie delle particelle (Zhao et al., 2023). In generale, gli studi si sono concentrati sull'aumento delle tossicità in condizioni controllate utilizzando per i test particelle di "plastica standard" (Gianoncelli et al., 2025). Queste, però, non consentono di rappresentare la realtà delle situazioni ambientali. Inoltre, la tossicologia pare non essere ancora attrezzata a dare delle risposte esaustive a riguardo (Habumugisha et al., 2024).

Un terzo punto di vista sulle MP e le NP è stato chiesto a **Raffaella Mossotti**, dell'Istituto di Tecnologie Industriali Intelligenti per il Manifatturiero Avanzato (CNR-STIIMA), che si occupa di funzionalizzazione dei materiali tessili, MP nei tessuti e identificazione e quantificazione delle MP rilasciate da processi tessili e lavaggi domestici utilizzando tecniche analitiche avanzate (MicroFT-IR, analisi termica ecc.) e, più in generale di chimica verde (<https://shorturl.at/U8VzQ>). Con Mossotti l'attenzione si è spostata sulla generazione di MP e NP dal settore tessile. La modifica della Direttiva 98/2008/CE sui rifiuti presentata dalla Commissione Europea il 5 luglio 2023, ha posto un focus specifico sul settore tessile rafforzando la necessità di una più sostenibile gestione dei rifiuti. Per fare ciò, la norma promuove la responsabilità dei produttori di abbigliamento, di tessili per la casa, di calzature e accessori, nella raccolta, nel riutilizzo e nel riciclo dei loro prodotti a fine vita. Una proposta che rientra in una più ampia azione dell'Unione Europea denominata "Strategia dell'UE per prodotti tessili sostenibili e circolari" (COM(2022) 141 del 30/3/2022), azione che è parte del Green Deal europeo.

L'approccio al problema della generazione di MP dal settore tessile dal 2023 è, quindi, effettivamente entrato in una nuova fase, con la definizione di norme standardizzate (ISO 4484⁶) che mirano a determinare la perdita durante i lavaggi, in modo qualitativo e quantitativo, per calcolare le masse di materiali rilasciati nelle operazioni domestiche, ecc.

Nella comunità scientifica questo nuovo approccio ha trovato riscontro nel convegno internazionale MICRO 2024 "*Plastic pollution. From macro-to micro*" di Lanzarote (Isole Canarie, Spagna) (<https://micro2024.sciencesconf.org>) durante il quale il focus principale è stato il problema delle NP, le cui dimensioni interessano direttamente l'uomo, come

⁶ UNI EN ISO 4484-1:2023. Tessili e prodotti tessili – Microplastiche da fonti tessili - Parte 1: Determinazione della perdita di materiale dai tessuti durante il lavaggio Data disponibilità: 06 aprile 2023

dimostra la presenza in feci, placenta, cervello ecc., confermando l'urgenza di investigare sugli impatti di queste particelle sulla salute umana. Per questi studi è importante adottare tecniche avanzate perché per le dimensioni $< 10 \mu\text{m}$ (si tenga presente che le cellule eucariote hanno una dimensione di $7 \mu\text{m}$) sono necessarie le sensibilità fornite da tecnologie come la Nano X Ray Microscopy (Scharf et al., 2022; Shorny et al. 2023, Dreier et al., 2024).

1.2.5. Prospettive della gestione dei MIE attraverso il trattamento delle acque reflue

Ritornando ai MIE e alla loro gestione, sul problema è stata intervistata **Valeria Mezzanotte** (<https://shorturl.at/vJDxI>), coautrice di un capitolo in questo volume (Capitolo 4), del Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra (DISAT) dell'Università degli Studi di Milano-Bicocca, le cui competenze riguardano tematiche ambientali e biotecnologiche, con un forte orientamento alla sostenibilità. Esperta nella gestione della qualità delle acque, si occupa specificatamente di trattamento, riuso e sistemi innovativi per la depurazione biologica e la disinfezione delle acque reflue urbane e industriali. Si occupa anche di MIE e di antibiotico-resistenza e analizza la presenza e la biodegradabilità di farmaci, antibiotici e composti tossici nei reflui, ecc.

Mezzanotte, nell'affrontare alcuni problemi di frontiera del trattamento delle acque, mette in evidenza che uno dei principali è la preponderanza dell'inquinamento diffuso, che mostra gravi difficoltà a essere gestito, perché è una forma di contaminazione che deriva da molteplici sorgenti distribuite sul territorio, come l'agricoltura intensiva, il traffico urbano, le attività industriali e l'uso di prodotti chimici. Per affrontarlo in modo efficace, è necessario un approccio integrato e multilivello che richiede, tra l'altro, il monitoraggio ambientale continuo, politiche e tecniche di riduzione alla fonte (ad es. attraverso l'agricoltura sostenibile), ecc. Recentemente uno strumento gestionale molto efficace che si sta affermando per il trattamento dell'inquinamento diffuso è quello delle cosiddette "soluzioni basate sulla natura" (*Nature-based Solutions*, NbS, Okolie et al., 2025), strategie che sfruttano i processi naturali degli ecosistemi per affrontare sfide ambientali, tra cui l'inquinamento delle acque. Invece di affidarsi esclusivamente a infrastrutture "grigie" (come depuratori o canali artificiali), le NbS puntano sulla creazione di zone umide, fasce tampone vegetate, fitodepurazione e drenaggio urbano sostenibile (che includono: tetti verdi, trincee drenanti, aree di bio-ritenzione ecc.) per migliorare la qualità delle acque e ripristinare i servizi ecosistemici.

Altro punto cruciale, che spesso non viene considerato, è il carico che viene immesso nell'ambiente dagli scaricatori di piena durante le piogge, quasi sempre senza alcun trattamento. Questo contribuisce in misura certamente importante e altrettanto certamente difficile da quantificare all'inquinamento delle acque e costituisce un problema generalizzato, dato che la larga maggioranza dei sistemi fognari è di tipo misto.

Esiste inoltre una difficoltà oggettiva delle normative nel tenere il passo con l'incremento continuo della presenza dei MIE nelle acque. Di fatto, i MIE conosciuti aumentano costantemente ed è difficile sviluppare nuove norme che ne regolino l'emissione in ambiente, ancorché efficaci. Sul fronte della depurazione, si configura invece un *trade-off* tra gli obiettivi di riduzione delle emissioni di CO_2 , e la richiesta di trattamenti aggiuntivi (ad es. l'introduzione del quarto stadio), che comportano inevitabilmente maggiori consumi energetici e un aumento delle emissioni stesse.

Tali considerazioni suggeriscono che, pur mantenendo un ruolo chiave per i processi depurativi a valle, è fondamentale rafforzare parallelamente le azioni preventive a monte, riducendo le fonti di MIE e promuovendo buone pratiche di produzione e consumo. In questo contesto, una potenziale soluzione emerge nell'applicazione delle analisi di *Life*

Cycle Assessment (LCA), o Valutazione del Ciclo di Vita (<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/lifecycleassessment.html>), una metodologia utilizzata per analizzare e quantificare l'impatto ambientale di un prodotto, servizio o processo durante tutto il suo ciclo di vita, dalla produzione allo smaltimento. Senza entrare in dettagli che non competono a questa trattazione, per i MIE l'LCA può offrire un quadro oggettivo per valutare e ottimizzare le strategie di controllo, ma, come tutte le metodologie di analisi e valutazione, è necessario che la sua applicazione segua criteri rigorosi e, soprattutto, che l'interpretazione dei risultati comprenda aspetti diversi. Un problema che si incontra regolarmente nell'affrontare le tematiche ambientali è quello della settorialità, particolarmente importante nel caso dei MIE. Si è già citata, ad esempio, la contrapposizione tra la necessità di adottare processi di depurazione avanzati per rimuoverli dalle acque reflue e quella di contenere i consumi energetici e le emissioni di CO₂. Nel caso dell'LCA, inoltre, l'impostazione dell'analisi, in particolare la costruzione dell'inventario e la scelta dell'unità funzionale cui vengono riferiti gli impatti, possono determinare differenze sostanziali nei risultati.

Infine, il miglioramento delle tecnologie di rimozione richiede un approccio integrato e collaborativo tra ricerca e gestione pratica, per garantire che le soluzioni più innovative vengano rapidamente validate e implementate.

In questa analisi sulle prospettive della gestione dei MIE attraverso il trattamento delle acque reflue è stato sentito anche il parere di un altro esperto, **Giorgio Bertanza**, di cui precedentemente si è già fatto cenno delle competenze. Secondo Bertanza per i processi e le tecnologie di rimozione c'è la necessità di tenere conto del complesso degli obiettivi di sostenibilità ambientale: la neutralità energetica (i trattamenti aggiuntivi sono spesso esigenti dal punto di vista energetico), l'impronta di carbonio, il recupero di risorse, come l'acqua, i nutrienti (N, P), il carbonio organico, ecc.

Anche Bertanza sostiene che, per quanto riguarda i MIE, le valutazioni svolte esclusivamente secondo i principi della LCA, pur considerando tutte le 16 categorie di impatto previste (<https://ecochain.com/blog/life-cycle-assessment-lca-guide/>), non risultano spesso esaustive. In una visione sistemica, è necessario infatti valutare molteplici voci di impatto e "normalizzarne" i risultati per poter confrontare tra loro i vari aspetti considerati (si pensi ad esempio al confronto tra il beneficio ottenibile attraverso la rimozione di un inquinante dall'acqua reflua, rispetto al costo ambientale derivante dal consumo energetico per raggiungere questo scopo).

A proposito dei trattamenti quaternari sopra accennati, recentemente introdotti nella normativa europea, essi rappresentano una delle nuove frontiere nella depurazione delle acque reflue urbane, perché sono mirati alla rimozione di MIE (farmaci, cosmetici, PFAS, ecc.) e MP. Questi trattamenti si affiancano ai tradizionali processi secondari (per l'abbattimento della materia organica) e terziari (per l'abbattimento di azoto e fosforo). Un trattamento quaternario è un trattamento avanzato che utilizza tecnologie come l'ossidazione con ozono, perossido di idrogeno e UV, l'adsorbimento su carbone attivo, la filtrazione su membrane nanoporose e altri processi catalitici e fotocatalitici⁷. La nuova Direttiva 3019/2024/UE impone l'adozione del trattamento quaternario entro il 2045 per impianti che trattano almeno 150000 Abitanti Equivalenti (AE), almeno 10000 per impianti in aree a rischio, con traguardi intermedi nel 2033 e 2039. I produttori di farmaci e cosmetici saranno chiamati a contribuire fino ad almeno l'80% dei costi, secondo il principio "chi inquina paga". Come sopra evidenziato, tuttavia, l'aggiunta di un trattamento quaternario andrebbe valutato applicando un approccio sistemico con

⁷ Per un approfondimento si rimanda al Capitolo 2 del volume Microinquinanti Emergenti pubblicato dal GdL-MIE (2020).

valutazioni multicriterio, che includano, oltre agli aspetti ambientali, anche quelli tecnici ed economici.

Riguardo le tecnologie di rimozione è stato sentito anche il parere di **Manuela Antonelli**, coautrice di due capitoli di questo volume (Capitolo 3 e 4), del Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), del Politecnico di Milano, che ha maturato un'ampia esperienza in ambito accademico e di ricerca (<https://shorturl.at/gunDs>, <https://orcid.org/0000-0003-1293-2019>), su temi relativi al ciclo dell'acqua (dalla fonte all'acqua potabile al riuso di acque reflue), sviluppando concetti innovativi per integrare attività umane e ambiente, con attenzione ai trattamenti avanzati (disinfezione, adsorbimento, ossidazione) e alla modellazione per proteggere la salute di ecosistemi e uomo. In particolare, l'attività di ricerca si concentra sull'ottimizzazione dei processi e la razionalizzazione dell'uso dell'acqua per una gestione sostenibile delle risorse idriche, attraverso la previsione del destino dei contaminanti e la valutazione di azioni correttive basate sull'analisi di rischio. Secondo Antonelli, tecnologie di rimozione come l'adsorbimento su materiali avanzati, le tecniche di ossidazione catalitica, le filtrazioni a membrana, l'impiego di nanotecnologie devono essere selezionate in base all'efficacia complessiva e alla sostenibilità, valutando il rischio ambientale e umano associato a ciascuno scenario di trattamento. In un contesto in cui le fonti di MIE rimarranno attive a lungo anche dopo il bando delle sostanze più pericolose, la riduzione del rischio umano e ambientale diventa la chiave per orientare le scelte gestionali e garantire la tutela della salute degli ecosistemi e dell'uomo, allocando le risorse economiche per ottenere risultati concreti ed efficaci. E' fondamentale adottare approcci basati sul rischio per la prioritizzazione dei MIE da rimuovere e la scelta dei processi di trattamento da adottare, avendo in mente che le vie di esposizione sono molteplici ed è quindi importante comprendere dove è più opportuno agire. Ad esempio, limitandosi alle acque reflue, l'immissione di MIE in ambiente si ha sia in tempo secco sia in tempo di pioggia, richiedendo approcci di mitigazione diversificati. Se poi si fa riferimento al riuso, diretto e/o indiretto, è opportuno ampliare l'orizzonte temporale di valutazione del rischio, per tenere conto degli effetti a lungo termine su suolo e colture.

Da quanto ascoltato dagli esperti si può affermare che la grande variabilità dei MIE presenti nelle acque reflue richiede tempi di adeguamento normativo e tecnologico necessariamente lunghi. Sebbene le tecnologie avanzate rappresentino strumenti preziosi, non vanno considerate soluzioni "definitive": il loro impiego deve essere bilanciato da valutazioni di sostenibilità energetica e di impatto ambientale e accompagnato da misure preventive a monte. Inoltre, la complessità dei processi biologici e chimici in gioco impone un controllo costante degli effluenti, anche in chiave ecotossicologica, per intercettare eventuali metaboliti inattesi.

1.2.6. La gestione generale del problema delle MP

A completamento dell'*excursus* sullo stato e l'evoluzione della ricerca sulla gestione dei MIE, va fatto un cenno anche alla gestione delle MP e NP nell'ambiente acquatico. Affrontare questo problema apre, però, un tema di complessa trattazione che esula da un approfondimento in questo volume perché scientificamente e tecnicamente ancora in fase di sviluppo (Acarer, 2023; Bodzek et al., 2024). Si può comunque affermare che la tendenza primaria attuale della gestione è ancora quella della sostituzione delle plastiche con materiali alternativi, accompagnata dalla riduzione delle quantità usate. A questo riguardo la Direttiva SUP (Single-Use Plastics), Direttiva 904/2019/UE, che in Italia è stata recepita con il D.lgs 196/2021, in vigore dal 14 gennaio 2022, appare un passo importante verso un'economia circolare più rispettosa dell'ambiente. Anche il Regolamento 2055/2023/UE, che modifica l'allegato XVII del Regolamento 1907/2006/CE REACH, che ha introdotto restrizioni per quanto riguarda le microparticelle di

polimeri sintetici, è un ulteriore passo avanti. Parallelamente, l'introduzione di filtri nelle lavatrici per il trattenimento delle MP, una conseguenza dell'approvazione della Direttiva 3019/2024/UE la nuova normativa europea sul trattamento delle acque reflue urbane che è parte del piano d'azione dell'UE per l'inquinamento zero (<https://shorturl.at/n1bST>), è di fatto un ulteriore passo importante, ma probabilmente non ancora sufficiente, per incidere sul problema della diffusione di MP e NP.

Una nuova prospettiva che sembra affacciarsi è l'uso di polimeri biodegradabili. Anche la degradazione e il riciclo con metodi enzimatici (Niu et al., 2024) dei polimeri tradizionali sono stati investigati, ma sono disponibili limitatamente al PET (polietilene tereftalato) e al polistirene. I batteri nella degradazione del PET operano grazie a due enzimi che degradano il polimero in frammenti più semplici, che sono poi convertiti in acido tereftalico e glicole etilenico, i monomeri originali. I tempi di degradazione sono però ancora lunghi (settimane) e l'efficienza su larga scala è limitata. Inoltre, per rendere i batteri in grado di operare queste conversioni si utilizzano interventi di ingegneria genetica e pertanto l'impiego dei batteri così ottenuti, geneticamente modificati, è strettamente limitato ai contesti industriali e non applicabile agli ambienti naturali.

Su questi temi è stata intervistata **Francesca Malpei** (<https://shorturl.at/Rjd7l>) del Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA) del Politecnico di Milano, le cui competenze spaziano in modo ampio e multidisciplinare nel campo dell'ingegneria ambientale, con particolare attenzione al trattamento delle acque reflue, alla gestione dei fanghi e dei rifiuti, alle MP e ai MIE.

Malpei evidenzia che in generale gli impianti di depurazione basati su trattamenti convenzionali, rimuovono efficacemente le MP in linea acque, fino e oltre il 95%, ma in gran parte queste sono semplicemente traferite nei fanghi che possono rappresentare un vettore importante di immissione delle MP in ambiente, ben maggiore degli effluenti depurati. Non è solo necessario migliorare i processi individuando le condizioni operative ottimali per la rimozione delle MP, ma è necessario perseguire ulteriori esplorazioni e valutazioni di tecnologie di trattamento innovative, anche sulla linea fanghi. Nonostante la tecnica analitica per la determinazione delle MP sia un campo in rapida evoluzione, Malpei sottolinea quanto ancora sia complessa l'analisi delle MP con risultati non sempre affidabili e poco confrontabili; conseguentemente, ogni approccio a valutazioni del rischio ambientale da MP (in prospettiva di fissare standard di qualità ambientale e quindi dei limiti) poggerebbe ancora su basi assai incerte e probabilmente sarebbe fuorviante rispetto a criteri e metodi scientifici.

Da questo quadro emerge chiaramente che il problema della gestione delle MP è ancora oggetto di studi e ricerche, una situazione per certi versi analoga a quella che si ritrova anche nella gestione dei MIE. In entrambi i casi la richiesta di ricerca è ancora molto alta perché le soluzioni non sono a portata di mano.

1.2.7. La modellistica alla base della stima del rischio ambientale e umano

In questo secondo volume, a differenza del primo (GdL-MIE, 2020), viene affrontato anche il problema del rischio ambientale e umano, nel tentativo di includere nella visione complessiva del problema dei MIE e delle MP una delle componenti fondamentali della sostenibilità ambientale, che include la conservazione degli ecosistemi e della biodiversità (Rapporto Brundtland, United Nations, 1987).

A questo riguardo è stato intervistato **Antonio Di Guardo** (<https://shorturl.at/CUKGm>), coautore di uno dei capitoli del volume (Capitolo 3), del Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia dell'Università degli Studi dell'Insubria, esperto in modellistica

ambientale ed ecotossicologia. Tra le sue competenze, che si articolano in modo ampio e interdisciplinare, c'è lo sviluppo di modelli multimediali per il comportamento di sostanze chimiche in suolo, acqua, aria e biota e modelli per simulare il bioaccumulo in vegetazione e organismi acquatici. In ecotossicologia e valutazione del rischio, studia l'esposizione degli organismi agli inquinanti organici persistenti (POPs e pesticidi) e analizza la biodisponibilità e la bioaccessibilità dei contaminanti per la valutazione del rischio ecologico.

Di Guardo sulle questioni che gravitano attorno alla valutazione del rischio, sottolinea la disponibilità di modelli predittivi che funzionano bene con molecole non polari, mentre segnala la mancanza di modelli predittivi efficaci e di equazioni per le molecole polari, che sono la maggioranza delle molecole presenti nell'ambiente. A questo riguardo rammenta che nel REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals), uno dei pilastri della legislazione ambientale dell'UE, pensato per garantire un elevato livello di protezione della salute umana e dell'ambiente dai rischi derivanti dalle sostanze chimiche (Regolamento 1907/2006/UE), circa il 70% dei composti chimici registrati sono molecole polari dissociate a pH ambientali. Esiste, quindi, una carenza nella valutazione modellistica del rischio che va tenuta conto nelle applicazioni gestionali. Inoltre, una criticità dei modelli è la scarsa robustezza della validazione temporale, che ne impedisce l'uso per previsioni affidabili a lungo termine.

La calibrazione dei modelli richiede grandi quantità di dati rappresentativi della realtà ambientale delle concentrazioni degli inquinanti. A fronte di una buona disponibilità di dati di inquinamento diffuso, mancano invece dati su situazioni puntuali e sul loro effetto. È il caso, ad esempio, delle misure puntuali di concentrazioni di MIE negli effluenti degli scolmatori fognari durante gli eventi di pioggia. In uno studio su fitofarmaci erano disponibili dati in tempo di asciutta, ma le concentrazioni in tempo di pioggia diventavano rilevanti a causa del dilavamento di superfici agricole (Morselli et al., 2018 a, b). Ancora più grave è il problema delle concentrazioni dei metaboliti, perché non esistono, a oggi, modelli, mentre i dati per valutarne gli effetti ambientali sono pochi.

Un'altra criticità è che l'esposizione al rischio viene valutata con test di tossicità basati su concentrazioni costanti, EC50 (*Effective Concentration* 50%) e LC50 (*Lethal Concentration* 50%), dove rispettivamente si intendono: la concentrazione di una sostanza che provoca un determinato effetto biologico misurabile nel 50% degli organismi testati durante un esperimento, e la concentrazione di una sostanza che provoca la morte del 50% degli organismi testati in un determinato intervallo di tempo. Poiché i valori sono riferiti a quella concentrazione costante, non esistendo test a concentrazione variabile, nei test ecotossicologici a concentrazione costante gli organismi vengono esposti a una concentrazione fissa di contaminante per tutta la durata dell'esperimento. Questo approccio ha implicazioni importanti nella valutazione del rischio ambientale, sia in termini di precisione che di rappresentatività. I vantaggi sono una stabilità dell'esposizione che migliora la riproducibilità e, in generale, riduce l'influenza di fattori esterni. Questa configurazione sperimentale, però, non rispecchia quasi mai le condizioni reali, perché in natura, le concentrazioni di contaminanti variano nel tempo (piogge, diluizione, assorbimento nel suolo, ecc.). La conseguenza è la possibile sovrastima o sottostima del rischio e, inoltre, gli organismi in natura potrebbero reagire diversamente a esposizioni prolungate rispetto ai test di laboratorio. Le conseguenze sulla valutazione del rischio portano a chiedere l'integrazione dei risultati con dati chimici ed ecologici per calcolare gli indici di rischio ambientale.

Per le ragioni esposte da Di Guardo è evidente che l'attenzione sul rischio ambientale e umano posta in questo volume è da intendersi unicamente come un tentativo di informare

il lettore sulla complessità del problema, ma anche sull'importanza di comprendere i fattori di rischio per le ricadute in termini di biodiversità degli ecosistemi acquatici e quelle sulla salute umana.

Nelle normative europee, la valutazione del rischio ambientale e umano è da più di tre decenni un pilastro fondamentale per garantire la protezione della salute pubblica e dell'ambiente. L'UE, infatti, ha sviluppato un quadro normativo articolato che integra principi scientifici, precauzionali e gestionali.

Il rischio ambientale è regolato da direttive come la Direttiva 60/2000/CE, che indirizza la politica delle acque, e la Direttiva 52/2014/UE (Valutazione di Impatto Ambientale, VIA), che include la valutazione del rischio ambientale per pesticidi, Organismi Geneticamente Modificati (OGM), additivi per mangimi, sostanze chimiche, con l'EFSA (Autorità europea per la sicurezza alimentare, <https://www.efsa.europa.eu/it>) responsabile della valutazione scientifica in ambiti regolamentati.

Riguardo al rischio umano, questo è integrato nella valutazione del rischio sanitario e nella valutazione di impatto sanitario, spesso associata alla VIA. Il rischio umano è regolato dal REACH (Regolamento 1907/2006/CE) per le sostanze chimiche, dal CLP, *Classification, Labelling and Packaging* (Regolamento 1272/2008/CE) per la classificazione e l'etichettatura, dalla Direttiva 2881/2024/UE sulla protezione della salute dai contaminanti atmosferici.

A pieno titolo questo volume, quindi, nel sottolineare le difficoltà della valutazione del rischio determinato dalla presenza dei MIE e delle MP negli ecosistemi acquatici, intende aprire un momento di riflessione su un tema che si aggiunge alle criticità che affliggono il Pianeta, come la crisi climatica, la crisi della biodiversità, la crisi degli oceani ecc., alla cui soluzione non si potrà prescindere da una visione complessiva e integrata, che non potrà trascurare anche la pressione determinata dalla crescita della popolazione umana (Gupta et al., 2025).

1.2.8. Un quadro a tinte chiare e scure

Concludendo questo paragrafo è evidente che i contributi degli esperti intervistati gettano una luce su un quadro per certi versi non completamente chiaro di come si riuscirà a contenere la crescita dell'inquinamento da microinquinanti emergenti e da micro e nanoplastiche. Le posizioni espresse, pur critiche sulle sfide aperte, mostrano però una compattezza nell'approccio scientifico che appare in grado di affrontare con nuovi strumenti e rinnovato entusiasmo la molteplicità dei problemi aperti.

In tutti i casi sorprende come in un lustrò, ovvero dalla pubblicazione del Primo Volume (GdL-MIE, 2020) siano stati fatti dei reali passi avanti nell'affrontare i temi dei microinquinanti emergenti e delle micro e nano plastiche. Resta, invece, da chiarire quali risposte dalle politiche ambientali potranno venire in un anno, il 2025, in cui sembrano essere cambiate le graduatorie delle priorità, con una perdita di posizioni delle questioni ambientali.

1.3. ATTIVITÀ E PROGETTI DI RICERCA IN CORSO: RICOGNIZIONE DELLE ESPERIENZE IN CORSO

Il GdL-MIE nel primo volume (2020) aveva evidenziato l'ampia capacità di monitoraggio e di studi sui MIE nel territorio lombardo. A conferma della continuità dell'impegno della molteplicità di Attori che indirizzano i propri sforzi per accrescere le conoscenze della contaminazione ambientale, nel corso della redazione del volume sono state raccolte informazioni su progetti di ricerca in corso o recentemente conclusi sulle tematiche

relative a microinquinanti e microplastiche, con attività nel territorio della Regione Lombardia o coinvolgenti membri del GdL-MIE.

Una sintesi delle informazioni è riportata in Appendice 2, mentre le schede complete sono disponibili e scaricabili al link: <http://bit.ly/3JQx2SW>.

Complessivamente sono stati censiti 14 progetti di cui 5 con attività concluse e 9 in corso di esecuzione, la cui conclusione è prevista entro il 2027. Il tema prevalente sono i MIE con 7 progetti, 3 progetti si occupano sia di MIE e sia di MP, mentre 4 esclusivamente di MP, testimoniando l'interesse crescente sulle problematiche connesse alla presenza delle microplastiche. Le acque superficiali sono la matrice maggiormente oggetto di interesse con 8 progetti, ma acque reflue (7 progetti) e fanghi da depurazione (6 progetti) sono di particolare interesse con 5 progetti ancora in corso di esecuzione.

I progetti sono finalizzati al monitoraggio della presenza dei MIE e delle MP nelle diverse matrici anche con nuovi test chimici, fisici, tossicologici ed ecotossicologici, all'approfondimento su nuove sostanze oggetto di attenzione come le fragranze e alla verifica e sviluppo di trattamenti per la rimozione anche in una logica di economia circolare e nella prospettiva dell'evoluzione normativa su queste tematiche.

1.4. L'EVOLUZIONE DEL QUADRO NORMATIVO E DELLE STRATEGIE DI GESTIONE DEI MIE E DELLE MP

Nel primo volume del GdL-MIE (2020) è il quadro normativo è stato ampiamente trattato nella Appendice 2 nella quale si rimanda alla "Rassegna delle Normative Europee, Nazionali, Lombarde" pubblicata nel 2019 dal Lombardy Energy Cleantech Cluster e disponibile online in formato elettronico (<https://bit.ly/4fwNnYO>). In continuità con la rassegna citata, anche in questo secondo volume si è ritenuto, quindi, di inserire un richiamo alle normative proponendo un aggiornamento con l'obiettivo di contestualizzare i risultati e le attività del GdL-MIE alla luce delle più recenti evoluzioni legislative.

Anche in questo caso non si tratta di una rassegna esaustiva delle normative esistenti, già ampiamente trattata nel primo rapporto (GdL-MIE, 2020), ma di una sintesi delle principali novità introdotte tra il 2019 e il 2025.

Questa sezione si concentra in particolare sui cambiamenti intervenuti a livello europeo, mettendo in evidenza come negli ultimi anni siano stati inclusi nuovi contaminanti tra le sostanze prioritarie, siano stati rafforzati gli approcci preventivi basati sul rischio e si stiano affermando principi come la riduzione alla fonte e la responsabilità estesa del produttore. Per un elenco completo e sistematico delle normative vigenti si rimanda all'Appendice 3, che ne riporta la descrizione dettagliata e i riferimenti legislativi ufficiali.

A livello europeo, uno degli sviluppi principali è stata la revisione della Direttiva sulle Acque Potabili (Direttiva 2184/2020/UE), entrata in vigore nel 2021 e attuata progressivamente negli Stati Membri. Per la prima volta, la Direttiva introduce parametri specifici per i PFAS, con un limite di $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ per somma di PFAS (somma delle concentrazioni di 20 sostanze) e $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$ per PFAS totali, oltre a prevedere un approccio di aggiornamento continuo basato sul principio di precauzione per le sostanze prioritarie emergenti.

È stato inoltre introdotto il meccanismo della *Watch List* per le acque potabili, uno strumento dinamico per il monitoraggio di composti non ancora regolamentati ma ritenuti rilevanti per la salute umana. La prima *Watch List* per le acque potabili è stata adottata con la Decisione 679/2022/UE, includendo il 17-betaestradiolo e il nonilfenolo,

per le quali gli Stati Membri devono raccogliere dati aggiornati per valutarne la necessità di regolazione.

Similmente, il meccanismo della *Watch List* europea per le acque superficiali, previsto originariamente dalla Direttiva 105/2008/CE, è stato aggiornato con la Decisione 1161/2020/UE e successivamente con la Decisione 1307/2022/UE, includendo molecole come sulfametossazolo, trimetoprim, venlafaxina e ofloxacina. Tale *Watch List*, rappresenta uno strumento essenziale nel monitoraggio delle sostanze emergenti prioritarie e raccogliere dati utili alle valutazioni di rischio e alla definizione di futuri standard ambientali.

Parallelamente, la revisione della Direttiva sul Trattamento delle Acque Reflue Urbane (Direttiva 3019/2024/UE), approvata nel 2024, ha introdotto l'obbligo graduale di implementazione di trattamenti quaternari per la rimozione dei MIE. In particolare, la Direttiva prevede che gli impianti con potenzialità superiore a 150000 AE, superiori a 10000 AE in aree a rischio, implementino un trattamento quaternario per la rimozione dei MIE entro il 2045 con traguardi intermedi. I MIE inclusi comprendono principalmente farmaci (come carbamazepina, diclofenac, claritromicina, venlafaxina) e cosmetici, per i quali è richiesta un'efficienza minima di rimozione dell'80%, calcolata su un gruppo rappresentativo di almeno sei sostanze selezionate tra due categorie definite in base alla loro rimovibilità. La Direttiva è significativa perché, oltre a fissare obiettivi di concentrazione o rendimento di rimozione, impone agli Stati Membri di condurre analisi costi-benefici e valutazione del rischio ambientale e sanitario associate alla presenza di MIE, per guidare le scelte tecnologiche e le priorità di intervento. Inoltre, per la prima volta, introduce la responsabilità estesa del produttore, imponendo ai settori farmaceutico e cosmetico di coprire almeno l'80% dei costi associati ai trattamenti quaternari, promuovendo un approccio integrato di riduzione alla fonte e il principio "chi inquina paga" (Direttiva 60/2000/CE).

Per quanto riguarda le MP, la revisione della Direttiva sulle Acque Potabili (Direttiva 2184/2020/UE) ha introdotto l'obbligo di monitoraggio delle particelle superiori a $1 \times m$, con la Commissione Europea incaricata di stabilire entro il 2024 metodi standardizzati per la loro analisi e limiti indicativi basati su valutazioni di rischio sanitario. Con la Decisione Delegata 1441/2024/UE, la Commissione Europea ha effettivamente adottato la metodologia per la misurazione delle MP nelle acque destinate al consumo umano, stabilendo i protocolli armonizzati e i criteri di riferimento. Anche la Direttiva sulla Plastica Monouso (Direttiva 904/2019/UE) e la Strategia Europea per le Plastiche si inseriscono in questo quadro, mirando a ridurre la dispersione di plastiche e MP nell'ambiente tramite restrizioni su prodotti specifici, responsabilità estesa del produttore e misure di prevenzione alla fonte.

Tali aggiornamenti si inseriscono nel quadro più ampio dello *Zero Pollution Action Plan* (Comunicazione 400/2021/CE), che stabilisce l'obiettivo al 2030 di ridurre del 30% l'inquinamento da nutrienti e contaminanti chimici, rafforzando il legame tra normativa ambientale e politiche sanitarie. In questo contesto, l'approccio basato sul rischio sta diventando centrale nella definizione delle priorità, con l'integrazione crescente di indicatori di rischio ambientale ed ecotossicologico e di rischio per la salute umana.

1.5. IL RISCHIO COME APPROCCIO INTEGRATO ALLA GESTIONE DEI MIE

Alla luce del complesso panorama che traspare da quanto detto in precedenza, l'approccio basato sul rischio si sta affermando come uno strumento fondamentale per la gestione dei MIE (Chernysh et al., 2025). In ambito ambientale e sanitario, il rischio rappresenta

la probabilità che l'esposizione a un contaminante possa generare effetti avversi per la salute umana o per gli ecosistemi (EFSA, 2012). Tale concetto considera non solo la presenza di un contaminante in un comparto ambientale in termini di concentrazione, ma anche la sua tossicità specifica, le relative vie di esposizione e la variabilità dei recettori coinvolti (popolazioni umane o organismi viventi). In un contesto come quello dei MIE, caratterizzato:

- i. da una continua evoluzione, data la moltitudine e la variabilità di sostanze sia presenti da tempo che nuove;
- ii. dalla loro presenza a concentrazioni estremamente basse, per le quali sussistono incertezze riguardo al loro destino ambientale e alle metodologie di misurazione e quantificazione;
- iii. dalla limitata disponibilità di studi tossicologici;

l'adozione di metodologie di valutazione del rischio consente di orientare gli sforzi verso interventi mirati, ottimizzando l'impiego delle risorse e garantendo al contempo una migliore protezione dell'ambiente e della salute pubblica. In questa prospettiva, il rischio si configura non più come semplice misura di impatto, ma come parametro chiave per guidare l'intera catena decisionale: dalla definizione degli standard normativi, alla progettazione dei sistemi di monitoraggio, fino alla pianificazione degli interventi di mitigazione (JRC, 2022).

Dal punto di vista normativo negli ultimi anni, in particolare a livello europeo, si è registrato un progressivo orientamento verso strategie che privilegiano l'integrazione del concetto di rischio nella definizione di standard e direttive. Ne sono esempi la Direttiva Quadro sulle Acque (Direttiva 60/2000/CE), la Direttiva sulla qualità dell'acqua destinata al consumo umano (Direttiva 2184/2020/UE) e le *Watch list* (Decisione 679/2022/UE, Decisione 1161/2020/UE e Decisione 1307/2022/UE), che hanno evidenziato una transizione verso criteri non più volti solo a indicare limiti di concentrazione, ma che integrano anche valutazioni del rischio sia per l'ambiente che per la salute umana. Più recentemente, la nuova Direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane (Direttiva 3019/2024/UE), integra in maniera sistemica il concetto di valutazione del rischio, per definire le priorità di intervento rispetto alla presenza di MIE. Questi cambiamenti sono stati accompagnati dall'adozione di metodologie di *risk management* che, facendo leva su analisi di scenario e modelli predittivi, consentono di anticipare le criticità e di pianificare interventi di mitigazione a lungo termine (JRC, 2022). Il passaggio da un approccio reattivo a uno proattivo si configura come elemento essenziale per ottimizzare l'allocazione delle risorse e per garantire una maggiore protezione sia della salute umana che degli ecosistemi.

Questa sinergia tra normativa e valutazione del rischio trova solido fondamento anche nel concetto *One Health*, proposto dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS, o WHO) che enfatizza l'interconnessione tra salute umana, animale ed ecologica (WHO, 2022; Amadó et al., 2024). Il rapporto WHO (2022) evidenzia come la tutela ambientale, spesso trascurata, rappresenti un tassello fondamentale per il miglioramento della salute pubblica, richiamando l'attenzione sulla necessità di considerare le interazioni tra i vari comparti ambientali.

In questa prospettiva data dalla normativa negli ultimi anni, l'adozione di procedure probabilistiche di valutazione del rischio ha rappresentato il naturale completamento del quadro delineato finora. Tali procedure permettono di tradurre le incertezze e la variabilità dei dati di esposizione in distribuzioni probabilistiche, che consentono di identificare soglie critiche, spesso espresse attraverso indici come il *Risk Quotient* (RQ) per il rischio ambientale o l'*Hazard Quotient* (HQ) per il rischio umano, e di stimare la

probabilità che tali soglie vengano superate. Questi modelli hanno il vantaggio di integrare in maniera esplicita la variabilità naturale dei processi ambientali e la mancanza di dati certi per numerosi contaminanti. In scenari caratterizzati da dati censurati o incompleti, le metodologie probabilistiche permettono di mantenere un livello di affidabilità che risulta cruciale per supportare le decisioni normative e gestionali relative ai MIE. Tali approcci consentono, in primo luogo, di prioritizzare i MIE, individuando le sostanze con il maggior potenziale di rischio e orientando di conseguenza gli sforzi di monitoraggio e regolamentazione. In secondo luogo, forniscono elementi concreti per definire e ottimizzare le strategie di mitigazione, permettendo di valutare e comparare l'efficacia di diversi interventi.

La letteratura scientifica offre numerosi esempi di applicazioni pratiche di questi concetti. Per quanto riguarda la prioritizzazione dei MIE, negli ultimi anni si è iniziato a integrare anche gli aspetti tossicologici, e, quindi, il rischio, negli approcci di prioritizzazione, sia per l'ambiente che per la salute umana. Ad esempio, García-Vara et al. (2023) e Zhong et al. (2022) propongono metodologie di prioritizzazione fondate sulla stima del rischio ambientale in acque superficiali, mentre Rosenblum et al. (2024) hanno introdotto un approccio di prioritizzazione dei MIE basato sia sulla quantificazione delle concentrazioni che sulla valutazione del rischio per la salute umana legato al consumo di acqua potabile. In Aemig et al. (2021) e Servien et al. (2022) si propongono dei tentativi di integrare entrambi i rischi (ambientale e umano) in una prospettiva *One Health*. Essi hanno combinato, tramite modelli di clustering, i dati di concentrazione con fattori di caratterizzazione (*Characterization Factors*, CF), utilizzati come indicatori tossicologici nell'ambito del *Life Cycle Assessment* (LCA), per stimare gli impatti sulla salute umana e sull'ambiente in relazione agli scarichi di MIE dagli impianti di depurazione verso i corpi idrici. Analogamente, Penserini et al. (2024) hanno applicato una procedura probabilistica di valutazione del rischio, il *Quantitative Chemical Risk Assessment* (QCRA) (Cantoni et al., 2021), per valutare la probabilità che le concentrazioni di farmaci superassero soglie tossicologiche associate a:

- i. rischio ambientale;
- ii. sviluppo di resistenza antibiotica;
- iii. rischio per la salute umana, nel contesto del riutilizzo indiretto delle acque reflue.

Anche Hanna et al. (2023) hanno proposto un approccio integrato che combina valutazioni di rischio ambientale e umano per gli antibiotici, elaborando un sistema di punteggio per classificarli in base ai rischi, evidenziando l'importanza di considerare simultaneamente entrambi gli aspetti secondo il principio *One Health*. Tali approcci facilitano la gestione di un'ampia gamma di sostanze, soprattutto in contesti in cui i dati sono incompleti o incerti, fornendo una base solida per la definizione di priorità verso quei gruppi che presentano la combinazione più critica di elevata tossicità, persistenza e diffusione (Verlicchi et al., 2023).

Parallelamente, l'analisi integrata del rischio fornisce indicazioni operative su come intervenire lungo l'intera filiera di trattamento. Il rischio diventa, quindi, una leva strategica per definire le modalità di intervento: ad esempio, Penserini et al. (2023) evidenziano come, nel contesto del riuso delle acque reflue, l'analisi di rischio possa supportare la scelta delle modalità di intervento, se verso interventi a monte, per esempio migliorando il trattamento delle acque potabili e reflue, oppure a valle, adottando misure di bonifica dei suoli o interventi mirati in agricoltura, in funzione delle specifiche esigenze. Diversamente, Ardyanti et al. (2024) propongono un framework innovativo per la valutazione dei prodotti ottenuti dal recupero delle risorse nelle acque reflue, integrando in un unico approccio la valutazione della qualità del prodotto finale, il rischio per la salute umana e l'impatto ambientale, supportando le decisioni operative

lungo tutta la filiera del recupero delle risorse, andando oltre il semplice miglioramento dei processi di depurazione. Infine Cantoni et al. (2024), propone un'analisi integrata degli scenari per valutare e prioritizzare le strategie di intervento volte a ridurre il rischio ambientale da PFAS nelle acque reflue tessili, confrontando strategie preventive, come la sostituzione o la riduzione dell'uso di PFAS nei processi tessili, con strategie di rimozione, quali la separazione tramite membrane e l'adsorbimento su carbone attivo. Questo tipo di approccio consente una migliore allocazione delle risorse, sia in termini operativi che economici. Il processo decisionale diventa, infatti, più flessibile e adattabile alle diverse esigenze. Ad esempio, lanes et al. (2025) analizzano l'efficacia dei trattamenti quaternari (ozonizzazione, adsorbimento su carbone attivo in forma granulare e in polvere) per la rimozione di 12 MIE *target*, in conformità con la nuova Direttiva 3019/2024/UE, quantificando il rischio ambientale residuo in effluenti post-trattamento, sottolineando che alti livelli di rimozione non sempre sono sufficienti a mitigare completamente i rischi per gli ecosistemi. I risultati supportano la necessità di interventi integrati specifici, che combinino performance di rimozione, riduzione del rischio residuo e sostenibilità economica, per ottimizzare l'efficacia complessiva dei WWTP.

In sintesi, l'approccio integrato basato sul rischio rappresenta oggi un pilastro fondamentale nella gestione dei MIE. Esso fornisce una visione olistica che coniuga la valutazione delle esposizioni ambientali e umane, l'analisi delle incertezze e la definizione di priorità operative. L'obiettivo ultimo è quello di creare un sistema di gestione del rischio che sia in grado di anticipare le criticità, supportando la pianificazione a lungo termine e contribuendo alla definizione di politiche ambientali più resilienti. La continua evoluzione delle tecnologie di monitoraggio, unita a un approccio multidisciplinare e all'adozione del concetto *One Health*, offrirà nuove prospettive per una gestione sostenibile dei MIE, ponendo le basi per una tutela efficace dell'ambiente e della salute delle generazioni future.

MICROINQUINANTI E MICROPLASTICHE: MONITORAGGIO, RISCHIO E RIMOZIONE



2.

Monitoraggio e tecniche analitiche



¹Colzani L., ¹Locatelli C., ¹Forni C., ¹Scaglia M., ²Boccuti M.R., ²Marchesi V., ²Genoni P., ²Tremolada L., ³Casaletta E., ⁴Vitale S., ⁵Castiglioni S., ⁵Bollati G., ⁵Fossati M., ⁶Tasselli S., ⁶Porro M., ⁶Guzzella L., ⁷Tartari G.

¹ARPA Lombardia - Dipartimento Regionale Prestazioni Analitiche

²ARPA Lombardia - Direzione Tecnica Monitoraggi e Prevenzione del Rischio Naturale

³Arcadia S.r.l.

⁴A2A Ambiente S.p.A.

⁵Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri" IRCCS, Dipartimento di Ricerca Ambiente e Salute

⁶CNR-IRSA

⁷Lombardy Energy Cleantech Cluster (LE2C)⁸

2.1 INTRODUZIONE

Affrontare il tema dei MIE, nella definizione ampia e articolata già delineata nell'introduzione generale di questo volume, implica innanzitutto la capacità di individuarli, quantificarli e seguirne la presenza nei diversi comparti ambientali. Il monitoraggio ambientale e le tecniche analitiche associate rappresentano, pertanto, un presupposto fondamentale per la valutazione dei potenziali impatti sull'ambiente e sulla salute umana, per l'aggiornamento e l'evoluzione del quadro normativo, nonché per la progettazione di strategie di mitigazione efficaci e sostenibili.

La complessità di questo tema si manifesta sotto diversi aspetti. Da un lato, si tratta di sostanze che possono essere presenti nell'ambiente a concentrazioni estremamente basse, dell'ordine dei $\mu\text{g L}^{-1}$ o dei ng L^{-1} , che richiedono metodologie analitiche ad alta sensibilità e specificità. Dall'altro, il numero di composti potenzialmente rilevanti è molto elevato ed in continua crescita: basti pensare che solo la famiglia dei PFAS comprende oltre 4700 sostanze (<https://shorturl.at/C4r3W>), con caratteristiche chimiche e comportamenti ambientali anche molto diversi tra loro.

In questo contesto, la complessità del monitoraggio, legata sia alla varietà dei composti da indagare che all'articolazione ed evoluzione delle tecniche analitiche richieste, rende necessaria una riflessione approfondita sulle possibilità effettive di rilevamento, tracciabilità e comparabilità dei dati. Proprio per questo motivo, nel presente volume, che si pone come naturale prosecuzione del primo lavoro del GdL-MIE (2020), si è scelto di non entrare nel dettaglio metodologico di tutte le tecniche analitiche esistenti, ma piuttosto di proporre esempi concreti di attività di monitoraggio ambientale, capaci di restituire una fotografia delle problematiche attuali, delle esperienze maturate e delle soluzioni adottate nei diversi contesti. Questo capitolo mira quindi a valorizzare il monitoraggio come strumento tecnico e strategico, collocandolo al crocevia tra esigenza conoscitiva, dimensione normativa e responsabilità gestionale.

In base alla strategia editoriale descritta si è scelto di proporre una trattazione esaustiva di quattro gruppi di sostanze rappresentative di problematiche legate ai MIE selezionando categorie accomunate dall'interesse scientifico e istituzionale che suscitano, ma anche rappresentative della varietà di comportamenti ambientali e di sfide analitiche. Le classi di contaminanti affrontate nei contributi raccolti in questo capitolo sono: PFAS, antibiotici

⁸ Già CNR-IRSA, Via del Mulino 19, 20861 Brugherio (MB)

(con riferimento anche alla questione dell'antibiotico-resistenza), fragranze sintetiche e MP, selezionate con l'obiettivo di offrire un campione eterogeneo per proprietà chimico-fisiche, modalità di rilascio, diffusione ambientale, rilevanza normativa e percezione pubblica.

Questa scelta si è basata sul fatto che i PFAS sono sostanze organiche fluorurate caratterizzate da un'elevata stabilità chimica e da una marcata persistenza ambientale. Il crescente numero di evidenze scientifiche sulla loro presenza ubiquitaria e sui potenziali effetti avversi per la salute ha portato, negli ultimi anni, a un rafforzamento del quadro normativo, sia a livello europeo che nazionale. Gli antibiotici rappresentano, invece, un esempio emblematico di MIE sia per la loro diffusione nelle acque superficiali e reflue, ma soprattutto per il ruolo che possono giocare nello sviluppo dell'antibiotico resistenza nelle comunità microbiche, oggi considerata una delle principali minacce globali alla salute. La scelta delle fragranze sintetiche è invece dovuta alla constatazione che sono tra i MIE più frequentemente rinvenuti nei corpi idrici in prossimità di scarichi urbani e il loro potenziale effetto di interferenza endocrina ha richiamato l'attenzione della ricerca ambientale, oltre al fatto che essendo ancora poco o per nulla regolamentate meritava metterle in luce come problema emergente. Infine, le MP, pur costituendo una categoria sui generis non assimilabile ai contaminanti chimici convenzionali prima citati, appaiono un problema crescente ed estremamente rilevante per la loro persistenza, diffusione globale e capacità di veicolare altri inquinanti oltre che entrare nella alimentazione umana attraverso una quantità molteplice di cibi.

L'approfondimento di queste quattro classi consente di evidenziare le specificità delle diverse matrici ambientali coinvolte (acque reflue, acque superficiali, sedimenti, biota), i differenti approcci di campionamento, pretrattamento, e tecniche analitiche utilizzate, nonché le criticità operative e interpretative connesse. I contributi raccolti permettono di mettere in luce l'interazione tra la dimensione tecnica del monitoraggio e i processi di costruzione della conoscenza normativa e gestionale, ad esempio nel caso delle liste di monitoraggio europee, dei valori guida per le acque potabili o degli standard ambientali proposti.

Il valore aggiunto del lavoro del GdL-MIE risiede nella capacità di raccogliere e sistematizzare esperienze maturate da soggetti diversi, come gli enti di ricerca, le agenzie ambientali regionali, i laboratori accreditati, i gestori del servizio idrico ecc., secondo una logica collaborativa e orientata alla costruzione di basi comuni per il miglioramento della sorveglianza ambientale. Le informazioni qui presentate costituiscono, in molti casi, il risultato di anni di attività sperimentale e di confronto operativo tra attori del sistema, e offrono elementi utili non solo alla comunità scientifica, ma anche ai decisori politici e ai tecnici impegnati nella gestione ambientale. Questo primo capitolo intende dunque fornire un quadro ragionato delle conoscenze disponibili, delle sfide ancora aperte e delle potenzialità che un monitoraggio ambientale strutturato e integrato può offrire per la gestione dei MIE in un'ottica di protezione dell'ambiente e della salute pubblica.

2.2. LE SOSTANZE PERFLUOROALCHILICHE NELL'AMBIENTE

¹Colzani L., ¹Locatelli C., ¹Forni C., ¹Scaglia M., ²Boccuti M.R., ²Marchesi V., ²Genoni P., ²Tremolada L., ³Casaletta E., ⁴Vitale S.

¹ARPA Lombardia - Dipartimento Regionale Prestazioni Analitiche

²ARPA Lombardia - Direzione Tecnica Monitoraggi e Prevenzione del Rischio Naturale

³Arcadia S.r.l.

⁴A2A Ambiente S.p.A.

ARPA Lombardia (<https://www.arpalombardia.it/>), come altre Agenzie del Sistema Nazionale Protezione dell'Ambiente (SNPA, <https://www.snpambiente.it/>) monitora la presenza di PFAS nelle acque superficiali e sotterranee della regione. Avviato nel 2018, il monitoraggio ha registrato un incremento costante del numero di campioni analizzati, superando le 700 unità nel 2023. Attualmente, il monitoraggio si concentra su 22 diverse sostanze appartenenti alla famiglia dei PFAS, con campagne di campionamento condotte su fiumi, laghi, acque sotterranee e scarichi industriali. Le attività sulle acque superficiali si svolgono con cadenza trimestrale o mensile; per le altre matrici si adottano frequenze diverse. Il recente rapporto dell'ISPRA evidenzia come molte delle sostanze rilevate siano presenti solo in tracce; tuttavia, in alcuni corpi idrici superficiali, alcune molecole superano i valori normativi medi (ISPRA, 2024).

I PFAS rappresentano una delle classi di MIE più rilevanti per la loro persistenza, diffusione ambientale e attenzione mediatica: sono infatti frequentemente rilevati in tutti i comparti ambientali, inclusi gli organismi viventi. Il crescente interesse da parte dell'opinione pubblica riflette l'evidenza della loro ubiquità e la necessità, tuttora attuale, di approfondire le conoscenze sui possibili effetti tossicologici associati alla loro presenza.

Questo contributo intende offrire una panoramica aggiornata sullo stato dell'arte del monitoraggio e delle tecniche analitiche utilizzate per la determinazione dei PFAS in matrici ambientali, a partire dall'esperienza diretta di ARPA Lombardia. Si tratta di un esempio rappresentativo del ruolo operativo svolto dalle agenzie ambientali nel controllo della qualità dell'ambiente a livello nazionale. In particolare, vengono trattate (i) le esperienze di ARPA Lombardia relativamente alle attività di monitoraggio condotte nel periodo 2018-2023 su acque superficiali, sotterranee e reflue, (ii) l'esperienza del laboratorio Arcadia S.r.l. relativa al monitoraggio dei PFAS nei fanghi di depurazione e, infine, (iii) i risultati ottenuti dal laboratorio A2A Ambiente S.p.a. in riferimento alle analisi condotte su piezometri e percolati di discarica.

2.2.1. Definizione e prime evidenze ambientali

I PFAS sono un gruppo di sostanze che comprende migliaia di composti di sintesi (<https://echa.europa.eu/it/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>). I PFAS hanno una spiccata stabilità chimica e termica e, le loro caratteristiche idrorepellenti, hanno reso questi composti idonei ai più svariati impieghi da parte dell'industria, a partire già dagli anni '40 del secolo scorso negli Stati Uniti (Glüge et al., 2020), mentre la loro persistenza nell'ambiente e la difficoltà di degradazione li rendono particolarmente problematici.

Le caratteristiche di persistenza e la difficoltà di rimozione dalle varie matrici ambientali sono tutte riconducibili alla natura del legame chimico tra gli atomi di carbonio e fluoro, un legame covalente dei più forti in natura che rende i PFAS altamente resistenti alla decomposizione. La maggior parte di questi composti ha elevata solubilità e bassi valori di pKa, pertanto, contrariamente ad altri inquinanti persistenti, i PFAS risultano solubili ed affini alla matrice acquosa facilitando la loro diffusione nei corpi idrici superficiali e sotterranei.

L'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (OCSE) ha pubblicato la lista aggiornata dei PFAS, contenente circa 4730 molecole (<https://www.oecd.org/>). Fra i numerosi composti citati, l'acido perfluoroottanossolfonico (PFOS) e l'acido perfluoroottanico (PFOA) sono quelli più diffusi nei vari comparti ambientali. Queste due sostanze sono state le prime molecole ad essere impiegate nella sintesi del Teflon (o politetrafluoroetilene, PTFE), il noto polimero registrato nel 1938 dalla DuPont. In particolare, il PFOS ed i suoi derivati, estremamente persistenti e con proprietà di bioaccumulo, sono tra i più diffusi nell'ambiente.

In Europa, ed in particolare in Italia, la preoccupazione per la presenza di PFAS nell'ambiente acquatico nasce nella seconda metà del primo decennio di questo secolo, quando McLachlan et al., (2007) pubblicano un articolo con i risultati del Progetto PERFORCE volto a indagare la presenza di carbossilati perfluorurati C6-C9 nei principali fiumi europei, tra cui Reno, Danubio, Elba, Oder, Senna, Loira e Po. In questa indagine emerse che il carico di PFOA nel fiume Po rappresentava i due terzi dello scarico totale di PFOA di tutti i fiumi studiati facendo pensare alla presenza di un'importante fonte industriale di PFOA nel bacino idrografico. A seguito della pubblicazione di questi risultati, nella Sede Secondaria di Brugherio (MB) dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque furono avviate delle indagini nell'Italia settentrionale, prima, estese poi ad altre aree del Paese che portarono alla pubblicazione (Valsecchi e Polesello, 2008) che tracciava un primo quadro della distribuzione spaziale della presenza dei PFAS nelle acque superficiali, dando l'avvio a una crescente attività di studio che nel tempo ha portato a tracciare un quadro allarmante della presenza dei PFAS in Italia.

2.2.2. Pressioni ambientali

A partire dal 2018, ARPA Lombardia ha avviato una serie di attività finalizzate ad approfondire la conoscenza sulle sorgenti di pressione dei PFAS e sui loro impatti nei corpi idrici superficiali e sotterranei. Premesso che nella regione non sono presenti impianti di produzione PFAS e che l'unica produzione in territorio italiano che risulta essere ancora attiva è presso l'impianto produttivo di Spinetta Marengo in provincia di Alessandria, le valutazioni condotte indicano un'elevata diffusione dell'utilizzo di tali sostanze, tale da rendere pressoché impossibile il tracciamento di tutte le fonti di rilascio.

I PFAS sono presenti in diversi prodotti usati nei cicli industriali, frequentemente in concentrazioni tali da non rendere nemmeno necessaria la loro indicazione nella scheda di sicurezza o scheda tecnica. Pertanto, non è sempre possibile attribuire a specifiche fonti la presenza negli scarichi degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane. A partire dal 2019 si è cercato di focalizzare l'attenzione sulle fonti di rilascio ritenute più significative: gli impianti di trattamento di percolato da discarica e altri rifiuti liquidi.

2.2.3. Riferimenti normativi

A seguito della loro diffusione, ma soprattutto della loro persistenza nell'ambiente, i PFAS hanno richiamato una crescente attenzione da parte della comunità scientifica internazionale, nazionale e delle autorità regolatorie europee competenti. I PFAS da oltre 10 anni sono soggetti a restrizioni in Europa, ai sensi del Regolamento 850/2004/CE, modificato dal successivo Regolamento 1021/2019/UE sugli inquinanti organici persistenti (POP) e inclusi dal 2009 nella Convenzione internazionale di Stoccolma per eliminarne l'uso. Il PFOA è stato vietato ai sensi del regolamento POP (Regolamento 1021/2019/UE) e dei suoi atti delegati (Regolamento delegato 748/2020/UE e Regolamento delegato 115/2021/UE).

Corpi idrici superficiali e sotterranei

Con la Direttiva 39/2013/UE dal 2013 il PFOS ed i suoi sali sono inclusi tra le sostanze "pericolose e prioritarie" da sottoporre a monitoraggio nei corpi idrici superficiali. Tale Direttiva è stata recepita in Italia dal D.Lgs 172/2015 che prevede altre 5 sostanze della famiglia dei PFAS nell'elenco degli inquinanti specifici a supporto della determinazione dello stato ecologico. In particolare, è stato definito lo Standard di Qualità Ambientale (SQA) per i seguenti PFAS:

- Tabella 1/A: PFOS;
- Tabella 1/B: acido perfluorobutanoico (PFBA), acido perfluoropentanoico (PFPeA), acido perfluoroesanoico (PFHxA), acido perfluorobutansolfonico (PFBS), PFOA.

Con il D.M. del 6 luglio 2016 sono stati fissati per le acque sotterranee i valori soglia (VS) dei seguenti PFAS: PFOS, PFPeA, PFHxA, PFBS e PFOA.

Il D.Lgs 172/2015 e il D.M. 6 luglio 2016 non prevedono il rispetto di SQA/VS per la somma di PFAS, previsto invece dal recente D.Lgs 18/2023. Tale limite è applicabile nell'ambito dei controlli delle acque ad uso potabile di competenza delle Aziende Territoriali Sanitarie (ATS) e non per le valutazioni inerenti al buono stato delle acque ai sensi della Direttiva 60/2000/CE (Direttiva Quadro Acque). In Tabella 2.1 sono riportati i limiti previsti dai decreti sopra citati.

Tab. 2.1 - SQA per le acque superficiali e VS per le acque sotterranee				
Sostanza	Acque superficiali interne (D.Lgs 172/2015) Standard di Qualità Ambientale (SQA)		Acque sotterranee (D.M. 6 luglio 2016) Valori Soglia (VS)	
	Concentrazione Media annua (SQA-MA) [µg L ⁻¹]	Concentrazione Massima Ammissibile (SQA-CMA) [µg L ⁻¹]	(VS) [µg L ⁻¹]	(VS) interazione acque superficiali* [µg L ⁻¹]
	PFOS	0.00065	36	0.03
PFBA	7			
PFPeA	3		3	
PFHxA	1		1	
PFBS	3		3	
PFOA	0.1		0.5	0.1

Valori cautelativi anche per gli ecosistemi acquatici e si applicano ai corpi idrici sotterranei che alimentano i corpi idrici superficiali e gli ecosistemi terrestri dipendenti. Le Regioni, sulla base di una conoscenza approfondita del sistema idrologico superficiale e sotterraneo, possono applicare ai valori di cui alla colonna () fattori di attenuazione o diluizione. In assenza di tale conoscenza, si applicano i valori di cui alla medesima colonna.

Nel 2022 è stata pubblicata una proposta di Direttiva del Parlamento e del Consiglio Europeo (<https://shorturl.at/nacyL>) finalizzata alla revisione delle Direttive: 60/2000/EC (Direttiva Quadro Acque), 118/2006/CE (Protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento) e 105/2008/CE (Standard di Qualità Ambientali in materia di politica delle acque). Gli allegati a questa proposta riportano i limiti normativi. L'allegato ANNEX I relativo alle acque sotterranee prevede per il parametro "sostanze per- e poli-fluoroalchiliche (PFAS) - somma di 24" un QS (Quality Standard) pari a 0.0044 µg L⁻¹. Il QS si riferisce alla somma dei 24 PFAS, espressi come PFOA-equivalenti sulla base del fattore di potenza assegnato alla singola sostanza rispetto al parametro PFOA, al quale è stato assegnato un fattore di potenza pari a 1 (Tabella 2.2).

Tab. 2.2 - PFAS inclusi nella proposta di Direttiva UE con Fattori di Potenza Relativi

Sostanza	Acronimo	Numero CAS	Numero UE	Fattore di potenza relativa (RPF)
Acido perfluorottanoico	PFOA	335-67-1	206397-9	1
Acido perfluorottano solfonico	PFOS	1763-23-1	217-179-8	2
Acido perfluoroesano solfonico	PFHxS	355-46-4	206-587-1	0.6
Acido perfluorononanoico	PFNA	375-95-1	206-801-3	10
Acido perfluorobutano solfonico	PFBS	375-735	206-793-1	0.001
Acido perfluoroesanoico	PFHxA	307-24-4	206-196-6	0.01
Acido perfluorobutanoico	PFBA	375-22-4	206-786-3	0.05
Acido perfluoropentanoico	PFPeA	2706-90-3	220-300-7	0.03
Acido perfluoropentano solfonico	PFPeS	2706-91-4	220-301-2	0.3005
Acido perfluorodecanoico	PFDA	335-76-2	206-400-3	7
Acido perfluorododecanoico	PFDoDA o PFDoA	307-55-1	206-203-2	3
Acido perfluoroundecanoico	PFUnDA o PFUnA	2058-94-8	218-165-4	4
Acido perfluoroeptanoico	PFHpA	375-85-9	206-798-9	0.505
Acido perfluorotridecanoico	PFTTrDA	72629-94-8	276-745-2	1.65
Acido perfluoroeptano solfonico	PFHpS	375-92-8	206-800-8	1.3
Acido perfluorodecano solfonico	PFDS	335-77-3	206-401-9	2
Acido perfluorotetradecanoico	PFTeDA	376-06-7	206-803-4	0.3
Acido perfluoroesadecanoico	PFHxDA	67905-19-5	267-638-1	0.02
Acido perfluoroottadecanoico	PFODA	16517-11-6	240-582-5	0.02
"Perfluoro di ammonio (2-metil-3-ossaesanoato)"	HFPO-DA o Gen X	62037-80-3		0.06
Acido propanoico/ammonio 2,2,3-trifluoro-3-[1,1,2,2,3,3-esafuoro-3-(trifluorometossi)propossi]propanoato	ADONA	958445-44-8		0.03
2-(perfluoroetil)etanolo	6:2 FTOH	647-42-7	211477-1	0.02
2-(perfluorotil)etanolo	8:2 FTOH	678-39-7	211-648-0	0.04
Acido 2,2-difluoro-2-[[2,2,4,5-tetrafluoro-5-(trifluorometossi)-1,3-dirossolan-4-il]ossi]acetico	C6O4	1190931-41-9		0.06

L'entrata in vigore della sopracitata Direttiva Europea ed il conseguente recepimento da parte degli Stati Membri comporterà la ricerca e la quantificazione di analiti attualmente non normati, con la conseguente necessità di adottare metodi analitici che consentano la determinazione anche dei PFAS a lunga catena.

Fanghi di depurazione

I biosolidi o fanghi attivi di origine biologica, rappresentano il risultato del trattamento biologico delle acque reflue costituite, quest'ultime, dagli scarichi domestici, dagli scarichi produttivi ammessi nella rete fognaria e dal dilavamento delle superfici urbane impermeabilizzate (tetti e strade) a seguito di eventi meteorici. I fanghi prodotti possono trovare diverso destino finale: utilizzo in agricoltura, trasformazione in fertilizzanti, incenerimento e/o discarica. La stima della produzione annua nella UE è pari a 8.1 milioni di tonnellate di fanghi umidi (dati Eurostat del 2019 riportati da Egle et al., 2023), corrispondenti a circa 2 milioni di tonnellate di materia secca.

La Direttiva Europea 278/1986/CEE supporta l'uso di fanghi di buona qualità in agricoltura vietando l'uso sui terreni agricoli di fanghi non trattati per evitare effetti dannosi causati dalla presenza di agenti patogeni e contaminanti organici. Attualmente circa il 40% dei fanghi in Europa è applicato in agricoltura per recupero di nutrienti e sostanza organica, con ampie variazioni percentuali nella applicazione tra gli Stati membri dell'UE (nessuna applicazione in paesi come Malta, Paesi Bassi, Slovenia o Slovacchia, e più del 50% in Svezia, Spagna, Irlanda e Francia (<http://ec.europa.eu/eurostat/data>)).

In Italia, i fanghi di depurazione prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane (codice EER 190805) rappresentano un flusso di rifiuto significativo e strategico per il recupero di materia. Tra i vari destini di gestione, l'impiego in agricoltura è quello prevalente in molte regioni, in particolare in Lombardia, che nel 2021 ha registrato l'utilizzo di oltre 680000 tonnellate di fanghi, pari a circa il 21,5% del totale nazionale (ISPRA, 2023). L'utilizzo agricolo dei fanghi avviene mediante operazioni di recupero previste dalla normativa vigente (D.Lgs. 99/92), in particolare:

- R10: trattamento in ambiente terrestre a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia,
- altre operazioni da R1 a R12, come lo spandimento diretto sui suoli agricoli o la produzione di gessi di defecazione destinati al miglioramento agronomico.

Queste pratiche, seppur regolamentate, pongono rilevanti questioni ambientali e sanitarie legate alla possibile presenza di MIE, tra cui i PFAS, farmaci, metalli pesanti o antibiotico-resistenze, che possono trasferirsi dal suolo alle acque o alle colture.

L'origine dei fanghi è sempre stata posta all'attenzione del legislatore, dell'utilizzatore dei fanghi e dell'opinione pubblica, per il problema della loro qualità con riferimento al contenuto di inquinanti inorganici e organici e del loro destino nel suolo e nell'ambiente. Per tale motivo, il loro recupero agricolo è regolato per legge a livello Europeo (Direttiva 278/1986/CEE, in corso di revisione), nazionale (D.Lgs 99/1992) e regionale (DGR, X/2031, 1° luglio 2014 e successivi adeguamenti), dove vengono fissati i criteri di utilizzo e limiti per la definizione della loro qualità.

Recentemente il JRC ha pubblicato un report (Huygens et al., 2022) con l'obiettivo di supportare l'UE nella definizione delle linee guida per lo sviluppo delle direttive comunitarie rispetto all'utilizzo dei fanghi di depurazione. Dei 1350 inquinanti considerati nello studio circa una decina sono stati ritenuti di rilevante importanza e su questi si è focalizzata l'attenzione. Il documento del JRC è stato oggetto di attenzione scientifica con particolare riferimento alle presunte concentrazioni di inquinanti acquisite nel documento ritenute non in grado di rappresentare la realtà italiana, relativamente ai fanghi sia derivanti da trattamento dei reflui urbani (codice EER 190805) sia per fanghi idonei al recupero in agricoltura (codice EER 190599), ai sensi del D.Lgs 99/1992 e s.m.i. e per il territorio Lombardo secondo il DGR n. X/2031.

Le recenti dinamiche geopolitiche e macroeconomiche hanno comportato un sensibile aumento dei costi dei fertilizzanti e il recupero dei fanghi di depurazione rappresenta, quindi, un'opportunità e ha consentito la crescita di un nuovo settore industriale, che oggi si presenta come un valido alleato del sistema agricolo, fornendo una fonte fertilizzante accessibile ad un costo sostenibile. Il recupero del fango di depurazione idoneo rappresenta una strategia che, in un'ottica di economia circolare, punta a limitare gli sprechi e a valorizzare una matrice organica, ma è evidente che la promozione dell'uso dei fanghi in agricoltura deve avvenire in sicurezza e che siano necessari limiti e metodi analitici standardizzati.

Acque reflue, piezometri di discarica e percolati

Va segnalato che, alla data di redazione del presente rapporto non risultano in vigore norme nazionali che prevedano un limite normativo per i PFAS relativamente alle acque reflue, piezometri e percolati di discarica.

La recente normativa europea in materia di impianti di trattamento rifiuti (Decisione di esecuzione 1147/2018/UE) impone il solo monitoraggio di PFOS e PFOA negli scarichi degli impianti di trattamento rifiuti. Regione Lombardia, con il DGR 3398/2020 del 20/7/2020, ha ampliato il numero di PFAS da ricercare a 12.

2.2.4. Metodi analitici

Le metodiche di analisi disponibili per la determinazione dei PFAS prevedono l'utilizzo di sistemi innovativi di rivelazione basati su una tecnologia ibrida (trappola ionica lineare-triplo quadrupolo), con analisi su sistema analitico di cromatografia liquida-spettrometria di massa tandem (LC-MS/MS), o cromatografia liquida-spettrometria di massa (LC-MS). Per quanto concerne le matrici acquose è possibile adottare un approccio basato sull'iniezione diretta del campione oppure prevedere una pre-concentrazione preliminare mediante sistemi di estrazione in fase solida ("SPE off line") o mediante sistemi di estrazione integrati con lo strumento stesso ("SPE-on line"). In letteratura sono disponibili diversi metodi analitici normati di cui in Tabella 2.3 è riportato un elenco non esaustivo per matrici acquose e solide.

Ai fini dell'analisi dei PFAS nelle acque superficiali e sotterranee i laboratori di ARPA Lombardia adottano il metodo ISS.CBA.052.REV00, che fa riferimento ai metodi analitici per il controllo della qualità delle acque destinate al consumo umano (Lucentini & Patriarca, 2019), con l'utilizzo di un sistema SPE online accoppiato alla UHPLC-MS/MS. Il metodo, in uso presso il Laboratorio Regionale Area Ovest, è accreditato secondo la norma UNI CEI EN ISO/IEC 17025.

Per le acque reflue viene utilizzato il metodo ISO 21675:2019, che prevede l'iniezione diretta del campione diluito in UHPLC-MS/MS. Entrambi i metodi prevedono l'utilizzo di standard interni deuterati e/o marcati.

Tab. 2.3 - Metodi analitici per la determinazione di PFAS in differenti matrici

Metodo	Matrice	Tecnica analitica	PFAS oggetto del metodo
ISO 25101:2009	Acqua (campioni non filtrati)	SPE + LC-MS/MS	PFOS, PFOA
ISO 21675:2019	Acqua	SPE + LC-MS/MS	30 analiti
ISS CBA 052 (2019)	Acque potabili, sotterranee e superficiali	LC-MS, iniezione diretta oppure preconcentrazione con SPE	18 analiti
US EPA 537.1 (2019)	Acque potabile	SPE + LC-MS/MS	18 analiti
US EPA 533 (2019)	Acque potabile	SPE + LC-MS/MS	25 analiti
US EPA 8327 (2019)	Acque non potabili	LC-MS/MS Iniezione diretta	24 analiti
ASTDM D7979-19 (2019)	Acqua e fanghi	LC-MS/MS Iniezione diretta	21 analiti
ASTDM 7968-17a (2017)	Suolo	LC-MS/MS Iniezione diretta dell'estratto	21 analiti
EN 17892:2024 Parte A e B (*)	Acque potabile	LC-MS, iniezione diretta (A) preconcentrazione con SPE (B)	20 analiti

2.2.5. Il monitoraggio regionale dei PFAS di ARPA Lombardia

Come anticipato in precedenza, a livello nazionale l'evidenza di una situazione di potenziale rischio per la presenza dei PFAS nel bacino del fiume Po è emersa dagli esiti del Progetto PERFORCE del 2006 (McLachlan et al., 2007). Questo ha portato a ulteriori studi e convenzioni tra il Ministero dell'Ambiente e l'Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA) per approfondire il rischio ambientale e sanitario legato alla contaminazione da PFAS nei bacini fluviali italiani (Zaghi & Serrini, 2014 - <https://urly.it/31cOq6>). Successive indagini sperimentali hanno portato nel 2017 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) a richiedere ad ISPRA di avviare un'attività di monitoraggio dei PFAS armonizzando, a livello nazionale, i percorsi delle agenzie ambientali. ISPRA ha dunque provveduto alla costituzione di un apposito Tavolo Tecnico composto dai rappresentanti delle varie agenzie ambientali, le cui decisioni sono state tradotte in un Piano operativo. Il Piano ha previsto l'effettuazione di una campagna di monitoraggio sul territorio nazionale individuando stazioni rappresentative della presenza delle sostanze in questione e prevedendo l'invio dei campioni a laboratori agenziali di riferimento. Tale attività è stata

svolta nella prima metà dell'anno 2018 ed è descritta nel rapporto ISPRA (2019). Sempre a livello nazionale, nel 2019 è stato istituito l'Osservatorio Permanente PFAS costituito dall'ISPRA, dalle ARPA e dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS) (<https://www.fosan.org/osservatorio-pfas/>).

A livello regionale, in modo sperimentale nel corso del 2017 (<https://shorturl.at/csJOH>) e successivamente, dal 2018, in maniera sistematica (<https://shorturl.at/CGORc>), ARPA Lombardia effettua il monitoraggio dei PFAS nelle acque superficiali e sotterranee e svolge attività di approfondimento sulle potenziali fonti di pressione. Il profilo analitico adottato inizialmente per il monitoraggio delle acque superficiali e sotterranee prevedeva la determinazione di 12 congeneri PFAS, successivamente, per avere un quadro sempre più esteso ed approfondito della presenza e della distribuzione territoriale dei PFAS sul territorio regionale, ARPA Lombardia ha proseguito l'attività di monitoraggio estendendola anche ai congeneri per cui non sono previsti SQA o VS, ma potenzialmente diffusi nell'ambiente, quali cC6O4, HFPO-DA e fluorotelomeri (FTS), come indicato in Tabella 2.4.

Nel 2023 erano ricercati 18 PFAS in quelle aree del territorio dove, sulla base delle valutazioni di impatti e pressioni presenti, si presume possa esserci una loro diffusione. Il campionamento è svolto a cura del Settore Monitoraggi Ambientali (ora Direzione Tecnica Monitoraggio e Prevenzione dei Rischi Naturali) mentre le analisi sono svolte a cura del Settore Laboratori (ora Dipartimento Regionale Prestazioni Analitiche).

Tab. 2.4 - Elenco dei 18 congeneri PFAS determinati dai laboratori di ARPA Lombardia al 2023 nelle diverse matrici

Classe	Analita	Formula	Sigla	LOQ acque superficiali e sotterranee [$\mu\text{g L}^{-1}$]	LOQ acque reflue [$\mu\text{g L}^{-1}$]
Acidi perfluoroalchilsolfonici (PFSA)	Acido perfluorottansolfonico	$\text{C}_8\text{HF}_{17}\text{SO}_4$	PFOS	0.00019	0.2
	Acido perfluoroesansolfonico	$\text{C}_6\text{HF}_{13}\text{SO}_3$	PFHxS	0.005	0.2
	Acido perfluorobutansolfonico	$\text{C}_4\text{F}_9\text{SO}_3\text{K}$	PFBS	0.005	0.2
	Acido perfluoroeptansolfonico	$\text{C}_7\text{HF}_{15}\text{SO}_3$	PFHpS	0.005	0.2
	Acido perfluorottanoico	$\text{C}_8\text{HF}_{15}\text{O}_2$	PFOA	0.005	0.2
	Acido perfluorononanoico	$\text{C}_9\text{HF}_{17}\text{O}_2$	PFNA	0.005	0.2
Acidi perfluoroalchilcarbossilici (PFCA)	Acido perfluorodecanoico	$\text{C}_{10}\text{HF}_{19}\text{O}_2$	PFDA	0.005	0.2
	Acido perfluoroundecanoico	$\text{C}_{11}\text{HF}_{21}\text{O}_2$	PFUdA	0.005 (0.010)	0.2
	Acido perfluorododecanoico	$\text{C}_{12}\text{HF}_{23}\text{O}_2$	PFDoA	0.005 (0.010)	0.2
	Acido perfluorobutanoico	$\text{C}_4\text{HF}_7\text{O}_2$	PFBA	0.005 (0.025)	0.2
	Acido perfluoropentanoico	$\text{C}_5\text{HF}_9\text{O}_2$	PFPeA	0.005	0.2
	Acido perfluoroesanoico	$\text{C}_6\text{HF}_{11}\text{O}_2$	PFHxA	0.005	0.2
Acidi per- e polifluoroeterecarbossilici	Acido perfluoroeptanoico	$\text{C}_7\text{HF}_{13}\text{O}_2$	PFHpA	0.005	0.2
	Di-fluoro-[[2,2,4,5-tetrafluoro-5-(trifluorometossi)-1,3-diossolan-4-il]ossi]-acetico	$\text{C}_6\text{HF}_9\text{O}_6$	cC6O4	0.020 (0.040)	0.2
PFECA	Acido 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(epetafluoropropossi)propanoico	$\text{C}_6\text{HF}_{11}\text{O}_3$	HFPO-DA	0.005 (0.025)	0.2
Acidi fluorotelomeri solfonici	Acido 4:2 Fluorotelomero solfonico	$\text{C}_6\text{H}_5\text{F}_9\text{SO}_3$	4:2 FTS	0.005 (0.025)	0.2
	Acido 6:2 Fluorotelomero solfonico	$\text{C}_8\text{H}_5\text{F}_{13}\text{SO}_3$	6:2 FTS	0.005 (0.025)	0.2
	Acido 8:2 Fluorotelomero solfonico	$\text{C}_{10}\text{H}_5\text{F}_{17}\text{SO}_3$	8:2 FTS	0.005 (0.025)	0.2

ARPA Lombardia ha anche attivato un monitoraggio conoscitivo su una rete di acque reflue urbane. Non essendo attualmente in vigore a livello nazionale una normativa che preveda limiti cogenti per le acque reflue, sono stati inizialmente adottati limiti di quantificazione pari a $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$ per ciascun analita, superiori quindi ai LOQ (definito dal D.M. 260/2010, al punto A.2.8, come la più bassa concentrazione di un analita che può essere determinato in modo quantitativo con una determinata incertezza) adottati per il monitoraggio delle acque superficiali e sotterranee. Successivamente, nell'ambito del progetto VIBAPO coordinato dall'Autorità di Bacino del fiume Po, al quale partecipano le Regioni del bacino del Po i LOQ per le acque reflue sono stati ridotti.

Il numero di campioni analizzati nelle varie matrici ambientali per la ricerca di composti perfluoroalchilici è progressivamente aumentato dal 2018. Questo andamento è riportato in Tabella 2.5.

Tab. 2.5 - Numero campioni analizzati dai laboratori di ARPA Lombardia dal 2018 al 2023

Anno	2018	2019	2020	2021	2022	2023
N. campioni	610	757	686	855	870	713 (*)

*La flessione nel numero di campioni è dovuta alla sospensione della seconda campagna di monitoraggio sulle acque sotterranee per valutazioni inerenti alle condizioni di accesso in sicurezza ai punti di campionamento e al trasferimento del Laboratorio di Area Ovest presso la nuova sede di Milano.

Rete di monitoraggio e campagne su acque superficiali (fiumi e laghi)

Le reti di monitoraggio subiscono negli anni una rimodulazione, oltre che sulla base degli esiti delle indagini precedenti, anche sulla valutazione degli esiti dei controlli svolti dalle ATS sulle acque potabili e le risultanze che via via si rendono disponibili dall'analisi dei fattori di pressione avviata nell'anno 2018. La definizione della rete di monitoraggio dei PFAS nel 2023 per i corpi idrici fluviali è avvenuta considerando i risultati dei monitoraggi degli anni precedenti, riconfermando le stazioni in cui è stato riscontrato almeno un congenere (sia nel caso di superamento dei limiti di legge, sia nel caso di superamento del LOQ). Su tutte le stazioni dei corpi idrici individuati sull'asta del fiume Po è stata confermata una frequenza mensile di monitoraggio.

Nel 2023 ARPA Lombardia ha eseguito il monitoraggio dei PFAS nei corpi idrici fluviali, campionando rispettivamente 89 stazioni (a cui si aggiungono 5 stazioni in cui sono state eseguite 2 campagne di indagine) con frequenza che varia dalla bimestrale/trimestrale alla mensile; le stazioni appartengono alla rete di monitoraggio regionale dei corsi d'acqua riportata in Figura 2.1.

Il monitoraggio dei PFAS è effettuato anche sui corpi idrici lacustri ed è stato avviato nel 2019 sul lago di Varese e sul Lago Maggiore (stazione di Ispra) nell'ambito dell'Accordo Quadro di Sviluppo Territoriale (AQST) per la salvaguardia e il risanamento del lago di Varese. Nello stesso anno, indagini occasionali sono state svolte sul lago di Idro, a seguito della segnalazione della presenza di PFAS nel fiume Chiese immissario, e sui laghi di Ghirla e Ganna per verifiche a seguito di un incendio. Nel 2020 la ricerca di PFAS ha interessato 28 punti di campionamento su 24 laghi. Nel 2021 il monitoraggio ha interessato anche il lago del Gallo, mentre non sono più stati considerati i laghi Palù e Piano in quanto le concentrazioni di PFAS nelle loro acque sono sempre risultate inferiori al LOQ. Sono stati esclusi i laghi dove le concentrazioni dei PFAS sono risultate sempre inferiori ai LOQ (Endine, Mantova, Gallo) mentre è stato invece preso in considerazione l'Idroscalo. In generale sono stati considerati i corpi idrici lacustri a rischio di mantenimento del buono stato ambientale e i grandi laghi lombardi destinati alla produzione di acqua potabile.

I superamenti dei limiti di rilevabilità per i corpi idrici superficiali sono piuttosto diffusi,

tanto che per il 75% circa dei corsi d'acqua si assiste al superamento dello standard di qualità medio annuo (SQA-MA) per il PFOS, per il quale lo SQA-MA è estremamente cautelativo, pari a $0,65 \text{ ng L}^{-1}$. Anche nei corpi idrici lacustri il PFOS è la specie perfluoroalchilica maggiormente presente con concentrazioni superiori al LOQ su 14 dei 26 laghi complessivamente monitorati (54%) nel periodo 2020-2023.

Nel 2023 per le acque superficiali non si sono riscontrati superamenti dei valori di SQA-MA per gli altri congeneri normati che negli anni precedenti erano stati rilevati in rari casi (fiume Olona e torrente Garza). Per il PFOA le percentuali di riscontri sono inferiori al 30 % dei campioni analizzati come per PFPeA, PFBA, PFHxA. Anche per i rimanenti congeneri monitorati le percentuali risultano inferiori al 20%, rispettivamente pari a 10% per PFHpA e 16% per PFBS. La presenza di questa particolare classe di composti è stata verificata anche in altre matrici ambientali tanto che è stato avviato uno studio del composto PFOS anche nel biota (pesci) in collaborazione con ARPA Emilia-Romagna. Tutti i dati di monitoraggio sono in formato aperto e reperibili dal sito Istituzionale di ARPA Lombardia (<https://www.arpalombardia.it/temi-ambientali/acqua/>).

Rete di monitoraggio su acque sotterranee

Come per i corpi idrici fluviali, la rimodulazione della rete di monitoraggio dei PFAS per l'anno 2023 per le acque sotterranee è avvenuta considerando i seguenti aspetti:

- le risultanze dei monitoraggi del precedente quadriennio 2018-2022, confermando quei pozzi e/o piezometri ove è stato riscontrato almeno un congenere (nel caso sia di superamento dei limiti di legge, sia del LOQ) e intensificando la rete, per quanto possibile, in particolare nella fascia dell'alta-media pianura;
- gli esiti dei monitoraggi svolti nel corso del 2022 da ATS sulle acque potabili;
- la prossimità ai punti di monitoraggio delle acque superficiali e/o agli impianti di depurazione selezionati per il monitoraggio delle acque reflue nel 2023;
- l'appartenenza, in via prioritaria, all'idrostruttura afferente ai corpi idrici sotterranei in acquifero superficiale, in quanto maggiormente vulnerabili alle pressioni antropiche.

Per le acque sotterranee il monitoraggio dei PFAS prevede l'esecuzione di 2 campagne annuali su circa 70 di pozzi/piezometri (Figura 2.1).

Per le acque sotterranee, alla stregua di quanto osservato per le acque superficiali, si conferma la presenza di PFOS in circa il 70% dei campioni analizzati, ma con isolati superamenti del VS (2%), il cui valore è pari a $0.03 \mu\text{g L}^{-1}$, molto meno restrittivo di quello riferito alle acque superficiali (<https://urly.it/31c0qf>).

Si evidenzia che il valore soglia meno restrittivo risulta applicabile qualora possano essere esclusi interazioni con i corpi idrici superficiali, come riportato dal DM 06/07/2016. I superamenti si sono osservati in particolare nella fascia dell'alta-media pianura lombarda, con valori massimi più frequenti nella media pianura Lambro-Adda. Tutti i dati di monitoraggio sono in formato aperto e reperibili dal sito Istituzionale di ARPA Lombardia (<https://www.arpalombardia.it/temi-ambientali/acqua/>).

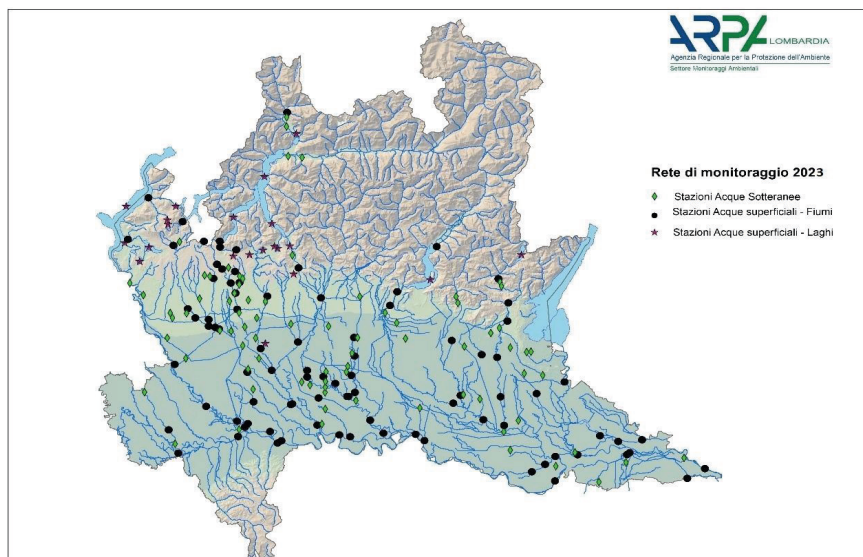


Fig. 2.1 - Rete di monitoraggio regionale

Rete di monitoraggio su acque reflue da impianti di depurazione

A partire dal 2021, ARPA ha intrapreso un'indagine dedicata alle acque di scarico dei depuratori di acque reflue urbane, prevedendo ogni anno almeno due campagne di monitoraggio conoscitivo su 25 impianti, selezionati secondo un criterio di uniforme distribuzione sul territorio regionale nonché in base alla potenzialità di trattamento e alla presenza di distretti industriali nei bacini afferenti agli impianti stessi. È stata valutata anche l'opportunità di ricerca dei PFAS in alcuni scarichi industriali recapitanti in fognature collettate ai depuratori oggetto di indagine.

Nel 2023 è stata condotta la ricerca dei PFAS su 16 impianti di depurazione di acque reflue urbane prevedendo un minimo di due campagne di monitoraggio conoscitivo selezionati secondo in modo analogo a quanto detto in precedenza. L'attività di monitoraggio si è estesa anche a 7 scarichi industriali recapitanti in fognature collettate a depuratori oggetto di indagine. Per l'individuazione dei depuratori, sono stati considerati gli esiti delle due campagne di monitoraggio svolte nel 2021-2022. Con l'obiettivo di costruire una serie storica di dati, sono stati confermati i 7 depuratori in cui nella campagna 2021-2022 era stato rilevato almeno un congenere PFAS ed è stato mantenuto un impianto oggetto di monitoraggio sia nel 2021 che nel 2022 per il quale non sono mai stati riscontrati PFAS ma che presenta pressioni significative. La ricerca dei PFAS nelle acque reflue ha previsto, nel corso del 2023, l'esecuzione di 2 campagne di misura: una programmata a fine inverno - inizio primavera e una a inizio autunno, su un numero selezionato di depuratori. Con lo scopo di ampliare la conoscenza territoriale rispetto ai PFAS sono stati selezionati 8 nuovi impianti di depurazione, in aggiunta a quelli sopra menzionati, tra i depuratori presenti in Lombardia aventi potenzialità autorizzata pari o superiore a 25000 AE. Anche per la campagna di monitoraggio 2023 si è ritenuto opportuno, nella scelta degli impianti, fissare, al netto di situazioni specifiche e significative, a 25000 AE il limite dimensionale inferiore entro il quale selezionare gli impianti, per ragioni di rilevanza e impatto sui corpi idrici superficiali dei flussi di massa (a maggior dimensione impiantistica corrisponde maggior portata scaricata). Nella scelta degli impianti sempre per il 2023 è stato preso anche il limite dimensionale superiore fissato a 180000 AE, in quanto a maggiore dimensione impiantistica corrisponde una maggiore diluizione di inquinanti. Oltre al criterio

dimensionale di cui sopra, per l'individuazione dei nuovi impianti da monitorare sono stati applicati anche le due discriminanti elencate di seguito:

1. potenziale correlabilità con i risultati del monitoraggio dei PFAS nei corpi idrici fluviali (depuratore prossimo a stazione a valle con almeno un congenere con media annua > SQA-MA);
2. potenziale presenza di congeneri PFAS in base alle tipologie di scarichi afferenti all'impianto di depurazione (scarichi derivanti da aziende tessili, scarichi derivanti da aziende che trattano rifiuti, conferimento di rifiuti liquidi ecc.).

La percentuale di riscontro per i composti analizzati nelle acque reflue nel corso del 2023 si attesta complessivamente attorno al 10%. Gli analiti riscontrati almeno una volta sono stati: PFHxS, PFDA, PFOS, PFHpA, PFOA, PFHxA, PFPeA, PFBA, cC6O4 e PFBS; mentre i più presenti sono il PFBS e il cC6O4, per questi sono state riscontrate anche le concentrazioni più elevate.

Per quanto riguarda le acque reflue da depurazione, nel precedente Rapporto (GdL MIE, 2020) è stata trattata la presenza dei PFAS nei reflui da depurazione. L'analisi di 17 campioni prelevati da depuratori con capacità di trattamento autorizzata > 50000 AE e, pur non avendo riscontrato concentrazioni di rilievo, sottolinea la necessità di continuare ad approfondire lo studio sui reflui urbani sia nel caso dei PFAS così pure dei residui di farmaci.

Riscontri nelle matrici monitorate da ARPA Lombardia

Le percentuali di riscontro per i composti analizzati nelle acque superficiali, sotterranee e reflue sono riportate nella Figura 2.2. Le percentuali rappresentano il numero di positività riscontrate, ovvero degli analiti con concentrazione superiore al LOQ (> LOQ), rispetto al numero di determinazioni eseguite. Si osserva che il comparto in cui vi sono le percentuali di riscontro più alte sono le acque superficiali seguite da acque sotterranee e reflue. È da tenere presente, che i riscontri osservati per le acque reflue risultano inferiori rispetto a quelli ottenuti per le acque superficiali e sotterranee a causa dei diversi LOQ adottati; un esempio ne è il parametro PFOS per il quale è stato adottato il limite 0.65 ng L⁻¹ per le acque superficiali e sotterranee rispetto a 200 µg L⁻¹ per le acque reflue.

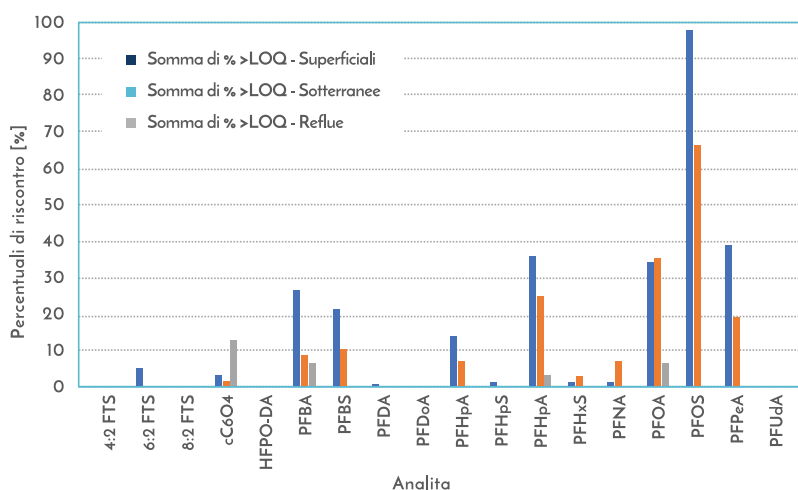


Fig. 2.2 - Percentuali di riscontro in acque superficiali, sotterranee e reflue

2.2.6. Monitoraggio su fanghi di depurazione urbani

Tra le attività sui PFAS condotte nella Regione Lombardia, va menzionato che, nel corso del 2023, le società Agromatrici S.r.l. ed il Laboratorio Arcadia S.r.l. ora Arcadia S.r.l., hanno svolto attività di ricerca finalizzate alla messa a punto di nuovi metodi di analisi per la ricerca di PFAS in differenti matrici ambientali. Le attività, finanziate da Regione Lombardia (Bando Filiere 2023, Progetto RINNOVA) hanno permesso di svolgere un preliminare percorso di studio e approfondimento, finalizzato ad aumentare il livello di conoscenza circa la presenza di questi composti su fanghi di depurazione derivanti dal trattamento di acque reflue urbane e idonei al riutilizzo in agricoltura in terreni ammendati con i medesimi, in seguito ad opportuni trattamenti volti alla loro igienizzazione. Il progetto è stato presentato da un partenariato che costituisce espressione della filiera BIO4RESILIENCE.

Nello specifico, al fine di verificare il contenuto di MIE tra cui PFAS in fanghi di depurazione idonei al recupero in agricoltura è stata svolta preventivamente una campagna di caratterizzazione su campioni di fango disidratato in uscita da impianti di trattamento delle acque reflue urbane (codice EER 190805) dislocati su tutto il territorio italiano, di media e grande dimensione (maggiori di 2000 AE) ed idonei all'utilizzo in agricoltura, ai sensi del D.Lgs. 99/1992 e s.m.i. e del DGR X/2031 e s.m.i.

Le aliquote di fango sono state caratterizzate con metodo ASTM D 7968: 2017. Le fasi analitiche prevedono l'estrazione metanolica del fango essiccato a 40°C e macinato per omogenizzazione con successiva filtrazione, purificazione e concentrazione in SPE e l'estratto è analizzato tramite HPLC-MS/MS. Sono stati monitorati i composti perfluorotattici più noti che sono riportati Tabella 2.6 con i relativi LOQ di quantificazione.

Tab. 2.6 - Composti perfluorotattici monitorati e LOQ

Analiti	LOQ
Composti perfluorotattici, PFAS	($\mu\text{g kg}^{-1}$ ss)
Acido n-perfluorotattico (PFOA)	5
Acido n-perfluorobutanoico (PFBA)	5
Acido perfluorotatticosolfonico (PFOS)	5
Acido perfluorobutansolfonico (PFBS)	5
Acido n-perfluorodecanoico (PFDeA)	5
Acido n-perfluorododecanoico (PFDoA)	5
Acido n-perfluoroheptanoico (PFHpA)	5
Acido n-perfluoroesanoico (PFHxA)	5
Acido perfluoroesansolfonico (PFHxS)	5
Acido n-perfluorononanoico (PFNA)	5
Acido n-perfluoropentanoico (PFPeA)	5
Acido n-perfluoroundecanoico (PFUnA)	5
Gen X	25
(Acido undecafluoro-2-metil-3-ossanoico)	25
cC6O4	25
Acido 9-cloroesaadecafluoro-3-ossano-1-solfonico (9Cl-PF3ONS)	5
Acido dodecafluoro-3H-4,8-dioxananoico (ADONA)	5
Fluorotelomeri	($\mu\text{g kg}^{-1}$ ss)
4:2 Fluorotelomero solfonico (4:2 FTS)	5
6:2 Fluorotelomero solfonico (6:2 FTS)	5
8:2 Fluorotelomero solfonico (8:2 FTS)	5
10:2 Fluorotelomero solfonico (10:2 FTS)	25
10:2 Fluorotelomero acido (10:2 FTA)	25
6:2 Fluorotelomero acido (6:2 FTA)	25
8:2 Fluorotelomero acido (8:2 FTA)	25
Acido n-perfluorotetradecanoico (PFTeDA)	50
Acido n-perfluorotridecanoico (PFTrA)	50

Delle 16 sostanze investigate solo 3 (PFOS, PFDeA e PFDoA) hanno mostrato una concentrazione superiore al LOQ, compresa tra 6 e 18 $\mu\text{g kg}^{-1}$ ss, mostrando valori di PFAS totali fino ad un massimo di 35 $\mu\text{g kg}^{-1}$ ss. Per i 9 fluorotelomeri invece, solo 6:2 FTS ha mostrato un valore superiore al LOQ, pari a 14 $\mu\text{g kg}^{-1}$ ss, mentre per gli altri sono sempre stati riscontrati valori inferiori al LOQ.

Monitoraggio di inquinanti emergenti in suoli parcellizzati

Nel corso del 2023 in Lombardia è stato avviato nell'ambito del Progetto RINNOVA: *Simbiosi industriale per cibo ed energia 100% rinnovabili*, finanziato da Regione Lombardia a valere sul Bando Filieri 2023 un piano che avrà durata quinquennale, volto sia a valutare le proprietà agronomiche di fanghi di depurazione, in comparazione a “benchmark” di riferimento, sia per monitorare l'impatto sulla qualità dei suoli, con particolare riferimento all'accumulo di inquinanti organici. La campagna di monitoraggio è stata avviata in un appezzamento adibito a sito sperimentale e parcellizzato come in Figura 2.3 (n. 25 parcelle ognuna con dimensioni 11 m x 34.5 m). Le parcelle sono state fertilizzate con matrici differenti come indicato di seguito:

1. Fango igienizzato idoneo al recupero agricolo EER 190599 (D.Lgs 99/2010; DGR X/2031)
2. Gesso di defecazione da fanghi (D.Lgs 75/2010, Prodotto 23)
3. Urea
4. Liquame suino
5. Bianco



Fig. 2.3 - Schema tesi sperimentali e repliche/tesi

Il piano sperimentale ha previsto di fertilizzare le parcelle con i fanghi igienizzati idonei al recupero agricolo (“Tesi: Fango”) e con *End of Waste* da questi derivato, ossia gesso di defecazione (“Tesi: Gesso”) in comparazione coi concimi chimici di sintesi urea (“Tesi: Urea”) ed organici quali liquame suino (“Tesi: Liquame”), soddisfacendo le esigenze culturali (mais), come sintetizzato in Tabella 2.7, ed in particolare rispettando le massime dosi di azoto per la coltura mais. Le produzioni sono state quantificate ed i risultati produttivi comparati.

Tab. 2.7 - Schema tesi e parcelle/tesi con attribuzione specifica

Parcelle	Trattamento	Parcelle	Trattamento	Parcelle	Trattamento	Parcelle	Trattamento	Parcelle	Trattamento
1A	Urea 1	1B	Fango 2	1C	Liquame 3	1D	Bianco 4	1E	Gesso 5
2A	Bianco 1	2B	Urea 2	2C	Gesso 3	2D	Liquame 4	2E	Fango 5
3A	Liquame 1	3B	Gesso 2	3C	Fango 3	3D	Urea 4	3E	Bianco 5
4A	mGesso 1	4B	Liquame 2	4C	Bianco 3	4D	Fango 4	4E	Urea 5
5A	Fango 1	5B	Bianco 2	5C	Urea 3	5D	Gesso 4	5E	Liquame 5

Le matrici utilizzate sono state caratterizzate con metodo ASTM D 7968: 2017. Nel fango codice EER 190599 e fertilizzante gesso di defecazione si ritrovano le medesime presenze riscontrate nella campagna di monitoraggio di tali matrici, riscontrando valori appena superiori al LOQ solo per PFOS e PFDeA, pari a $7 \mu\text{g kg}^{-1}$ ss. I risultati ottenuti hanno permesso di definire le condizioni iniziali della sperimentazione che avrà durata pari a 5 anni. I risultati si riferiscono alla predisposizione di un sito sperimentale, che diverrà permanente, il cui fine è permettere il monitoraggio, nel tempo, dell'impatto nell'uso di fanghi/gessi sul suolo, ovvero, di definire il potenziale bioaccumulo di metalli pesanti e molecole organiche (quali diossine, PCB, nonilfenoli, residui farmaceutici, PFAS, fluorotelomeri), nonché misurare l'efficacia di tali matrici nel sostituire i concimi di sintesi attuando pienamente un'economia circolare.

2.2.7. Analisi di percolati e di piezometri di discarica

Le analisi effettuate per la determinazione di PFAS in acque sotterranee da piezometri di discarica e percolati⁹ hanno l'obiettivo di fornire una panoramica generale che consenta di investigare la loro diffusione tra queste due diverse matrici. Il controllo dei MIE è dettato da norme vigenti e dai piani di monitoraggio delle A.I.A. dei diversi siti.

Per quanto riguarda i piezometri di discarica, l'analisi dei PFAS è stata effettuata su campioni di acque sotterranee per studiare le caratteristiche quali-quantitative. I dati provengono da 10 campagne di campionamento effettuate trimestralmente da aprile 2021 a gennaio 2024. I punti di campionamento sono stati 12 e tutti i piezometri appartengono alla stessa discarica.

In accordo al metodo EPA 537.1 2020, un'aliquota di campione viene estratta in fase solida (SPE) ed i composti vengono fatti eluire con metanolo. L'estratto ottenuto viene concentrato e portato a volume con una soluzione di metanolo e ammonio acetato dopo aver aggiunto gli standard interni. L'analisi è stata effettuata mediante LC-MS/MS, metodo EPA 537.1/2020. Il LOQ degli analiti ricercati è $0.01 \mu\text{g L}^{-1}$, ad eccezione del 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, per i quali è $0.05 \mu\text{g L}^{-1}$.

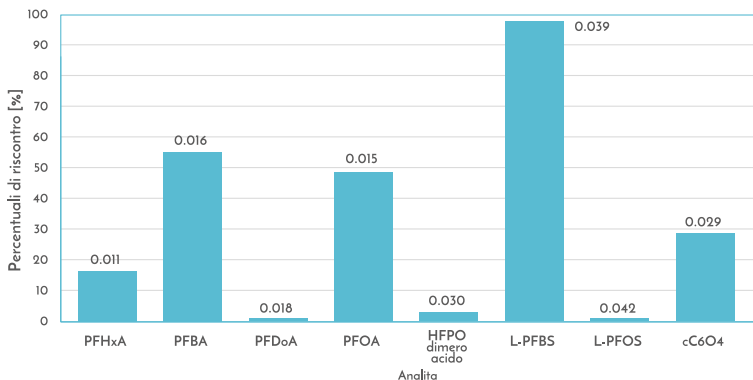


Fig. 2.4 - Rappresentazione degli analiti presenti nei campioni di piezometri di discarica con le rispettive concentrazioni medie espresse in $\mu\text{g L}^{-1}$

⁹ Il percolato è un liquido che si origina prevalentemente dall'infiltrazione di acqua nella massa dei rifiuti o dalla decomposizione degli stessi. Il percolato prodotto dalle discariche controllate di rifiuti solidi urbani è un refluo con un tenore più o meno elevato di inquinanti organici e inorganici, derivanti dai processi biologici e fisico-chimici all'interno delle discariche.

In Tabella 2.8 è riportato l'elenco degli analiti analizzati, mentre in Figura 2.4 è riportata la percentuale degli analiti presenti: delle 44 sostanze, solo 8 hanno una concentrazione superiore al LOQ.

Tab. 2.8 - Elenco degli analiti analizzati con il rispettivo LOQ

Analita	Numero Campioni	LOQ ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Acido n-perfluoroesanoico (PFHxA)	120	0.01
1-metilperfluoroheptansolfonato (PIMHpS)	48	0.01
3,5-dimetil perfluoroheptansolfonato	48	0.01
3-metilperfluoroheptansolfonato (P3MHpS)	48	0.01
4,5-dimetil perfluoroheptansolfonato	48	0.01
5,5-dimetil perfluoroheptansolfonato	48	0.01
5-metilperfluoroheptansolfonato (P5MHpS)	48	0.01
6-metilperfluoroheptansolfonato (P6MHpS)	48	0.01
Acido 3,5-dimetil perfluoroesanoico	48	0.01
Acido 3-metilperfluoroheptanoico (P3MHpA)	48	0.01
Acido 4,5-dimetil perfluoroesanoico	48	0.01
Acido 4-metilperfluoroheptanoico (P4MHpA)	48	0.01
Acido 4:2 fluorotelomero solfonico (4:2 FTS)	72	0.05
Acido 5,5-dimetil perfluoroesanoico	48	0.01
Acido 5-metilperfluoroheptanoico (P5MHpA)	48	0.01
Acido 6-metilperfluoroheptanoico (P6MHpA)	48	0.01
Acido 6:2 fluorotelomero solfonico (6:2 FTS)	72	0.05
Acido 8:2 fluorotelomero solfonico (8:2 FTS)	72	0.05
Acido dodecafluoro-3h-4,8-dioxananoico (ADONA)	72	0.01
Acido n-Perfluoroheptadecanoico (PFHxDA)	72	0.01
Acido n-Perfluoroottadecanoico (PFODA)	72	0.01
Acido n-perfluorobutanoico (PFBA)	120	0.01
Acido n-perfluorodecanoico (PFDA)	120	0.01
Acido n-perfluorododecanoico (PFDoA)	120	0.01
Acido n-perfluoroheptanoico (PFHpA)	120	0.01
Acido n-perfluorononanoico (PFNA)	120	0.01
Acido n-perfluoroottanoico (PFOA)	120	0.01
Acido n-perfluoropentanoico (PFPeA)	120	0.01
Acido n-perfluorotetradecanoico (PFTeDA)	72	0.01
Acido n-perfluorotridecanoico (PFTrDA)	72	0.01
Acido n-perfluoroundecanoico (PFUnA)	120	0.01
Acido perfluorodecansolfonico (L-PFDS)	72	0.01
Acido perfluoroheptansolfonico (L-PFHpS)	72	0.01
Acido perfluorononansolfonico (L-PFNS)	72	0.01
Acido perfluorotridecansolfonico (L-PFTrDS)	60	0.01
Acido perfluoroundecansolfonico (L-PFUnDS)	60	0.01
Acido10:2 fluorotelomero solfonico (10:2 FTS)	72	0.05 0.01
Acido undecafluoro 2-metil-3oxaesanoico (HFPO dimero acido)	72	0.01
Acidoperfluoropentansolfonico (L-PFPeS)	72	0.01
L_PFDOS	120	0.01
Perfluorobutansolfonato (L-PFBS)	120	0.01
Perfluoroheptansolfonato (L-PFHxS)	120	0.01
Perfluoroottansolfonato (L-PFOS)	72	0.01
cC6O4 (come sale ammonico)		

Per quanto riguarda i percolati, essi vengono raccolti e inviati a recupero/smaltimento, secondo quanto prescritto nelle normative e nelle A.I.A. vigenti. Il LOQ adottato dal laboratorio A2A per i percolati fa riferimento alla legge regionale di Regione Piemonte 19 ottobre 2021, n. 25, Allegato A, in quanto lo smaltimento dei percolati oggetto di indagine era previsto in impianti ad hoc debitamente autorizzati allo smaltimento di rifiuti liquidi situati nella Regione Piemonte.

I controlli analitici e di monitoraggio sono stati condotti in discariche in gestione operativa e post operativa. Lo scopo è garantire che le varie attività siano svolte nel rispetto delle norme di tipo amministrativo, minimizzando gli impatti ambientali.

I campioni di percolato analizzati provengono da processi produttivi differenti, quali:

- Liquido prodotto dalla biodegradazione dei rifiuti depositati nel corpo della discarica per rifiuti NON pericolosi: percolato del bioreattore.
- Liquido derivante dal processo di bioessiccazione di rifiuti urbani e speciali non pericolosi.
- Liquido prodotto dalla sezione di compostaggio e biofiltro: percolati esausti prodotti dall' area di maturazione del compost dell'impianto e percolati prodotti dal biofiltro utilizzato per il trattamento dell'aria esausta dell'impianto.

In accordo al metodo ASTM D7979-2020, un'aliquota di campione viene diluita in metanolo con aggiunta di surrogati e standard interni. L'analisi avviene con iniezione diretta dell'estratto in *High-Performance Liquid Chromatography coupled with Tandem Mass Spectrometry* (HPLC-MS/MS). Per la determinazione di PFOS è stato utilizzato il metodo ISO 25101:2009, che prevede che un'aliquota di campione venga fatta passare attraverso una opportuna colonna SPE e i composti vengano fatti eluire con una soluzione di metanolo con 0.1% di idrossido di ammonio. Nell'analisi dei campioni sono aggiunti anche dei riferimenti interni. L'analisi è stata effettuata mediante LC-MS/MS, metodo ASTM D7979/2020 e ISO 25101:2009.

I 100 campioni di percolato analizzati nel periodo gennaio 2021 - aprile 2023 hanno mostrato concentrazioni risultanti $<10 \mu\text{g L}^{-1}$, mentre 74 campioni sono stati analizzati nell'intervallo aprile 2023 - dicembre 2023, con LOQ di $0.05 \mu\text{g L}^{-1}$, ad eccezione del 6:2 FTS ($0.1 \mu\text{g L}^{-1}$), L-PFOS ($0.0005 \mu\text{g L}^{-1}$), e cC6O4 ($0.1 \mu\text{g L}^{-1}$) ed hanno mostrato i valori riportati in Figura 2.5, dove viene rappresentata la percentuale di analiti con concentrazione maggiore al LOQ, mentre gli analiti analizzati sono riportati in Tabella 2.9.

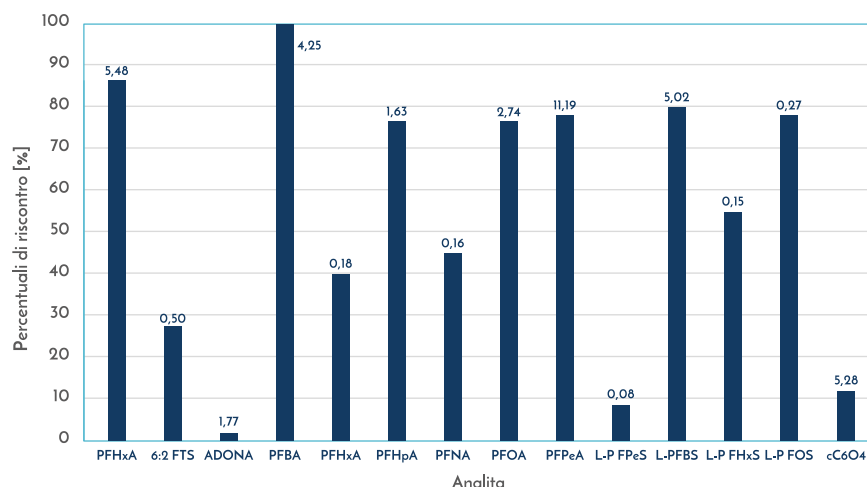


Fig. 2.5 - Rappresentazione dei singoli analiti presenti nei campioni di percolato con le rispettive concentrazioni medie espresse in $\mu\text{g L}^{-1}$

Tab. 2.9 - Elenco degli analiti analizzati con il rispettivo LOQ

Analita	Numero Campioni	LOQ (µg L ⁻¹)
Acido n-perfluoroesanoico (PFHxA)	74	0.05
Acido 6:2 fluorotelomero solfonico (6:2 FTS)	22	0.1
Acido dodecafluoro-3h-4,8-dioxanonanoico (ADONA)	58	0.05
Acido n-perfluorobutanoico (PFBA)	48	0.05
Acido n-perfluorodecanoico (PFDA)	60	0.05
Acido n-perfluorododecanoico (PFDoA)	57	0.05
Acido n-perfluoroheptanoico (PFHpA)	60	0.05
Acido n-perfluorononanoico (PFNA)	60	0.05
Acido n-perfluorooctanoico (PFOA)	60	0.05
Acido n-perfluoropentanoico (PFPeA)	60	0.05
Acido n-perfluorotridecanoico (PFTrDA)	45	0.05
Acido n-perfluoroundecanoico (PFUnA)	57	0.05
Acido perfluorodecansolfonico (L-PFDS)	55	0.05
Acido perfluoroheptansolfonico (L-PFHpS)	57	0.05
Acido perfluorononansolfonico (L-PFNS)	57	0.05
Acido perfluorotridecansolfonico (L-PFTrDS)	44	0.05
Acido perfluoroundecansolfonico (L-PFUnDS)	44	0.05
Acidoperfluoropentansolfonico (L-PFPeS)	58	0.05
L_PFDOS	52	0.05
Perfluorobutansolfonato (L-PFBS)	60	0.05
Perfluoroesansolfonato (L-PFHxS)	60	0.05
Perfluorooctansolfonato (L-PFOS)	60	0.0005
cC6O4 (come sale ammonico)	59	0.1

2.2.8. Conclusioni

Il quadro che emerge da questa panoramica di attività svolte dall'ARPA Lombardia, Arcadia S.r.l. ed A2A S.p.a. sui PFAS è la complessità dell'approccio che si rende necessario per monitorare la distribuzione ambientale di sostanze ubiquitarie come i PFAS e quantificare i possibili rischi per l'ambiente acquatico e la popolazione.

L'esempio pratico/operativo dell'impegno di una Agenzia Regionale (§ 2.1.5) consente da un lato di fare emergere l'importanza dell'azione pubblica di controllo e monitoraggio, e dall'altro lato la necessità di introdurre azioni concrete volte al contenimento della diffusione di questi MIE.

Si segnala infine che la normativa ambientale, imponendo limiti sempre più restrittivi ed estendendo il numero degli analiti da ricercare, comporta necessariamente la crescita continua delle competenze con l'utilizzo di strumenti di sempre più alta tecnologia.

2.3. ANTIBIOTICI NELL'AMBIENTE ED ANTIBIOTICO RESISTENZA

¹Castiglioni S., ¹Bollati G., ¹Fossati M.
¹Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri" IRCCS, Dipartimento di Ricerca Ambiente e Salute

2.3.1. Fonti di contaminazione ambientale da antibiotici

I farmaci in generale, e gli antibiotici in particolare, sono oggi considerati tra i principali MIE poiché sono presenti nell'ambiente in modo ubiquitario (Wilkinson et al., 2022). La scoperta e l'utilizzo degli antibiotici nella pratica clinica hanno contribuito in modo determinante a migliorare lo stato di salute della popolazione; tuttavia, l'utilizzo in medicina umana e veterinaria di centinaia di sostanze differenti implica l'inevitabile immissione di tali sostanze nell'ambiente (Zuccato et al., 2006). La contaminazione ambientale da farmaci è un problema di recente identificazione, le cui implicazioni per la salute dell'ambiente e dell'uomo sono tuttora in via di definizione.

La principale fonte di contaminazione è data dall'utilizzo di queste sostanze a livello terapeutico in medicina umana e veterinaria, mentre altre fonti quali quelle industriali risultano di minor entità e localizzate in aree definite (Figura 2.6). Le sostanze parentali, ovvero quelle che rimangono nella forma originaria non modificata nel corpo umano, e i rispettivi metaboliti, prodotti dei processi di trasformazione che avvengono nell'organismo, vengono escreti per via urinaria e fecale, e raggiungono le acque reflue urbane e gli impianti di depurazione delle acque, dove generalmente vengono rimossi solo parzialmente (Castiglioni et al., 2006).

Negli impianti di depurazione delle acque gli antibiotici possono permanere nella fase acquosa oppure legarsi ai fanghi di depurazione in base alle loro proprietà chimico-fisiche. Antibiotici e metaboliti vengono così immessi in corsi d'acqua, laghi o mare con le acque trattate, oppure in suoli tramite l'utilizzo dei fanghi di depurazione come concime in agricoltura. Dai suoli possono infine raggiungere nuovamente le acque superficiali o le acque di falda per percolazione.

La copertura di raccolta e trattamento dei reflui urbani non è completa e vi sono scarichi diretti di reflui non trattati in corsi d'acqua e laghi, come dimostrato recentemente dall'analisi di alcuni marcatori antropici nel bacino del fiume Lambro (Castiglioni et al., 2018). Ulteriore sversamento diretto di reflui non trattati avviene in periodi di forte pioggia quando i depuratori non riescono a collettare interamente i reflui che ricevono e sono costretti a scaricarne direttamente una parte senza trattamento. Fonti di immissione diretta nell'ambiente di farmaci ad uso veterinario sono, inoltre, gli allevamenti e gli impianti di acquacoltura, mentre lo smaltimento improprio di farmaci scaduti può avere a sua volta rilevanza (Bártíková et al., 2016).

Il comportamento ambientale e la persistenza degli antibiotici varia in base alle proprietà chimico-fisiche delle differenti sostanze, ma questa classe di contaminanti viene generalmente definita "semi persistente" poiché il loro utilizzo è continuo e massiccio, e quantitativi rilevanti (decine di tonnellate annue in Italia) vengono immessi quotidianamente nell'ambiente (Boxall et al., 2012). In pratica, anche se alcune sostanze si degradano rapidamente nell'ambiente, risultano sempre presenti a causa dell'immissione continua. Un altro fattore rilevante è legato al fatto che queste sostanze sono molecole biologicamente attive poiché sintetizzate per agire su particolari recettori nell'uomo e negli animali e ciò implica potenziali effetti diretti sugli organismi presenti nell'ambiente. Sebbene il destino ambientale degli antibiotici, e dei farmaci in generale, sia studiato da più di 20 anni (Halling-Sørensen et al., 1998), esso rimane un fenomeno complesso poiché dipende da molti fattori, tra cui principalmente l'eterogeneità delle differenti sostanze che, a seconda della classe terapeutica, presentano strutture chimiche differenti a cui corrispondono differenti comportamenti ambientali (Castiglioni et al., 2006).

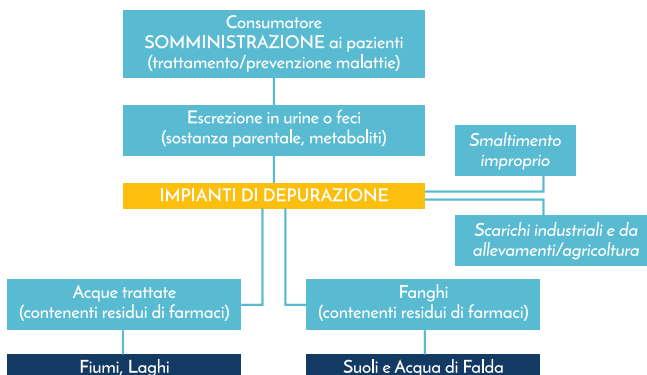


Fig. 2.6 – Principali fonti di contaminazione ambientale da antibiotici.

2.3.2. Breve descrizione delle tecniche di monitoraggio

Visto l'elevato numero di farmaci presenti sul mercato, il monitoraggio ambientale di tutte le sostanze risulta impossibile ed emerge la necessità di selezionare alcune molecole "prioritarie" da studiare. Il Gruppo di ricerca dell'Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri (IRCCS), ad esempio, ha definito criteri specifici di selezione per focalizzare l'attenzione sulle molecole con rischi potenziali più elevati per l'uomo e l'ambiente (Zuccato et al., 2000; Zuccato et al., 2010).

I criteri di selezione sono stati:

- livelli elevati di utilizzo (prescrizione/vendita) sulla base dei dati nazionali dell'Agenzia Italiana del Farmaco (AIFA);
- elevata escrezione per via urinaria in forma parentale che determina un'immissione maggiore della sostanza nei reflui urbani e conseguentemente nell'ambiente;
- persistenza ambientale;
- documentata (eco) tossicità.

Recentemente, dal 2015, alcuni farmaci sono stati inseriti dalla CE in liste di monitoraggio, chiamate *Watch List* (Decisione 495/2015/UE) per raccogliere informazioni circa la loro presenza nell'ambiente e valutare potenziali effetti tossici. Risulta quindi importante includere queste sostanze in piani di monitoraggio ambientale.

Una volta selezionate le sostanze di interesse per un monitoraggio ambientale, si può procedere allo sviluppo di metodi analitici dedicati. Gli antibiotici sono generalmente delle sostanze polari, le tecniche analitiche ideali sono basate sulla cromatografia liquida abbinata alla spettrometria di massa (Kasprzyk-Hordern et al., 2008). Questa tecnica analitica consente di identificare con alta selettività e sensibilità tracce di contaminanti, fino al nanogrammo per litro, anche in matrici complesse come le acque reflue urbane o in estratti di fanghi di depurazione e suoli.

La preparazione del campione per l'analisi varia in base alla matrice di interesse. Per matrici acquose come acque reflue, di superficie, di falda e potabili si utilizza un primo step di filtrazione del campione per la rimozione del particolato sospeso, seguito da estrazione su fase solida (SPE) (Kasprzyk-Hordern et al., 2008; Castiglioni et al., 2005). In pratica il campione viene passato su specifiche cartucce contenenti una fase in grado di trattenere gli analiti di interesse che vengono poi raccolti con un solvente organico (Figura 2.7). Il campione può poi essere acidificato o meno prima della fase di SPE a seconda della cartuccia che si decide di utilizzare.

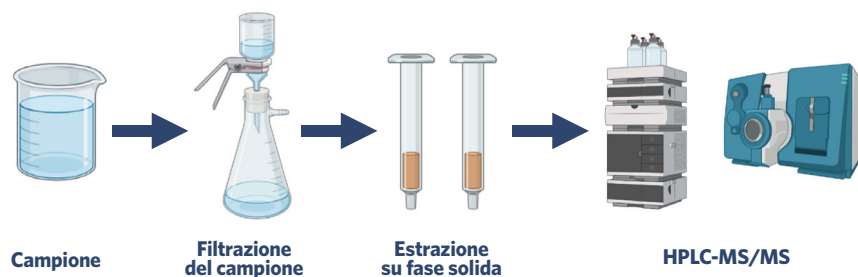


Fig. 2.7 - Estrazione di contaminanti emergenti da matrici acquose.

Per matrici solide, quali fanghi di depurazione e suoli, il primo step è un'estrazione con solventi organici o miscele di acqua/solvente a cui seguono fasi di purificazione dei campioni (Figura 2.8). Riva et al., 2021, hanno utilizzato una tecnica di estrazione accelerata con solvente (ASE) che consiste in una fase di estrazione ad alta temperatura (100 °C) e pressione (100 bar) con una miscela di acqua/metanolo (50:50) mediante

un estrattore ASE 300 (Dionex, USA). L'estratto viene poi ridotto di volume per togliere il solvente organico, risospeso in fase acquosa e purificato mediante SPE come descritto precedentemente. Queste procedure vengono comunemente utilizzate per l'estrazione di antibiotici ed altri contaminanti polari da fasi solide (Nieto et al., 2010; Díaz-Cruz et al., 2009; Martín-Pozo et al., 2019).

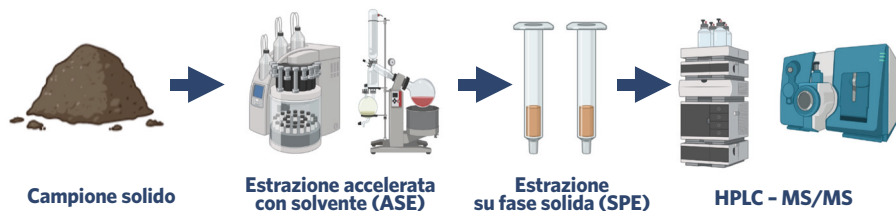


Fig. 2.8 - Estrazione di contaminanti emergenti da matrici solide.

Una tecnica alternativa per l'estrazione da fasi solide, quali vegetali o animali, specialmente se il materiale di partenza consiste di piccole quantità, dell'ordine dei milligrammi, è l'utilizzo di ultrasuoni (Wu et al., 2012; Tadić et al., 2019; Albero et al., 2019). In questo caso l'estrazione avviene con solventi organici o miscele di solventi/acqua con cicli successivi (normalmente tre) in ultrasuoni a cui segue nuovamente un passaggio di concentrazione per eliminare i solventi ed uno di estrazione/purificazione in SPE (Figura 2.9).



Fig. 2.9 - Estrazione di contaminanti emergenti da vegetali o animali.

2.3.3. Presenza di antibiotici nell'ambiente

La presenza di farmaci negli ecosistemi acquatici è ubiquitaria ed è pertanto un problema riconosciuto a livello globale. In uno studio recente, che risulta uno dei più estesi mai effettuati, è stata monitorata la presenza di 61 sostanze farmaceutiche in 258 fiumi localizzati in 104 differenti paesi andando così a coprire tutto il globo terrestre (Wilkinson et al., 2022). Lo studio ha consentito di identificare i paesi che presentano concentrazioni totali di farmaci più elevate e la frequenza con cui le singole sostanze sono state misurate nelle acque superficiali. Alcuni antibiotici, quali trimetoprim e sulfametossazolo, sono quelli rinvenuti più frequentemente, in circa il 40% dei campioni analizzati, seguiti da ciprofloxacina (circa 20%), metronidazolo, claritromicina, lincomicina ed eritromicina (10%). L'antibiotico sulfonamidico, sulfametossazolo, risulta anche tra le sostanze con concentrazione più elevata (Wilkinson et al., 2022).

In Italia, il primo studio sulla presenza dei farmaci nelle acque superficiali e potabili risale al 2000 (Zuccato et al., 2000) e negli anni successivi sono state identificate le fonti specifiche di contaminazione, il comportamento ambientale, la rimozione nei depuratori delle acque reflue e la persistenza ambientale. L'Italia è uno dei paesi europei con più elevato consumo di antibiotici e sviluppo di resistenze, sia in ambito veterinario che medico ospedaliero (ECDC, 2024). Il monitoraggio della presenza nell'ambiente di questi contaminanti è quindi particolarmente importante. In particolare, in uno studio dedicato agli antibiotici (Zuccato et al., 2010) è stato stimato che in Italia, circa 7-14 tonnellate di antibiotici sono immesse annualmente nell'ambiente tramite i reflui urbani trattati, mentre uno studio più recente ha mostrato come gli antibiotici siano tra i composti più abbondanti nei reflui

urbani e nelle acque di superficie (Castiglioni et al., 2018). Nella Tabella 2.10 si riporta un elenco di tutti gli studi condotti in Italia in cui sono stati monitorati antibiotici al meglio delle nostre conoscenze. Si riportano le sostanze monitorate e i livelli rinvenuti in varie matrici ambientali (acque reflue, di superficie, acque marine, sedimenti e fanghi di depurazione). Le concentrazioni risultano comprese tra i ng L^{-1} ed i $\mu\text{g L}^{-1}$ nelle acque, mentre risultano anche più elevate (ordine dei $\mu\text{g g}^{-1}$) nei sedimenti e nei fanghi. Queste concentrazioni risultano in linea con quelle rilevate in studi recenti in Europa, mentre sono inferiori rispetto ad altri paesi come Asia, Sud America ed Africa (Wilkinson et al., 2022). Gli antibiotici vengono rilevati anche in Italia in modo ubiquitario in acque reflue, di superficie e marine in corrispondenza di scarichi urbani diretti. Le concentrazioni sono nell'ordine delle decine o centinaia di ng L^{-1} , con punte di migliaia di ng L^{-1} in alcuni casi. Tuttavia, considerando la portata delle acque reflue in un depuratore (fino a centinaia di migliaia di $\text{m}^3 \text{g}^{-1}$), ed in un fiume (fino a migliaia di $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), i quantitativi di antibiotici riversati nell'ambiente e presenti nei fiumi diventano dell'ordine dei kg g^{-1} e delle t a^{-1} , facendo pertanto comprendere la reale dimensione del problema.

Tab. 2.10 - Elenco dei principali studi condotti in Italia sul monitoraggio di antibiotici in differenti matrici ambientali dal 2000 ad oggi. Le concentrazioni sono indicate come range oppure come valori medi o mediane (come indicato nei casi specifici).

ANTIBIOTICI	ACQUE REFLUE (ng L^{-1})	SUPERFICIE (ng L^{-1})	SEDIMENTI E FANGHI (ng kg^{-1})	ANNO E RIF. BIBLIOGRAFICO
Ceftriaxone, Eritromicina, Lincomicina, Oleandomicina, Spiramicina, Tilmicosina, Tilosina	-	Fiumi Lambro, Po ed Adda nd - 68	Sedimenti Lambro, Po ed Adda nd - 2900	2000 (Zuccato et al., 2000)
Ciprofloxacina, Claritromicina, Eritromicina, Spiramicina, Lincomicina, Ossitetraciclina, Tilmicosina, Tilosina	-	Fiumi Lambro e Po nd - 249	-	2003 (Calamari et al., 2003)
Ofloxacina, Ciprofloxacina, Sulfametossazolo, Spiramicina, Eritromicina, Lincomicina, Claritromicina, Amoxicillina	9 impianti acque reflue trattate 0,6 - 600 (mediana)	Fiumi Lambro e Po nd - 306 (mediana)	-	2005 (Zuccato et al., 2005)
Amoxicillina, Ciprofloxacina, Ofloxacina, Claritromicina, Eritromicina, Lincomicina, Spiramicina, Sulfametossazolo, Vancomicina, Oleandomicina, Ossitetraciclina, Tilmicosina, Tilosina	1 impianto acque reflue non trattate nd - 603 acque reflue trattate nd-375	Fiumi Po ed Arno nd - 45	fanghi di depurazione nd - 3408	2010 (Zuccato et al., 2010)
Azitromicina, Ciprofloxacina, Ofloxacina, Claritromicina, Metronidazolo, Roxitromicina, Sulfametossazolo, Trimetoprim	2 impianti acque reflue trattate nd - 514	-	-	2012 (Al Aukidy et al., 2012)
Azitromicina, Ciprofloxacina, Claritromicina, Doxiciclina, Eritromicina, Metronidazolo, Norfloxacina, Ofloxacina, Roxitromicina, Tetraciclina, Trimetoprim	1 impianto acque reflue non trattate nd - 2200 acque reflue trattate nd-630 (medie)	acqua superficiale nd - 25 (medie)	-	2014 (Verlicchi et al., 2014)
Claritromicina, Deidro-eritromicina, Lincomicina, Sulfametossazolo, Vancomicina	2 impianti acque reflue non trattate nd - 620 acque reflue trattate nd-234	Fiumi Breggia e Cosia nd - 766 Lago Como nd - 17	-	2020 (Castiglioni et al., 2020)
Amoxicillina, Claritromicina, Sulfametossazolo, Ciprofloxacina, Ofloxacina, Lincomicina, Deidro-eritromicina	2 impianti acque reflue non trattate nd - 1629 miscela acque reflue/marine nd-5610	acque marine nd - 71	-	2020 (Feo et al., 2020)
Cefazolin, Ciprofloxacina, Claritromicina, Deidro-eritromicina, Lincomicina, Ofloxacina, Sulfametossazolo, Vancomicina	-	-	fanghi di depurazione nd- 4889	2021 (Riva et al., 2021)
Azitromicina, Ciprofloxacina, Claritromicina, Eritromicina, Norfloxacina, Ofloxacina, Trimetoprim	1 impianto acque reflue non trattate nd - 18930	-	-	2022 (Cappelli et al., 2022)
Ciprofloxacina, Eritromicina, Claritromicina, Claritromicina, Azitromicina	-	Acque marine Laguna di Venezia nd - 678	Sedimenti Laguna di Venezia nd - 101733	2024 (Pizzini et al., 2024)
Amoxicillina, Ciprofloxacina, Sulfametossazolo	-	Fiumi 11 regioni nd - 191	-	2024 (Colzani et al., 2024)
Amoxicillina, Azitromicina, Claritromicina, Eritromicina, Spiramicina, Vancomicina, Lincomicina, Sulfametossazolo, Sulfadiazina, Trimetoprim	2 impianti acque reflue non trattate nd - 827 acque reflue trattate nd - 314	Fiumi Breggia e Cosia nd - 203 Lago Como nd - 4.85	-	2024 (Di Guardo et al., 2024)

2.3.4. Aspetti legislativi

I farmaci, ed in particolare gli antibiotici macrolidi, sono stati inseriti per la prima volta in liste di controllo (i.e., *Watch List*), nella Decisione 495/2015/UE. La lista di controllo aveva l'obiettivo di monitorare la presenza, su tutto il territorio europeo, di sostanze per le quali i dati di monitoraggio erano insufficienti ma che, secondo le informazioni disponibili, potevano presentare un significativo rischio per l'ambiente acquatico e la salute umana. La Decisione 495/2015/UE prevedeva la revisione della lista ogni due anni sulla base dei dati di monitoraggio ottenuti, ed un riesame delle sostanze da includere. Negli anni successivi sono pertanto state rilasciate ulteriori aggiornamenti, che hanno incluso nella *Watch List* altri antibiotici quali fluorochinoloni, beta-lattamici e sulfamidici (Decisione 840/2018/UE; Decisione 1161/2020/UE; Decisione 1307/2022/UE).

Il fine del monitoraggio previsto dalle *Watch List* è quello di produrre dati sulla loro concentrazione nell'ambiente acquatico per la valutazione del rischio e l'eventuale inclusione nell'elenco delle sostanze prioritarie da monitorare per definire lo stato chimico delle acque. Viceversa, le sostanze delle liste di controllo per le quali risulterà un rischio non significativo a livello dell'Unione, saranno eliminate dall'elenco di controllo.

La CE ed in particolare l'Agenzia Europea per i Medicinali (EMA), si occupa di redigere linee guida per la valutazione del rischio ambientale dei farmaci per uso umano e veterinario con direttive che vengono riviste e implementate periodicamente. La direttiva più recente per i farmaci ad uso umano è stata pubblicata lo scorso anno e vengono dettagliati meglio numerosi test da effettuare per la valutazione di rischio in casi specifici quali interferenti endocrini ed antimicrobici in virtù delle loro specifiche modalità di azione (European Medicine Agency, 2024). Per gli antimicrobici, qualora la soglia di sicurezza sia superata nella prima fase di valutazione di rischio (Fase I), si prevede una batteria di test specifici (*tailored testing*) sui livelli trofici inferiori come batteri (i.e., cianobatteri), alghe (i.e., alghe verdi), invertebrati acquatici (i.e., *Daphnia magna*) ed un test di inibizione della respirazione in fanghi attivi. I test richiesti si limitano al compartimento acquatico.

La valutazione della tossicità degli antibiotici per l'uomo può essere valutata sulla base della potenziale ingestione tramite acque potabili. Si richiedono però studi specifici poiché la Direttiva 2020/2184/UE non prevede l'analisi di antibiotici nelle acque destinate al consumo umano. Studi recenti condotti in Italia su acque di falda e potabilizzate destinate al consumo umano hanno permesso di condurre una valutazione di rischio umano legata alla presenza di varie classi di MIE tra cui farmaci ed antibiotici, dal quale non è emerso alcun rischio per la salute umana (Riva et al., 2018).

2.3.5. Antibiotico resistenza ed ambiente

L'antibiotico resistenza (AMR) è il meccanismo per cui i microorganismi diventano resistenti a medicinali antimicrobici a cui erano inizialmente sensibili, ciò avviene mediante mutazioni o acquisizione di elementi genetici di resistenza. Gli antimicrobici non sono quindi più in grado di agire sui microorganismi responsabili di infezioni causandone la persistenza. L'AMR è oggi uno dei principali problemi di sanità pubblica ed ha raggiunto negli ultimi anni proporzioni tali da indurre istituzioni internazionali e nazionali a lanciare l'allarme e a promuovere iniziative finalizzate al suo controllo (Murray et al., 2022).

L'AMR si diffonde nell'ambiente tramite molteplici vie di contaminazione ed in seguito alle differenti attività antropiche in cui vi è un elevato utilizzo di antibiotici. I geni di resistenza possono raggiungere l'ambiente sia tramite fonti diffuse di contaminazione (aree ad agricoltura intensiva, distretti industriali), sia attraverso sorgenti puntiformi quali impianti zootecnici intensivi, acquacoltura e scarichi fognari urbani ed ospedalieri. Nel caso degli scarichi urbani la via di diffusione dei geni di resistenza è la stessa descritta precedentemente

per i farmaci e più in particolare per gli antibiotici. Vi è inoltre una correlazione tra l'uso degli antibiotici in quantità elevate in medicina umana e veterinaria e la conseguente presenza di antibiotici nell'ambiente, e lo sviluppo e la proliferazione di resistenze specifiche nelle comunità batteriche (Di Cesare et al., 2015). Molte attività antropiche esercitano, quindi, un'azione favorente e selettiva sullo sviluppo delle resistenze nei microrganismi esistenti in natura. Per esempio, l'uso di antibiotici, soprattutto se inappropriato, induce una pressione selettiva sui batteri presenti nel nostro corpo, che possono sviluppare una resistenza a questi farmaci. Espulsi principalmente attraverso feci e urine, questi batteri resistenti possono contaminare l'ambiente e trasmettere i determinanti genetici dell'antibiotico-resistenza ad altri microrganismi presenti nell'ambiente e al microbioma di animali e piante (Rapporto ISTISAN 21/3, 2021).

In natura esiste una "resistenza naturale" delle comunità batteriche che esercitano meccanismi di difesa contro la presenza di sostanze tossiche diventando immuni al loro effetto (Grenni, 2022). Il continuo e prolungato contatto con antibiotici da parte di comunità microbiche naturali permette e favorisce l'ulteriore sviluppo di fenomeni di resistenza. Ad oggi, c'è forte evidenza che il numero totale di geni di resistenza in una comunità batterica sia anche tre o quattro ordini di grandezza più elevato in presenza di pressione di origine antropica (Di Cesare et al., 2015). È inoltre ampiamente dimostrato che l'abbondanza e la diversità dei geni di resistenza, e di batteri resistenti in ambiente, è strettamente correlata all'impatto causato localmente dalle attività umane (Gaze et al., 2011).

La contaminazione da antibiotici e determinanti di AMR coinvolge sicuramente la matrice ambientale acquatica (acque reflue, di superficie e di falda) e terrestre (suoli e sedimenti), ma non si esclude il coinvolgimento del biota (piante che accumulano i farmaci e animali), amplificando il rischio che organismi non-target (microrganismi, ma anche piante, animali e uomo) entrino in contatto con questi residui attivi di farmaci presenti nell'ambiente. Per esempio, fonte di ulteriori potenziali rischi è il riuso di acque reflue trattate o di superficie, ove possono essere presenti antibiotici e geni di resistenza, per l'irrigazione in agricoltura. Di fatto è dimostrata l'inefficienza dei sistemi convenzionali di trattamento e disinfezione ad abbattere in modo efficiente e selettivo i batteri resistenti e a distruggere o inattivare i geni di resistenza (Pruden et al., 2006).

La Tabella 2.11 riporta i principali geni di resistenza e le rispettive classi di antibiotici che sono stati rilevati nell'ambiente negli ultimi 30 anni in 6 continenti (Asia, Europa, Africa, Nord America, Sud America, Oceania) secondo una revisione recente della letteratura (Zhuang et al., 2021). In Europa, si evidenzia la prevalenza di geni di resistenza ai b-lattamici, seguiti da geni di resistenza multipla, glicopeptidi e sulfonamidici. In aggiunta, si rilevano geni di resistenza ad aminoglicosidi, tetracicline e trimetoprim. In Italia, a questi geni di resistenza si aggiungono quelli legati alle classi di fluorochinoloni (geni *qnr*) e macrolidi (geni *erm*) (Istituto Superiore di Sanità, 2021).

Tab. 2.11 - Geni di resistenza più frequentemente rilevati nell'ambiente in differenti paesi negli ultimi 30 anni.	
Classe di antibiotici	Geni di resistenza
B-lattamici	<i>Bla</i>
Glicopeptidi	<i>VanA, vanB</i>
Sulfonamidici	<i>Sul1, Sul2</i>
Tetracicline	<i>TetM</i>
Resistenza multipla	<i>MecA</i>

In Italia, per far fronte al problema dell'AMR si è adottato un Piano Nazionale di Contrasto all'Antibiotico-Resistenza (PNCAR) che ha avuto una prima fase con il piano PNCAR 2017-2020 e viene oggi portato avanti dal Piano PNCAR 2022-2025 che, per la prima volta,

include anche il monitoraggio ambientale in una visione *One Health* (Ministero della Salute, 2022). Il PNCAR ha l'obiettivo di fornire al Paese le linee strategiche e le indicazioni operative per affrontare l'emergenza dell'AMR e per ridurre l'incidenza e l'impatto delle infezioni resistenti agli antibiotici. I principali interventi di prevenzione e controllo dell'antibiotico-resistenza nel settore umano, animale ed ambientale sono:

- la sorveglianza ed il monitoraggio integrato dell'antibiotico-resistenza, dell'utilizzo di antibiotici, e delle infezioni correlate all'assistenza;
- il monitoraggio ambientale;
- la prevenzione delle infezioni correlate all'assistenza in ambito ospedaliero e comunitario e delle malattie infettive e zoonosi;
- la promozione di un uso appropriato degli antibiotici sia in ambito umano che veterinario e la corretta gestione e smaltimento degli antibiotici e dei materiali contaminati.

2.3.6. Approccio integrato One Health

Nel 2015 l'OMS, in collaborazione con l'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'Alimentazione e l'Agricoltura (Food and Agriculture Organization of the United Nations-FAO) e l'Organizzazione Mondiale della Sanità Animale (World Organization for Animal Health - OIE) ha elaborato un Piano d'Azione Globale (Global Action Plan on Antimicrobial Resistance) incentrato sull'approccio integrato "*One Health*", che mira a promuovere l'uso appropriato degli antibiotici in ambito umano, veterinario ed ambientale (WHO, 2015).

Il WHO propose successivamente il sistema globale di sorveglianza dell'AMR (Global Antimicrobial Resistance Surveillance System, GLASS), per promuovere l'istituzione di sistemi di sorveglianza nazionali per il monitoraggio delle resistenze e del consumo degli antimicrobici (WHO, 2017). Il sistema GLASS attualmente vede la partecipazione di più di 100 paesi, che si sono dotati di un sistema di sorveglianza nazionale dell'AMR.

Anche la CE ha adottato nel 2017 il Piano d'Azione Europeo "*One Health*" contro l'AMR (European Commission, 2017 - <https://urly.it/31c0q2>), con l'obiettivo di ridurre il divario tra gli Stati Membri per quanto riguarda l'uso degli antibiotici e di incoraggiare l'adozione e l'attuazione di piani nazionali di contrasto all'antimicrobico-resistenza. Contemporaneamente, il Centro Europeo per la Prevenzione e il Controllo delle Malattie (ECDC - <https://www.ecdc.europa.eu/en>) ha istituito numerosi sistemi di sorveglianza dell'AMR e del consumo degli antimicrobici, attraverso l'istituzione di reti collaborative europee.

La situazione italiana è critica sia per la diffusione dell'AMR sia per il consumo degli antibiotici, rendendo pertanto urgenti le azioni di prevenzione e controllo. Nonostante la tendenza in riduzione, infatti, il consumo di antibiotici continua ad essere superiore alla media europea, sia nel settore umano che veterinario, con una grande variabilità tra le regioni. Nelle mappe europee relative alla distribuzione dei batteri resistenti in Europa, l'Italia detiene insieme alla Grecia il primato per diffusione di batteri resistenti (AIFA, 2024). Coerentemente con gli obiettivi previsti dal Piano d'Azione Globale "*One Health*" del WHO, nel 2017 in Italia è stato istituito un Gruppo Tecnico di Coordinamento con il compito di vigilare sull'attuazione degli obiettivi previsti dal PNCAR. Come descritto precedentemente, il PNCAR è attualmente attivo per sorvegliare e contrastare la diffusione di AMR in Italia.

2.3.7. Conclusioni

L'AMR è un problema sanitario di grande rilevanza su scala globale e richiede piani di azione mirati ed efficaci in un'ottica *One Health*, ossia che contempli allo stesso tempo l'ambito umano, veterinario ed ambientale. La relazione tra la presenza di antibiotici nell'ambiente e la diffusione di resistenza è ormai evidente, il fenomeno naturale della resistenza viene

promosso dall'impatto antropico che include attività differenti, tra cui allevamento ed agricoltura. Le azioni di contrasto alla diffusione e proliferazione dell'AMR sono molteplici e ciascuno può fare la sua parte come si evidenzia nel recente PNCAR 2022-2025. Si può agire a livello di prescrizione ed uso consapevole degli antibiotici promuovendo interventi informativi/educativi rivolti a medici (medicina umana e veterinaria), cittadinanza, scuole, fino ad informare circa le modalità proprie di smaltimento dei farmaci scaduti. Un altro livello di azione prevede l'incremento della rimozione di antibiotici da parte dei depuratori urbani adottando nuove tecnologie per ridurre i quantitativi immessi nell'ambiente. Ciò richiede al momento un'attenta valutazione dei costi-benefici, nonché la valutazione della tossicità di alcuni prodotti di degradazione che si formano durante alcuni trattamenti quali, ad esempio, l'ozonizzazione. Infine, si richiede anche un intervento a livello industriale per rendere il confezionamento e le istruzioni d'uso più adatte ad un uso consapevole, e a livello medico-sanitario per adottare misure di prevenzione e controllo delle infezioni. Vista la complessità e la rilevanza del fenomeno dell'AMR è pertanto necessaria un'azione congiunta a livello sanitario, legislativo e politico che promuova azioni significative in tempi rapidi.

2.4. FRAGRANZE SINTETICHE IN AMBIENTE ACQUATICO

¹Tasselli S., ¹Porro M., ¹Guzzella L.

¹CNR-IRSA

2.4.1. Introduzione

Le fragranze sintetiche fanno parte del gruppo dei cosiddetti Personal Care Products (PCP), composti utilizzati nella formulazione di articoli per la cura della persona e per la pulizia della casa come profumi, lozioni, detersivi, ammorbidenti e deodoranti per ambienti (Heberer, 2002). Recentemente numerosi studi hanno evidenziato la presenza di tali sostanze in diverse matrici degli ecosistemi acquatici (acqua, sedimenti e organismi) dove, in base alle loro concentrazioni, sono in grado di provocare effetti dannosi per l'ambiente e per gli organismi stessi (Ebele et al., 2017). Nonostante siano state emanate diverse normative riguardanti la protezione degli ecosistemi acquatici, una fra tutte la Direttiva Quadro sulle Acque (Direttiva 2000/60/CE), attualmente non esiste una normativa che regoli l'immissione in ambiente di questi composti, che risulta quindi essere incontrollata. Pertanto, rimangono aperte le discussioni circa il potenziale impatto di questi composti chimici sull'ambiente.

In questo sottocapitolo vengono descritte le fragranze sintetiche, con cenni riguardanti la loro potenziale tossicità e bioaccumulo, insieme ai principali metodi di campionamento e di analisi in diverse matrici sia abiotiche, come acque e sedimenti, sia negli organismi degli ecosistemi acquatici. Vengono, infine, discussi i principali studi riguardanti la presenza di fragranze sintetiche negli impianti di depurazione, che sono le principali sorgenti di emissione nell'ambiente, e nelle principali matrici degli ecosistemi acquatici, in un contesto sia internazionale che nazionale e soprattutto lombardo. Per un ulteriore approfondimento di tutti i temi trattati si rimanda alle Linee guida – Fragranze sintetiche in ambiente acquatico (Allegato 2).

2.4.2. Definizione, classificazione e utilizzo delle fragranze sintetiche

Le fragranze utilizzate per la produzione dei profumi erano costituite, in origine, da composti naturali, estratti da animali, come il cervo muschiato e gli zibetti africani e asiatici, e piante (Franke et al., 1999). A partire dalla metà del secolo scorso, tuttavia, lo sviluppo della moderna industria chimica ha permesso la creazione di un'elevata varietà di fragranze di sintesi, che si sono sostituite ai composti di origine naturale (Burger et al., 2019).

Le fragranze sintetiche sono attualmente suddivise in tre gruppi chimicamente distinti:

- **nitromuschi**, largamente utilizzati fino agli anni '90 per poi essere abbandonati a seguito delle evidenze relative alla loro carcinogenicità e genotossicità (Patel et al., 2021),
- **muschi macrociclici**, ancora poco utilizzati a causa del loro elevato costo di sintesi (Vallecillos et al., 2014),
- **muschi policiclici** (PMF o PCM - Polycyclic Musk Fragrances), le fragranze attualmente più utilizzate, stabili e dalla sintesi poco costosa (Aminot et al., 2021; Reiner and Kannan, 2006).

Dei muschi policiclici fanno parte Celestolide (ADBI), Phantolide (AHDI), Tonalide (AHTN), Galaxolide (HHCB) e il suo metabolita ossidato più conosciuto, il Galaxolidone (HHCB-L). Tali sostanze sono composti semivolatili le cui strutture chimiche sono formate principalmente da gruppi funzionali non polari. Sono in effetti dei composti idrofobici che tendono quindi a legarsi, in ambiente acquatico, ai sedimenti o alle particelle organiche in sospensione oppure ad essere bioaccumulati all'interno del biota¹⁰. Nel presente sottocapitolo saranno trattati unicamente i muschi policiclici, da qui detti semplicemente fragranze sintetiche.

Nonostante non siano disponibili dati aggiornati riguardanti l'utilizzo delle fragranze sintetiche in Europa, si sa che HHCB e AHTN rappresentano circa il 95% del mercato dell'Unione Europea (Clara et al., 2011), con volumi tra le 1000 e le 5000 t a⁻¹ (European Commission 2008A - <https://urly.it/31c0pa>, 2008b - <https://urly.it/31c0q0>) e per questo inserite all'interno del Regolamento REACH (Reg. 1907/2006/CE), mentre a scala globale solo i muschi sintetici più comunemente usati superano le 6000 t a⁻¹ (Patel et al., 2021).

La produzione e soprattutto l'utilizzo di questi composti non sono omogenei tra i vari Stati Membri dell'Unione Europea. A partire dagli anni '90, l'uso di muschi policiclici è diminuito significativamente in Europa, soprattutto nei paesi del Nord come Germania, Paesi Bassi, Belgio, Svizzera, Austria e Scandinavia, a causa di preoccupazioni ambientali e sanitarie. Tuttavia, stando all'ultimo sondaggio disponibile riguardante l'utilizzo delle fragranze sintetiche, l'Italia si attesta come uno dei maggiori mercati europei per i prodotti cosmetici e la cura della persona, con un consumo di detersivi pro-capite superiore alla media europea (HERA, 2004).

2.4.3. Bioaccumulo e tossicità delle fragranze

Come già anticipato, la produzione e l'uso delle fragranze sintetiche si stanno lentamente riducendo per motivi ambientali, a causa del loro potenziale bioaccumulo e degli effetti tossici che si possono manifestare in organismi sia acquatici che terrestri in seguito all'esposizione a queste sostanze. Una sintesi della tossicità ambientale riguardante le fragranze sintetiche e degli effetti avversi sulla salute dell'uomo, non trattati in questa sede, è riportata in Figura 2.10.

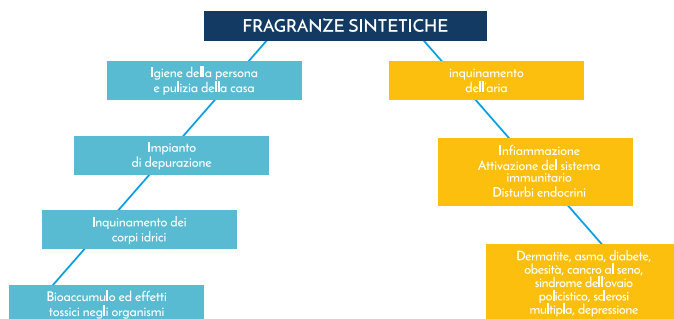


Fig. 2.10 – Quadro degli effetti tossicologici sull'ambiente e sull'uomo connessi con l'uso delle fragranze. Riadattato da Pavel et al., 2021.

¹⁰ Il termine "biota" si riferisce all'insieme di organismi viventi - piante, animali, funghi e microrganismi - che abitano una particolare regione o ecosistema.

Poiché HHCB e AHTN sono i muschi policiclici maggiormente prodotti e ritrovati in ambiente a concentrazioni molto più elevate rispetto agli altri muschi policiclici, la maggior parte delle ricerche condotte sulla potenziale tossicità di questo gruppo di fragranze negli organismi si è concentrata su questi due composti, per i quali sono stati evidenziati effetti avversi in diversi organismi a seguito all'esposizione alle fragranze sintetiche (Tumová et al., 2019). La maggior parte di questi studi ha indagato gli effetti derivanti da un'esposizione di tipo acuto, mentre sono ancora scarsi gli studi riguardanti la tossicità cronica. Recenti indagini hanno evidenziato effetti tossici subletali come: stress ossidativo, danni al DNA, ritardo nella crescita e nello sviluppo ed interferenze endocrine in organismi acquatici dopo l'esposizione a fragranze sintetiche con valori di concentrazione fra i 50 ng L⁻¹ e 184 µg L⁻¹ in base alle specie testate (Tumová et al., 2019). Oltre a ciò, è stato più volte confermato il potenziale bioaccumulo di HHCB e AHTN in organismi sia acquatici che terrestri. Ad esempio, concentrazioni significative di HHCB sono state rilevate all'interno di alcuni bivalvi marini come mitili e cozze (Tumová et al., 2019) mentre nei pesci sono state rilevate concentrazioni di HHCB dell'ordine di centinaia di mg kg⁻¹ p.l. (Gatermann et al., 1999; Hájková et al., 2007; Ramirez et al., 2009; Reiner and Kannan, 2011; Ros et al., 2015). Altri studi, infine, hanno rilevato la presenza dei muschi policiclici anche nell'uomo all'interno del tessuto adiposo e nel latte materno (Rimkus e Wolf, 1996; Müller et al., 1996; Kannan et al., 2005; Schiavone et al; 2010).

2.4.4. La normativa riguardante le fragranze sintetiche

Allo stato attuale non esiste una normativa completa in Italia circa i limiti di produzione e di immissione in ambiente delle fragranze sintetiche. Alcune Direttive e Regolamenti sono stati però emanati in Europa riguardo Tonalide e Galaxolide, le fragranze maggiormente prodotte. Anche a livello internazionale non vi è al momento una normativa che determini un rischio ambientale o che preveda dei limiti di immissione in ambiente dei muschi policiclici. Per quanto riguarda HHCB, a partire dai primi anni 2000 sono state condotte diverse valutazioni di rischio che hanno concluso come questa sostanza non fosse persistente, bioaccumulabile e tossica (PBT) rendendo quindi non necessaria qualsiasi tipo di azione di mitigazione della sua immissione in ambiente. Anche a livello internazionale, nel 2014, l'US EPA ha svolto un'analisi di rischio su HHCB, definendo come le concentrazioni ambientali misurate in acque e sedimenti non rappresentassero un rischio per gli organismi (<https://shorturl.at/AHQnY>). Tuttavia, nel 2020, a seguito delle evidenze scientifiche comprovanti le caratteristiche di HHCB come sostanza PBT, negli Stati Uniti è stato pubblicato un elenco di 20 sostanze ad alta priorità da sottoporre ad una rivalutazione di rischio, elenco nel quale è compreso HHCB (<https://shorturl.at/R8tbd>).

Attualmente a livello europeo HHCB è stato inserito nel Regolamento Cosmetici 1223/2009/CE tramite il Regolamento 1545/2023/UE, che implica un obbligo di etichettatura per HHCB se presente oltre certe quantità in alcune categorie di prodotti. HHCB è stato poi inserito anche nel Regolamento 1272/2008/CE "Classificazione, Etichettatura e Imballaggio delle sostanze e delle miscele (CLP)" nel quale viene classificato come molto tossico per gli organismi acquatici con effetti di lunga durata. Nel gennaio 2025 l'agenzia francese per la sicurezza sanitaria ANSES ha poi proposto di classificare HHCB come tossico per la riproduzione e si attende l'esito da parte dell'agenzia chimica europea ECHA. Attualmente, a seguito delle recenti evidenze scientifiche, HHCB è in fase di rivalutazione in Europa, sia come sostanza persistente, bioaccumulabile e tossica (PBT), sia come interferente endocrino.

Per quanto riguarda AHTN, a livello europeo il suo utilizzo nei cosmetici, ad eccezione di

quelli impiegati per il cavo orale, è vietato dal 2013 secondo il Regolamento 344/2013/UE in cui sono anche riportate le concentrazioni massime che AHTN può avere in determinate categorie di prodotti. AHTN non è attualmente inserito nel Regolamento CLP, tuttavia, la Germania ha proposto una nuova classificazione armonizzata per AHTN, includendo la tossicità per la riproduzione, per specifici organi bersaglio (fegato e tiroide), e la tossicità per gli organismi acquatici con effetti di lunga durata. La consultazione pubblica su questa proposta è restata aperta fino al 30 maggio 2025.

A livello internazionale, invece, AHTN è incluso nella lista di trasparenza dell'International Fragrance Association (IFRA), che identifica le sostanze utilizzate come fragranze dai membri dell'associazione, mentre all'interno dell'Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) è inclusa nell'ambito del programma SIDS (Screening Information Data Sets).

2.4.5. Metodi di campionamento e analisi delle fragranze sintetiche

Per le diverse proprietà chimico-fisiche delle singole fragranze, questi composti possono essere rilevati sia in fase acquosa sia in fase solida, adsorbiti, per esempio, alle particelle in sospensione nella colonna d'acqua oppure nei sedimenti dei corsi d'acqua o nei fanghi di depurazione, nel caso in cui l'oggetto di studio sia un impianto di trattamento delle acque reflue.

Esistono diverse strategie di campionamento e analisi delle fragranze sintetiche a seconda delle matrici indagate ma, data l'ubiquità di questi composti nell'ambiente, tutte richiedono una particolare attenzione al fine di evitare contaminazioni aggiuntive.

Il rischio di contaminazione

Indipendentemente dalla matrice indagata, l'ubiquità di questi composti nei prodotti comunemente utilizzati nella quotidianità rende significativo il rischio di contaminazione dei campioni in fase di campionamento e di analisi. È quindi opportuno seguire specifiche precauzioni utili ad eliminare o ridurre il più possibile la potenziale contaminazione dei campioni.

In generale è necessario evitare l'utilizzo di profumi, creme, deodoranti e qualsiasi altro prodotto che possa potenzialmente contenere fragranze sintetiche ed effettuare le analisi in laboratori ad accesso limitato. L'utilizzo di materiale in vetro preventivamente lavato, ad esempio con acetone, consente l'eliminazione di eventuali residui di fragranze. Infine, è necessario analizzare dei bianchi di controllo in ogni lotto analitico e sottrarre l'eventuale contaminazione ai risultati ottenuti.

Campionamento e analisi di matrici liquide: acque di scarico e acque superficiali

A seconda dello studio si possono effettuare essenzialmente due tipologie di campionamento delle matrici liquide: istantaneo o integrato nel tempo per mezzo di autocampionatori.

Analizzando le acque reflue, ad esempio, il campionamento integrato in un impianto di depurazione può avvenire sia in ingresso sia in uscita, così da poter calcolare il bilancio di massa sulla quantità di fragranze in entrata e in uscita dal depuratore, tenendo conto del tempo di residenza idraulico (HRT) del refluo nell'impianto (Toet et al., 2005).

Per le matrici ambientali, quali fiumi o laghi, può essere necessario stabilire più stazioni lungo il corso del corpo idrico al fine di individuare le fonti di contaminazione. Il campionamento andrebbe eseguito preferibilmente nella parte centrale del corpo idrico evitando le zone più a ridosso di eventuali scarichi e in condizioni meteorologiche non

perturbate. I campioni raccolti possono essere conservati in cella frigorifera al buio a 4°C fino al momento dell'analisi, da eseguirsi il prima possibile. È comunque necessario prevedere di filtrare i campioni poco dopo il prelievo, anche per meglio stabilizzarli durante la conservazione, ovvero per evitare assorbimenti alle pareti e trasformazioni sia fisiche, che chimiche che biologiche. Modalità, comunque, che rientrano nella usuale prassi di laboratorio.

Per quanto riguarda l'analisi delle fragranze sintetiche sono state fino ad oggi impiegate diverse tecniche di estrazione, ma la SPE, la micro-estrazione su fase solida (SPME), l'estrazione liquido-liquido (LLE) e la micro-estrazione liquido-liquido (LLME), combinate con l'utilizzo di standard interni marcati, sono le più largamente utilizzate.

Nei campioni acquosi solitamente non è richiesta una fase di purificazione dell'estratto, che può essere quindi direttamente concentrato a temperatura non superiore ai 30 °C in modo da evitare la volatilizzazione dei composti. Una volta concentrato, il campione può essere sottoposto all'analisi cromatografica.

Campionamento e analisi di matrici solide: fanghi di depurazione, sedimenti e biota

Il campionamento dei fanghi di depurazione può essere effettuato, secondo le esigenze di studio, a diversi livelli della linea di trattamento, ottenendo diverse tipologie di fango. In ogni caso, particolare attenzione deve essere posta nella scelta del punto di prelievo, in modo da raccogliere dei campioni di fango omogenei e ben miscelati. Anche per questa matrice i campioni raccolti possono essere di tipo istantaneo oppure integrato. In generale, i dispositivi di campionamento automatico non funzionano bene per i fanghi a causa del contenuto di solidi, della viscosità elevata e del rischio di imbrattamento dei tubi che può risultare in una possibile contaminazione delle aliquote successive. I fanghi rappresentano un pericolo per la salute per cui si raccomandano fortemente le vaccinazioni preventive e l'utilizzo dei dispositivi di protezione individuali.

Per il campionamento dei sedimenti del letto dei fiumi o del fondo lacustre, invece, la raccolta può essere effettuata utilizzando delle benne oppure dei carotatori. Nel caso di fiumi poco profondi, la raccolta dei sedimenti può essere effettuata mediante sessole o cucchiaini di acciaio dotati di asta regolabile in modo da prelevare lo strato più superficiale (circa 0-30 cm). Sono da preferirsi le zone di deposizione del materiale fine, sul quale vengono adsorbiti i contaminanti organici. Per avere un campione rappresentativo si consiglia di selezionare più aree deposizionali, miscelando poi le aliquote ottenute. Si consiglia la conservazione dei campioni sempre in bottiglie di vetro ambrato al buio a 4 °C. Per l'analisi delle fragranze è opportuno congelare il campione e sottoporlo al processo di liofilizzazione per evitare la perdita dei composti volatili. Una volta liofilizzato il campione può essere setacciato per selezionare la frazione da analizzare e poi estratto. Tale processo si può ottenere facilmente con l'impiego di tecnologie quali Soxhlet (SE), estrazione accelerata con solvente (ASE o PSE), estrazione con ultrasuoni (UAE), oppure con metodologia QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe). Come per le matrici liquide, si raccomanda l'utilizzo degli standard interni marcati aggiunti al campione solido prima della fase di estrazione, in modo da monitorare la perdita di composti target durante tutto il processo analitico e correggere la quantificazione finale. L'estratto ottenuto potrà poi essere concentrato. Potrebbe essere necessario eseguire successivamente una purificazione del campione prima dell'analisi quantitativa, utilizzando diverse combinazioni di materiali adsorbenti e solventi di eluizione per separare le fragranze sintetiche dalle interferenze della matrice. A seguito della purificazione, l'estratto ottenuto potrà essere nuovamente concentrato e sottoposto all'analisi quantitativa.

Per quanto riguarda il biota, in questo volume verrà trattata unicamente l'analisi di campioni biologici derivanti da ecosistemi acquatici e non verrà considerata l'analisi delle fragranze in campioni umani quali tessuti, sangue e latte materno. L'analisi delle fragranze sintetiche nel biota è forse il procedimento più complicato, data la complessità della matrice stessa. Per quanto riguarda la fase di campionamento, si consiglia di effettuare l'analisi su un insieme o pool di individui in modo da mediare la variabilità individuale. A seconda del caso specifico, si potrà scegliere di campionare utilizzando ad esempio reti da pesca ed elettrostorditori per quanto riguarda la fauna ittica, prelievo mediante retini o tramite campionamento subacqueo per quanto riguarda la fauna macrobentonica oppure campionamento da barca mediante retini di diverse maglie per quanto riguarda la componente planctonica.

Tipicamente, campioni biologici come pesci e molluschi necessitano di una prima fase di dissezione. A seconda dello scopo dell'analisi, potrebbe essere utile separare i vari organi per concentrare l'analisi solo in determinati distretti di potenziale bioaccumulo oppure analizzare il campione per intero. Nel caso di molluschi quali ad esempio i bivalvi, sarà invece necessario separare i tessuti molli scartando la conchiglia. Importante è considerare anche l'analisi biometrica dei campioni trattati. Ogni campione di matrice biologica necessita poi di una fase di sminuzzamento, omogenizzazione e liofilizzazione prima della fase estrattiva, che prevede l'impiego della stessa strumentazione descritta per le altre matrici solide. Anche in questo caso la fase estrattiva sarà seguita dalla concentrazione e dalla purificazione dell'estratto ottenuto ad esempio mediante la cromatografia a permeazione di gel (GPC), molto efficace nella separazione della componente lipidica dagli analiti di interesse. A seguito della purificazione, l'estratto può essere nuovamente concentrato come descritto in precedenza e sottoposto all'analisi quantitativa.

Analisi quantitativa delle fragranze sintetiche

Date le loro proprietà chimico-fisiche, l'analisi quantitativa delle fragranze sintetiche può essere facilmente condotta attraverso l'utilizzo della gas-cromatografia (GC), essendo questi una categoria di composti semi-volatili. Dalla letteratura si può concludere che i metodi basati sull'utilizzo della gas-cromatografia accoppiata alla spettrometria di massa (MS), singola o in tandem, sono gli approcci principali per l'identificazione e la quantificazione delle fragranze sintetiche. Accanto a questa tecnica va sottolineato come alcuni autori abbiano sviluppato un metodo basato sulla gas-cromatografia bidimensionale accoppiata alla spettrometria di massa con analizzatore a tempo di volo (GCxGC-(TOF)MS) per la ricerca e la misura di fragranze sintetiche e altri contaminanti in matrici quali acque reflue e acque superficiali (Gómez et al., 2011). Ulteriori dettagli sull'analisi quantitativa delle fragranze sono riportati nell'Allegato 2.

Per quanto riguarda i comparti acquatici lombardi, molti dati trattati nei paragrafi successivi riguardano le analisi delle fragranze sintetiche effettuate dal CNR-IRSA, Sede Secondaria di Brugherio, in diverse matrici; a tal proposito, si rimanda a Tasselli & Guzzella (2020) e Tasselli et al. (2021) per il metodo analitico e la sua validazione applicato alle acque di scarico e ai fanghi di depurazione, ed a Tasselli et al. (2023) per le acque superficiali e i sedimenti. Il metodo riguardante l'analisi delle fragranze sintetiche nelle matrici biologiche, quali fauna ittica e molluschi è invece ancora in fase di validazione e la sua descrizione è riportata nell'Allegato 2.

2.4.6. Le fragranze sintetiche nelle acque di scarico e nei fanghi di depurazione

L'impiego delle fragranze in diversi prodotti per la pulizia della casa e per la cura della persona comporta che la loro presenza in ambiente è da attribuire principalmente all'immissione attraverso gli scarichi domestici (Santiago-Morales et al., 2012; Gao et

al. 2016), mentre le emissioni industriali rivestono un'importanza minore (Clara et al., 2011). Dagli scarichi domestici questi composti giungono agli impianti di depurazione, che però risultano incapaci di operare una efficiente rimozione attraverso l'utilizzo delle tecnologie convenzionali (Su et al., 2023; Walters et al., 2010). Per tale motivo gli impianti di depurazione sono da considerarsi delle sorgenti puntuali di immissione delle fragranze nell'ambiente.

Acque di scarico

Diversi studi hanno sottolineato come la presenza delle fragranze sintetiche in ambiente rifletta il rispettivo utilizzo da parte della popolazione residente nella zona oggetto di studio (European Commission, 2008a, 2008b). Tonalide e Galaxolide sono ovunque i due muschi policiclici più comunemente rilevati sia negli impianti di depurazione (Clara et al., 2011) che negli ambienti acquatici (Lange et al., 2015). Questi composti, come detto in precedenza, non vengono completamente rimossi con le tecnologie impiegate negli impianti di depurazione convenzionali, i cui effluenti finali diventano fonti di emissione di queste sostanze nei corpi idrici recettori (Hong et al., 2021; Clara et al., 2011). Ciò è stato ulteriormente confermato da studi che hanno evidenziato come, all'interno dello stesso corpo idrico, la concentrazione di fragranze tende ad aumentare con la vicinanza alle zone più densamente popolate proprio per la presenza di effluenti di impianti di depurazione (Hong et al., 2021; Reiner e Kannan, 2011).

Anche in Europa le fragranze sintetiche mostrano il comportamento descritto in precedenza, con un conseguente rischio per gli ecosistemi dei corpi idrici recettori (Clara et al., 2011; Bester, 2005; Kupper et al., 2004).

Dato che le concentrazioni di fragranze sintetiche nelle acque reflue dipendono strettamente dall'utilizzo dei prodotti che le contengono da parte della popolazione residente in una determinata area, non sorprende se in letteratura gli intervalli di concentrazione che si possono trovare sono molto ampi ed eterogenei, da pochi ng L⁻¹ fino a concentrazioni che superano il µg L⁻¹.

Fanghi di depurazione

Date le loro proprietà chimico-fisiche, le fragranze sintetiche tendono ad accumularsi maggiormente nei fanghi di depurazione (Diao et al., 2024). Essendo una matrice molto complessa da analizzare, in letteratura non vi sono molti studi al riguardo. Tuttavia, livelli di fragranze sintetiche oltre il µg g⁻¹ p.s. analizzato sono stati misurati in diverse zone del mondo (Zhou et al., 2009; Reiner et al., 2007; Kupper et al., 2004). L'accumulo delle fragranze sintetiche nei fanghi di depurazione può costituire un limite al loro riutilizzo in agricoltura. Non essendo completamente degradate durante il trattamento nella linea fanghi, le fragranze sintetiche potrebbero contaminare i suoli nei quali i fanghi di depurazione vengono utilizzati come fertilizzanti organici ed essere poi assorbiti dalle piante che vengono coltivate, come già osservato ad esempio da Fernandes et al. (2022) e da Chen et al. (2014).

Il contesto nazionale e lombardo

Per quanto riguarda l'Italia, nonostante il consumo pro-capite di detergenti e prodotti contenenti fragranze sia elevato, la presenza di fragranze sintetiche negli impianti di depurazione nel contesto lombardo è stata indagata solamente da parte del CNR-IRSA, Sede Secondaria di Brugherio, all'interno di un impianto di depurazione dell'area metropolitana di Milano che sfrutta tecnologie convenzionali per il trattamento delle acque reflue e dei fanghi di depurazione (Tasselli et al., 2021). Lo studio, qui brevemente descritto, viene approfondito nell'Allegato 2, a cui si rimanda per ulteriori dettagli.

Durante quattro campagne di campionamento sono stati analizzati campioni compositi di acque reflue prelevati in quattro stazioni lungo la filiera del trattamento acque (ingresso impianto, ingresso trattamento biologico, uscita trattamento biologico e uscita impianto), più un campione istantaneo di fango prelevato ad ogni campagna dalla vasca di ossigenazione. Nelle acque reflue ADBI è stato rilevato solamente in tracce nelle prime due stazioni di campionamento mentre AHDI non è mai stato rilevato. HHCB e il suo metabolita

HHCB-L sono stati i composti con le concentrazioni più elevate, oltre il microgrammo per litro di refluo, mentre AHTN è stato misurato in concentrazioni sempre inferiori a $1 \mu\text{g L}^{-1}$.

Considerando più stazioni di campionamento lungo la filiera di trattamento delle acque reflue, sono stati evidenziati i principali meccanismi che determinano il destino ambientale di questi composti, come ad esempio l'ossidazione di HHCB a HHCB-L durante il trattamento secondario e l'adsorbimento dei composti parentali ai fanghi di depurazione, evidenziato dalle loro alte e costanti concentrazioni misurate in questa matrice. Considerando la media generale di tutti i campionamenti effettuati nel corso dell'anno, le rimozioni dei composti parentali sono state solamente del 20% per HHCB e del 50% per AHTN. Il metabolita HHCB-L è invece aumentato del 70% in concentrazione durante i trattamenti. Questo composto, una volta formato durante il trattamento secondario grazie all'ossidazione del composto parentale ad opera dei fanghi attivi, tende a rimanere nella fase acquosa data la sua polarità e i successivi trattamenti non risultano efficaci nella sua rimozione. Tuttavia, già Clara et al. (2011) hanno evidenziato che, per quanto riguarda l'efficienza di rimozione delle fragranze sintetiche, i valori in letteratura variano in un intervallo molto ampio, dal 10% al 99% considerando sia le concentrazioni che i carichi in entrata e in uscita all'impianto di depurazione. È molto difficile confrontare impianti di depurazione di diverse aree e soprattutto di Paesi diversi in quanto molti fattori possono influenzare la rimozione dei microinquinanti in un impianto di depurazione, come ad esempio la configurazione dell'impianto e le condizioni operative, le caratteristiche chimiche delle acque reflue e la concentrazione di microinquinanti da trattare.

In Tabella 2.12 e Tabella 2.13 vengono riassunti gli intervalli di concentrazione delle fragranze sintetiche nelle acque di scarico e nei fanghi di depurazione di alcuni impianti di depurazione localizzati in diverse aree geografiche del mondo. Per ulteriori dettagli, si rimanda all'Allegato 2.

Tab. 2.12 - Intervalli di concentrazione di HHCB e AHTN nelle acque reflue in ingresso e in uscita ad alcuni impianti di depurazione localizzati in diverse aree geografiche del mondo.

Luogo	Campione	Range di concentrazione (ng L ⁻¹)		Riferimento
		HHCB	AHTN	
Asia				
Tamil Nadu, India	Ingresso WWTP	67-2820	127-2059	Vimalkumar, 2022
	Uscita WWTP	39-2084	36-1654	
Seoul, Korea	Ingresso WWTP	3200-10110	12-572	Hong, 2021
	Uscita WWTP	701-5390	<LOD-306	
Haikou, Cina	Ingresso WWTP	590	100	Huang, 2020
	Uscita WWTP	120	10	
Bangkok, Thailandia	Ingresso WWTP	2512	742	Juksu, 2020
	Uscita WWTP	1563	256	
America				
Texas, USA	Ingresso WWTP	4772-13399	509-2337	Chase, 2012
	Uscita WWTP	2960-10525	<LOD-1751	
Ontario, Canada	Ingresso WWTP	1810-40300	479-13600	Smyth, 2008
	Uscita WWTP	55-3730	17-789	
New York, USA	Ingresso WWTP	1780-12700	304-2590	Reiner, 2007
	Uscita WWTP	2360-3730	495-807	
Europa				
Porto, Portogallo	Ingresso WWTP	1618418	15342	Ramos, 2019
	Uscita WWTP	868439	9042	
Adour, Francia	Ingresso WWTP	386-1969	39-319	Cavalheiro, 2017
	Uscita WWTP	694-1993	66-203	
Vienna, Austria	Ingresso WWTP	<1400-13000	420-180	Clara, 2011
	Uscita WWTP	570-1400	75-<500	
Milano, Italia	Ingresso WWTP	2872-6854	174-487	Tasselli, 2021
	Uscita WWTP	3727-6701	196-302	

LOD= Limite di rilevabilità

Tab. 2.13 - Intervalli di concentrazione di HHCB e AHTN nei fanghi di alcuni impianti di depurazione localizzati in diverse aree geografiche del mondo.

Luogo	Range di concentrazione (ng g ⁻¹ p.s.)		Riferimento
	HHCB	AHTN	
Asia			
Shangai, Cina	111-3492	36-2401	Sang, 2012
Korea	<LOD-82100	<LOD-28800	Guo, 2010
Beijing, Cina	206-12590	25-60	Hu, 2011
America			
New York, USA	7230-117000	809-16800	Reiner, 2007
New York, USA	7230-117000	809-16800	Reiner, 2007
Canada	1340-26700	5360-20600	Lee, 2003
Europa			
Repubblica Ceca	718-8399	246-1980	Košnář, 2021
Catalogna, Spagna	7890-9240	5040-7500	Vallecillos, 2014
Milano, Italia	13030-21294	915-1509	Tasselli, 2020

*LOD= Limite di rilevabilità

2.4.7. Le fragranze sintetiche negli ecosistemi lotici e lentici

La mancata rimozione delle fragranze sintetiche durante i trattamenti delle acque reflue ne determina la loro diffusione nei corpi idrici recettori come fiumi e laghi con il conseguente possibile accumulo nelle matrici sia abiotiche che biotiche (Diao et al., 2024; Vimalkumar et al. 2021; Tumová et al., 2019; Huang et al. 2016).

Presenza nelle acque superficiali

Diversi studi internazionali hanno analizzato la presenza delle fragranze sintetiche nelle acque e nei sedimenti dei corpi idrici superficiali, evidenziandone relazioni con il grado di antropizzazione del territorio, l'entità dell'utilizzo di prodotti a base di fragranze sintetiche da parte della popolazione residente e la presenza di scarichi di impianti di depurazione (Combi et al., 2016; Lange et al., 2015). Analogamente ai reflui urbani, anche nelle acque superficiali e nei sedimenti i composti maggiormente rilevati sono ovunque HHCB e AHTN, che mostrano tra loro una correlazione significativa, indicandone l'origine comune (Hu et al., 2011; Llamas-Dios et al., 2021).

Negli ecosistemi acquatici la diluizione influisce in maniera significativa sulle concentrazioni misurate, sulle quali si basano le valutazioni di rischio ambientale che determinano il potenziale tossico di questi composti. Molti studi hanno evidenziato come la concentrazione di fragranze rilevata nelle acque superficiali mostri anche una chiara variazione stagionale dovuta a processi quali volatilizzazione e fotodegradazione, con concentrazioni più elevate in inverno rispetto che in estate (Cunha et al., 2022; Lu et al., 2015; Wang et al., 2012). Questo non si verifica nelle aree balneabili e a ridosso delle spiagge nelle quali, soprattutto nei mesi estivi, l'intensità dell'afflusso turistico determina l'aumento delle concentrazioni di questi composti (Homem et al., 2017). Per questi motivi, anche considerando solo le acque superficiali, gli intervalli di concentrazione di fragranze sintetiche rilevabili in letteratura sono molto ampi ed eterogenei, da pochi ng L⁻¹ nelle aree rurali a concentrazioni maggiori di 1 µg L⁻¹ a valle degli scarichi degli impianti di depurazione (Vimalkumar et al., 2021; Hong

et al., 2021).

Presenza nei sedimenti

Anche lo studio della contaminazione dei sedimenti riveste grande importanza nella valutazione della qualità ambientale e nella stima del rischio associato alle fragranze sintetiche in quanto questi contaminanti tendono ad adsorbirsi alle particelle sospese in acqua e ad accumularsi nei sedimenti. L'accumulo in questo comparto non è però definitivo in quanto eventi di risospensione e ri-deposizione possono riportare parte dei contaminanti nella colonna d'acqua anche in forma biodisponibile.

Diversi studi hanno indagato la presenza di fragranze sintetiche nei sedimenti, confermandone il comparto di maggiore accumulo per questa tipologia di composti (Tian et al., 2021; Lou et al., 2016). In tutti gli studi effettuati sui sedimenti HHCB e AHTN sono state le fragranze maggiormente misurate e le concentrazioni più elevate sono state rilevate in prossimità dei canali di afflusso delle acque reflue come, ad esempio, nel fiume Ba e nel fiume Hun in Cina (Zhang et al., 2020; Zeng et al., 2018) dove sono stati misurati, rispettivamente, valori fino a 311 ng g⁻¹ p.s. e 245 ng g⁻¹ p.s. di HHCB. Altri esempi di intervalli di concentrazione di HHCB e AHTN misurati nei sedimenti sono riportati in Tabella 2.15. Appare quindi chiara la relazione diretta tra la contaminazione da fragranze sintetiche e la presenza di scarichi oppure semplicemente di aree antropizzate, in contrapposizione con quelle rurali caratterizzate da livelli decisamente più bassi di tali sostanze.

Il contesto nazionale e lombardo

In uno studio effettuato da Villa et al. (2012), che hanno condotto un monitoraggio lungo il fiume Molgora, corso d'acqua situato in un'area densamente popolata della Regione Lombardia, l'acqua è stata campionata in diversi siti lungo l'asta del fiume, tra cui a monte e a valle di tre impianti di depurazione. I risultati hanno mostrato un aumento della concentrazione di fragranze lungo l'asta, con incrementi significativi a valle degli impianti di depurazione con concentrazioni massime misurate di 1141 ng L⁻¹ per HHCB e 365 ng L⁻¹ per AHTN.

Le fragranze sintetiche sono state misurate da Villa et al. (2020) anche nelle acque del torrente Vermigliana, situato in una zona di montagna soggetta a pressione turistica durante la stagione invernale, data la presenza di impianti sciistici. In questo torrente sono state misurate concentrazioni di HHCB significativamente più elevate in inverno rispetto che in estate, ma gli autori hanno sottolineato come anche un diverso grado di diluizione dei composti possa influire, insieme al turismo, sulle concentrazioni.

Sempre a livello nazionale, le fragranze sintetiche sono state indagate nei sedimenti superficiali della Laguna della Sacca di Goro, nel delta del Po in provincia di Ferrara, dove sono state misurate concentrazioni di <4 ng g⁻¹ p.s. di HHCB e fino a 13 ng g⁻¹ p.s. di AHTN (Casatta et al., 2015), mentre in una carota prelevata lungo l'asta del fiume Lambro sono state misurate concentrazioni medie di 63.2 ± 83.1 ng g⁻¹ p.s. per HHCB e 318.6 ± 242.6 ng g⁻¹ p.s. per AHTN (Viganò et al., 2023).

La presenza delle fragranze sintetiche è stata indagata anche nel Lago Maggiore da parte del CNR-IRSA, Sede Secondaria di Brugherio, prelevando campioni di acqua e di sedimenti alla foce dei principali tributari e nel Ticino Emissario per valutare la presenza di fragranze sia in ingresso che in uscita dal lago (Tasselli et al., 2023). Il quadro completo dei risultati ottenuti da questo studio è riportato nell'Allegato 2, a cui si rimanda per una discussione più approfondita.

Nello studio i campionamenti delle acque sono stati di tipo istantaneo e con cadenza

mensile per la durata di un anno. Le analisi hanno mostrato come anche nel Lago Maggiore HHCB, HHCB-L e AHTN sono i composti presenti in concentrazioni più elevate, soprattutto nei piccoli corsi d'acqua della sponda lombarda (Boesio e Bardello) che attraversano aree antropizzate e la cui portata non è così elevata da diluire in modo significativo gli effluenti degli impianti di depurazione. In questi fiumi le concentrazioni medie di fragranze sintetiche sono state rispettivamente di $504 \pm 130 \text{ ng L}^{-1}$ e di $417 \pm 137 \text{ ng L}^{-1}$.

Nel corso dell'anno è stato evidenziato un andamento delle concentrazioni simile in tutti i fiumi in relazione sia alla portata del fiume sia alla quantità di precipitazioni che sono inspite sulla zona nell'arco dell'anno, convalidando l'ipotesi di diluizione già segnalata per le acque reflue (Tasselli et al., 2021). In questi fiumi, la conferma che le acque di scarico sono le principali sorgenti delle fragranze sintetiche sono state ottenute attraverso significative correlazioni con le principali variabili chimico-fisiche, come la concentrazione carbonio totale (TOC), i composti del fosforo (fosforo totale, TP) e dell'azoto (azoto totale, TN, e azoto organico, N_{org}), indicatori di un arricchimento in nutrienti derivante da scarichi di acque reflue non trattate, variabili misurate nei medesimi campioni di acque superficiali. In Figura 2.11 sono riportate le regressioni lineari tra le concentrazioni delle fragranze sintetiche e le variabili di qualità legate all'impatto antropico.

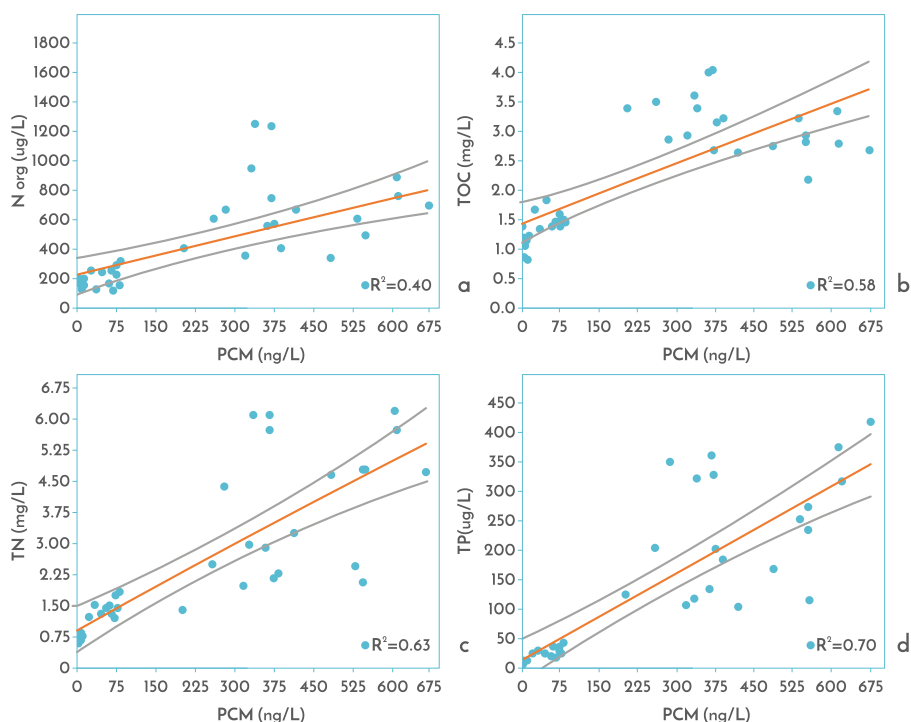


Fig. 2.11 - Regressioni lineari tra le concentrazioni di fragranze sintetiche, qui denominate PCM, (ng L^{-1}) e i rispettivi valori di (a) N_{org} ($\mu\text{g L}^{-1}$); (b) TOC (mg L^{-1}); (c) TN (mg L^{-1}); (d) TP ($\mu\text{g L}^{-1}$). Nei grafici sono riportati i rispettivi coefficienti di determinazione (R^2).

Il flusso di fragranze sintetiche in ingresso e in uscita dal bacino del Lago Maggiore è stato considerato anche in termini di carichi, ottenuti moltiplicando la concentrazione rilevata per la portata media mensile disponibile per alcuni di questi corpi idrici. Questa analisi, effettuata per i torrenti Boesio e Bardello e i fiumi Tresa e Ticino Emissario (CNR IRSA, 2022), ha consentito di evidenziare come siano in realtà i corsi d'acqua con le concentrazioni più basse, Tresa e Ticino Emissario, quelli con i carichi più elevati, rispettivamente di 33.1 e 36.7 kg a⁻¹, rispetto ai torrenti Bardello e Boesio, che invece contribuiscono con valori leggermente inferiori, rispettivamente 26.6 e 14.3 kg a⁻¹. Questo risultato evidenzia l'importanza sia dello studio delle concentrazioni, che consentono di valutare l'impatto ecotossicologico, che dei carichi, che consentono di individuare le principali sorgenti territoriali e valutare l'effettivo apporto di contaminanti.

La presenza delle fragranze sintetiche è stata indagata anche nei sedimenti alla foce degli stessi corpi idrici descritti in precedenza evidenziando come, anche in questo caso, i corsi d'acqua che intercettano aree antropizzate e con bassa portata, Boesio e Bardello, mostrano le concentrazioni di fragranze più elevate, con un massimo di 562 ng g⁻¹ p.s. nel Boesio e di 447 ng g⁻¹ p.s. nel Bardello.

Va sottolineato che nei sedimenti dei tributari del Lago Maggiore è stata evidenziata una variabilità molto elevata nella concentrazione di fragranze, che può essere spiegata da diversi fattori quali: a) il forte dinamismo dei sedimenti, soggetti a fenomeni di erosione, trasporto e successiva ri-deposizione, e b) gli apporti esterni non costanti causati, ad esempio, dai flussi turistici. Nei sedimenti del Lago Maggiore, infatti, le concentrazioni di fragranze sintetiche più elevate, misurate in primavera o in estate, periodi con maggior afflusso turistico, sono probabilmente associate ad un maggior apporto da parte degli scarichi civili. Anche in questa matrice, i composti maggiormente presenti risultano essere HHCB e il suo metabolita HHCB-L in tutti i fiumi considerati.

Sui dati ottenuti per il Lago Maggiore è stata effettuata anche una analisi preliminare di valutazione di rischio, confrontando le concentrazioni ottenute nell'acqua e nei sedimenti con le soglie ecotossicologiche di *Predicted No-Effect Concentration* (PNEC) utilizzate da ECHA per HHCB e AHTN. Tali soglie rappresentano la concentrazione di una sostanza in un qualsiasi ambiente al di sotto della quale non sono previsti effetti negativi sugli organismi durante un'esposizione a lungo o a breve termine. I risultati ottenuti vengono poi suddivisi in diversi intervalli che rappresentano le classi di rischio all'interno delle quali si può posizionare il corpo idrico in esame (Rodríguez-Bolaña et al., 2024; Zheng and Ni, 2024; Lee et al. 2014). Nel caso del Lago Maggiore i risultati hanno evidenziato come, alle concentrazioni misurate, soltanto nei sedimenti dei torrenti Boesio e Bardello sia presente un rischio medio per gli organismi dato dal solo HHCB. Considerando invece il rischio combinato di AHTN e HHCB insieme, anche le concentrazioni misurate nelle acque dei tributari della sponda lombarda mostrano un rischio da basso a medio, così come i sedimenti.

In Tabella 2.14 e Tabella 2.15 sono riportati alcuni esempi di concentrazioni di fragranze sintetiche rilevate nelle acque superficiali e nei sedimenti di corpi idrici localizzati in diverse aree geografiche del mondo.

Tab. 2.14 - Intervalli di concentrazione di fragranze sintetiche rilevate nelle acque di corpi idrici superficiali localizzati in diverse aree geografiche del mondo.

Luogo	Range di concentrazione (ng L ⁻¹)		Riferimento
	HHCb	AHTN	
Asia			
Fiume Geum, Korea	8-260	<LOD-37	Kim, 2022
Bangkok, Thailandia	1703	294	Juksu, 2020
Fiume Qing, Cina	112-136	67-81	Zhang, 2020
Fiume Qing, Cina	112-136	67-81	Zhang, 2020
America			
Fiume Brazos, USA	<LOD-794	<LOD-112	Chase, 2012
Lago Ontario	16	1	Peck, 2006
Lago Michigan, USA	5	1	Peck, 2004
Europa			
Fiume Certima, Portogallo	<LOD-192	<LOD-37	Homem, 2022
Fiume Molgora, Italia	0.05-1141	0.25-364	Villa, 2012
Baden, Germania	1-260	1-60	Lange, 2015
Fiume Boesio, Italia	218-535	14-45	Tasselli, 2023
Fiume Bardello, Italia	159-487	8-28	Tasselli, 2023

*LOD= Limite di rilevabilità

Tab. 2.15 - Intervalli di concentrazione di fragranze sintetiche rilevate nei sedimenti di corpi idrici superficiali localizzati in diverse aree geografiche del mondo.

Luogo	Range di concentrazione (ng g ⁻¹ p.s.)		Riferimento
	HHCb	AHTN	
Asia			
Fiume Hangbu, Cina	21-107	7-16	Tian, 2021
Fiume Ba, Cina	44.5-311	26.5-182	Zhang, 2020
Fiume Geum, Korea	0.9-58.4	<LOD-11.5	Kim, 2022
Fiume Nakdong, Korea	<LOD-6.3	<LOD-2.3	Lee, 2014
America			
Fiume Hudson, USA	73-388	113-544	Reiner e Kannan, 2011
Fiume Missisipi, USA	<LOD-14	<LOD-63	Martinez, 2016
Lago Erie	0.3-3.3	<LOD-1	Peck, 2006
Europa			
Coste Oporto, Portogallo	<LOD-27	<LOD-3	Homem, 2017
Fiume Molgora, Italia	<LOD-17933	<LOD-4321	Villa, 2012
Fume Boesio, Italia	27-395	7.5-128	Tasselli, 2023
Fiume Bardello, Italia	<LOD-238	12-128	Tasselli, 2023

*LOD= Limite di rilevabilità

2.4.8. Le fragranze sintetiche nel comparto biotico degli ecosistemi lotici e lentic

Oltre alle matrici abiotiche come acqua e sedimenti, la presenza di fragranze sintetiche negli ecosistemi acquatici, in particolare di HHCB e AHTN, è stata riscontrata anche in diversi livelli trofici del biota (Moon et al., 2012; Nakata et al., 2012; Moon et al., 2011; Reiner and Kannan, 2011; Nakata et al., 2007), indicando un possibile bioaccumulo di questi composti nella rete trofica e, di conseguenza, possibili effetti avversi sulle comunità acquatiche residenti.

Presenza nel comparto biotico

Numerosi studi sono stati pubblicati riguardo il bioaccumulo e la tossicità delle fragranze sintetiche. Tuttavia, essendo HHCB e AHTN i composti più utilizzati, la maggior parte delle ricerche si è concentrata solo su questi composti. Tra gli organismi acquatici, le fragranze sono state rilevate, oltre che in organismi filtratori come vongole e cozze (Shek et al., 2008), anche in diverse specie ittiche, a livelli pari a centinaia di mg kg^{-1} p.l. (Tumova et al., 2017; Nakata et al., 2012; Hu et al., 2011; Reiner & Kannan, 2010).

Zhang et al. (2013) e Hu et al. (2011) hanno osservato la biomagnificazione di HHCB nella catena alimentare acquatica. Tuttavia, i risultati sono ancora discordanti. Ciò indica come le dinamiche di questi composti nella rete trofica siano complesse e non ancora ben chiare, e che ulteriori indagini siano necessarie per comprendere meglio questi processi.

La presenza di fragranze sintetiche nel biota degli ecosistemi acquatici è stata indagata, come si è detto, soprattutto nei molluschi filtratori, organismi ampiamente impiegati nei programmi di monitoraggio dei contaminanti nei comparti acquatici in quanto considerati ottimi bioindicatori sentinella per la valutazione dei rischi ecologici legati alla presenza di numerosi inquinanti nei corpi idrici (Kucuksezgin et al., 2013; Nakata et al., 2012).

Per quanto riguarda il bioaccumulo delle fragranze sintetiche nei molluschi di acqua dolce, Reiner & Kannan (2010) hanno ad esempio misurato in *Dreissena polymorpha* concentrazioni di HHCB e AHTN pari a 10.3-19.3 e 42.2-65.9 ng g^{-1} p.l., mentre Nakata et al. (2012) hanno misurato per diversi anni HHCB e AHTN in due specie di molluschi marini, *Perna viridis* e *Mytilus edulis*, prelevati in ambienti costieri di diverse nazioni dell'Asia e del Nord America. Il composto con le maggiori concentrazioni è risultato essere HHCB, con una media di 1300 ng g^{-1} p.l., seguito da AHTN con una concentrazione media 230 ng g^{-1} p.l. Anche nel caso del biota, le concentrazioni misurate riflettono il grado di urbanizzazione dell'area, gli utilizzi delle fragranze della popolazione residente e anche la tipologia e quantità di impatti antropici che insistono sull'area di studio.

Presenza nel biota nel contesto nazionale e lombardo

Nei corpi idrici nazionali le fragranze sintetiche sono state indagate dal CNR-IRSA, Sede Secondaria di Brugherio, in due specie di molluschi bivalvi, *Dreissena polymorpha* e *Corbicula fluminea*, prelevate in corrispondenza del periodo pre-riproduttivo in otto stazioni di campionamento a 4-6 m di profondità lungo le sponde del Lago Maggiore: quattro lungo la sponda lombarda, e quattro lungo la sponda piemontese. Le due specie, entrambe invasive e caratterizzate da alti tassi di filtrazione (Carvalho et al., 2021; Ramli et al., 2021), si differenziano per la diversa tipologia di habitat. *D. polymorpha* si ritrova infatti su substrati duri di acque dolci o salmastre sui quali si può ancorare tramite la produzione del bisso¹¹ (Benson et al., 2024 - <https://urly.it/31c0qh>), mentre *C. fluminea* predilige sedimenti sabbiosi di laghi o di fiumi caratterizzati da velocità di flusso intermedie (Graf e Cummings, 2009). Nel Lago Maggiore AHDl e ADBl sono stati ritrovati in tracce in tutti siti analizzati. HHCB, al contrario, è stato misurato in tutti i campioni e in *D. polymorpha* e rappresenta

¹¹ Il bisso è un filamento secreto da molluschi bivalvi, una sorta di seta naturale che consente l'ancoraggio ad una superficie solida.

il composto con la concentrazione maggiore in tutti i siti. Il profilo di contaminazione cambia leggermente in *C. fluminea*, dove in genere è il metabolita HHCB-L a prevalere sul composto parentale HHCB. Questo differente profilo potrebbe essere dovuto ad un diverso metabolismo dei composti all'interno delle due specie di bivalvi oppure al fatto che *C. fluminea*, vivendo infossata nei sedimenti, può aver bioaccumulato il metabolita precedentemente ossidato nei sedimenti. Tuttavia, data la scarsità di studi in letteratura, al momento è possibile unicamente avanzare delle ipotesi al riguardo.

Dai dati ottenuti non è emersa una chiara differenza di contaminazione tra le due sponde del Lago Maggiore, ma piuttosto una possibile influenza delle attività antropiche che gravano sulle sponde del Lago. Per entrambe le specie di molluschi, infatti, le concentrazioni maggiori sono state misurate nelle stazioni a ridosso di grandi centri abitati, nei quali l'influenza degli scarichi degli impianti di depurazione dei comuni limitrofi può aver contribuito all'apporto di fragranze sintetiche al lago. Le concentrazioni più elevate, rispettivamente di 1645 ng g⁻¹ p.l. per *D. polymorpha* e di 917 ng g⁻¹ p.l. per *C. fluminea*, sono state infatti misurate nei pressi della città di Luino, uno dei maggiori agglomerati urbani situati lungo le sponde del lago.

La scarsità di lavori in letteratura che hanno trattato la tossicità delle fragranze sintetiche su questi due organismi, non consente di stabilire se le concentrazioni misurate nei molluschi del Lago Maggiore possano aver causato loro degli effetti avversi. Tuttavia, da un confronto con un lavoro di Parolini et al. (2015), i quali hanno esposto esemplari di *D. polymorpha* a diverse concentrazioni di HHCB e AHTN, possiamo ipotizzare la presenza di effetti subletali, quali rottura del DNA, perossidazione lipidica e aumento del contenuto carbonile proteico nei molluschi prelevati nel Lago Maggiore, in quanto già evidenziate dagli autori a concentrazioni inferiori rispetto a quelle misurate negli organismi prelevati nel lago.

In Tabella 2.16 vengono riportati gli intervalli di concentrazione di fragranze sintetiche misurate nel biota di ecosistemi acquatici localizzati in diverse aree geografiche del mondo.

Tab. 2.16 - Intervalli di concentrazione di fragranze sintetiche rilevate nel biota di corpi idrici superficiali localizzati in diverse aree geografiche del mondo.				
Luogo	Organismo	Range di concentrazione (ng g ⁻¹ p.s.)		Riferimento
		HHCB	AHTN	
Asia				
Fiume Kaveri, India	Pesce (nd)	106-350	3-67	Vimalkumar, 2021
Lago Chaohu, Cina	Pesce (carp)	3.63-5.98	<LOD-3.66	Lyu, 2021
Fiume Haihe, Cina	Pesci (varie specie)	<LOD-53	<LOD-7.5	Hu, 2011
America				
Fiume Hudson, USA	Molluschi (Dreissena polymorpha)	10-19	42-66	Reiner e Kannan, 2011
Europa				
Ria de Aveiro, Portogallo	Crostacei (gamberetti)	5.8	<LOD-3	Maia, 2021
Urdaibai, Spagna	Molluschi (ostriche selvatiche)	7	3	Saraiva, 2016
Tarragona, Spagna	Pesci (sgombro)	304	16	Trabalon, 2015
Lago Maggiore, Italia	Molluschi (Dreissena polymorpha)	<LOD-168	<LOD-29	Tasselli, in press

*LOD= Limite di rilevanità

2.4.9. Conclusioni

Le fragranze sintetiche sono composti potenzialmente tossici e bioaccumulabili negli organismi. Per queste ragioni appare oggi necessaria una normativa che ne regoli l'immissione in ambiente, indicando ad esempio una efficienza di rimozione minima negli impianti di depurazione, come già istituita dalla Direttiva 3019/2024/UE per altri MIE, oppure delle concentrazioni limite che possono essere scaricate nei corpi idrici recettori.

Partendo dalle evidenze scientifiche emerse negli ultimi anni, alcuni Paesi hanno già promosso dei processi di rivalutazione per alcuni di questi composti come sostanze PBT ma anche come potenziali interferenti endocrini.

La presenza delle fragranze sintetiche nelle acque reflue dipende ovunque per la maggior parte dei casi dal grado di urbanizzazione e dall'utilizzo di questi prodotti da parte della popolazione residente. Ovunque, inoltre, le tecnologie convenzionali applicate alla depurazione delle acque non sono sufficienti a rimuovere completamente questi composti dai reflui. Ciò si traduce sia in un loro continuo scarico negli ecosistemi acquatici, sia nel loro accumulo nei fanghi di depurazione, con una potenziale successiva dispersione anche in ambiente terrestre attraverso l'utilizzo di questa matrice come fertilizzante e ammendante in agricoltura.

Nel considerare la presenza delle fragranze, non meno importanti sono i metaboliti di questi composti, che possono anche aumentare di concentrazione durante i trattamenti di depurazione attraverso processi ossidativi e che, per la loro maggiore polarità, una volta formati permangono nella matrice acquosa.

Attraverso gli effluenti di depurazione, le fragranze sintetiche giungono in modo continuo agli ecosistemi acquatici e in concentrazioni crescenti secondo la vicinanza agli scarichi e agli agglomerati urbani. In questi ambienti, le fragranze sintetiche si accumulano sia nelle matrici abiotiche, come i sedimenti, sia nel biota stesso, dove possono raggiungere livelli di concentrazione tossici per gli organismi, contribuendo alla compromissione dello stato di qualità dei corpi idrici.

2.5. MICROPLASTICHE - MONITORAGGIO AMBIENTALE

¹Tartari G.

¹Lombardy Energy Cleantech Cluster (LE2C)¹²

2.5.1. Introduzione

La presenza di MP e NP (acronimi utilizzati rispettivamente nel seguito quando si citano le microplastiche e le nanoplastiche) nell'ambiente, in particolare in quello acquatico, negli ultimi anni ha assunto dimensioni rilevanti a scala globale in tutti i comparti (aria, acqua, suolo, sedimenti, organismi).

Partendo dalle più recenti definizioni di MP e NP e del loro diverso comportamento nell'ambiente, in questo paragrafo si forniscono gli elementi base per inquadrare le pressioni (sorgenti dirette ed indirette di MP e NP e il loro contributo come apporto di molecole inquinanti), delle tecniche analitiche e delle normative, completando il quadro con un richiamo allo stato delle conoscenze a livello regionale lombardo. Nella trattazione si farà anche cenno agli effetti sugli ecosistemi acquatici e sull'uomo, senza però entrare in dettagli che richiederebbero un'altra impostazione della struttura della presentazione

¹² Già CNR-IRSA

degli argomenti, diversa da quella prevista per tutte le parti del volume. Obiettivo di questa trattazione è comunque quello di fornire un quadro omogeneo del problema tralasciando complesse sfaccettature (ad esempio: la varietà dei polimeri con i quali si generano le plastiche, il significato delle incertezze delle metodologie analitiche per il monitoraggio delle MP e NP, i meccanismi fisiologici d'interazione con gli organismi e nell'uomo, i differenti meccanismi che interessano i livelli trofici ecc.) perché non in linea con il taglio divulgativo, seppure scientificamente rigoroso. Per ogni approfondimento si rimanda all'ampia letteratura scientifica citata e alla Linea Guida "Campionamento, separazione e caratterizzazione di plastiche in ambienti fluviali e lacustri", di Binelli et al. (2023), pubblicato da Cluster Lombardy Energy Cleantech Cluster e scaricabile da questo link: <https://bit.ly/4peJFY8>

Il problema globale delle macro, micro e nanoplastiche

Il problema delle MP e NP era già stato trattato ampiamente nel precedente volume (GdL-MIE, 2020) da Malpei et al. (2020) che già sottolineavano, sulla base delle conoscenze disponibili, la gravità dell'impatto dei rifiuti plastici sugli ambienti acquatici (fiumi, laghi, mari e oceani).

A distanza di un lustro il problema appare oggi di dimensioni globali tali che il Comitato Intergovernativo di Negoziazione (INC) dell'ONU nel marzo 2022, alla ripresa della quinta sessione dell'Assemblea delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEA), approvò la "UNEA Resolution 5/14 (UNEP, 2022) per avviare una iniziativa volta a sviluppare un "Trattato internazionale giuridicamente vincolante" per porre fine all'inquinamento da plastica, sia nell'ambiente terrestre e nelle acque interne che nell'ambiente marino. Da quella data si sono tenuti 6 incontri internazionali e nell'aprile 2024 era già disponibile una bozza di trattato.

Recentemente, 95 Paesi partecipanti alla Conferenza delle Nazioni Unite sugli Oceani (UNOC) di Nizza (9-13 giugno 2025), hanno definito le MP come un "flagello globale" chiedendo divieti e regolamentazioni specifiche in sintonia con la proposta di Trattato, ma la proposta discussa a Ginevra dal 5 al 14 agosto 2025 (Lee-Emery et al., 2025 - <http://bit.ly/40TCjPf>) non è stata comunque approvata per il permanere delle forti divergenze internazionali.

Definizioni di microplastiche e di nanoplastiche

Le **microplastiche** sono definite come particelle plastiche insolubili in acqua con dimensioni comprese tra 1 e 1000 μm , o da 1 mm fino a 5 mm per le cosiddette "*large microplastics*" (ISO 24187:2023).

Le MP possono essere distinte in **primarie**, prodotte intenzionalmente in scala microscopica per applicazioni industriali, e **secondarie**, derivanti dalla frammentazione di plastiche più grandi a seguito dell'azione di agenti chimici, fisici e biologici (Hatinoğlu and Sanin, 2021; Niu et al., 2024). Le MP presentano una grande eterogeneità morfologica e strutturale: le forme più comuni includono fibre, frammenti, film, pellet e schiume, con predominanza delle fibre, derivanti principalmente dal lavaggio di tessuti sintetici (Miller et al., 2017; Zoccali et al., 2025). I polimeri maggiormente riscontrati nei corpi idrici e negli impianti di depurazione delle acque reflue comprendono polietilene tereftalato (PET), polietilene (PE), polipropilene (PP), polistirene (PS), polivinilcloruro (PVC), poliuretano (PU) e poliammide (PA) (Azizi et al., 2022), e la loro composizione, arricchita da additivi come ritardanti di fiamma e stabilizzanti UV, facilita l'adsorbimento di contaminanti chimici e microbiologici (Ali et al., 2021; Borriello et al., 2023).

Le MP, come detto all'inizio, già da tempo (Da Costa et al., 2019; Horton et al., 2017; Oliveri Conti et al., 2020; Wright et al., 2020) sono state largamente individuate in diversi

comparti ambientali, inclusi aria, acqua e suolo, nonché nei cibi.

Più complesso è, invece, la definizione di NP. Già alla fine dello scorso decennio Gigault et al. (2018), in un lavoro largamente ripreso dalla comunità scientifica, sottolineavano che accanto alla crescente attenzione rivolta alle MP nell'ambiente si era iniziato a considerare l'importanza della frammentazione delle particelle fino alla scala sub-micrometrica. Poiché il termine "nanoplastica" era ancora oggetto di dibattito, Gigault et al. (2018) proposero di definire le NP come "*particelle prodotte involontariamente (cioè, dalla degradazione e dalla produzione di oggetti in plastica) che presentano un "comportamento colloidale", stabilendo un intervallo dimensionale compreso tra 1 e 1000 nm.*

A distanza di sette anni Gigault and Davranche (2025), sottolineando che le NP stanno raccogliendo sempre più attenzione scientifica per la loro diffusa distribuzione negli ecosistemi e per i potenziali impatti ambientali e biologici, affermano che interagendo in complessi processi biologici e geochimici, queste nanoparticelle pongono rischi per gli organismi in più livelli trofici. Ma, nonostante la loro crescente presenza, la comprensione del loro comportamento e la loro tossicità rimane un tema impegnativo a causa delle diverse proprietà fisiche e chimiche che presentano, nonché per l'eterogeneità delle matrici ambientali in cui sono presenti.

Attualmente, come emerge dalla consultazione della letteratura effettuata per la stesura di questo paragrafo, le NP sono spesso studiate, ma con minore frequenza, insieme alle MP come un unico gruppo omogeneo. Questo approccio non consente di evidenziare il comportamento delle NP, in particolare in termini di proprietà colloidali e interazioni all'interno degli ecosistemi. La ricerca sulle NP richiede, invece, una modalità di indagine più integrata che tenga conto delle interazioni dinamiche tra NP e ambienti biologici, chimici e fisici circostanti. In particolare, l'attenzione deve essere rivolta al trasporto attraverso i gradienti ecologici chiave (governati da: temperatura, composizione chimica delle acque e dei suoli, topografia, pressione antropica, ecc.), ovvero i fattori che influenzano la distribuzione, la composizione e la funzionalità degli ecosistemi.

Va infine rilevato che tra le classificazioni utilizzate per definire le dimensioni delle particelle plastiche, negli ultimi anni si sta affermando quella proposta dall'*International Organization for Standardization* (ISO/TR 21960:2020), che considera quattro categorie dimensionali per ogni particella plastica solida insolubile in acqua, come indicato in Tabella 2.17.

Tab. 2.17 - Definizione delle diverse categorie dimensionali della micro e nanoplastiche (ISO/TR 21960:2020), tabella ripresa da Binelli et al., 2023

Categoria Dimensionale	Definizione
MACROPLASTICHE	Qualunque dimensione > 5 mm
MICROPLASTICHE GRANDI	Qualunque dimensione compresa tra 1 mm e 5 mm
MICROPLASTICHE	Qualunque dimensione compresa tra 1 µm e 1 mm
NANOPLASTICHE	Particelle plastiche < 1 µm

La classificazione ISO è congruente con il Sistema Internazionale di misura (Hartmann et al., 2019) e salvaguarda anche la necessità di riconoscere e distinguere le particelle più piccole, la frazione più biodisponibile e, quindi, potenzialmente più pericolosa per gli organismi e la salute umana, da quelle di maggiori dimensioni.

Evoluzione degli studi scientifici sulle micro e nanoplastiche

Fino ad ora si è più volte evidenziato che l'attenzione scientifica alla presenza delle MP e NP nell'ambiente acquatico si è sviluppata solo recentemente. Questa tendenza è confermata da quanto riportato nella Figura 2.12 dove le MP compaiono la prima volta nel 2020.

Per approfondire l'evoluzione degli studi scientifici sulle MP e sulle NP è stata realizzata

una semplice ricerca di articoli *peer-reviewed* nella banca dati *Web of Science Core Collection*, gestita da *Clarivate Analytics* (<https://clarivate.com/>). I risultati della ricerca, in termini di numero di pubblicazioni scientifiche per anno, condotta utilizzando unicamente le parole chiave “*microplastics*” e “*nanoplastics*”, nelle seguenti discipline: scienze ambientali, ecologia, risorse idriche e indagini biologiche di acque interne e marine, è riportata nella Figura 2.12, in cui appare evidente la differente dinamica temporale degli studi. Per le MP le prime pubblicazioni iniziano a comparire nella seconda parte del primo decennio di questo secolo, mentre per le NP i primi articoli scientifici compaiono circa 8 anni più tardi. Le due tipologie di inquinanti mostrano, inoltre, una diversa dinamica, con una crescita esponenziale per le MP nella seconda metà del decennio scorso, mentre le NP mostrano una crescita più regolare (i dati del 2025 sono ovviamente sottostimati).

In Figura 2.12 il posizionamento dell'icona con l'immagine della copertina del volume “*Inquinanti Emergenti*” pubblicato nel 2020 (GdL-MIE, 2020) è stata posta per indicare che, al momento della sua stesura, il taglio ampiamente descrittivo del Capitolo 3 “MP nel comparto acquatico” è ampiamente giustificato dal fatto che le informazioni disponibili erano ancora limitate. Non si può non cogliere, inoltre, che negli ultimi cinque anni la ricerca scientifica ha prodotto una mole di informazioni tale che sta spingendo l'opinione internazionale a mettere le plastiche al centro dell'attenzione delle politiche di gestione (Basumatary et al., 2025).

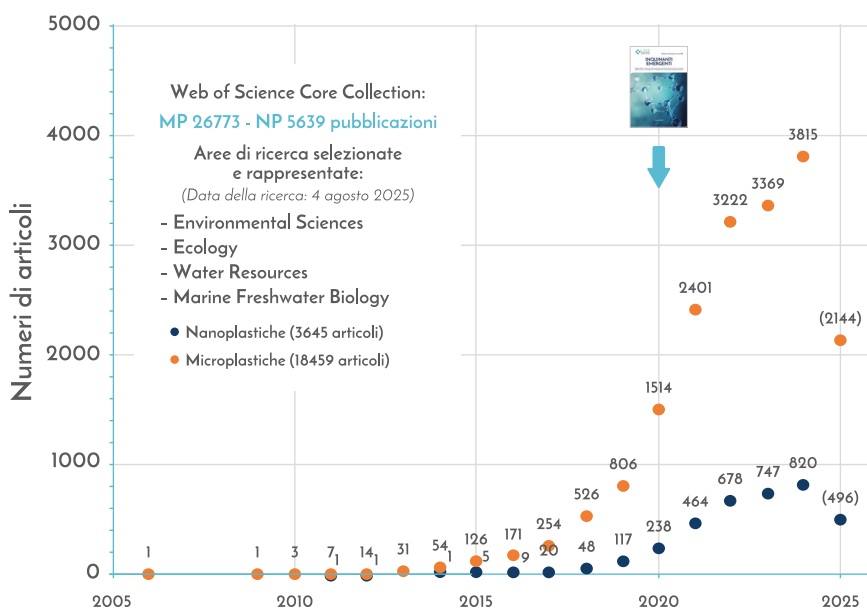


Fig. 2.12 - Andamento del numero di pubblicazioni scientifiche presenti nella banca dati Web of Science Core Collection selezionate con le parole chiave: macroplastiche e MP. Il numero di pubblicazioni conteggiate nel 2025 è riportato in parentesi perché si tratta di un dato parziale.

2.5.2. Fonti di contaminazione ambientale

Nel 2021 van Emmerik scriveva, in un provocatorio editoriale “*Macroplastic research in an era of microplastic*”, che “l'inquinamento da plastica e i suoi impatti negativi stavano assumendo ogni anno un posto più importante nell'agenda internazionale”. Per questi

motivi, Governi, Organizzazioni non governative, industria e organizzazioni internazionali iniziavano a lanciare iniziative per ridurre i rifiuti di plastica negli ambienti marini, fluviali e terrestri. Affinché tali propositi abbiano successo occorre però avere una comprensione approfondita e dati accurati sul “ciclo della plastica”.

Nello stesso editoriale van Emmerik rammentava anche che l'inquinamento da plastica si caratterizza per la varietà di dimensioni diverse (macro, micro e nano) i cui confini sono determinati principalmente dai limiti metodologici utilizzati nel monitoraggio. Un'affermazione che ancora oggi trova qualche fondamento nelle procedure di monitoraggio. Questa posizione trova riscontro in un ampio studio sul ciclo della plastica condotto dalla “Commissione Minderoo-Monaco sulle materie plastiche e la salute umana”, i cui risultati sono stati pubblicati a cura di Landrigan et al. (2023) sulla rivista “*Annals of Global Health*”. La Commissione aveva l'obiettivo di esaminare in modo esaustivo gli impatti delle materie plastiche lungo il loro ciclo di vita su:

- la salute e il benessere umano;
- l'ambiente globale, in particolare gli oceani;
- l'economia;
- le popolazioni vulnerabili del mondo (poveri, minoranze e bambini).

I risultati complessivi dell'indagine hanno fornito una base scientifica consistente allo sviluppo del Trattato globale sulla plastica, di cui si è parlato all'inizio del paragrafo. Senza entrare nei dettagli dei risultati interessa qui riportare quelli che evidenziano la connessione tra composizione delle macroplastiche e caratteristiche delle MP e NP. Le materie plastiche, infatti, sono materiali chimici sintetici complessi e altamente eterogenei, prodotti per oltre il 98% da combustibili fossili (carbone, petrolio e gas).

Le materie plastiche sono composte da una catena polimerica a base di carbonio e da migliaia di sostanze chimiche aggiuntive che vengono incorporate nei polimeri per conferire proprietà specifiche, quali: colore, flessibilità, stabilità, idrorepellenza, ritardo dell'inflammabilità, resistenza ai raggi ultravioletti ecc. Molte di queste sostanze chimiche sono altamente tossiche. Tra di esse vi sono composti cancerogeni, neurotossici e interferenti endocrini (ftalati, bisfenoli, PFAS), ritardanti di fiamma bromurati e ritardanti di fiamma organofosfati, ecc. Tutti questi componenti sono integrati nelle plastiche e sono responsabili di molti dei danni causati alla salute umana e all'ambiente (Alijagic et al., 2024): le MP e NP non vanno considerate semplicemente dei “frammenti di polimeri vergini”, bensì dei materiali che contengono composti anche altamente tossici.

Una misura della dimensione della quantità di sostanze chimiche aggiunte alle plastiche può essere fatta considerando due esempi: la percentuale di ritardanti di fiamma nelle plastiche utilizzate per i gusci esterni dei personal computer portatili e quella presente nei cruscotti delle auto. La percentuale di questi additivi (bromurati o fosforati, ma anche fibre di vetro) può variare notevolmente in base al tipo di polimero, alla normativa di sicurezza da rispettare (<https://shorturl.at/9FgcC>) e alla destinazione d'uso del dispositivo.

Per i personal computer portatili le percentuali variano dal 10 al 25% per i prodotti a base di Policarbonato, ma in generale oscillano tra il 10 e il 40% per tutte le plastiche. Analoghe percentuali (15-40%) si utilizzano per i cruscotti delle auto, dove a volte si impiega come ritardante la melammina cianurata. Le MP e NP sono perciò materiali contenenti composti altamente tossici. I ritardanti di fiamma, ad esempio, sono noti i per significativi rischi per l'ambiente (Viganò et al., 2001; Casatta et al., 2016) e, quindi, sono oggetto di una strategia regolatoria da parte dell'ECHA (2023).

Secondo Landrigan et al. (2023) la produzione globale di plastica è aumentata in modo

quasi esponenziale dalla Seconda Guerra Mondiale. Il volume di produzione annuale è passato da meno di 2 milioni di tonnellate nel 1950 a 460 milioni di tonnellate nel 2019, con un aumento di 230 volte, destinato a triplicare (300%) entro il 2060. Più della metà di tutta la plastica mai prodotta è stata realizzata dal 2002 al 2021. Tra queste, le plastiche monouso rappresentano il 35-40%, ovvero la frazione maggiore dispersa nell'ambiente.

In sintesi, il "ciclo di vita della plastica", qui rappresentato in Figura 2.13, tratta da Landrigan et al. (2023), prevede tre fasi: produzione, uso e smaltimento. Tralasciando le prime due fasi e concentrandosi sulla terza, lo smaltimento, che rappresenta il vero momento in cui iniziano a generarsi le MP e NP (Liro and Zielonka, 2025). Va detto che tale fase è altamente inefficiente, con tassi di recupero e riciclo a livello globale inferiori al 10%. Il risultato è che, secondo le stime, ogni anno entrano nell'ambiente 22 milioni di tonnellate di rifiuti di plastica. Si comprende, quindi, come la plastica e le sostanze chimiche ad essa associate sono responsabili di un inquinamento diffuso a livello globale.

L'oceano è la destinazione finale di gran parte della plastica e la si trova in ogni dove, compresi i fondali e il ghiaccio marino polare, e una parte di esse, più resistente, persiste nell'ambiente per decenni.

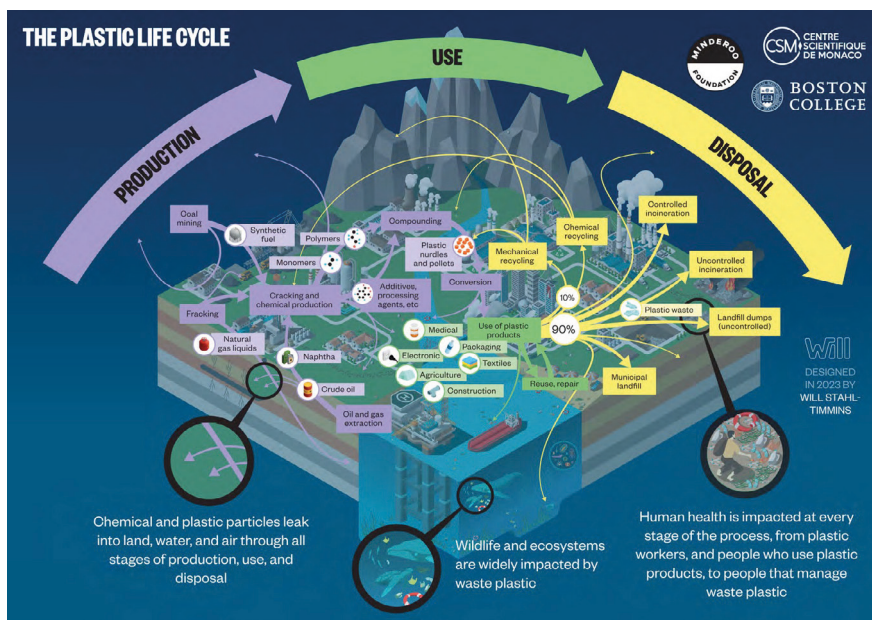


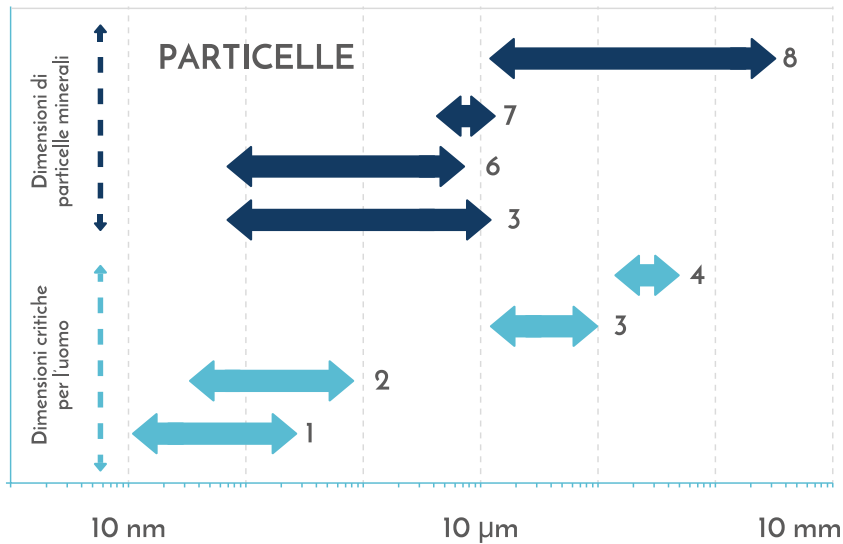
Fig. 2.13 - Il ciclo di vita della plastica, come riportato dalla "Commissione Minderoo-Monaco sulla plastica e la vita dell'uomo, tratto da Landrigan et al. (2023)

La disgregazione delle macroplastiche nelle particelle che formano le macro e MP porta alla loro assunzione da parte dalle biocenosi acquatiche. Le MP e NP sono state identificate in centinaia di specie di tutti i principali taxa, comprese le specie consumate dall'uomo e, infine, è stato dimostrato il trasferimento trofico delle particelle di MP e delle sostanze chimiche in esse contenute. Sebbene le particelle di MP in sé non sembrano subire una biomagnificazione, le sostanze chimiche idrofobiche (ovvero quelle che non si sciolgono in acqua) che sono associate alla plastica, si bioaccumulano negli animali e si biomagnificano.

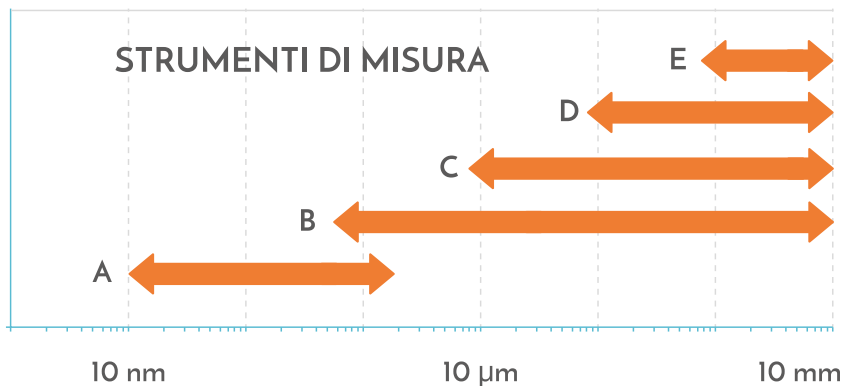
2.5.3. Descrizione delle tecniche di monitoraggio e di analisi

L'analisi della presenza quantitativa delle MP e nano plastiche nell'ambiente, negli

organismi e nell'uomo si scontra con varie difficoltà. Le particelle da analizzare hanno dimensioni che variano per almeno sei ordini di grandezza, da oltre 5 mm (macroplastiche) a pochi nanometri (si veda la Figura 2.14, modificata da Lim, 2021).



- | | |
|--|-----------------------|
| 1 Particelle che oltrepassano la barriera ematica | 5 Polveri di asbestos |
| 2 Particelle che possono attraversare le cellule | 6 $PM_{2.5}$ |
| 3 Particelle in grado di interagire con il macrofago umano | 7 PM_{10} |
| 4 Particelle che possono essere trattenute dagli alveoli | 8 Sabbia e sedimenti |



- | | |
|--|------------------------|
| A Pirolisi-Gascromatografia-Spettrometria di massa | D Microscopio ottico |
| B Spettroscopia micro-Raman | E Osservazione diretta |
| C Risonanza fototermica indotta | |

Fig. 2.14 - Dimensioni delle particelle di MP e NP (figura in alto) che si riscontrano nell'ambiente. Le dimensioni delle NP rendono conto di come le interazioni con l'uomo possano portare a intrusione nelle cellule. Nella figura in basso sono rappresentati gli intervalli dimensionali coperti dagli strumenti comunemente utilizzati nelle analisi (Immagine modificata da Lim, 2021)

Le particelle di plastica hanno anche una grande variabilità nella forma: particelle sferoidali come i pellets o nurdles (piccole scaglie di grande variabilità di forme e dimensioni), filamenti ecc. Pertanto, è difficoltoso e costoso analizzare le particelle man mano che queste diventano più piccole. Lim (2021) riporta i costi in dollari USA (US\$), sulla base di quanto indicato da Primpke et al. (2020), da cui si deduce che, nonostante i valori assoluti siano datati a oltre 5 anni fa e siano solo indicativi (valori espressi come intervallo di costo), i rapporti tra i valori mediani hanno ancora un significato attuale e consentono di affermare che i costi delle tipologie di strumenti, che variano dal microscopio ottico alla pirólisi accoppiata alla gascromatografia che può includere anche la rilevazione mediante spettrometria di massa, una tecnica analitica molto sofisticata che consente di fare misure di materiali complessi (polimeri, resine ecc.), aumentano di circa 40 volte, passando da quelli utilizzati per le MP (dimensioni > 1 µm) a quelli utilizzati per le NP, per la crescente complessità che comportano questi strumenti.

Il monitoraggio e l'analisi delle MP e NP, come per tutti gli inquinanti, richiedono procedure standardizzate basate su fasi ben distinte tra loro, ciascuna delle quali è in grado di influenzare l'incertezza della misura. Al momento della stesura di questo volume le tecniche analitiche sono ancora in evoluzione.

Rimandando la trattazione dettagliata delle procedure di monitoraggio e di analisi delle MP e NP alla già citata Linea Guida "Campionamento, separazione e caratterizzazione di plastiche in ambienti fluviali e lacustri" (Binelli et al. 2023), nata dalla necessità del Gruppo di Lavoro MIE di riflettere sulle diverse metodologie di prelievo di campioni d'acqua da fiumi e laghi al fine di ottenere una caratterizzazione quali-quantitativa delle particelle plastiche, in questa sede si richiamano i punti salienti delle procedure, tenendo conto che rispetto all'analisi di un inquinante chimico (macro o micro che sia) l'analisi delle MP e NP si distingue in:

- analisi morfologica, per osservare la forma, le dimensioni e il colore delle particelle (effettuabile in microscopia ottica e/o elettronica);
- analisi dimensionale, per la classificazione delle particelle (Tabella 2.17), con l'utilizzo di filtri o setacci per la separazione delle particelle di dimensioni diverse;
- analisi quali-quantitativa per determinare:
 - la composizione chimica delle plastiche,
 - gli inquinanti intrinseci (additivi chimici usati nella produzione della plastica già menzionati in precedenza)
 - gli inquinanti adsorbiti sulla superficie (ad es.: metalli, microinquinanti organici).

Ulteriori approfondimenti sui metodi di misura delle MP e NP si possono trovare in Campanale et al. (2020), che fornisce una delle prime panoramiche delle metodologie di campionamento e analisi delle MP in ambiente fluviale; in Primpke et al. (2020), che propone una valutazione critica dei metodi analitici per una analisi armonizzata ed efficiente delle MP in relazione ai costi della strumentazione analitica utilizzata, e più recentemente in Beltz et al. (2024), che pongono l'attenzione ai metodi per la misura delle MP nell'acqua potabile e le relative precauzioni metodologiche sulla qualità delle misure, e Giri et al. (2024), che trattando la contaminazione del cibo affrontano in modo approfondito le tecniche analitiche utilizzabili in questo comparto sottolineando come questi studi siano ancora limitati.

Si segnalano, inoltre, il lavoro di Brunning et al. (2025), che affronta il tema delle emissioni nell'ambiente di polimeri idrosolubili (WSP) da prodotti per la casa, riportando un inventario di 339 composti raggruppati in base alla loro struttura chimica, utile per lo sviluppo di metodi analitici mirati. Per questi composti, come affermano Tarring et al. (2024) e Hasegawa et al. (2023), la mancanza di tecniche analitiche adeguate a rilevare, caratterizzare e

quantificare i WSP ostacola la ricerca sul loro potenziale impatto ambientale.

Merita, infine, rammentare che la complessità della determinazione quali-quantitativa delle MP e NP è ulteriormente aggravata quando l'analisi riguarda campioni contenenti microfilamenti/microplastiche con forma di fibra (Mossotti et al., 2021).

Un quadro complessivo della presenza nell'ambiente, delle procedure di monitoraggio e analisi delle MP nei vari comparti (acqua, suolo, cibo ecc.) e degli strumenti di mitigazione è riportato nel volume *"Microplastics Pollution and its Remediation"* curato da Kumar e Singh (2024).

2.5.4. Microplastiche e nanoplastiche nell'ambiente

Nell'affrontare il problema della presenza delle MP e NP nell'ambiente è utile riprendere quanto detto a proposito della loro generazione, ovvero dalle macroplastiche (da cui si generano MP secondarie), ma anche quelle provenienti da moltissimi prodotti di uso quotidiano (microplastiche primarie, così definite perché create intenzionalmente), spesso presenti in modo invisibile in prodotti per la cura personale, detergenti e vernici, oppure generate dai tessuti sintetici, per le quali in Europa dal 2023 il Regolamento UE 2055/2023/UE ha introdotto restrizioni all'uso intenzionale.

In Figura 2.15 è rappresentata in modo schematico connessione tra presenza delle MP e NP nell'ambiente e l'assunzione da parte dell'uomo. L'immagine di sinistra, tratta da Wu et al (2019), e già proposta nel precedente volume *"Microinquinanti Emergenti"* (GdL-MIE, 2020), descrive le sorgenti e il destino ambientale delle plastiche e, conseguentemente, delle MP e NP. L'immagine di destra, ripresa da Zhao and You (2024) e pubblicata cinque anni più tardi, oltre a rappresentare iconicamente l'evoluzione delle conoscenze scientifiche sulle MP e NP indica chiaramente che sono ormai chiari i meccanismi di assunzione e di "contaminazione" a cui l'uomo è sottoposto attraverso l'inalazione dall'aria e dal consumo di cibo.

Nel seguito si cercherà di fornire, attraverso alcuni articoli a cui si rimanda per gli approfondimenti, una panoramica della diffusione globale delle MP, con esempi di misure effettuate in aree remote, nel comparto acquatico e dei relativi effetti su questi ecosistemi, senza trascurare un cenno alle WPS. Nella sintesi sarà fatto cenno anche agli effetti ecotossicologici e agli effetti delle NP sull'uomo.

In questo *excursus*, breve per il fatto che una trattazione dettagliata esula da questo volume, verranno privilegiati esempi tratti dalla ricerca italiana e più in particolare a quella sviluppata nella regione lombarda.

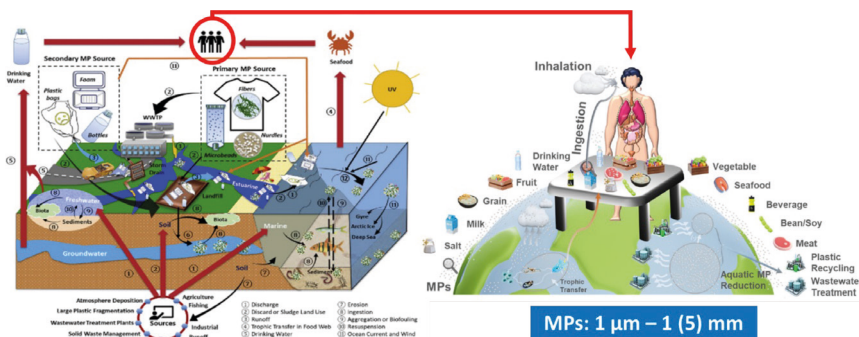


Fig. 2.15 - Schematizzazione della connessione tra presenza delle MP e NP nell'ambiente e l'assunzione da parte dell'uomo. Composizione di due immagini riportate rispettivamente da Wu ed al. (2019), a sinistra, e da Zhao and You (2024), a destra

Microplastiche in oceani e aree remote

È noto da tempo che gli oceani, sono il luogo nel quale convergono le plastiche (e i microinquinanti) continentali (Londrigan et al., 2023; Mutuku et al., 2024). Quasi dieci anni fa Avio et al. (2017); Lohmann (2017) e van Emmerik et al. (2018) segnalavano già che il ciclo globale della plastica è un problema gestionale globale e le conseguenze ecologiche di tale inquinamento richiedevano una valutazione più integrata del rischio ecologico. Essi sottolineavano già che le MP accumulate da organismi planctonici e invertebrati, venendo trasferite lungo le catene alimentari, hanno conseguenze negative di tipo fisico, ma anche tossicologiche per la presenza di additivi chimici e l'adsorbimento di contaminanti ambientali, rappresentando una potenziale fonte di esposizione a tali composti dopo l'ingestione anche da parte dell'uomo.

In anni recenti la situazione si è ulteriormente definita anche in termini quantitativi (Mutuku et al., 2024) attraverso diversi studi che hanno portato a identificare la presenza di MP nei cinque oceani del mondo. Dai dati di 73 studi intrapresi dal 2010 è emerso che esistono grandi differenze nell'abbondanza e nella distribuzione di MP nelle acque superficiali degli oceani, con una concentrazione complessiva che varia tra 0.002 e 62.50 MP m⁻³, con un'abbondanza media di 2.76 MP m⁻³. Su queste stime, però, permane il problema di grandi incongruenze nel campionamento, nell'estrazione e nella conseguente quantificazione delle MP. Problemi che attendono ancora una standardizzazione.

Un indicatore rilevante della contaminazione globale da MP e NP è la misura della loro presenza in aree remote. Già nel 2019 Ambrosini et al. in uno dei primi studi sulla presenza e sulla quantità di MP in un ambiente glaciale terrestre, il Ghiacciaio dei Forni (Parco Nazionale dello Stelvio), osservano concentrazioni di 74.4 ± 28.3 MP kg⁻¹ di sedimento (peso secco), per la maggior parte costituita da poliesteri, poliammidi, polietilene e polipropilene.

In un recente editoriale, comparso sulla rivista *Frontiers*, Corami et al. (2025) confermano che le aree remote, come i ghiacciai e le regioni polari, nonostante la loro apparente lontananza dalle attività umane, stanno diventando testimoni dell'impatto globale dell'inquinamento da plastica. La presenza di MP e NP nelle aree remote è una grave minaccia ambientale con potenziali conseguenze per questi fragili ecosistemi. La complessità del problema è sottolineata da fatto che anche i fiumi artici, oltre al trasporto atmosferico, possono essere una via di trasporto rilevante verso il mare.

Anche alle quote più elevate dell'Himalaya è stata rilevata la presenza di MP e NP. Napper et al. (2020), analizzando la neve e l'acqua dei ruscelli sul monte Everest fino a 8440 m.s.l.m. hanno rilevato MP (<5 mm) in luoghi prossimi ad un'elevata presenza umana, la maggior parte delle quali sono state classificate come fibre di poliestere, probabilmente provenienti da indumenti e attrezzature e, quindi, assoggettabile a un impatto antropico diretto. Il problema della contaminazione da MP delle aree montane d'alta quota è comunque complesso ed ancora oggetto di studio collegato al ruolo del comportamento umano nella diffusione globale dei rifiuti plastici. In tutti i casi, come sottolineano Gosai e Yadav (2024), una crescente consapevolezza di questi problemi è evidente nelle aree glaciali remote.

La contaminazione delle aree remote è anche testimoniata dalla misura di microinquinanti persistenti (POP, persistent organic pollutants) nei laghi di alta montagna situati nelle Alpi. Come affermano Pastorino et al. (2024) in questi laghi attraverso l'atmosfera si depositano inquinanti organici persistenti ed emergenti provenienti da fonti antropiche diverse. Questi studi, prevalentemente realizzati nelle Alpi italiane (63%) sui sedimenti e pesci, hanno portato alla identificazione, oltre che di microinquinanti, di muschi, composti perfluorurati e MP. Risultati che portano a concludere che occorre comprendere i meccanismi di trasporto

e gli impatti delle MP e NP (e in generale dei microinquinanti) nelle regioni remote montane e polari per dare supporto allo sviluppo di strategie di mitigazione.

Micro e nanoplastiche nel comparto acquatico

La contaminazione da MP di laghi e fiumi è un problema ambientale emergente e per questo oggetto di una attenzione scientifica crescente.

Bhan et al. (2025) riportano le concentrazioni di MP in 37 fiumi del mondo e di 10 dell'India. In generale, però, i diversi intervalli dimensionali delle particelle considerati e le differenti unità di misura utilizzate non consentono di ricavare un valore medio del numero di particelle nei fiumi ed è una testimonianza di come esista ancora un problema rilevante di standardizzazione dei metodi. van Emmerik et al. (2021), infatti, affermano che per il monitoraggio dell'inquinamento da plastica nei fiumi è fondamentale operare con metodi standardizzati, perché la mancanza di armonizzazione tra gli sforzi di monitoraggio compromette il confronto diretto e la combinazione dei dati disponibili minando alla base le strategie di mitigazione.

Esistono, comunque, stime globali degli apporti di plastica dai fiumi agli oceani basate su relazioni statistiche. Ad esempio, il rapporto tra le portate di acque reflue da un bacino idrografico di grandi dimensioni e le concentrazioni di MP in un fiume (Chen et al., 2024), relazione che evidenzia come il ciclo della plastica sia strettamente connesso alle elevate antropizzazioni dei territori, consente di calcolare il carico annuo complessivo di plastiche che giungono agli oceani. A questo riguardo una delle stime globali più citate è stata realizzata da Leberton et al. (2017) utilizzando un modello basato, in questo caso, sulla generazione di rifiuti urbani, sulla densità di popolazione e sulle informazioni idrologiche. Il modello, calibrato rispetto con le misure di concentrazioni di MP nei corsi d'acqua, disponibili in letteratura al momento dello studio (circa un decennio fa), ha portato ad una stima tra 1.15 e 2.41 milioni di tonnellate di rifiuti di plastica che entrano annualmente negli oceani trasportate dai fiumi, il 67% dei quali situati in Asia. Un'altra stima modellistica simile, anch'essa molto citata, che utilizza in modo diverso i dati quantitativi dei rifiuti plastici prodotti nei bacini idrografici, è stata prodotta nello stesso periodo da Schmidt et al. (2017). I carichi di detriti plastici, sia MP (particelle <5 mm) che macroplastiche (particelle >5 mm), stimati in questo caso oscillano tra 0.41 e 4 milioni di tonnellate annue, con una percentuale, oscillante tra l'88 e il 95%, di trasporto a carico dei primi 10 fiumi del mondo. Questi risultati, che differiscono tra loro di un fattore 2.3, sono una testimonianza delle incertezze nelle stime dei carichi portati dai fiumi agli oceani, che potranno essere ridotte solo con un approccio metodologico standardizzato.

Per le acque lentiche (laghi di acqua dolce e salmastra) è più difficile avere una valutazione globale della presenza di MP e NP in termini di intervalli di concentrazioni di particelle per unità di volume, massa o superficie, perché gli studi sono nel complesso ancora sporadici. Secondo Li et al. (2020), infatti, le ricerche sull'inquinamento da MP si sono concentrate principalmente sugli ambienti marini "pensando erroneamente che gli impianti di trattamento delle acque reflue urbane potessero rimuovere tutti i detriti plastici", che in realtà non è così, come discusso più oltre nel paragrafo 4.5 di questo volume.

Nello studio di Li et al. (2020) che aveva l'obiettivo di comprendere l'impatto dell'inquinamento da MP considerando le sorgenti, la distribuzione e gli effetti delle MP in ambiente lacustre, le principali fonti sono risultate: i tessuti sintetici, i prodotti per la cura della persona, le materie prime industriali e lo smaltimento improprio dei rifiuti di plastica. Gli Autori dello studio sono quindi giunti alla conclusione che l'inquinamento da MP delle acque interne è un problema globale che si presenta con un'ampia gamma di concentrazioni con un intervallo stimabile in circa tre ordini di grandezza, considerando la

differenza tra le concentrazioni in laghi di Paesi altamente antropizzati e Paesi con scarsa popolazione. I principali costituenti polimerici sono: PE, PP, PS e PET, che complessivamente rappresentano il 70% del totale. Queste stime però, oltre che datate, non includono (o includono in modo molto limitato) dati di regioni in cui queste indagini sono molto scarse, come il Sud America, l'Africa e l'Asia settentrionale.

Microplastiche nei comparti acquatici italiani e lombardi

Nel nostro Paese sono numerosi gli studi condotti sulle MP nell'ultimo decennio da diversi ricercatori delle Università e degli Enti di ricerca. Una descrizione sintetica delle attività e dei temi da loro affrontati e della loro rilevanza scientifica viene proposta nel seguito attraverso alcune pubblicazioni significative, scelte generalmente tra quelle edite nell'ultimo quinquennio. L'obiettivo non è quello di dare un'immagine esaustiva e completa di tutte le attività di ricerca, ma di fornire elementi che consentano di identificare i temi di ricerca che hanno raccolto maggiormente l'interesse dei ricercatori italiani e lombardi. Gli esempi riportati non intendono essere in tutti i casi una selezione basata su una valutazione di importanza (per altro limitata a un numero ridotto di esempi per lo spazio disponibile), ma solo basata sull'esperienza di chi scrive.

Gli studi riguardano generalmente la misura di MP nei corpi idrici (fiumi che i laghi) e gli effetti sulle biocenosi, in uno sforzo che li accomuna indirizzato ad una visione integrata del problema.

Iniziando dagli ambienti lotici (i fiumi) quattro sono i lavori dedicati alla presenza di MP che attraggono l'attenzione esaminando la letteratura.

Il primo, di Magni et al. (2021), riguarda la caratterizzazione delle plastiche e dei loro effetti ecotossicologici nel Fiume Lambro. Questo studio si è posto il duplice obiettivo della valutazione qualitativa e quantitativa delle miscele plastiche lungo il corso del fiume e della determinazione degli effetti ecotossicologici, utilizzando come organismo test il bivalve d'acqua dolce *Dreissena polymorpha*. I risultati del monitoraggio evidenziano come le concentrazioni di plastiche, molto elevate a sud di Milano il cui destino è il Fiume Po, testimoniano l'importanza giocata dall'elevata antropizzazione del territorio. L'analisi ecotossicologica mostra che la tossicità non sembra dovuta esclusivamente alla concentrazione di plastica, anche se la mortalità dei bivalvi esposti alle miscele campionate è risultata più estesa proprio nelle stazioni di campionamento più meridionali del corso d'acqua.

Binelli et al. (2021), sempre nell'area metropolitana milanese, hanno realizzato un altro importante studio volto ad indagare la reale tossicità delle MP e NP. Partendo dalla presenza e distribuzione delle MP da un punto di vista qualitativo e quantitativo nei corsi d'acqua che attraversano Milano, considerando l'elevata efficienza di rimozione delle particelle da parte dei depuratori (>80/90%) e gli enormi volumi di acqua trattata, lo studio giunge alla conclusione che la re-immissione delle acque depurate nei corsi d'acqua sia comunque critica. Una ulteriore potenziale minaccia ambientale è la deposizione di particelle di plastiche presenti nei fanghi di depurazione, spesso riutilizzati in agricoltura come fertilizzanti e ammendanti.

Dal punto di vista tossicologico sono stati messi in evidenza i fenomeni di ingestione di MP e NP da parte degli organismi, la capacità d'infiltrazione nei tessuti e le proprietà tossicologiche delle particelle. Gli studi, effettuati in laboratorio su due tipi diversi di organismi, la *Dreissena polymorpha* e lo *Zebrafish*, hanno evidenziato la presenza dei MP e nano-materiali non solo nelle cavità gastrointestinali, ma anche in diversi tessuti, testimoniando come tali contaminati fisici siano in grado d'infiltrarsi nell'organismo

attraverso il circolo sanguigno.

A completamento dello studio del 2021, Binelli et al. (2022), lo stesso gruppo di ricerca, per migliorare il realismo ecologico hanno raccolto diverse miscele plastiche in 9 stazioni di campionamento situate in 7 corsi d'acqua all'interno della città metropolitana di Milano, una delle aree europee più antropizzate e industrializzate, per valutarne sia le caratteristiche qualitative delle MP che le loro concentrazioni e, allo stesso tempo, per valutarne gli effetti ecotossicologici sempre utilizzando la *Dreissena polymorpha*. Per la valutazione degli effetti sono stati utilizzati dei biomarcatori per valutare *endpoint* cellulari e molecolari nei tessuti delle cozze. La misura degli endpoint cellulari negli studi di tossicità è una tecnica fondamentale nella tossicologia, che analizza gli effetti di sostanze chimiche su cellule coltivate in laboratorio. Un *endpoint* è un parametro biologico (morfologico, biochimico, funzionale o genetico) osservabile e misurabile che indica una risposta cellulare a un agente tossico e permette di quantificare la tossicità e di studiare meccanismi molecolari specifici e differenze tra specie.

I principali risultati ottenuti hanno evidenziato una contaminazione diffusa ed eterogenea delle plastiche in tutta l'area metropolitana, con picchi di contaminazione riscontrati soprattutto negli unici due fiumi di origine naturale (Olona e Lambro) dove sono stati raggiunti valori comparabili o superiori alle concentrazioni di plastica misurate in diversi fiumi europei. Nonostante questa preoccupante contaminazione, i dati ecotossicologici ottenuti dopo l'esposizione alle miscele plastiche hanno mostrato solo un lieve effetto sullo stress ossidativo e sulla variazione di alcuni enzimi antiossidanti. Questi risultati possono essere ricondotti a quanto affermato da Giagult & Davranche (2025), esplorando approcci interdisciplinari e direzioni future nello studio delle NP, che sottolineano come occorranza studi a lungo termine e transgenerazionali per valutare gli impatti cronici dell'esposizione a NP a bassa concentrazione. Per fare ciò occorrono richieste metodologie innovative e appropriate per esplorare il destino, i trasporti e la tossicità delle NP in condizioni ambientali realistiche. Solo combinando strumenti sperimentali avanzati, studi sul campo e quadri di modellazione ecologica sarà possibile far progredire la comprensione degli impatti ecologici delle NP (ma anche le MP), che consentiranno in ultima analisi di modellare strategie di monitoraggio e mitigazione ambientale più efficaci.

L'ultimo lavoro riguardo agli ambienti lotici è quello di Sbarberi et al. (2024) la cui importanza risiede nel fatto che riguarda il confronto dell'inquinamento da plastica tra acque e sedimenti in quattro affluenti del Fiume Po (Ticino, Adda, Oglio e Mincio), lavoro che consente di allargare l'orizzonte delle conoscenze sulla contaminazione da MP all'intera area padana. Di ulteriore rilievo è l'analisi contemporanea di acque e sedimenti perché sono ancora pochi gli studi hanno analizzato la distribuzione di questi inquinanti sia nei compartimenti acquosi che in quelli di fondo nelle acque continentali.

I principali risultati hanno evidenziato una contaminazione da plastica eterogenea, con i valori più bassi in Ticino (0.9 ± 0.5 MPS m^{-3} nelle acque e 6.8 ± 4.5 MP kg^{-1} di peso secco nei sedimenti) e i più alti nel Mincio (62.9 ± 53.9 MP m^{-3} nelle acque e 26.5 ± 13.3 MP kg^{-1} di peso secco nei sedimenti), con una concentrazione di plastica nei sedimenti quattro volte superiore a quella delle acque. L'inquinamento da plastica, dovuto principalmente alle MP, è stato associato principalmente a un input domestico sia nelle acque e nei sedimenti dei fiumi Ticino e Adda, sia nei sedimenti dell'Oglio, mentre un inquinamento industriale è stato riscontrato nelle acque e nei sedimenti del Mincio e dell'Oglio.

Il principale contributo del lavoro di Sbarberi et al. (2024), oltre a fornire una quantificazione delle concentrazioni, è quello che di dimostrare come il monitoraggio di entrambe le matrici fornisca informazioni complementari per una valutazione olistica del rischio di

questi contaminanti nelle acque dolci: la matrice acquosa fornisce un quadro istantaneo della contaminazione, mentre i sedimenti rappresentano la storia dell'inquinamento. Un approccio perfettamente coerente con le metodologie di indagine dello stato chimico di un ambiente lotico o lentic.

Il quadro che emerge da questi lavori è che esiste la necessità generalizzata di approfondire la conoscenza dello stato delle acque e dei sedimenti auspicando, quanto prima, che le indagini sulle MP e NP assumano una valenza istituzionale rientrando nei piani di monitoraggio, mentre al momento appaiono ancora attività sperimentali di rilievo (<https://shorturl.at/I0GIA>; <https://shorturl.at/UCAG0>) ma insufficienti a dare un quadro d'insieme a scala nazionale.

Passando agli **ambienti lentic** (i laghi) la disponibilità di studi di rilievo appare simile a quella dei fiumi. Tra questi è interessante segnalare un lavoro di Fischer et al. del 2016 che, in modo pionieristico affrontava l'inquinamento da MP nelle acque e nei sedimenti delle rive dei laghi di Bolsena e di Chiusi, con campionamenti in condizioni climatiche differenti che hanno permesso di mostrare gli effetti sulla distribuzione nelle acque delle particelle di frammenti e fibre di varie categorie dimensionali, accompagnati dall'analisi dei sedimenti delle rive. Nelle acque superficiali le concentrazioni rilevate oscillano intorno a $2.6 - 3.0 \text{ MP m}^{-3}$, mentre nelle rive sono mediamente di 117 MP kg^{-1} di peso secco, valori decisamente più elevati di quelli riscontrati nei sedimenti dei fiumi affluenti del Po riportati in precedenza. I risultati del confronto tra i due laghi sono attribuiti alle diverse caratteristiche idromorfologiche e climatiche dei due bacini lacustri, ma anche al maggiore contenuto organico e la frazione di limo e argilla presso il Lago di Chiusi, poco profondo e altamente eutrofico, che evidenzia l'importanza dei fattori ambientali e trofici nella distribuzione delle MP negli ambienti limnici.

I successivi lavori di rilievo sui laghi, qui considerati per la loro valenza scientifica non solo nazionale, sono tutti molto più recenti.

Il primo del 2023 di Nava et al., pubblicato sulla rivista Nature, è un lavoro collettivo internazionale di ampio respiro che, pur non trattando specificatamente casi lombardi o italiani, fornisce un quadro d'insieme globale della presenza di detriti di plastica in laghi e nei loro bacini idrografici. Nell'articolo, partendo dall'assunto che i detriti di plastica siano diffusi negli ecosistemi d'acqua dolce a livello globale, pone il problema che la mancanza di dati completi e comparabili non consente una valutazione rigorosa della loro distribuzione. Il lavoro, basato su un'indagine standardizzata transnazionale, mostra l'abbondanza e il tipo di detriti di plastica ($>250 \mu\text{m}$) nelle acque superficiali di 38 laghi, scelti attraverso gradienti di collocazione geografica e caratteristiche limnologiche per comprendere il ruolo di questi fattori nella maggiore o minore presenza di plastiche.

I risultati indicano che le MP sono presenti ovunque, ma che due tipi di laghi sono particolarmente vulnerabili alla contaminazione: laghi e bacini idrici in aree densamente popolate e urbanizzate e grandi laghi e bacini idrici con aree di deposizione elevate, lunghi tempi di ritenzione idrica (o tempi di ricambio, una caratteristica idromorfologica dei laghi classicamente utilizzata per la descrizione modellistica delle dinamiche degli inquinanti, come ad esempio i nutrienti (Vollenweider, 1975) e alti impatti antropici. Le concentrazioni di plastica variano notevolmente tra i laghi; nelle zone più inquinate, le concentrazioni raggiungono o addirittura superano quelle riportate negli oceanici subtropicali, aree marine che raccolgono grandi quantità di detriti, giungendo alla conclusione che i laghi non possono essere esclusi quando si affronta l'inquinamento da plastica nel contesto della gestione dell'inquinamento globale.

considerati che, avendo come oggetto i laghi Maggiore, Como e Lugano, consentono di gettare luce sulla presenza di MP nei grandi laghi subalpini.

Il primo lavoro riguarda il Lago Maggiore. Binelli et al. (2024a) hanno studiato la variabilità mensile della contaminazione da plastica galleggiante mettendo a punto un piano di monitoraggio adatto alla misura della contaminazione in relazione alle variazioni stagionali delle caratteristiche limnologiche e delle fonti antropogeniche. Nel lavoro, le variazioni quantitative e qualitative mensili delle plastiche galleggianti sono state monitorate utilizzando dodici transetti trasversali ed è stata condotta una accurata caratterizzazione della composizione delle particelle.

I risultati hanno rivelato una notevole eterogeneità, sia quantitativa che qualitativa, con una differenza di un ordine di grandezza (13 volte) tra le concentrazioni minime e massime (0.02 e 0.29 MP m⁻³), accompagnata da variazioni significative nella composizione dei polimeri. Nel complesso, però, i livelli di contaminazione del Lago Maggiore appaiono relativamente bassi rispetto ad altri laghi del mondo.

Il successivo lavoro, di Todeschini et al. (2025), pone l'attenzione specificatamente all'inquinamento da MP nei sistemi di drenaggio urbano che scaricano nei laghi alpini di Como e Lugano. In questo caso l'attenzione è posta sulle sorgenti delle MP, evidenziando che sono gli scarichi urbani delle acque piovane e gli sfioratori di piena dei collettori fognari le principali fonti di inquinamento nei corpi lacustri considerati. Le concentrazioni e i carichi di MP sono state studiate in diverse condizioni (durante periodi di tempo asciutto e durante eventi di pioggia) permettendo di identificare i fattori chiave che contribuiscono alla variabilità osservata nelle concentrazioni, includendo tra queste anche la variazione della pressione turistica. La concentrazione nelle acque reflue in tempo secco mostra una media di 17.6 mg L⁻¹, con valori più alti del 50% nella stagione turistica. In periodi di pioggia la concentrazione di MP è relativamente più bassa (12.9 mg L⁻¹) con valori che dipendono dal deflusso di acque piovane dal bacino idrografico direttamente drenato. I risultati consentono la valutazione dell'esposizione spazio-temporale degli ecosistemi lacustri, ma in generale anche per quelli fluviali, all'inquinamento da MP nelle aree urbane, fornendo indicazioni su pratiche di gestione efficaci e misure di controllo dei sistemi di drenaggio urbano.

Il quadro che emerge dagli esempi riportati consente di affermare che la ricerca italiana è certamente in linea con quella internazionale, sia per le tematiche affrontate che per i corpi idrici considerati. Inoltre, è interessante notare che le ricerche si sono fortemente sviluppate nell'ultimo quinquennio, in modo sincrono con la crescita dell'attenzione a livello globale.

Per evitare di dare una rappresentazione riduttiva della ricerca sulle MP e NP a livello italiano, merita ricordare, senza entrare nei dettagli dei risultati, anche i seguenti lavori sugli ambienti acquatici (elencati in ordine temporale crescente a partire dal 2020, che rappresenta, come detto, un momento di transizione della ricerca sulle MP e NP, a cui si rimanda per i relativi approfondimenti:

- Binelli et al. (2020), che trattano della valutazione della pericolosità di miscele di plastica provenienti da quattro grandi laghi subalpini italiani sulla base di esposizioni di laboratorio di *Dreissena polymorpha*;
- Nava et al. (2021), che affrontano criticamente le interazioni tra MP, microalghe ed ecosistemi acquatici;
- Galafassi et al. (2021), che valutano il contributo delle particelle di microplastica nella diffusione di batteri patogeni nelle acque reflue trattate;
- Battistin et al. (2023), che esaminano l'inquinamento da MP nella rete alimentare attraverso osservazioni sull'ingestione da parte dell'anfibio *Cryptorhynchus garbinii* sulle

rive del Lago di Garda;

- Binelli et al. (2024b), che affrontano aspetti fisiologici della modulazione delle proteine e gli effetti biochimici in embrioni del pesce *Danio rerio* (zebrafish) esposti a polimeri idrosolubili, un tema di grande attualità considerata la scarsa conoscenza, come sottolineato all'inizio, degli effetti di queste molecole;
- Magni et al. (2024), che affrontano un aspetto importante ma inusuale con la caratterizzazione ecotossicologica delle sospensioni acquose di particelle di pneumatici fuori uso;
- Bocci et al. (2024), che presentano una rassegna sulla biodiversità, i rischi e il potenziale di biodegradazione con implicazioni per la salute dell'ecosistema acquatico a causa delle MP;
- Nava et al. (2024), che affrontano il problema di come l'inquinamento da plastica influisce sui processi ecosistemici, tra cui la struttura delle comunità nei grandi fiumi del mondo;
- Nava et al. (2025), che approfondiscono le interazioni fitoplancton-plastica negli ecosistemi acquatici.

In aggiunta a quanto già affermato, dalla varietà di temi trattati indicati da questo elenco e dagli altri studi citati in modo più approfondito, la ricerca italiana e lombarda appare attiva e ben diversificata. Si auspica, quindi, che questi studi possano essere di stimolo per il gestore pubblico e per gli attori del mondo produttivo per affrontare in modo razionale la gestione della mitigazione dell'apporto di MP e NP all'ambiente.

Plastiche e clima

Un tema poco affrontato a livello internazionale è la connessione tra plastica e clima, che può apparire trascurabile anche perché ancora poco studiato (Shen et al., 2020). Tale connessione può essere abbastanza stretta se si pensa che la produzione di plastiche, come si è detto in precedenza, è aumentata enormemente con un altrettanto conseguente impatto delle macroplastiche sull'ambiente.

L'aspetto poco conosciuto e di interesse in questo contesto, però, è l'impatto dei cambiamenti climatici sulla presenza delle MP e NP nell'ambiente acquatico. Una questione che solleva diverse domande e, in particolare, se vi sia una relazione e se questa sia diretta o indiretta.

In una recente nota del *Geneva Environment Network*, coordinato dall'*UN Environment Programme*, con il supporto della Confederazione Svizzera (<https://bit.ly/3MTzSUQ>), si rammenta che il 99% delle plastiche viene creato da materie prime derivanti da combustibili fossili. La produzione di plastica è, quindi, legata all'industria petrolchimica e si prevede che i prodotti petrolchimici diventeranno il principale motore della crescita della domanda globale di petrolio da qui al 2030. Mentre la comunità internazionale si sta sforzando di affrontare il cambiamento climatico allontanandosi dai combustibili fossili nei settori dell'energia e dei trasporti, la produzione della plastica resterà invece legata inevitabilmente all'industria dei fossili, con una emissione di CO_{2e} nel ciclo di vita della plastica di circa 1 Gt CO_{2e} a⁻¹, circa il 2% delle emissioni globali, più del doppio delle emissioni complessive dell'Italia (0.84% nel 2022, secondo www.worldometers.info).

Anche se si tratta di un tema di frontiera, ma comunque connesso con la crisi ambientale globale, può essere utile considerare i tre lavori seguenti, che consentono di delineare le dimensioni del problema e di mettere in luce una relazione con gli impatti delle MP e NP sugli ecosistemi acquatici, fornendo una prima risposta alle domande sollevate.

Liang et al. (2025), studiando l'impatto della pCO₂ elevata (ovvero una sovrassaturazione

nel comparto acquatico espressa come pressione parziale) sugli effetti ecologici indotti da MP e NP, mostrano come gli organismi acquatici affrontano uno stress maggiore quando sono esposti ai fattori combinati di cambiamento climatico e MP e NP. L'elevata pCO_2 , determinata dall'aumento della CO_2 atmosferica che è la causa principale del cambiamento climatico, porta all'acidificazione dell'acqua dolce. La presenza di MP e NP in queste acque comporta una tossicità su *Chlamydomonas reinhardtii*, un'alga verde unicellulare, ampiamente utilizzata come organismo modello in biologia, dipendente dalle loro dimensioni, con le nanoparticelle più piccole (80 nm) che causano una maggiore inibizione tossica rispetto alle microparticelle più grandi (300 nm - 5 μ m), principalmente attribuite al danno cellulare correlato allo stress ossidativo. Al contrario, la sola acidificazione sembra promuovere la crescita dell'alga, probabilmente attraverso influenze sul metabolismo energetico. L'esposizione contemporanea porta, invece, a osservare effetti tossici distinti, con stress ossidativo più grave, implicando un maggior costo energetico con ricadute sulla struttura e sulla funzione cellulare. Questi risultati evidenziano una influenza indiretta del cambiamento climatico e della dimensione delle particelle sui rischi ecologici negli ambienti acquatici.

Meenakshi et al. (2025) affrontano, con un approccio modellistico multifrattale, le interazioni tra MP e cambiamenti climatici oceanici indagando il ruolo delle MP nell'influenzarli. Esaminando cinque variabili chiave relative agli oceani: MP oceaniche (in questo caso considerando le particelle < 0.5 cm), contenuto di calore dell'oceano (tra superficie e la profondità di 2000 m), la temperatura della superficie, il bilancio di massa della calotta glaciale antartica e l'innalzamento del livello del mare, adottando una prospettiva frattale mostrano come l'inquinamento da plastica influisce (apparentemente in modo diretto) sulle dinamiche climatiche oceaniche. L'analisi, pur trattandosi di una ricerca di frontiera da considerare con tutte le precauzioni, cattura efficacemente le irregolarità, le complessità del comportamento oscillatorio e direzionale della variabilità climatica oceanica, ovvero l'insieme delle fluttuazioni naturali del clima terrestre causate dalle dinamiche degli oceani in grado d'influenzare temperature, precipitazioni e circolazione atmosferica su scala planetaria.

Chiudendo questa parentesi sulle interazioni tra clima e plastiche nell'ambiente acquatico, un contributo molto concreto è quello di un recente lavoro italiano (Quadroni et al., 2024) che esamina gli impatti interconnessi della gestione delle risorse idriche e dei cambiamenti climatici sull'inquinamento da MP e sulle biocenosi fluviali. Quadroni et al., 2024 sottolineano che la relazione tra l'idrologia fluviale e l'inquinamento da MP è complessa: l'aumento della portata durante le precipitazioni non sempre mobilita più MP, ma le inondazioni possono effettivamente trascinare nei corsi d'acqua le MP disperse nei bacini idrografici. I cambiamenti climatici e la gestione delle risorse idriche influenzano ulteriormente l'inquinamento da MP e il loro destino, alterando i regimi idro-sedimentari fluviali.

L'analisi degli impatti interconnessi di questi fattori da una prospettiva globale rivela una scarsità di studi che analizzino congiuntamente le questioni correlate dell'inquinamento da MP, della gestione delle risorse idriche e del cambiamento climatico. I risultati chiave indicano che le variazioni nella portata fluviale influenzano significativamente la mobilitazione delle MP, principalmente a seconda dell'uso del suolo del bacino, della morfologia, della posizione all'interno del bacino e delle caratteristiche delle particelle. Gli invasi lungo i fiumi funzionano sia come luogo di sedimentazione che come sorgenti, sottolineando il loro ruolo complesso nelle dinamiche delle MP e la necessità di strategie sostenibili di gestione dei sedimenti. La crescente frequenza di eventi meteorologici estremi, causati dai cambiamenti climatici, insieme alla siccità prolungata intensificata dalle pratiche di gestione delle acque, aggrava l'inquinamento dai MP. Questi cambiamenti contribuiscono

alla concentrazione locale di MP, ponendo minacce fisiche dirette agli organismi acquatici, in particolare alle specie bentoniche, attraverso l'inquinamento e l'alterazione degli habitat. Le attuali politiche sull'inquinamento da plastica, le risorse idriche e il cambiamento climatico appaiono ancora poco sviluppate per una buona gestione del problema, poiché questi argomenti sono affrontati separatamente. Le prospettive gestionali sulle direzioni politiche per affrontare le sfide per l'ambiente acquatico generate dalla presenza di MP appaiono rilevanti se si vogliono preservare i fiumi dai molteplici fattori di stress a cui sono sottoposti e, soprattutto, come segnalato in questa trattazione sul tema clima e plastiche, vanno affrontati in modo integrato.

2.5.5. Aspetti legislativi

Prima di sintetizzare le principali norme europee e nazionali sulle plastiche, in generale quale sorgente primaria, e le MP in particolare, merita ricordare che il "Trattato internazionale giuridicamente vincolante" sulle plastiche (UNEA Resolution 5/14, UNEP, 2022), di cui si è parlato all'inizio, potrebbe avere in futuro ricadute importanti sulle normative, quando adottato. Infatti, nella attuale formulazione il Trattato include tra gli obiettivi principali la riduzione dell'inquinamento da plastica lungo l'intero ciclo di vita, l'introduzione di obblighi vincolanti, la definizione di standard globali per la sostenibilità dei prodotti in plastica e, infine, un meccanismo finanziario per supportare i Paesi in via di sviluppo nell'attuazione (<https://shorturl.at/3hHWu>).

L'UE ha già adottato una serie di normative per affrontare l'impatto ambientale delle plastiche, promuovendo un'economia circolare e sostenibile:

- la Direttiva 904/2019/UE sulla plastica monouso, che mira a ridurre l'incidenza ambientale di prodotti in plastica usa e getta;
- le Direttive 2018/850, 851, 852: sull'economia circolare, che hanno l'obiettivo di riciclare almeno il 65% dei rifiuti urbani entro il 2035 e il riciclo degli imballaggi in plastica (65% entro il 2025 e 70% entro il 2030).

Riguardo alle MP, per le quali resta al momento la definizione di particelle inferiori a 5 mm, il Regolamento 2055/2023/UE vieta la vendita di prodotti contenenti aggiunte intenzionali e prodotti che rilasciano MP nell'ambiente durante l'uso, differenziando l'applicazione lungo l'ampio spettro temporale che copre il periodo 2027-2035. Rientrano in questi prodotti: cosmetici, detergenti, cere, deodoranti, prodotti agricoli e fertilizzanti, dispositivi medici, superfici sportive sintetiche ecc. Restrizioni già richiamate dal regolamento REACH (Regolamento 1907/2006/CE) che disciplina le sostanze chimiche nell'UE.

In Italia, la normativa sulle plastiche si basa principalmente sul recepimento delle direttive europee. Pertanto, le normative sulle MP derivano dal già citato Regolamento 2055/2023/UE, anche se alcuni prodotti erano stati vietati in anticipo rispetto all'entrata in vigore. A questo riguardo il Ministero delle Imprese e del Made in Italy ha pubblicato una guida esplicativa per aiutare le imprese ad allineare le produzioni alla normativa (<https://urly.it/31bt15>).

2.5.6. Riflessioni finali

La rapida espansione delle ricerche sulle MP e NP, verificatasi nell'ultimo quinquennio, ha guidato la trattazione sviluppata in questo paragrafo. Il quadro che emerge, in particolare per il comparto acquatico, è certamente positivo. Le crescenti informazioni disponibili consentono di conoscere sempre meglio meccanismi di impatto ed effetti sulle biocenosi acquatiche. Su questi temi la ricerca lombarda ha dato contributi essenziali alla conoscenza internazionale del fenomeno delle MP e NP nei fiumi e nei laghi, ma significative sono anche le indagini sui sistemi di trattamento delle acque reflue e potabili.

Accanto ai progressi scientifici, il quadro globale resta critico: la produzione di plastiche è in continua crescita e, di conseguenza, anche la diffusione di MP e NP nell'ambiente sembra destinata ad aumentare nel breve-medio periodo. Questa evidenza rende ancora più urgente tradurre le acquisizioni scientifiche in strumenti normativi e gestionali capaci di ridurre l'immissione di plastiche e contenere i rischi per gli ecosistemi e la salute.

3.

Rischio Ambientale e Umano di MIE e MP



¹Antonelli M., ²Bertanza G., ⁴Castiglioni S., ⁵Di Guardo A., ³Pedrazzani R., ¹Penserini L., ⁵Terzaghi E.

¹Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA) – Sezione Ambientale

²Università degli Studi di Brescia, Dipartimento di Ingegneria Civile, Architettura, Territorio e Ambiente e di Matematica (DICATAM)

³Università degli Studi di Brescia, Dipartimento di Ingegneria Meccanica e Industriale (DIMI)

⁴Istituto di Ricerche Farmacologiche “Mario Negri” IRCCS, Dipartimento di Ricerca Ambiente e Salute

⁵Università degli Studi dell’Insubria, Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia (DiSAT)

3.1 INTRODUZIONE

I dati di concentrazione e distribuzione dei MIE illustrati nel precedente capitolo costituiscono il punto di partenza per stimare esposizione ed effetti su ecosistemi e salute umana. Questo capitolo è indirizzato a definire metodologie e criteri per tradurre le concentrazioni ambientali in indicatori di rischio per ecosistemi e salute umana, evidenziando punti di forza e limiti dei diversi approcci analitici, modellistici, ecotossicologici e tossicologici, illustrando esempi applicativi e considerando le direttive e linee guida europee vigenti nonché possibili sviluppi metodologici per una sorveglianza ambientale più efficace.

In particolare, vengono considerati, in successione, il quadro concettuale e le fasi chiave per la determinazione del rischio ambientale ed umano per MIE e MP, illustrando le quattro fasi fondamentali, ovvero (i) identificazione del pericolo, (ii) valutazione dell’esposizione, (iii) valutazione degli effetti, e (iv) caratterizzazione del rischio. L’analisi dell’approccio metodologico considera il ricorso ai dati di monitoraggio ed ai modelli ambientali, attraverso le stime dei parametri tossicologici e gli scenari di esposizione, fino al calcolo e all’interpretazione degli indici di rischio.

Un’attenzione particolare è posta ai saggi di tossicità per acque reflue e potabili, perché il loro utilizzo si presta a delicate interpretazioni. Nel capitolo si parte da una panoramica dei test normativi e dei protocolli standardizzati, giungendo successivamente a porre l’attenzione al confronto fra saggi disponibili in kit e protocolli di laboratorio.

La parte finale è dedicata al valore dei saggi biologici nel processo decisionale di valutazione del rischio. In particolare, si sottolinea il contributo dei saggi biologici per cogliere effetti combinati di MIE e microplastiche e i limiti di standardizzazione e di trasferibilità al contesto reale. La trattazione è accompagnata da esempi applicativi in impianti di depurazione delle acque reflue e alla filiera di trattamento delle acque destinate al consumo umano che dimostrano l’uso dei saggi biologici nei processi decisionali, con riferimento alle raccomandazioni europee (es. Raccomandazione 2279/2021/EU).

Nel complesso, il capitolo fornisce, sebbene in forma sintetica, una panoramica dello stato dell’arte degli strumenti più efficaci a disposizione per affrontare la valutazione del rischio, dal monitoraggio fino alla valutazione integrata degli aspetti ambientali ed umani.

3.2. ESPOSIZIONE, EFFETTI E VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI MIE E MP

La valutazione del rischio ambientale o ecologico consiste nella valutazione dei rischi posti dalla presenza di sostanze chimiche rilasciate nell’ambiente dall’essere umano,

su tutti gli organismi viventi dei vari ecosistemi terrestri e acquatici. Questa procedura include quattro fasi illustrate in Figura 3.1 e spiegate in Tabella 3.1.

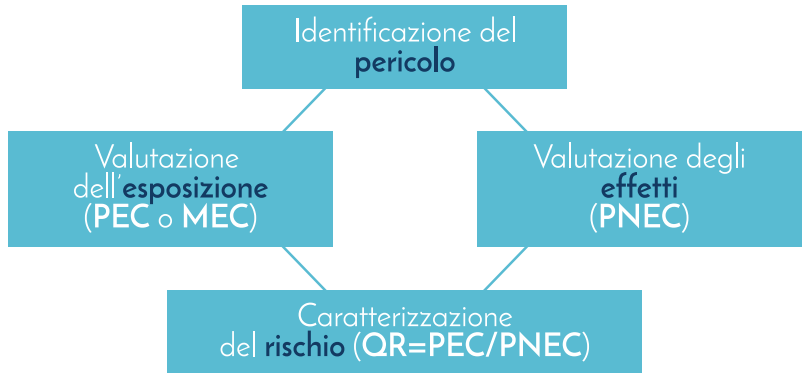


Fig. 3.1 - Fasi della valutazione del rischio

Tab. 3.1 - Definizioni delle fasi della valutazione del rischio.	
Step della valutazione	Rischio ambientale
Identificazione del pericolo	Identificazione degli effetti avversi che una sostanza può causare all'ecosistema in seguito ad esposizione
Valutazione dell'esposizione	Valutazione delle concentrazioni ambientali di una sostanza mediante l'utilizzo di modelli predittivi del destino ambientale che permettono di ottenere le <i>Predicted Environmental Concentration</i> (PECs) o del monitoraggio dal quale si ottengono le <i>Measured Environmental Concentrations</i> (MECs)
Valutazione degli effetti	Valutazione della relazione concentrazione-risposta di una sostanza nei confronti di organismi rappresentativi dei tre livelli trofici (produttori primari, consumatori primari e consumatori secondari) mediante saggi ecotossicologici al fine di ottenere le PNECs
Caratterizzazione del rischio	Confronto delle PECs e PNECs mediante il calcolo del quoziente di rischio ($QR = PEC/PNEC$) per definire situazioni di rischio accettabile ($QR < 0.01$) o inaccettabile ($QR > 1$) o situazioni in cui sono richieste azioni di riduzione del rischio ($0.01 < QR < 1$)

Alla fase di caratterizzazione del rischio seguono altre fasi: classificazione del rischio, analisi costi-benefici, riduzione del rischio e monitoraggio/revisione, che non verranno trattate nel dettaglio in questo capitolo perché esulano dallo scopo del volume. Per maggiori informazioni si rimanda comunque al lavoro di van Leeuwen e Vermeire (2007).

In Europa, la procedura di valutazione del rischio ambientale si differenzia a seconda della tipologia di sostanza chimica. La Tabella 3.2 riporta i principali documenti di riferimento per la valutazione del rischio ambientale per molecole ad uso industriale e biocidi, pesticidi, farmaci e MP.

Tab. 3.2 - Documenti relativi alla valutazione del rischio ambientale per diverse tipologie di sostanze chimiche.

Tipologia di molecola	Documenti di riferimento in Europa	Bibliografia
Molecole ad uso industriale e biocidi	Technical Guidance Document on risk assessment	EC, 2003a, 2003b, 2003c, 2003d
Pesticidi	Pesticide guidance document	EC, 2024
Farmaci	Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use	EMA, 2024
MP	Articoli scientifici*	Everaert et al., 2018; Koelmans et al., 2022, 2023; Qiu et al., 2023

*ad oggi non esiste un documento di riferimento per la validazione del rischio relativa alle MP in Europa, però vari autori hanno proposto delle strategie

3.2.1. Studio dell'esposizione a MIE e MP per gli ecosistemi e per la salute umana
Monitoraggio

Come già descritto nei precedenti capitoli, il monitoraggio dei MIE è fondamentale per valutarne la presenza, il destino ambientale e i possibili effetti sugli ecosistemi e sulla salute umana. Lo studio ambientale dei MIE è complicato dal fatto che appartengono a numerose classi chimiche differenti a cui corrispondono diverse proprietà chimico fisiche e quindi diverso comportamento ambientale. In generale, i MIE sono molecole polari e mobili che si trovano prevalentemente nel comparto acquoso a cui giungono dalle acque reflue non trattate, da quelle trattate dagli impianti di depurazione (non tutti i MIE e le MP vengono trattenuti dagli impianti), dalle acque meteoriche di dilavamento, ecc. Alcune sostanze possono invece legarsi e adsorbirsi su fanghi di depurazione, sedimenti e particolato e se trasferiti nei suoli può verificarsi assorbimento da parte delle piante.

Il monitoraggio di queste sostanze richiede l'impiego di tecniche analitiche sofisticate in grado di rilevare sostanze in tracce in matrici complesse con alta selettività e sensibilità. La disponibilità di strumenti in grado di raggiungere livelli di sensibilità sempre maggiori e di identificare sostanze impiegando l'alta risoluzione ha consentito negli ultimi anni di sviluppare nuove tecniche analitiche (Tröger et al., 2021; Wang et al., 2024). Recentemente vengono infatti adottate due strategie analitiche principali:

1. **analisi target** che consente di ricercare, con l'ausilio di standard analitici, molecole selezionate e di quantificarne la presenza. In questo caso il vantaggio è legato al fatto che si può effettuare un'analisi quantitativa delle sostanze seppur in numero limitato per la necessità di dover acquisire standard analitici spesso costosi;
2. **analisi non-target e analisi di screening** che, mediante spettrometria di massa ad alta risoluzione, consente di identificare le sostanze presenti in base al loro peso molecolare effettuando così un'analisi qualitativa preliminare senza dover impiegare costosi standard analitici. Questo tipo di analisi risulta molto utile per effettuare una prima selezione delle molecole di interesse più abbondanti utilizzando banche dati di spettri di massa, che risultano oggi sempre più numerose e complete. A ciò può seguire un'analisi target per confermare la presenza di sostanze selezionate mediante standard analitici, passaggio che risulta comunque indispensabile per l'identificazione certa di una sostanza.

L'insieme di queste tecniche analitiche avanzate per il monitoraggio ambientale offre la possibilità di identificare un elevato numero di inquinanti anche in matrici ambientali complesse, ampliando così il quadro conoscitivo ed aiutando l'identificazione di sostanze prioritarie per l'aggiornamento del quadro normativo.

Modelli per lo studio dell'esposizione degli ecosistemi

I modelli del destino ambientale sono utili per predire le concentrazioni ambientali (PEC) delle sostanze chimiche nel contesto della valutazione dell'esposizione.

In Europa vengono utilizzati diversi modelli in base alla tipologia di sostanza chimica. Di seguito sono brevemente descritti gli approcci ad oggi disponibili per: molecole ad uso industriale e biocidi, pesticidi, farmaci e microplastiche. Si rimanda poi alla letteratura specifica per maggiori dettagli.

Molecole ad uso industriale e biocidi: lo strumento di riferimento è il modello EUSES (the European Union System for the Evaluation of Substances) (Lijzen J.P.A., 2004) che grazie a CHESAR (Chemical Safety Assessment and Reporting), uno strumento sviluppato da ECHA per supportare chi deve effettuare la registrazione di una sostanza chimica in adempimento agli obblighi REACH, permette di valutare il rischio di esposizione e di caratterizzare il rischio e di generare i CSR (Chemical Safety Report) e gli Scenari di Esposizione (ES). In EUSES vengono calcolate le concentrazioni delle sostanze in condizioni di stato stazionario (ovvero scarico continuo nel tempo) e su scala regionale. Ciò viene fatto per tutti i comparti ambientali in quanto EUSES incorpora il modello del destino ambientale multimediale SimpleBox (Brandes et al., 1996; Hollander et al., 2016; Vermeire et al., 2005, 1997), un modello di tipo III (non equilibrio e a stato stazionario) che include diversi comparti tra cui l'aria, suolo (naturale, agricolo, industriale), acqua marina, acqua dolce, sedimenti, acque sotterranee, considerando una emissione continua della molecola (Figura 3.2). Vengono inoltre usati modelli locali che includono un modello di impianto di depurazione (SimpleTreat) (Struijs, 2014), un modello di distribuzione in aria, un modello di acque superficiali basato sulla diluizione e la ripartizione, e un modello suolo singolo comparto che permettono di prevedere le concentrazioni nelle acque in uscita dai depuratori e nei fanghi, in aria, nelle acque superficiali e nei sedimenti, nel suolo e nelle acque di falda.

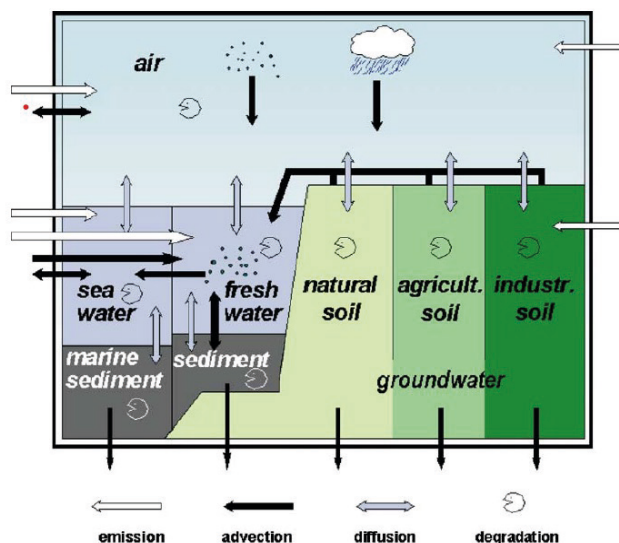


Fig. 3.2 - Rappresentazione schematica del modello regionale in EUSES, modificato da Lijzen J.P.A. (2004).

Pesticidi: i modelli del gruppo FOCUS (FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use) vengono utilizzati per predire il destino ambientale dei pesticidi in acque sotterranee (ESDAC, 2023; Boesten J.J.T.I. 2014; FOCUS, 2000) e acque superficiali (FOCUS, 2001, 1997). Per le acque sotterranee, si utilizzano 4 modelli (PELMO, PRZM, PEARL, MACRO) per la valutazione dell'infiltrazione (Tier-1 assessment) considerando 9 scenari standard che variano nelle condizioni meteorologiche, tipologia di suolo e di coltivazione rappresentativi di scenari agricoli europei. Per le acque superficiali invece, la contaminazione dovuta a processi come deriva¹³, drenaggio e scorrimento superficiale (runoff) viene valutata mediante un approccio a 4 livelli (tiered approach). In particolare modo si inizia con dei calcoli semplici con il modello STEP 1-2 (Surface water Tool for Exposure Predictions) che prevedono applicazione singola della molecola e scenario fisso e successivamente si considerano applicazioni multiple e variazioni regionali nello scenario. Il terzo livello prevede l'utilizzo di 10 scenari standard che variano nelle condizioni meteorologiche, tipologia di suolo, di coltivazione e di corso d'acqua e di vari modelli inclusi MACRO (per la stima del drenaggio), PRZM (per il runoff), SWASH (per la deriva) e, infine, TOXSWA (TOXic substances in Surface WAters) che utilizza i risultati dei modelli precedenti come parametri di input per stimare le PEC in acqua e sedimenti. Il quarto livello prevede l'utilizzo di modelli sito-specifici.

Farmaci: anche in questo caso si utilizza un approccio a più livelli (European Medicine Agency, 2024); inizialmente si calcolano le PEC nelle acque superficiali basandosi sugli usi della sostanze e facendo le seguenti assunzioni: l'1% della popolazione riceve quotidianamente il principio attivo; la rete fognaria è la principale via di ingresso del principio attivo nelle acque superficiali; il calcolo si basa su un flusso medio di acque reflue di 200 litri per abitante al giorno per una popolazione di 10.000 abitanti; non vi è biodegradazione o ritenzione del principio attivo nell'impianto di depurazione delle acque; non c'è metabolismo nel paziente. Se la PEC risulta maggiore della soglia di $0.01 \mu\text{g L}^{-1}$ allora si passa ad un secondo livello dove vengono valutate le PEC oltre che nelle acque superficiali anche in sedimenti, nell'impianto di depurazione (Sewage Treatment Plant, STP), nel suolo e nelle acque sotterranee. A tal fine si utilizzano diversi modelli, tra cui il modello SimpleTreat e il modello Simbafi. Il modello SimpleTreat permette di predire il destino ambientale di una molecola all'interno di un impianto di depurazione (Struijs, 2014). È un box model allo stato stazionario che considera i processi di ripartizione, degradazione e volatilizzazione di fase che avvengono all'interno dell'impianto, permettendo la stima delle concentrazioni di contaminanti negli effluenti dello STP e nei fanghi, oltre agli scarichi attraverso l'aria (volatilizzazione), gli scarichi solidi e liquidi dall'impianto. Il modello Simbafi (Simulation Model Bank Filtration) invece permette di calcolare la depurazione e l'eventuale trasferimento di molecole dalle acque superficiali a quelle sotterranee mediante infiltrazione dai fiumi verso la falda (bank filtration) in zone dove si verifica estrazione di acqua mediante pozzi (Müller et al., 2011).

Microplastiche: non esiste un unico modello riconosciuto a livello Europeo per effettuare la valutazione dell'esposizione da microplastiche. Tuttavia, nel tempo sono stati sviluppati diversi modelli che permettono di predire il destino ambientale delle microplastiche tra cui nanoFate (Meesters et al., 2016), SimpleBox4Nano (Meesters et al. 2014) e NanoDUFLOW (Besseling et al., 2017). Più recentemente è stato sviluppato il modello SimpleBox4Plastic (Quik et al., 2023), che permette di predire il trasporto e le concentrazioni di microplastiche in aria, acque superficiali, sedimenti e suolo.

Modelli per lo studio dell'esposizione umana

La valutazione dell'esposizione ai MIE per la salute umana ha l'obiettivo di stimare la

¹³ Deriva (o drift) è lo spostamento del pesticida al momento dell'applicazione a causa, tipicamente, del vento. Attraverso questo fenomeno, le molecole possono raggiungere direttamente comparti non target come le acque superficiali

dose di contaminante a cui gli individui sono esposti durante un determinato periodo, considerando le specifiche vie di contatto (WHO, 2022). Nel caso in cui la matrice in cui i MIE sono contenuti sia quella idrica, il meccanismo primario di esposizione è l'ingestione orale, che avviene attraverso il consumo di acqua potabile o, in caso di riutilizzo agricolo delle acque reflue, tramite il consumo di colture irrigate con acque reflue (Yalin et al., 2023). La popolazione esposta al rischio è quindi quella dei consumatori (di acqua potabile o prodotti agricoli irrigati). Ulteriori vie di esposizione includono l'ingestione involontaria di acqua, l'inalazione di aerosol e il contatto dermico, sebbene questi meccanismi siano generalmente secondari rispetto all'ingestione e riguardino una tipologia di popolazione esposta diversa, come per esempio i lavoratori in agricoltura o i bagnanti (WHO, 2016).

Nel caso dei MIE, l'esposizione è tipicamente cronica perché avviene su tempi prolungati, attraverso basse concentrazioni (solitamente dell'ordine del $\mu\text{g L}^{-1}$ - ng L^{-1}) di contaminanti presenti nella matrice ingerita (Baken et al., 2018). Questa esposizione continua per anni, spesso per tutta la durata della vita, e riflette non solo la persistenza dei contaminanti nelle matrici ambientali, ma anche il tempo necessario per il manifestarsi degli effetti tossicologici. La valutazione del rischio associato a tale esposizione richiede modelli capaci di stimare la dose cumulativa ingerita e gli effetti potenziali a lungo termine.

Per stimare la dose di esposizione $\text{DOSE}_{\text{EXP},i}$, espressa come $\mu\text{g}; \text{kgBW}^{-1} \text{d}^{-1}$, si utilizza la generica formula:

$$\text{DOSE}_{\text{EXP},i} = \frac{C_{\text{EXP},i} \cdot \text{IR} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED}}{\text{BW} \cdot \text{AT}} \quad (3.1)$$

dove le variabili hanno il seguente significato:

$C_{\text{EXP},i}$ ($\mu\text{g}; \text{L}^{-1}$ o $\mu\text{g}; \text{g}^{-1}$) rappresenta la concentrazione di esposizione del contaminante nella matrice consumata, come acqua potabile o colture irrigate con acque reflue;

IR (L d^{-1} o g d^{-1}) è il tasso di ingestione giornaliero della matrice (ad esempio, litri d'acqua o grammi di colture consumate al giorno);

EF (giorno a^{-1}) è la frequenza di esposizione;

ED (a) è la durata dell'esposizione;

BW (kg) è il peso corporeo medio dell'individuo;

AT è il periodo totale su cui viene mediata l'esposizione, solitamente espresso in giorni.

L'approccio per calcolare $C_{\text{EXP},i}$ dipende dal contesto specifico. Per l'acqua potabile, la concentrazione è determinata dalla qualità delle acque distribuite e dai trattamenti applicati per la rimozione dei contaminanti. Per le colture irrigate, la concentrazione è influenzata dal trasferimento del contaminante dai suoli irrigati ai tessuti vegetali, spesso stimato attraverso coefficienti di bioconcentrazione. L'Eq. 3.1 tiene conto della variabilità nei tassi di consumo, nella durata dell'esposizione e nel peso corporeo, permettendo di stimare la quantità di contaminante ingerita e accumulata nel tempo.

La valutazione del rischio cronico è fondamentale per i MIE, poiché consente di valutare non solo il rischio a breve termine, ma anche gli effetti cumulativi che possono manifestarsi dopo anni di esposizione continua. Ad esempio, una dose giornaliera bassa ma costante potrebbe portare a effetti tossici cronici, come disfunzioni endocrine o accumulo nei tessuti, solo dopo decenni di esposizione. A seconda degli obiettivi e della disponibilità di dati, la modellazione può seguire approcci qualitativi, deterministici o

probabilistici (Penserini et al., 2024).

Gli approcci qualitativi o semi-qualitativi (ad esempio: alberi decisionali o matrici di rischio) sono generalmente impiegati nelle fasi preliminari di valutazione. Forniscono una categorizzazione approssimativa del rischio, identificando le aree, le popolazioni o le situazioni che richiedono un'attenzione prioritaria. Questi approcci non forniscono stime numeriche precise, ma sono utili per individuare le principali fonti di esposizione e per sviluppare strategie iniziali di gestione del rischio (JRC, 2022).

Gli approcci deterministici utilizzano valori puntuali per ogni parametro di input presente nell'Eq. 3.1, come la concentrazione del contaminante o il tasso di consumo. Forniscono stime conservative, spesso basate su scenari di esposizione peggiori (worst-case scenario), in cui si assume la massima concentrazione rilevata e il massimo consumo. Questi approcci sono utili per regolamentare situazioni in cui si desidera garantire un ampio margine di sicurezza, ma possono sovrastimare il rischio reale, soprattutto in contesti con elevata variabilità nei dati (Bokkers et al., 2017).

Gli approcci probabilistici rappresentano il metodo più avanzato e dettagliato per stimare l'esposizione. Incorporano distribuzioni statistiche per i parametri in ingresso, per riflettere la variabilità e l'incertezza nei dati. Ad esempio, utilizzando distribuzioni normali, lognormali o uniformi per i parametri, le simulazioni Monte Carlo possono generare migliaia di scenari ipotetici, fornendo una distribuzione probabilistica della dose ingerita e conseguentemente del rischio (Cantoni et al., 2021). Tipicamente, questi metodi permettono di passare da una stima puntuale del rischio ad una distribuzione probabilistica, introducendo nuovi indicatori come la probabilità che l'esposizione superi la soglia di sicurezza o il massimo livello di rischio previsto dalla distribuzione probabilistica. Il vantaggio degli approcci probabilistici è quindi quello di permettere la definizione di soglie di attenzione e di allarme, e anche per comparare gli effetti attesi dei vari interventi di mitigazione (intesi come interventi volti a ridurre il rischio derivante dall'esposizione dai MIE), così da supportare il decisore nell'ordinare in termini di priorità e/o di efficacia le possibili azioni di intervento a salvaguardia della salute del consumatore. Negli ultimi anni gli approcci probabilistici hanno guadagnato sempre maggiore rilevanza per la loro capacità di integrare variabilità e incertezza nei dati di esposizione e tossicità (Ardiyanti et al., 2024).

Scenari di esposizione degli ecosistemi

Negli ultimi dieci anni si è verificato un notevole incremento dell'attenzione nei confronti dello studio dell'esposizione, ovvero delle concentrazioni ambientali di MIE come, ad esempio, farmaci, PFAS, e MP.

Di Guardo et al. (2024) hanno studiato il destino ambientale di 42 farmaci misurando le concentrazioni nel Lago di Como, negli impianti di trattamento delle acque reflue che defluiscono nel lago tramite due fiumi (Cosia e Breggia) e nell'acqua potabile ottenuta dal trattamento dell'acqua lacustre prelevata nella parte est del bacino comasco del lago (Figura 3.3). Le concentrazioni più alte misurate nell'acqua del lago sono state quelle di diclofenac (fino a 205 ng/L), seguite da carbamazepina (fino a 6 ng L⁻¹), il suo metabolita (10,11-diidrocarbamazepina, fino a 17 ng L⁻¹), e claritromicina (fino a 5 ng L⁻¹). I dati hanno permesso di calibrare un modello del destino ambientale (Dyna model) (Morselli et al., 2018), che ha dimostrato che il carico di contaminanti più importante deriva generalmente dall'acqua avvevata proveniente dal Nord del lago, piuttosto che dagli scarichi dell'impianto di trattamento delle acque reflue nei pressi di Como. Ciò indica che solo una riduzione significativa degli scarichi (uso ridotto o trattamento estensivo) a livello di bacino di drenaggio potrebbe incidere significativamente sulle concentrazioni

nel lago.

Per quanto riguarda i PFAS, Valsecchi et al. (2015) hanno presentato un'indagine riguardante la presenza e le possibili fonti di 11 PFAA nei principali bacini idrografici in Italia, che coprono circa il 40% della superficie italiana ed il 45% della popolazione italiana. Le concentrazioni totali di PFAA variavano da $< \text{LOD}$ a $8 \mu\text{g L}^{-1}$; le concentrazioni più alte sono state misurate nei fiumi interessati da scarichi industriali, come il Brenta, il Po e l'Arno. Si è inoltre stimato un carico totale di PFAA di 7.5 t anno^{-1} così distribuito: 39% PFBS, 32% PFOA, 22% PFCA, 6% PFOS e 1% PFCA. Gli scarichi di PFOA e PFOS rappresentavano il 10% ed il 2% rispettivamente di quelli Europei.

Le MP invece sono state misurate recentemente da Sbarberi et al. (2024) sia nelle acque che nei sedimenti di quattro affluenti del fiume Po (Ticino, Adda, Oglio e Mincio), che defluiscono dai principali laghi subalpini italiani. È stata evidenziata una contaminazione da plastica eterogenea, con i valori più bassi in Ticino (0.9 ± 0.5 frammenti m^{-3} nelle acque e 6.8 ± 4.5 frammenti kg^{-1} nei sedimenti) e i più alti nel Mincio (62.9 ± 53.9 frammenti m^{-3} nelle acque e 26.5 ± 13.3 frammenti kg^{-1} nei sedimenti), evidenziando una quantità di plastica nei sedimenti quattro volte superiore a quella delle acque. L'inquinamento da plastica, dovuto principalmente alle microplastiche, è stato associato principalmente ad un input domestico sia nelle acque che nei sedimenti dei fiumi Ticino e Adda, e nei sedimenti dell'Oglio, mentre un inquinamento industriale è stato riscontrato nelle acque e nei sedimenti del Mincio e dell'Oglio.

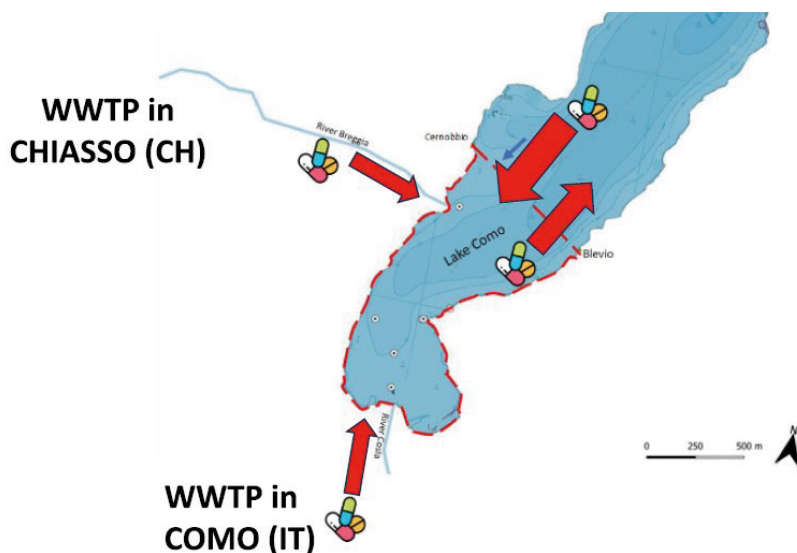


Fig. 3.3 - Aree campionate nella baia di Como dell'omonimo lago, tratto da Di Guardo et al. (2024).

Scenari di esposizione degli esseri umani

Gli scenari di esposizione sono strumenti fondamentali per valutare i rischi per la salute umana associati ai MIE, permettendo di simulare condizioni realistiche di esposizione e identificare le principali variabili che influenzano la dose assorbita. Diversi approcci possono essere utilizzati per modellare l'esposizione, in base alla disponibilità di dati e agli obiettivi dello studio.

In alcuni casi, la costruzione degli scenari si basa esclusivamente su dati di letteratura. Per esempio, in Penserini et al. (2022) la valutazione dell'esposizione ha preso in considerazione tre scenari principali di consumo di acqua potabile: esclusivamente acqua di rete, esclusivamente acqua in bottiglia di plastica o a un insieme delle due fonti. La modellazione ha utilizzato dati pubblicamente disponibili sulla qualità dell'acqua potabile, relativa alle concentrazioni presenti di alchilfenoli e ftalati, integrandoli con informazioni tossicologiche e parametri di consumo medio per diverse fasce di popolazione. Gli scenari simulati miravano a identificare le differenze nell'esposizione cumulativa in funzione delle abitudini di consumo, valutando l'impatto di ciascuna categoria di contaminanti relativo a ciascuna fonte.

Un approccio simile ma più complesso è stato adottato da Penserini et al. (2023) per modellare l'esposizione agli alchilfenoli. In questo caso, gli scenari sono stati costruiti considerando non solo l'acqua potabile, ma anche alimenti da colture irrigate con acque reflue trattate. Lo studio ha utilizzato direttamente le concentrazioni misurate nei prodotti alimentari (differenziati tra cereali, e frutta e verdura) e nell'acqua potabile. Gli scenari hanno considerato l'esposizione cronica attraverso l'ingestione orale e, mediante simulazioni Monte Carlo, è stato possibile rappresentare la variabilità inter-individuale nei consumi e fornire distribuzioni probabilistiche delle dosi assunte, fornendo significatività statistica alle stime del rischio.

In altri casi, l'esposizione è stata modellata combinando dati di letteratura e dati di monitoraggio con l'uso di software avanzati per la simulazione dei processi di trattamento di matrici acquose inquinate. Ad esempio, in Cantoni et al. (2021) è stato utilizzato un software per la modellazione della rimozione di inquinanti all'interno dei filtri a carbone attivo granulare (GAC, granular activated carbon), con lo scopo di valutare il rischio chimico associato al consumo di acqua potabile. Nello specifico caso, il MIE preso in considerazione è stato il bisfenolo A (BPA). Gli scenari modellati includevano diverse configurazioni dei filtri, con variazioni nei tempi di contatto e nei carichi di contaminante. L'esposizione è stata stimata ipotizzando che la concentrazione di BPA nell'acqua trattata seguisse una curva di rimozione parametrizzata in base alle condizioni operative dei filtri. Per ogni scenario, sono stati calcolati le concentrazioni residue di BPA nell'acqua potabile distribuita ai consumatori e, successivamente, è stata stimata la dose giornaliera assunta dalla popolazione esposta. Il confronto dei valori di rischio associati alle dosi giornaliere di esposizione ha fornito indicazioni circa l'efficacia del trattamento, a supporto del potenziamento degli impianti di potabilizzazione.

Infine, in Delli Compagni et al. (2020) è stato adottato un approccio multi-compartimentale (Figura 3.4) per modellare il destino e il trasporto di diversi MIE in sistemi di riutilizzo agricolo (indiretto) delle acque reflue. Gli scenari considerati includevano il rilascio, da parte di impianti di trattamento di acque reflue urbane, di contaminanti nei canali di irrigazione, il loro accumulo nei suoli e il trasferimento ai tessuti vegetali. Le ipotesi principali riguardavano la concentrazione iniziale dei contaminanti nell'acqua di irrigazione, stimata in base ai carichi delle acque reflue trattate, ed ai coefficienti di bioconcentrazione per diverse tipologie di colture. Gli scenari erano progettati per esplorare l'impatto di diverse pratiche di gestione, come l'irrigazione a pioggia rispetto all'irrigazione a goccia, e per valutare la sensibilità delle colture ai contaminanti a seconda della loro tipologia e struttura biologica. Un approccio similare è stato adottato da Ianes et al. (2024) che ha però ampliato il sistema considerando l'apporto di MIE derivante anche da altri scarichi, nel caso specifico gli scarichi delle pompe di calore che utilizzano acqua di falda contaminata.

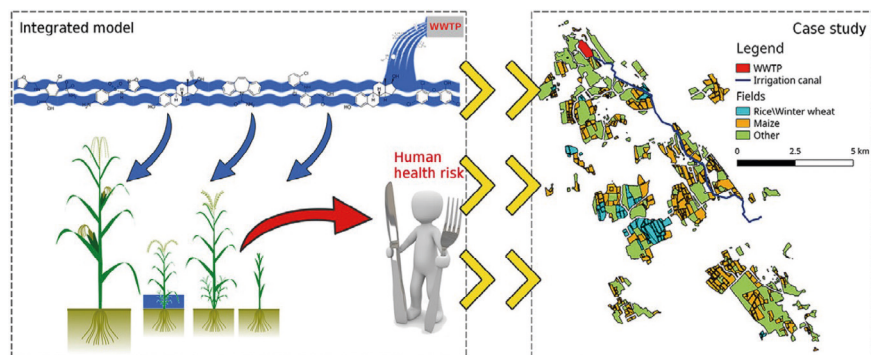


Fig. 3.4 - Schema concettuale del sistema di riutilizzo indiretto di acque reflue trattate in agricoltura, tratto da Delli Compagni et al. (2020).

Questi esempi mostrano come la modellazione degli scenari di esposizione possa essere adattata a diversi livelli di complessità, spaziando dall'utilizzo diretto di dati di letteratura a simulazioni avanzate con software specializzati. Le ipotesi di partenza ed i parametri utilizzati nei modelli giocano un ruolo cruciale nella costruzione degli scenari, influenzando la precisione e l'applicabilità dei risultati. Questo approccio consente di supportare decisioni regolatorie e sviluppare strategie di mitigazione basate su solide evidenze scientifiche.

Problemi legati alla valutazione dell'esposizione

Come già evidenziato in una scientific opinion dell'UE (European Commission, 2013), nonostante i progressi nell'analisi e nel monitoraggio dei MIE, permangono diverse criticità che ostacolano una valutazione dell'esposizione pienamente affidabile. Innanzitutto, la mancanza di conoscenza e di dati armonizzati rappresenta un limite importante: si stima infatti di disporre di informazioni sufficienti (ad esempio conosciamo le proprietà chimico fisiche) a prevedere il destino ambientale di meno dell'1% delle molecole presenti sul mercato (EEA, 2019) e i dataset disponibili sono spesso disomogenei o raccolti con protocolli differenti, riducendone l'affidabilità complessiva.

Un secondo aspetto riguarda la discrepanza tra modelli e caratteristiche chimico-fisiche: gli strumenti attuali sono generalmente calibrati per composti apolari e faticano a descrivere correttamente il comportamento di sostanze organiche polari e ionizzate a pH ambientali, aumentando l'incertezza nelle stime di PEC e PNEC.

Terzo, la carenza di metodologie e modelli specifici per MP e nanomateriali limita la capacità di caratterizzare l'esposizione a questi contaminanti: non esiste infatti ancora un modello europeo univoco, né protocolli standard per la validazione dei dati di monitoraggio sulle MP, né criteri condivisi per valutare il destino delle miscele di particelle, inclusi i prodotti di degradazione.

Infine, è necessario sviluppare modelli avanzati per scenari complessi, che includano:

- la dinamica delle miscele chimiche (metaboliti e by-product),
- i processi di bioaccumulo in reti trofiche acquatiche e terrestri,
- il trasporto e la biodisponibilità delle sostanze lungo la filiera agro-alimentare e nel suolo.

In sintesi, per migliorare l'affidabilità della valutazione del rischio è urgente colmare le lacune conoscitive, armonizzare i protocolli di raccolta dati e ampliare gli strumenti modellistici a sostanze polari, microplastiche e scenari multi-comparto.

3.2.2. Studio degli effetti di MIE e MP per gli ecosistemi e per la salute umana

Nella valutazione del rischio è componente fondamentale la valutazione degli effetti delle sostanze sugli organismi e sugli esseri umani, studi effettuati tipicamente con test di laboratorio.

Dati di ecotossicità da banche dati (singola molecola e miscele di sostanze note) e da test di laboratorio

La valutazione degli effetti si effettua mediante l'esecuzione di test di laboratorio con lo scopo di ottenere una curva concentrazione-risposta valutando i principali *endpoint* ecotossicologici, come ad esempio la LC50, l'EC50 e la NOEC (*No Observed Effect Concentration*), che servono per la stima delle PNEC.

I test ecotossicologici vengono effettuati su organismi modello, rappresentativi dei livelli della catena trofica.

Ad esempio, per quanto riguarda l'ecosistema acquatico si considerano alghe (produttori primari), *Dafnia* (consumatori primari) e pesci (consumatori secondari). Esistono diversi database che riportano questi dati, tra cui ECOTOX, un database gratuito dell'EPA (US Environmental Protection Agency) che ad oggi conta più di un milione di dati per più di 10000 molecole (EPA, 2024 - <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>; Olker et al., 2022). Tuttavia, dati per MIE come, ad esempio, PFAS sono limitati (attualmente rappresentano <3% di tutti i dati presenti nel database) e non sono presenti dati di tossicità su MP. Per ottenere questi dati occorre rifarsi alla letteratura (Cui et al., 2024; Jiang et al., 2019; Klun et al., 2022; Nam et al., 2024; Rozman et al., 2021).

Inoltre, in genere i dati riportati si riferiscono a singole specie e a singole molecole piuttosto che a miscele. Di solito poi non viene considerata l'interazione con altri stressor ambientali (ad esempio, temperatura, disponibilità di ossigeno, variazione di pH). Per ottenere questa tipologia di dati occorre anche in questo caso rifarsi alla letteratura scientifica (Holmstrup et al., 2010; Moe et al., 2013; Noyes et al., 2009; Sun et al., 2020; Talent, 2005).

Dati di tossicità umana da banche dati (singola molecola e miscele di sostanze note) e da test di laboratorio

La caratterizzazione della tossicità dei MIE per la salute umana si basa su un'ampia gamma di fonti, che includono banche dati tossicologiche, studi di laboratorio e approcci modellistici. Le banche dati, come EFSA, OpenFoodTox (Dorne et al., 2021) o PubChem (PubChem website), forniscono informazioni chiave sui parametri tossicologici di singoli contaminanti, come il NOAEL ed il LOAEL, derivati da studi tossicologici su modelli animali o sistemi in vitro. Il NOAEL rappresenta la dose massima di una sostanza a cui non si osservano effetti avversi rilevanti, mentre il LOAEL è la dose minima a cui si manifestano effetti avversi (EFSA, 2019). Entrambi sono espressi come dosi ($\text{mg; kg}_{\text{BW}}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e costituiscono il punto di partenza per derivare soglie di sicurezza utilizzate per il calcolo del rischio umano.

I test di laboratorio, su modelli animali e sistemi in vitro da cui questi parametri vengono derivati, permettono di valutare l'impatto dei MIE su funzioni biologiche specifiche, come il sistema endocrino, riproduttivo e immunitario. Ad esempio, per contaminanti con effetti noti di interferenza endocrina, come gli alchilfenoli, tra cui il BPA (Bonefeld-Jørgensen et al., 2007), i test in vitro consentono di misurare l'interazione con recettori chiave, mentre studi in vivo valutano la rilevanza degli effetti a dosi sub-croniche e croniche (Benigni et al., 2017).

Tuttavia, una sfida significativa per la regolamentazione dei MIE risiede nell'elevata incertezza associata alla loro tossicità. Molti MIE non sono stati caratterizzati dal punto di vista tossicologico in modo completo per una serie di motivi. Innanzitutto, la natura stessa dei MIE, spesso legati a nuove sostanze chimiche o a composti non precedentemente monitorati, implica che non esistano ancora dati storici sufficienti sulla loro presenza ambientale e sul loro potenziale impatto sulla salute umana (Petrie et al., 2015). Un ulteriore ostacolo è rappresentato dal tipo di effetti tossicologici associati ai MIE. Spesso si tratta di effetti cronici, che si manifestano solo dopo esposizioni prolungate a basse concentrazioni. La caratterizzazione di questi effetti richiede studi a lungo termine, complessi e costosi, che includano valutazioni della tossicità cumulativa e della bioaccumulazione (Bopp et al., 2019). La difficoltà nel rilevare e correlare questi effetti ai singoli MIE, soprattutto in presenza di esposizioni a miscele di sostanze chimiche, complica ulteriormente il processo di valutazione. Infine, il rapido sviluppo di nuove sostanze chimiche e l'introduzione di nuovi prodotti sul mercato rendono difficile per gli enti regolatori tenere il passo con la loro valutazione tossicologica (Baken et al., 2018). Per molti contaminanti non esistono dati sufficienti nemmeno per definire parametri chiave come il NOAEL o il LOAEL, che rappresentano la base per stabilire soglie di sicurezza. Questo porta spesso alla necessità di adottare approcci precauzionali o di utilizzare modelli predittivi basati su analogie chimiche, che però non sempre forniscono una valutazione esaustiva dei rischi.

Stima delle PNEC nella valutazione di rischio ambientale

Le PNEC vengono stimate utilizzando i dati di ecotossicità corretti per dei fattori di incertezza (AFs, *assessment factors*) che tengono conto della quantità e tipologia di dati disponibili (Tabella 3.3 e Tabella 3.4) come segue (European Commission, 2003b):

$$PNEC = \frac{ECOTOX}{AF} \quad (3.2)$$

Per tipologia si intende dati a breve (per effetti acuti) (LC50 o EC50) o lungo (per effetti cronici) termine (NOEC), mentre per quantità si riferisce ai dati per tutti e tre i livelli trofici (produttori primari, consumatori primari e consumatori secondari). Il fattore di incertezza sarà tanto più basso (ad esempio 10) quanti più dati a lungo termine sono disponibili per più livelli trofici. È possibile utilizzare un fattore di incertezza ancora più basso (ad esempio 5 o 1) quando sia disponibile una *Species Sensitivity Distribution* (SSD) (European Commission, 2003b).

Tab. 3.3 – AFs per l'ecosistema acquatico, modificata da European Commission (2003b)

Dati disponibili	Assessment Factor
Almeno un dato a breve termine, per effetti acuti (LC50 o EC50), per ciascuno dei tre livelli trofici identificati (pesci, Daphnia e fitoplancton)	1000
Almeno un dato a lungo termine NOEC (pesci o Daphnia)	100
Due dati a lungo termine NOEC di specie che rappresentano due livelli trofici (pesci e/o Daphnia e/o fitoplancton)	50
NOEC a lungo termine per almeno tre specie (generalmente pesci, Daphnia e fitoplancton) rappresentativi di tre livelli trofici	10
Disponibilità di una SSD	1-5 (da giustificare caso per caso)
Dati di campo o modello di ecosistema	Valutato caso per caso

Tab. 3.4 - AFs per l'ecosistema terrestre, modificata da European Commission (2003b)

Informazioni disponibili	Assessment Factor
Test tossicologici a breve termine (LC50 o EC50) utilizzando ad es. piante, lombrichi o microrganismi (fitoplancton)	1000
NOEC per un test a lungo termine (ad es. con piante)	100
NOEC di test di tossicità a lungo termine per due livelli trofici	50
NOEC di test di tossicità a lungo termine per tre specie di tre livelli trofici	10
Dati da SSD	1-5 (da giustificare caso per caso)
Dati di campo o modello di ecosistema	Valutato caso per caso

Stima delle soglie di esposizione per la salute umana

La stima delle soglie di esposizione per la salute umana si basa sull'identificazione di parametri tossicologici derivati da studi sperimentali e modellistici. Per la valutazione dei MIE, un approccio comune prevede la derivazione della *Reference Dose* (RfD), anche talvolta indicata come *Tolerable Daily Intake* (TDI) o *Acceptable Daily Intake* (ADI), che rappresenta la dose giornaliera di una sostanza chimica che può essere assunta da un individuo nel corso della vita senza che si manifestino effetti avversi sulla salute (EFSA, 2019).

Analogamente all'AF utilizzato per determinare il PNEC, la RfD viene calcolata applicando un fattore di incertezza (UF) al valore di riferimento tossicologico, come il NOAEL o il LOAEL. La formula tipica è:

$$RfD = \frac{NOAEL \text{ o } LOAEL}{UF} \tag{3.3}$$

dove UF tiene conto di:

- variabilità interspecie, per tenere conto delle differenze tra i modelli animali utilizzati negli studi tossicologici e gli esseri umani;
- variabilità intraspecie, per considerare differenze individuali all'interno della popolazione umana, come età, sesso e stato di salute;
- lacune nei dati tossicologici, per compensare la mancanza di informazioni complete sugli effetti cronici o su specifici endpoint tossicologici.

È importante sottolineare che la definizione degli UF non è arbitraria. Questi fattori di incertezza sono stabiliti e validati da enti regolatori internazionali, come l'EPA negli Stati Uniti e l'EFSA in Europa, per garantire un adeguato margine di sicurezza nella valutazione del rischio.

Per esempio, secondo le linee guida dell'EFSA (EFSA, 2012), a ciascuno dei tre fattori di incertezza elencati in precedenza è solitamente assegnato un valore di 10. In assenza di dati tossicologici più specifici, questi valori rappresentano una scelta di default comunemente adottata per assicurare la protezione della salute pubblica. Moltiplicando questi fattori, si ottiene un fattore complessivo 1000, garantendo un ampio margine di sicurezza nella derivazione di valori di riferimento come la RfD. Sebbene questo approccio sia conservativo, esso rappresenta una misura precauzionale indispensabile per gestire situazioni di incertezza, soprattutto nel caso di MIE per i quali i dati tossicologici disponibili

sono spesso limitati. La necessità di affidarsi a valori di default evidenzia l'urgenza di sviluppare ulteriori studi tossicologici che permettano di affinare le valutazioni del rischio e di ridurre l'incertezza associata a tali processi.

Linee guida e soglie nella valutazione del rischio ambientale

Dal 2000 la Direttiva quadro sulle acque (WFD, 60/2000/CE) è il principale strumento giuridico per la protezione delle acque in Europa. Insieme alla direttiva sugli standard di qualità ambientale e alla Direttiva sulle acque sotterranee (GWFD 2006/118/EC)), si applica alle acque superficiali interne, di transizione e costiere, nonché alle acque sotterranee.

La WFD identifica gli inquinanti per i quali gli Stati membri devono stabilire e rispettare degli standard di qualità ambientale (SQA) (allegato V e allegato X). Nell'ottobre 2022 la CE ha adottato una proposta di revisione dell'elenco delle sostanze prioritarie presenti nelle acque superficiali, aggiungendone altre tra cui PFAS, una serie di pesticidi, il BPA, una serie di farmaci e l'argento. Ha inoltre proposto di rivedere gli SQA per alcune sostanze, rendendoli più rigorosi, e di rimuovere quattro sostanze prioritarie esistenti e di integrarne una fra i PFAS; inoltre, otto "altri inquinanti" già regolamentati sono stati classificati come sostanze prioritarie; quindi, attualmente queste sostanze risultano essere 74.

La GWFD stabilisce standard di qualità delle acque sotterranee a livello dell'UE per un numero limitato di inquinanti nell'allegato I, impone agli Stati membri di fissare valori soglia per le sostanze di rilevanza nazionale, comprese, se del caso, quelle elencate nell'allegato II, e richiede l'adozione di misure per prevenire o limitare l'immissione di inquinanti nelle acque sotterranee. Nell'ottobre 2022 la Commissione ha adottato una proposta di revisione degli elenchi degli inquinanti delle acque sotterranee, proponendo l'aggiunta di due singoli inquinanti e tre gruppi, con norme di qualità all'allegato I della direttiva sulle acque sotterranee e di una sostanza all'allegato II. Tra questi: PFAS, una serie di farmaci e alcuni prodotti di degradazione dei pesticidi.

Linee guida e soglie per la salute umana

La definizione di linee guida e soglie regolatorie per i MIE è essenziale per proteggere la salute pubblica. In Europa, la regolamentazione di questi contaminanti è guidata principalmente dalla Direttiva 2184/2020/UE sulle acque destinate al consumo umano. Questa direttiva stabilisce parametri di qualità per l'acqua potabile e ha introdotto una *watchlist* per monitorare specifiche sostanze prioritarie. Attualmente, la *watchlist* comprende due interferenti endocrini: il β -estradiolo ed il nonilfenolo. Inoltre, la direttiva definisce limiti per i PFAS, stabilendo un valore massimo di $0.10 \mu\text{g L}^{-1}$ per la somma di 20 PFAS specifici e di $0.50 \mu\text{g L}^{-1}$ per il totale dei PFAS. Anche il BPA è stato regolamentato con un valore massimo di $2.5 \mu\text{g L}^{-1}$, stabilito sulla base di valutazioni tossicologiche condotte dall'EFSA. A supporto di queste normative, l'EFSA e l'OMS forniscono opinioni scientifiche e linee guida basate su dati epidemiologici e tossicologici. Questi pareri forniscono valutazioni dettagliate sulla tossicità di sostanze chimiche, come pesticidi, residui di farmaci veterinari e contaminanti alimentari, integrando dati epidemiologici e tossicologici per identificare soglie sicure di esposizione.

Un'altra normativa europea rilevante per il rischio umano è il Regolamento 741/2020/UE, che disciplina il riutilizzo delle acque reflue in agricoltura. Questo regolamento fissa requisiti minimi di qualità per garantire che le acque trattate utilizzate per scopi irrigui siano sicure per la salute pubblica e l'ambiente. Sebbene il regolamento si concentri principalmente sui parametri microbiologici, riconosce l'importanza dei MIE, incoraggiando l'elaborazione e l'adozione di piani di gestione integrata del rischio,

soprattutto nelle aree in cui l'uso delle acque reflue è una pratica consolidata. Tali piani mirano a individuare quali sono le migliori strategie per il monitoraggio e il trattamento dei MIE, in base alle condizioni specifiche dell'area di studio.

L'introduzione di strumenti come la *watchlist* europea rappresenta un passo importante per raccogliere dati e identificare priorità di monitoraggio e studio. Tuttavia, rimane fondamentale sviluppare ulteriori studi tossicologici e monitoraggi su larga scala per colmare queste lacune conoscitive.

Problemi nella valutazione degli effetti sugli ecosistemi

Anche nella valutazione degli effetti ecotossicologici emergono significative lacune, segnalate dalla *scientific opinion* dell'UE (European Commission, 2013). In primo luogo, manca un set di test riconosciuti a livello europeo per misurare in modo standardizzato gli impatti delle MP sugli organismi acquatici e terrestri; allo stesso modo, non esistono protocolli ufficiali per valutare gli effetti combinati di miscele chimiche né le interazioni tra queste e altri *stressor* ambientali. A questo si aggiunge il fatto che i saggi attualmente disponibili non considerano la variabilità spaziale e temporale nell'intensità dell'esposizione ai MIE, limitando la capacità di riprodurre scenari realistici di fluttuazione dei carichi inquinanti. Infine, è urgente sviluppare modelli predittivi di vulnerabilità delle specie, in grado di integrare effetti diretti e indiretti dei diversi fattori di stress, e di simulare come cambiamenti nella composizione delle comunità e nelle funzioni ecosistemiche possano emergere dall'interazione tra contaminanti chimici, microplastiche e condizioni ambientali variabili.

3.2.3. Valutazione del rischio per MIE e MP

La fase finale della valutazione del rischio è quella in cui si caratterizza il rischio confrontando le concentrazioni di esposizione e quelle che provocano effetti avversi.

Caratterizzazione del rischio per gli ecosistemi

Per caratterizzare il rischio si calcola il QR, un parametro che permette di definire se ci si trova in una situazione di rischio accettabile, inaccettabile o se sono necessarie misure di riduzione del rischio. Il quoziente di rischio si calcola confrontando i dati ottenuti dalla valutazione dell'esposizione (PEC) e degli effetti (PNEC) nel seguente modo:

$$QR = \frac{PEC}{PNEC}$$

Se $QR > 1$ il rischio è inaccettabile in quanto le concentrazioni ambientali sono maggiori delle concentrazioni di non effetto, se $1 < QR < 0.01$ sono necessarie misure di riduzione del rischio mentre se $QR < 0.01$ il rischio è accettabile.

Per i pesticidi viene invece calcolato il *toxicity-exposure ratio* (TER) per valutare se può essere rilasciata l'autorizzazione all'utilizzo nel seguente modo:

$$TER = \frac{ECOTOX DATA}{PEC} \quad (3.5)$$

L'autorizzazione non viene concessa se il TER ottenuto per la sostanza attiva è minore dei valori di riferimento riportati in Tabella 3.5 (European Commission, 1991).

Tab. 3.5 – Soglie di rischio per pesticidi.

Organismi	Valore di riferimento
Uccelli e altri vertebrati terrestri non bersaglio	TER acuto e a breve termine >10, TER a lungo termine >5
Pesci e Daphnia	TER acuto >100, TER a lungo termine >10
Alghe	Il rapporto inibizione della crescita delle alghe/esposizione>10
Api da miele	QR<50
Artropodi utili diversi dalle api da miele	Più del 30% degli organismi sperimentati è colpito durante prove di laboratorio letali o subletali effettuate alla dose massima proposta di applicazione
Lombrichi	TER acuto >10, TER a lungo termine >5
Microorganismi terricoli non bersaglio	I processi di mineralizzazione dell'azoto o del carbonio in studi di laboratorio sono danneggiati di oltre il 25% dopo 100 giorni

Per quanto riguarda la valutazione del rischio delle microplastiche, attualmente non esistono approcci per gli ecosistemi terrestri (Koelmans et al., 2022). Tuttavia, esistono invece degli approcci per gli ecosistemi acquatici che si basano sul confronto tra le concentrazioni di esposizione e le concentrazioni di non effetto. Le concentrazioni di esposizione derivano sia da dati misurati che predetti con dei modelli del destino ambientale. I dati misurati, essendo ottenuti con metodi analitici differenti, spesso sono difficili da confrontare e sono di bassa qualità. Analogamente anche i dati relativi agli effetti presentano gli stessi problemi e questo limita l'affidabilità delle caratterizzazioni del rischio che si ottengono. Gli approcci esistenti per valutazione degli effetti utilizzano le SSDs, tuttavia, per costruire le SSDs occorrono dati di tossicità per uno *stressor* definito, un tipo di danno, per più di dieci specie e questi dati sono limitati per le MP. Inoltre, anche se nella realtà le MP rappresentano un continuum di tipi di particelle, i test di laboratorio vengono generalmente condotti con particelle monodisperse che vengono tutte ingerite o particelle con distribuzioni dimensionali più ampie, che interferiscono l'assunzione o gli effetti delle particelle più piccole e possono avere una biodisponibilità più limitata. Per migliorare la valutazione del rischio per le microplastiche è necessario, quindi, armonizzare le metodologie analitiche e utilizzare delle miscele di MP realistiche nei test di tossicità. In alternativa si possono utilizzare delle *probability density functions* (PDFs) per riscalare e rendere confrontabili i dati di concentrazione di esposizione e di non effetto, inclusi quelli utilizzati per le SSDs. Inoltre, occorrerebbe distinguere gli effetti dovuti alle proprietà fisiche delle MP e quelli dovuti invece alle sostanze chimiche associate ad esse (additivi o contaminanti adsorbiti).

Diversi autori hanno proposto degli approcci per la valutazione del rischio per le MP, evidenziando i problemi legati alla complessità delle microplastiche, ma senza proporre gli strumenti necessari per affrontarli. Ad esempio, hanno semplificato la reale variabilità delle microplastiche, non hanno implementato una strategia che tenga conto della scarsa qualità dei dati e del fatto che difficilmente si riescono a confrontare essendo stati prodotti con metodologie differenti e, inoltre, uno di questi approcci non tiene conto della valutazione degli effetti. Solo recentemente (ultimi 5 anni), molti di questi aspetti sono stati approfonditi e quindi è stato proposto uno schema per la valutazione del rischio per le MP (Koelmans et al., 2022), tuttavia ancora allo stadio di proposta.

Caratterizzazione del rischio per la salute umana

Tipicamente, la valutazione del rischio associato ai MIE si basa sull'*Hazard Quotient* (HQ), che è definito come il rapporto tra $DOSE_{EXP,i}$ e la RfD:

$$HQ = \frac{DOSE_{EXP,i}}{RfD} \quad (3.6)$$

Un $HQ \leq 1$ indica che l'esposizione è entro livelli considerati sicuri, mentre un $HQ > 1$ suggerisce la possibilità di effetti avversi, richiedendo ulteriori approfondimenti o interventi di mitigazione (Schriks et al., 2010).

Tuttavia, l'esposizione umana ai MIE raramente avviene attraverso contaminanti singoli. È più comune che i soggetti siano esposti a miscele di sostanze, i cui effetti possono sommarsi (effetti additivi), amplificarsi (effetti sinergici) o, in alcuni casi, ridursi reciprocamente (effetti antagonisti), introducendo complessità nella valutazione del rischio (Bil et al., 2021). Il metodo comunemente adottato per stimare il rischio di miscele è quello della "*dose addition*", che prevede di sommare gli HQ individuali per ogni composto indipendentemente dall'endpoint tossicologico coinvolto (Riva et al., 2018), per calcolare l'*Hazard Index* (HI):

$$HI = \sum_i^n HQ_i \quad (3.7)$$

Questo metodo permette di stimare il rischio complessivo, ma, sebbene ampiamente utilizzato per la sua semplicità e applicabilità su larga scala, presenta limiti nell'identificare interazioni sinergiche o antagoniste tra i contaminanti, né distingue gli effetti dei contaminanti che agiscono su endpoint diversi.

Un'alternativa è rappresentata dai *Relative Potency Factors* (RPF), che consentono di valutare in modo più preciso il rischio cumulativo delle miscele chimiche (Penserini et al., 2022). Questo approccio richiede che i contaminanti inclusi nella valutazione abbiano effetti su un medesimo endpoint tossicologico e che sia possibile definire una sostanza di riferimento rispetto alla quale calcolare l'equivalenza dell'effetto avverso in termini di potenza. Gli RPF si basano sul rapporto tra la dose alla quale un contaminante induce un determinato effetto (BMD) rispetto alla dose della sostanza di riferimento necessaria per lo stesso effetto. Tuttavia, l'approccio degli RPF richiede condizioni rigorose, come curve dose-risposta parallele e assenza di interazioni tra i contaminanti, oltre a dati tossicologici dettagliati per ogni composto. Per queste ragioni, mentre la *dose addition* offre un metodo semplice e applicabile su larga scala, l'approccio degli RPF è più adatto per studi mirati e approfonditi, specialmente quando sono disponibili dati tossicologici completi e coerenti.

3.3. SAGGI DI TOSSICITÀ PER ACQUE REFLUE E ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO

Le concentrazioni dei MIE, pur inferiori ai limiti di legge o ai limiti di rilevabilità analitica, possono generare effetti biologici significativi, sia per fenomeni di bioaccumulo sia per la possibile interazione additiva, sinergica, di potenziamento tra le diverse sostanze presenti nella matrice. In questo contesto, i saggi tossicologici e, in particolare, i saggi ecotossicologici, assumono un ruolo cruciale nella valutazione del rischio. Essi consentono di superare i limiti intrinseci delle sole analisi chimiche, che si basano sull'identificazione e quantificazione di un numero limitato di sostanze target, escludendo spesso i composti non noti o non normati e trascurando le interazioni tra le sostanze. I saggi tossicologici forniscono invece una misura integrata dell'effetto complessivo esercitato da una matrice complessa (acqua, sedimenti, suolo) su un organismo bersaglio, considerando l'effetto

combinato di tutte le sostanze presenti, comprese quelle non identificate.

L'applicazione dei saggi tossicologici nella valutazione del rischio dei MIE si inserisce pienamente nell'ambito degli approcci basati sull'effetto promossi a livello europeo, che si affiancano e integrano le tradizionali metodologie basate sui dati chimico-analitici. Questi saggi permettono di evidenziare effetti come la tossicità acuta o cronica, la genotossicità, la mutagenicità, il potenziale interferente endocrino e altri tipi di effetti sub-letali che possono compromettere il normale sviluppo e la riproduzione degli organismi acquatici e terrestri. Le specie modello utilizzate, come *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia magna*, *Raphidocelis subcapitata*, *Danio rerio*, rappresentano diversi livelli trofici e consentono di ottenere una visione più completa del rischio ecologico.

Un altro aspetto fondamentale è la possibilità di correlare i risultati dei saggi tossicologici con l'analisi chimica, nell'ottica di identificare le sostanze o le classi di sostanze responsabili dell'effetto osservato, grazie all'applicazione di metodologie come l'analisi frazionata o l'approccio integrato chimico-biologico. Inoltre, i saggi tossicologici risultano particolarmente utili nella valutazione dei sottoprodotti dei trattamenti quaternari, in quanto permettono di verificare se i trattamenti stessi, pur abbattendo i contaminanti originari, generino sostanze secondarie potenzialmente più pericolose.

Infine, il ricorso ai saggi tossicologici è indispensabile nei contesti più vulnerabili, come gli ecosistemi montani o le aree protette, dove i MIE, anche a basse concentrazioni, possono alterare gli equilibri ecologici e compromettere la biodiversità. In un'ottica *One Health*, che integra la protezione della salute umana, animale e degli ecosistemi, i saggi tossicologici costituiscono uno strumento chiave per la gestione sostenibile delle risorse ambientali e per lo sviluppo di strategie di monitoraggio e intervento più efficaci.

3.3.1. Acque reflue

Di seguito si focalizza l'attenzione sulle acque reflue grezze, urbane e industriali, al fine di valutarne gli effetti nei confronti della biomassa responsabile della depurazione; in merito agli effluenti trattati si integra quanto esposto nel suddetto capitolo, proponendo i saggi attualmente riconosciuti e validati.

La caratteristica primaria che si deve indagare è la biodegradabilità, declinata in funzione della valutazione della miscela di tutte le sostanze presenti all'interno di un reflu, siano esse di natura inorganica od organica, naturali o xenobiotiche e aventi molteplici classi dimensionali. La biodegradabilità influisce in via diretta sull'emivita e quindi sulla persistenza: trattandosi di miscele complesse si potranno distinguere singole sostanze o, più facilmente, frazioni con diverso livello di biodegradabilità.

In secondo luogo (ma non per importanza) è necessario evidenziare la causazione di eventuali effetti tossici nei confronti della biomassa responsabile del processo di depurazione e dell'ecosistema acquatico del corpo idrico recettore.

Saggi previsti dalla normativa

Il D. Lgs 152/06 e s.m.i. tratta e disciplina allo stesso modo (Tabella 3, Allegato 5) lo scarico in acque superficiali e in pubblica fognatura per quanto attiene alle tipologie di saggi tossicologici, dei quali si riportano in Tabella 3.6 semplicemente alcuni esempi, menzionando futuri aggiornamenti da parte di ANPA.

Tab. 3.6 - Saggi APAT IRSA-CNR 2003.

Codice	Denominazione	Descrizione/obiettivo
8010	Metodo di valutazione della tossicità acuta con Daphnia magna	Utilizza neonati di Daphnia magna per determinare la tossicità acuta di campioni ambientali o effluenti, misurando l'immobilizzazione degli organismi in 24-48 ore
8020	Metodo per il calcolo della LC50 e EC50	Consente di calcolare le concentrazioni letali (LC50) ed efficaci (EC50) per valutare gli effetti tossici di sostanze in ambienti acquatici, includendo approcci grafici e statistici
8030	Metodo di valutazione della tossicità cronica con Daphnia magna	Valuta gli effetti prolungati di sostanze tossiche su Daphnia magna, misurando parametri riproduttivi e di sopravvivenza durante un periodo di esposizione esteso
8040	Metodo di valutazione della tossicità acuta con Ceriodaphnia dubia	Esamina la tossicità acuta di campioni d'acqua in termini di immobilizzazione in 24-48 ore, considerando diversi livelli di diluizione
8050	Metodo di valutazione della tossicità acuta con Mysidopsis bahia	Usa crostacei marini Mysidopsis bahia per determinare gli effetti tossici acuti di campioni salini o marini, misurando sopravvivenza e comportamento
8060	Metodo di valutazione della tossicità con Aliivibrio fischeri (Microtox)	Misura l'inibizione della bioluminescenza emessa dai batteri Aliivibrio fischeri per stimare la tossicità di campioni liquidi o solidi in diverse condizioni
8070	Saggio di tossicità acuta con pesci (Oncorhynchus mykiss)	Utilizza la trota iridea (Oncorhynchus mykiss) per analizzare la tossicità acuta di sostanze in campioni ambientali, determinando i tassi di sopravvivenza
8080	Saggio di tossicità prolungato (14-28 giorni) con trota iridea	Esamina effetti subletali su trota iridea attraverso esposizioni di lunga durata, valutando crescita, comportamento e mortalità
8090	Metodo di valutazione della tossicità cronica con Mysidopsis bahia	Misura gli impatti cronici su Mysidopsis bahia durante esposizioni prolungate, considerando effetti sulla riproduzione e sulla sopravvivenza
8100	Metodo per la valutazione della tossicità mediante il test con alghe unicellulari	Impiega alghe unicellulari per valutare la tossicità di campioni ambientali, osservando inibizioni nella crescita o alterazioni morfologiche in condizioni standard

Saggi standardizzati

Numerose organizzazioni scientifiche internazionali contemplano l'ambito delle acque reflue e la depurazione biologica (mediante fanghi attivi convenzionali, tramite processi aerobici, anossici e anaerobici). L'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (OCSE) ha sviluppato diverse linee guida e standard pertinenti alla gestione e al trattamento delle acque reflue (intese come miscele complesse). In Tabella 3.7 si riporta un elenco dei principali standard.

Tab. 3.7 - Saggi OCSE.

Numero test	Denominazione	Descrizione/obiettivo
Test No. 303	Simulation Test - Aerobic Sewage Treatment	Valuta l'eliminazione e la biodegradabilità delle sostanze durante i processi di trattamento aerobico delle acque reflue
Test No. 209	Activated Sludge, Respiration Inhibition Test (Carbon and Ammonium Oxidation)	Valuta gli effetti inibitori dei prodotti chimici sui tassi di respirazione dei microrganismi nel fango attivo
Test No. 302	Inherent Biodegradability	Determina la biodegradabilità intrinseca delle sostanze chimiche in condizioni aerobiche, fornendo indicazioni sul loro comportamento nei sistemi di trattamento delle acque reflue.
Test No. 311	Anaerobic Biodegradability of Organic Compounds in Digested Sludge	Valuta la biodegradabilità anaerobica dei composti organici in condizioni che simulano la digestione anaerobica dei fanghi
Test No. 315	Bioaccumulation in Sediment-dwelling Benthic Oligochaetes	Valuta il potenziale di bioaccumulo di composti chimici negli organismi che vivono nei sedimenti, rilevante per gli scenari di scarico delle acque reflue

Parimenti, l'ISO ha pubblicato norme specifiche volte alla quantificazione di eventuali effetti inibenti esercitati dai reflui nei confronti della biomassa responsabile della degradazione della sostanza organica e della rimozione dei nutrienti, riportate in Tabella 3.8.

Tab. 3.8 – Saggi di inibizione della biomassa (ISO).

Nome test	Denominazione	Descrizione/obiettivo
ISO 8192:2007	<i>Water quality — Test for inhibition of oxygen consumption by activated sludge for carbonaceous and ammonium oxidation</i>	Valuta gli effetti a breve termine sul consumo di ossigeno da parte della biomassa dei fanghi attivi. Simula le condizioni degli impianti convenzionali di trattamento biologico delle acque reflue
ISO 9509:2006	<i>Water quality — Toxicity test for assessing the inhibition of nitrification of activated sludge microorganisms</i>	Misura l'inibizione del processo di nitrificazione (effetti a breve termine)
ISO 15522:1999	<i>Water quality — Determination of the inhibitory effect of water constituents on the growth of activated sludge microorganisms</i>	Valuta gli effetti inibenti nei confronti dei batteri aerobi presenti nei fanghi attivi; questo metodo viene utilizzato per valutare la tossicità potenziale durante un periodo di incubazione controllato.

La quantificazione della biodegradabilità, ai fini dell'impiego dei dati all'interno di modelli per ottimizzare la gestione del processo di depurazione è normata anche dall'EPA degli Stati Uniti (<https://www.epa.gov/>) che fornisce una metodologia per utilizzare i dati dei test di biodegradabilità rapida e intrinseca per stimare i tempi di dimezzamento della concentrazione di sostanze chimiche in un impianto biologico di depurazione.

La compatibilità di un refluo con la biomassa batterica preposta al suo trattamento è trattata diffusamente da Bertanza e Collivignarelli (2012) in un testo (finalizzato a guidare le operazioni di collaudo funzionale di impianti per il trattamento delle acque) che esamina i principi sottesi alle singole prove e ne dettaglia le modalità di esecuzione e i criteri per l'interpretazione.

Saggi disponibili in formato kit

Alcuni dei saggi previsti dalle normative e/o standardizzati sono eseguibili anche tramite l'ausilio di materiali, reagenti e organismi viventi forniti da case produttrici. Nel presente lavoro si omettono i riferimenti commerciali e ci si limita a menzionare gli organismi oggetto di studio:

- alghe unicellulari;
- batteri marini luminescenti: sono disponibili strumentazioni che, in modo estremamente efficace, consentono anche il monitoraggio online;
- crostacei cladoceri e branchiopodi;
- rotiferi;
- *Escherichia coli*;
- biomassa dei fanghi attivi (quantificazione dell'attività degli enzimi deidrogenasi, che trasferiscono idrogeno dai substrati organici a un accettore di elettroni, generando un segnale colorimetrico o elettrochimico misurabile indicativo dell'attività metabolica e dello stato di salute della comunità microbica);
- consorzi batterici (anche biomassa dei fanghi attivi): quantificazione della respirazione in laboratorio o online, tramite la misura del consumo di ossigeno disciolto, il pH, il potenziale redox e molteplici altri parametri. Si sottolinea che questo settore è in fortissima espansione e che sta aumentando la disponibilità di sonde che garantiscono accurate e puntuali misure online.

3.3.2. Acque destinate al consumo umano

Saggi previsti dalla normativa

Le nuove disposizioni di legge relative alle acque destinate al consumo umano fanno riferimento all'approccio olistico *One Health*, ma basano la valutazione del rischio potenziale per la salute umana esclusivamente sulle analisi chimiche, microbiologiche e fisiche (radioattività). Non sono contemplate, tuttavia, parti specifiche relative a saggi

tossicologici, sebbene si citino potenziali effetti, quali l'estrogenicità.

Saggi standardizzati

L'Istituto Superiore di Sanità (ISS) (Achene et al., 2011) propone una serie di saggi finalizzati alla quantificazione dell'attività endocrina potenzialmente esercitata da campioni di acqua destinata al consumo umano, riportati in Tabella 3.9.

Tab. 3.9 – Saggi per la quantificazione dell'attività endocrina.	
Denominazione	Descrizione/obiettivo
Saggio di legame al recettore estrogenico (ER-binding assay)	Valuta la capacità di composti presenti nei campioni di acqua di legarsi al recettore estrogenico (ER), un indicatore di attività estrogenica potenziale (screening rapido di campioni ambientali e per verificare la presenza di composti estrogeno-simili)
Saggio di trascrizione genica mediata dai recettori estrogenici (ER-transactivation assay)	Misura la capacità di un composto di attivare la trascrizione di geni target mediata da un recettore estrogenico. Utilizza linee cellulari ingegnerizzate per esprimere il recettore estrogenico e un gene reporter (es. luciferasi o GFP). L'attivazione del recettore da parte di sostanze nel campione provoca la trascrizione del gene reporter, misurabile tramite luminometria o fluorimetria
Test in vivo su organismi modello acquatici	Si utilizzano pesci o invertebrati, esposti a campioni d'acqua contenenti potenziali interferenti endocrini per osservare effetti fisiologici e comportamentali. Tra i biomarker si analizza la vitellogenina. Altri endpoint comprendono alterazioni morfologiche (es. femminilizzazione, deformità riproduttive), cambiamenti comportamentali o la sopravvivenza

Saggi disponibili in formato kit

I saggi più semplici riportati nel paragrafo precedente sono ora disponibili anche in formato kit, basati sui seguenti organismi:

- lieviti geneticamente modificati;
- linee cellulari umane (in questo caso l'esecuzione è possibile anche tramite l'ausilio di strumentazioni che garantiscono un'elevata automazione;
- batteri geneticamente modificati per quantificare la mutagenicità.

È frequente l'impiego degli strumenti previsti per il monitoraggio delle acque reflue oppure l'acquisizione di parametri che indirettamente possano indicare contaminazione chimica (microbiologica).

3.4. POTENZIALITÀ E CRITICITÀ DEI SAGGI BIOLOGICI PER LA VALUTAZIONE DI ECOTOSSICITÀ E TOSSICITÀ PER L'UOMO: IL CASO DEGLI IMPIANTI DI DEPURAZIONE

I saggi biologici costituiscono uno strumento potenzialmente molto importante per effettuare una valutazione diretta della tossicità residua dell'effluente di un impianto di depurazione, così come dei fanghi. Il grande potenziale è insito nel fatto che i saggi biologici misurano l'effetto della miscela di sostanze contenute nella matrice in esame, ponendo gli organismi target a diretto contatto con la matrice stessa. Si prestano dunque alla valutazione della ecotossicità. Del resto, gli effluenti (acque e fanghi) di un impianto di depurazione vengono direttamente reimmessi nell'ambiente e quindi l'ecotossicità rappresenta il primo punto di attenzione. Diverso ovviamente il caso delle acque potabili, per le quali è evidentemente cruciale valutare la presenza di eventuali effetti negativi sulla salute umana. In realtà gli inquinanti contenuti negli effluenti di un depuratore, restituiti all'ambiente, possono raggiungere l'uomo e quindi ha senso anche valutare un rischio per la salute umana. L'approccio tradizionale, descritto nei paragrafi precedenti, considera, come dato di partenza, i flussi di massa, ovvero il contenuto di alcune sostanze, per le quali vengono calcolati i meccanismi di trasformazione e trasporto, per arrivare infine a

stimare l'esposizione da parte dell'uomo. Invero, i risultati di saggi biologici potrebbero essere impiegati per valutare sia la ecotossicità sia la tossicità sull'uomo, se utilizzati nell'ambito delle procedure di cui alla Raccomandazione 2279/2021/EU.

In questo paragrafo vengono discusse queste due applicazioni dei risultati dei saggi biologici:

- per valutare l'ecotossicità di acque e fanghi mediante rielaborazione e interpretazione dei risultati di laboratorio;
- per stimare l'ecotossicità in acque dolci e la tossicità umana conseguente alla restituzione in ambiente degli effluenti depurati.

Per quanto riguarda il primo aspetto, il focus è posto sulla necessità di contestualizzare e normalizzare i risultati dei saggi biologici per ricavare, da questi ultimi, indicazioni che siano il più possibile rappresentative delle situazioni reali (la miscelazione di un effluente con l'acqua del corpo ricettore o di un fango col suolo agricolo).

Per quanto riguarda il secondo aspetto, si sintetizza la proposta di un lavoro di recente pubblicazione che suggerisce una metodologia basata essenzialmente sulla conversione dei risultati di saggi biologici in concentrazioni equivalenti di sostanze modello. In entrambi i casi, trattandosi di approcci non standardizzati, vengono evidenziati, da un lato, il loro potenziale e, dall'altro, le criticità che devono essere oggetto di particolare attenzione in fase applicativa o di ulteriori approfondimenti scientifici.

3.4.1. Valutazione dell'ecotossicità mediante risultati di saggi biologici: dall'analisi di laboratorio al contesto reale

Come descritto in precedenza, è riconosciuto che l'esecuzione di un numero limitato di saggi biologici non possa fornire risultati significativi per la valutazione dell'ecotossicità potenziale di una matrice che debba essere reimpressa nell'ambiente. Ogni saggio, infatti, esplora determinati meccanismi su un determinato sistema biologico. In aggiunta, alcuni saggi vengono effettuati sulla matrice tal quale, altri su estratti (ad esempio, acquosi o organici). Ne consegue che una valutazione, per essere esaustiva, debba basarsi sui risultati di una batteria di test opportunamente scelti, per tenere conto di quanto sopra. Purtroppo, ad oggi, i saggi biologici standardizzati sono un numero limitato, a fronte di molti test proposti nella letteratura. Ciò ne limita l'applicazione, se non per scopi puramente scientifici. In aggiunta, solo per pochissimi saggi e per un numero limitato di campi di applicazione sono stati definiti valori soglia ("*trigger values*"), che consentono di attribuire un giudizio circa l'idoneità o meno del campione analizzato, in termini del suo potenziale ecotossico.

In mancanza di valori soglia, che possano essere presi a riferimento per esprimere un giudizio di conformità di un campione, si può operare seguendo il criterio di confrontare i risultati con quelli ottenuti con matrici "di riferimento", come proposto da Bertanza et al. (2024). Seguendo questo approccio, risulta di cruciale importanza normalizzare e omogeneizzare i risultati affinché possano essere considerati rappresentativi delle condizioni reali. In altre parole, i risultati dei saggi biologici utili ad esprimere un giudizio di idoneità dovrebbero essere quelli ottenuti in condizioni sperimentali le più vicine possibile a quelle reali, per non incorrere nell'errore di definire un campione tossico, se l'effetto è stato rilevato esponendo l'organismo target a dosaggi sproporzionati rispetto a quelli reali. Le condizioni reali cui riferirsi, naturalmente, dipendono dallo specifico contesto applicativo. Per esempio, se si volessero valutare le caratteristiche dell'effluente di un impianto di depurazione, l'effetto ecotossico potenziale potrebbe essere determinato andando a considerare il rapporto di miscelazione con le acque del corso d'acqua recettore. Come ulteriore accorgimento, il rapporto di diluizione da

considerare dovrebbe essere quello che garantisce il raggiungimento/mantenimento di un determinato stato di qualità ambientale (ai sensi della normativa vigente). Invece, nel caso si volesse valutare un fango o un effluente destinati al riutilizzo in agricoltura, dovrebbero essere presi a riferimento i dosaggi reali di applicazione sul terreno (definiti dalle pratiche agronomiche, in armonizzazione con le norme tecniche ed ambientali vigenti). Per definire, ad esempio, i dosaggi di un fango in agricoltura, occorre considerare i quantitativi massimi di azoto applicabili (definiti dalla normativa), le caratteristiche del terreno, il tipo di matrice ecc. (Direttiva 278/1986/EEC, Direttiva 676/1991/EEC, D.Lgs. 99/1992, D.G.R. n° X/2031/2014).

Questo criterio, si ribadisce, risponde al principio di dover verificare gli effetti di una matrice sull'ambiente nelle condizioni più rappresentative, che corrispondono appunto a quelle reali dove la matrice viene messa in contatto e/o miscelata con un terreno o altra acqua. Viceversa, in mancanza di questo tipo di elaborazione, i risultati dei test ecotossicologici, come forniti da un laboratorio di analisi, potrebbero portare a conclusioni fuorvianti, in quanto spesso i campioni, per rilevare l'effetto sul sistema biologico in esame, vengono concentrati, ponendo così l'organismo target in una condizione che nella realtà non si verifica.

Come detto, un altro aspetto fondamentale, che limita il ricorso a saggi biologici, specie se non standardizzati, è la mancanza di soglie di riferimento ("*trigger values*"). In questi casi, la carenza può essere superata se viene attuato un confronto con altri casi simili ("situazioni di riferimento"), ritenuti accettabili in quanto corrispondenti alla pratica comune e consolidata. Per esempio, volendo valutare le caratteristiche di un effluente di un impianto di depurazione da destinare a riuso irriguo, il confronto potrebbe essere effettuato rispetto a un'acqua di superficie (o di falda) comunemente utilizzata per il medesimo scopo. Analogamente, nel caso di un fango destinato all'agricoltura, la "situazione di riferimento" potrebbe essere rappresentata da un liquame o digestato zootecnico o da un compost.

La normalizzazione e contestualizzazione dei risultati di saggi biologici, pur seguendo il medesimo principio per ogni tipo di test (conversione dei risultati in modo che siano rappresentativi delle condizioni ambientali reali di un determinato effluente o fango), richiedono l'adozione di procedure che variano a seconda dei seguenti fattori:

- in quale forma il substrato viene sottoposto al saggio biologico (es. substrato tal quale, oppure un estratto organico, oppure la fase liquida o quella solida ecc.);
- quali reagenti, e in quale quantità, vengono eventualmente utilizzati per l'esecuzione del test (es. aggiunta di terreni di coltura, solventi, soluzioni tampone, ecc.);
- il numero di diluizioni a cui viene operato il saggio (ad es. unico dosaggio, oppure più dosaggi per ricavare una curva dose-effetto);
- la modalità di espressione del risultato (es. EC50 o il confronto con un controllo negativo).

In sintesi, quindi, e rimandando per i dettagli della procedura al già citato lavoro di Bertanza et al. (2024), in mancanza di valori soglia, occorre identificare una matrice di riferimento. I risultati dei saggi applicati alla medesima matrice rappresentano una sorta di *benchmark* a cui tendere.

Per il confronto dei risultati dei saggi biologici condotti su diversi substrati (compreso quello di riferimento) sarà in ogni caso cruciale identificare, matrice per matrice, il risultato ottenuto nelle condizioni sperimentali (in termini di diluizione) più vicine a quelle reali. Queste ultime si possono desumere da vincoli normativi, unitamente alla prassi consolidata.

Bertanza et al. (2024) propongono poi, in aggiunta a quanto sopra, un approccio di tipo integrato chimico-biologico per combinare insieme i risultati di un'analisi di rischio condotta secondo le procedure descritte nei precedenti paragrafi del presente capitolo (quindi essenzialmente basata sullo studio dei meccanismi di trasporto/trasformazione dei contaminanti, fino alla stima dell'esposizione da parte degli esseri viventi e dell'uomo), i risultati di una batteria di saggi biologici e, se presenti, limiti di legge sulle caratteristiche chimico-fisico-biologiche ritenute compatibili con la restituzione all'ambiente o una forma di riutilizzo della matrice. Nel citato articolo, per quanto attiene ai limiti di legge, si contemplan solo due situazioni: rispetto o mancato rispetto dei limiti.

Per i saggi biologici, si identificano tre diverse situazioni in relazione a come si collocano i risultati (normalizzati e contestualizzati come detto sopra) rispetto a quelli ottenuti con la matrice "di riferimento" di cui sopra. Si considera il numero di saggi che mostrano risultati peggiori rispetto alla matrice "di riferimento" e si identificano tre corrispondenti soglie: meno del 20%, tra il 20 e il 50%, oltre il 50%.

Tre livelli vengono anche individuati a seconda dei risultati dell'analisi di rischio (rischio basso, medio o alto, rispettivamente). Combinando quindi i riscontri riferiti ai tre diversi ambiti, si viene a definire una valutazione finale sulla idoneità dello scarico o pratica di riutilizzo (idonea, idonea con limitazioni, non idonea).

3.4.2. Valutazione di ecotossicità e tossicità umana di un effluente depurato mediante utilizzo di saggi biologici

La valutazione dell'impronta ambientale di un prodotto (PEF, *Product Environmental Footprint*) o di una organizzazione (OEF, *Organization Environmental Footprint*) può essere condotta seguendo la raccomandazione 2279/2021/EU, che contempla 16 categorie di impatto. Queste categorie includono la tossicità per l'uomo e l'ecotossicità nei confronti degli ambienti di acqua dolce. Il metodo, che si rifà ai principi della valutazione del ciclo di vita (LCA, *Life Cycle Assessment*, secondo le norme ISO 14040 e 14044), si basa essenzialmente sulla quantificazione dei flussi di massa di determinati contaminanti, che vengono moltiplicati per un fattore di caratterizzazione. I fattori di caratterizzazione, per un elevato numero di sostanze (oltre 6.000 per la tossicità per i sistemi di acqua dolce) sono disponibili nelle banche dati associate ai software usati per svolgere questo tipo di valutazione e vengono periodicamente aggiornati.

L'applicazione di questa metodologia alle emissioni dirette di un impianto di depurazione può essere vista come un metodo "speditivo" per la stima della tossicità, con riferimento alle categorie di impatto di cui sopra. In quest'ottica hanno lavorato Menghini et al. (2023), proponendo anche una integrazione dei risultati di saggi biologici all'interno delle procedure OEF/PEF, per valutare appunto l'ecotossicità in riferimento alle acque dolci nonché l'effetto sulla salute umana (limitatamente alla cancerogenicità). Secondo questa metodologia, e in particolare seguendo il modello USEtox (Rosenbaum et al. 2008), l'impatto viene calcolato ed espresso mediante un punteggio (IS=Impact score):

$$IS = \sum_i \sum_x CF_{x,i} \times m_{x,i} \quad (3.8)$$

dove:

IS è il punteggio di impatto per una determinata categoria di impatto (es. tossicità per gli ecosistemi di acqua dolce);

$CF_{x,i}$ è il fattore di caratterizzazione relativo alla sostanza x e al comparto ambientale i-esimo;

$m_{x,i}$ è il flusso di massa della sostanza x verso il comparto ambientale i-esimo.

Il CF è, a sua volta, il risultato di un prodotto matriciale che ricomprende tre ulteriori elementi: il destino (delle sostanze nell'ambiente), l'esposizione (dell'organismo in esame), gli effetti (della sostanza sull'organismo). Da osservare che il fattore di caratterizzazione si esprime con unità di misura differenti a seconda della categoria di impatto considerata. Ad esempio, per la tossicità per gli ecosistemi di acqua dolce, si esprime la frazione di specie passibili di effetti negativi (*potentially affected fraction of species*: PAF), con riferimento ad un volume di un metro cubo di acqua e per una durata di un giorno, per ogni chilogrammo di sostanza emessa (PAF m³ d kg⁻¹). Per la tossicità umana, invece, l'unità di misura è il numero di casi di malattia per chilogrammo di sostanza emessa (casi kg⁻¹).

Questo approccio, dal punto di vista operativo, risulta estremamente semplificato, rispetto a quello tipico di un'analisi di rischio sito-specifica, dal momento che nel fattore di caratterizzazione vengono riassunti tutti i meccanismi di trasformazione, esposizione ed effetto. Del resto, l'obiettivo di queste valutazioni è pervenire a una valutazione comparativa (tra 2 o più soluzioni) dell'impronta ambientale. Non si tratta, viceversa, di strumenti specificamente sviluppati per l'analisi di rischio. Tra le 16 categorie di impatto, infatti, solo due sono riferite alla tossicità o ecotossicità. Il pregio di questa metodologia risiede piuttosto nel poter effettuare stime che abbraccino l'intero ciclo di vita di un bene o un'organizzazione. La definizione di fattori di caratterizzazione affidabili è quindi cruciale.

Dalle prime applicazioni del modello USEtox (versione 1.01), a livello esplorativo, eseguite in riferimento alla Raccomandazione 179/2013/EU (PEF/OEF) in effetti emerse come, proprio per le categorie di impatto ecotossicità e tossicità umana, non vi fosse una sufficiente affidabilità dei risultati, tanto che queste categorie vennero ritenute non vincolanti nel complesso della valutazione dell'impronta ambientale di prodotto o di organizzazione. Il data base di riferimento per i fattori di caratterizzazione era stato ricavato dall'*International Reference Life Cycle Data System* (ILCD v.1.09). Successivi aggiornamenti dei fattori di caratterizzazione (EF 3.0 package, associato a una nuova versione del modello USEtox: 2.1), hanno portato ad un miglioramento, ma rimane la raccomandazione di utilizzare con cautela i risultati relativi alle due categorie di impatto di cui trattasi. Del resto, come evidenziato da Menghini et al. (2023), i valori numerici dei fattori di caratterizzazione di molte sostanze, passando dalla prima versione del modello USEtox a quella più recente (che, come, detto si riferiscono a due diversi data base), sono variati, per alcune sostanze, anche di ordini di grandezza. L'applicazione dei due dataset al medesimo caso porta, evidentemente, a un risultato sensibilmente diverso. Il risultato, peraltro, dipende dal numero di sostanze di cui è disponibile un rilievo analitico (con l'incertezza, in aggiunta, derivante dai dati espressi come "concentrazione inferiore al limite di quantificazione"), da associare al corrispondente fattore di caratterizzazione. In ogni caso, una forte limitazione di questo approccio risiede nel fatto che il risultato è sempre frutto di un calcolo additivo, dove gli effetti delle singole sostanze, prese singolarmente, vengono sommati. Ciò significa che viene ignorato ogni eventuale "effetto miscela", ovvero il risultato di azioni sinergiche o antagoniste tra sostanze diverse, presenti nelle rispettive concentrazioni.

Menghini et al. (2023) hanno proposto un approccio alternativo, per combinare il grande potenziale dei saggi biologi con una procedura standardizzata e di largo impiego e, tutto sommato, di semplice applicazione (raccomandazione 179/2013/EU - PEF/OEF).

In sintesi, la proposta consiste nel convertire i risultati del saggio biologico in una concentrazione equivalente di uno o più composti presenti in banca dati (ad es., tra le sostanze suggerite in Menghini et al., 2023: cadmio, zinco, 3,5-diclofenolo, lindano). Si

tratta, cioè, di ricavare concentrazioni di tali sostanze che, su un determinato sistema biologico, producano gli effetti misurati sulla matrice (o un suo estratto). Ciò richiede, ovviamente di disporre di curve dose-risposta per le sostanze da utilizzare.

Anche seguendo questo approccio rimane un ampio margine di incertezza associato alla dipendenza del risultato dal saggio utilizzato e dalla sostanza presa come riferimento. Sarebbe quindi richiesto un lavoro ampio di approfondimento, con l'obiettivo di giungere a una selezione di saggi e sostanze di riferimento, per poi approdare a un metodo standardizzato e di semplice applicazione.

3.5. CONCLUSIONI E PROSPETTIVE

Alla luce di quanto descritto qui sopra, si può affermare che la valutazione del rischio è uno strumento già applicato in diversi contesti, ma che presenta forti eterogeneità nei metodi e nei dati disponibili. Gli approcci analizzati, differenziati per ecosistemi e salute umana, hanno riguardato una grande varietà di sostanze con profili ecotossicologici e tossicologici, comportamenti ambientali e vie di esposizione diversi, includendo modelli, scenari e dati da banche e letteratura. Accanto agli approcci deterministici, quelli probabilistici per la valutazione del rischio appaiono promettenti, ma ancora poco applicati in modo sistematico e, soprattutto, emerge la carenza di dati sperimentali per la calibrazione dei metodi.

Queste constatazioni evidenziano diverse criticità. L'esposizione ai MIE e alle MP, ubiquitaria, appare difficile da quantificare in modo univoco. A ciò si somma la già accennata limitata disponibilità di dati per molte sostanze (specialmente per le MP), da cui consegue un'elevata incertezza associata ai dati di tossicità, specialmente per quanto riguarda la tossicità cronica, oltre ai dati di esposizione e destino ambientale. Inoltre, un ulteriore grado di complessità emerge considerando la valutazione del rischio relativa a miscele, all'esposizione a più sorgenti di rischio ed ai metaboliti, soprattutto nel caso di sostanze poco conosciute dal punto di vista tossicologico.

I modelli esistenti, pur sempre più evoluti, non sempre appaiono adeguati a sostanze polari o particolarmente persistenti; ciò si accompagna spesso a dati ecotossicologici e tossicologici scarsi, incompleti o non confrontabili tra le diverse sostanze.

Vi è infine un forte interesse a utilizzare i risultati di batterie di saggi biologici per la rilevazione diretta degli effetti di matrici (acque e fanghi) sull'ecosistema e, in ultima analisi, sulla salute umana.

In conclusione, il capitolo fornisce in tutti i casi le basi tecniche per identificare la necessità di interventi di mitigazione trattate nel Capitolo 4. I risultati mettono in luce la necessità di rimuovere efficacemente i contaminanti attraverso lo sviluppo di tecnologie di trattamento per MIE e MP, valutandone le prestazioni effettive (in acque reflue, potabili e nei fanghi), la compatibilità normativa (es. Direttiva 3019/2024/UE), la sostenibilità tecnica ed economica e il potenziale residuo di rischio post-trattamento. E' anche auspicabile una visione sistemica, attraverso un bilancio ambientale complessivo, per valutare contemporaneamente i benefici derivanti dall'applicazione di trattamenti dell'acqua più spinti e gli effetti ambientali negativi che ne conseguono (ad es. per il consumo aggiuntivo di energia e reagenti, il trasporto di materiali e residui, la realizzazione di unità di trattamento ecc.), possibilmente in un'ottica di analisi dell'intero ciclo di vita delle installazioni.

4.

Rimozione dei MIE e delle
MP nelle acque reflue e nelle
acque potabili



¹Antonelli M., ²Mezzanotte V.

¹Zoccali A., ¹Malpei F. (Autori paragrafo 4.5)

¹Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA) – Sezione Ambientale

²Università degli Studi di Milano Bicocca, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra (DISAT)

4.1 INTRODUZIONE

Le acque reflue urbane contengono un gran numero di MIE e ne veicolano carichi significativi agli impianti di depurazione che, allo stato attuale, non sono in grado di rimuoverli in misura adeguata e riversano nell'ambiente residui, metaboliti e prodotti di trasformazione dei MIE originari (Wang et al., 2023). Frequenti, inoltre, sono i casi in cui le concentrazioni a valle del trattamento biologico sono superiori a quelle in ingresso per via di processi di trasformazione (in particolare per diclofenac e carbamazepina) che riportano i metaboliti ai prodotti parentali (Gewurtz et al., 2022), o per il rilascio dai fanghi di depurazione o, semplicemente, perché nel prelevare i campioni in ingresso e in uscita non si è tenuto conto del tempo di ritenzione idraulica. Per tali ragioni gli impianti di depurazione sono considerati un'importante fonte di contaminazione da MIE (Atallah Al-asad et al., 2022), pur non essendone evidentemente l'origine, e l'adeguamento dei processi di trattamento è divenuta un'esigenza pressante.

D'altra parte, la diffusa contaminazione delle acque pone seri problemi anche a livello di utilizzo delle risorse idriche a scopo potabile e anche in questo caso è necessario valutare quali processi siano adottabili e possano garantire il necessario livello di sicurezza per la salute umana, anche tenendo conto degli obiettivi di Sviluppo Sostenibile dell'Agenda 2030 (Organizzazione delle Nazioni Unite, 2015) e dell'approccio *One Health* (WHO, 2023; Amadó et al., 2024) che sottolinea il legame indissolubile tra la salute umana, la salute animale e la salute dell'ecosistema.

A conclusione del percorso avviato nei Capitoli 2 e 3, dove si è delineato lo stato della contaminazione da MIE nei corpi idrici e si sono definiti gli strumenti per valutarne il rischio ambientale e umano, questo capitolo si propone di tradurre quei dati e quelle informazioni in indicazioni operative. In particolare, viene offerto un quadro sintetico delle tecnologie di trattamento attualmente disponibili per abbattere i carichi di MIE nelle acque reflue e potabili, con l'obiettivo di rispondere alle nuove prescrizioni normative (Direttiva 3019/2024/EU, Direttiva 2184/2020/EU) e di integrare l'approccio *One Health*.

In particolare, nella prima parte vengono analizzate le acque reflue urbane. Vengono richiamati i composti indicati nella Direttiva 3019/2024/UE, fornendo una panoramica delle loro concentrazioni negli impianti di trattamento di acque reflue e le criticità emerse riguardo la loro rimozione nei processi biologici convenzionali. Viene infine introdotta una mappa di trattabilità che permette di confrontare i trattamenti quaternari richiesti dalla Direttiva 3019/2024/UE (rimozione $\geq 80\%$ su sei MIE prioritari entro il 2045).

A seguire, si passa all'analisi delle acque potabili, sintetizzando le indagini condotte su impianti europei e asiatici, evidenziando la necessità di soluzioni che integrino diverse tecnologie di trattamento per adeguarsi ai limiti fissati dalla Direttiva 2184/2020/EU e proteggere la risorsa idrica.

Il capitolo offre, infine, un quadro riassuntivo delle *Best Available Technologies* (BATs) per MIE e MP, valutandone sinteticamente efficienza, costi e aspetti gestionali, e propone possibili filiere integrate, in modo da raggiungere gli obiettivi normativi e, attraverso l'uso di modelli di supporto e indicatori di rischio chimico, fornire criteri concreti di pianificazione in ottica *One Health*.

In conclusione, questo capitolo fornisce strumenti e criteri operativi per valutare, confrontare e combinare filiere di trattamento in grado di soddisfare i requisiti normativi e di mitigare i rischi associati ai MIE, garantendo un'effettiva protezione della risorsa idrica e della salute.

4.2. MIE IN ACQUE REFLUE

Le concentrazioni ed i composti ritrovati nelle acque reflue sono molto variabili. In un recente lavoro di lanes et al. (2025) sono stati analizzati 52 articoli scientifici dai quali sono stati ricavati i dati di concentrazione relativi a 89 impianti di depurazione urbani ubicati in diverse nazioni (Figura 4.1a). Il maggior numero di impianti si trova in Europa e in Nord America, in particolare in Germania e USA, ed in Australia.

Il numero di abitanti serviti è compreso tra meno di 150000 AE e più di 1000000 AE, come mostrato in Figura 4.1b. Le concentrazioni in ingresso sono riportate per 65 degli 89 impianti studiati ed i composti per i quali si dispone del maggior numero di dati (almeno 17) sono carbamazepina, diclofenac e metoprololo. Le massime concentrazioni sono riportate per il benzotriazolo (mediana = $3.2 \mu\text{g L}^{-1}$), i metilbenzotriazoli (Mediane = 1.4 e $1.1 \mu\text{g L}^{-1}$), e l'irbesartan (mediana = $1.1 \mu\text{g L}^{-1}$). Per tutti gli altri MIE le concentrazioni mediane sono inferiori a $1 \mu\text{g L}^{-1}$. Il valore minimo è quello del candesartan ($0.05 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 4.2). Per nessuno dei composti analizzati il trattamento biologico consentiva una rimozione pari o superiore all'80%, target imposto dalla recente revisione della direttiva sulla gestione delle acque reflue urbane.

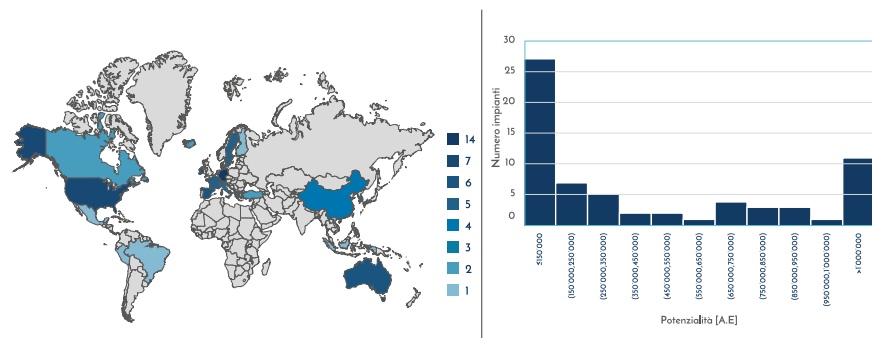


Fig. 4.1 - Numero e distribuzione geografica (a) e ripartizione per potenzialità (b) degli impianti di depurazione per i quali sono stati riportati i dati di contaminazione da MIE, tratto da lanes et al. (2025)

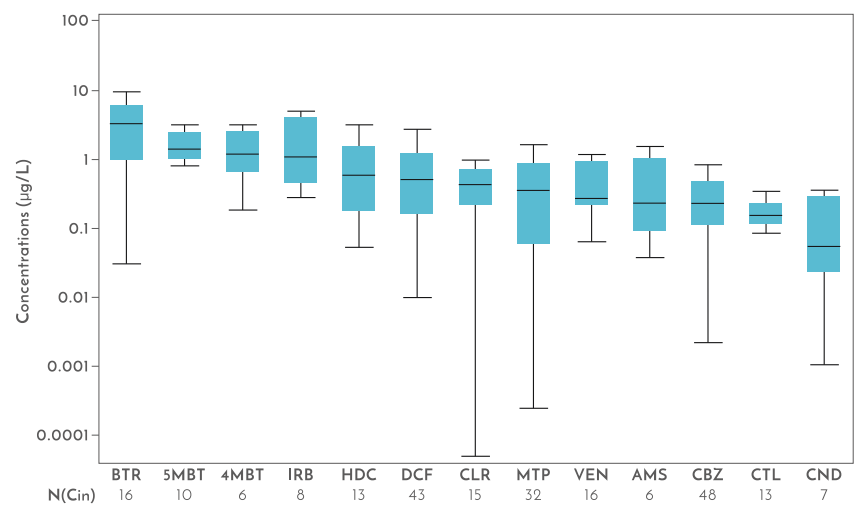


Fig. 4.2 - Concentrazioni di MIE in ingresso agli impianti studiati, tratto da lanes et al. (2025) - Gli acronimi sono riportati in Tabella 4.1.

4.2.1. Rimozione di MIE dalle acque reflue in relazione alla Direttiva 3019/2024/UE

Come si è detto, gli impianti di trattamento delle acque reflue, che non sono specificamente progettati per la rimozione di MIE, sono considerati una delle fonti principali di immissione di tali composti nell'ambiente. Pertanto, la nuova Direttiva 3019/2024/UE ha previsto l'adozione di trattamenti quaternari per ottenere un'efficienza di rimozione dell'80%, sulla portata di tempo secco e su campioni medi su 48 h, di 6 dei 12 MIE elencati in Tabella 4.1, negli impianti di trattamento con capacità superiori a 150000 AE, con scadenza ultima al 2045. L'applicazione di tale norma sarà graduale: la scadenza sarà il 31 dicembre 2033 per gli scarichi provenienti dal 20% di tali impianti, il 31 dicembre 2039 per gli scarichi provenienti dal 60% e, appunto, il 31 dicembre 2045 per la totalità degli scarichi.

La direttiva suddivide i composti da rimuovere in 2 categorie e prevede che la rimozione dell'80% riguardi almeno 4 dei composti appartenenti alla Categoria 1 e 2 dei composti in Categoria 2. Se le concentrazioni non sono rilevabili per almeno 6 composti, l'autorità competente può designarne altre per calcolare la percentuale minima di rimozione.

Tab. 4.1 - MIE da rimuovere dalle acque reflue secondo la nuova Direttiva 3019/2024/UE: ripartizione tra Categoria 1 e Categoria 2				
Composto	Abbreviazione	N. CAS	Categoria	Tipologia d'uso
Amisulpride	AMS	71675-85-9	1	Antipsicotico
Carbamazepina	CBZ	298-46-4	1	Antiepilettico
Citalopram	CTL	59729-33-8	1	Antidepressivo
Claritromicina	CLR	81103-11-9	1	Antibacterial
Diclofenac	DCF	15307-86-5	1	Antinfiammatorio
Idroclorotiazide	HDC	58-93-5	1	Antipertensivo
Metoprololo	MTP	37350-58-6	1	Antipertensivo
Venlafaxina	VEN	93413-69-5	1	Antidepressivo
Benztotriazolo	BTR	95-14-7	2	Inibitore della corrosione
Candesartan	CND	139481-59-7	2	Antipertensivo
Irbesartan	IRB	138402-11-6	2	Antipertensivo
4,5-Metilbenztotriazolo *	4,5-MBT (MBT)	29878-31-7/136-85-6	2	Inibitore della corrosione

* Miscela di 4-Metilbenztotriazolo (Codice 4MBT) e 5-Metilbenztotriazolo (Codice 5MBT), talvolta indicata come MBT.

È ormai accertato che il trattamento biologico convenzionale delle acque reflue non è sufficiente per garantire una rimozione adeguata e affidabile della molteplicità dei MIE.

Sulla base di dati sperimentali specifici riportati in letteratura, lanes et al (2025) hanno costruito una mappa di trattabilità biologica, in riferimento ad un processo convenzionale a fanghi attivi (CAS, *Conventional Activated Sludge*) in cui per ognuno dei 12 MIE di riferimento della nuova Direttiva 3019/2024/UE sono contemporaneamente visualizzati il coefficiente di ripartizione solido/liquido (K_d) e le costanti di biodegradazione di pseudo-primo ordine in condizioni aerobiche e anossiche (K_{bio_aer} e K_{bio_anox}). In Figura 4.3 è riportata la mappa di trattabilità ottenuta: i composti che vengono rimossi in misura maggiore dai processi biologici convenzionali risultano essere irbesartan, benzotriazolo e claritromicina, mentre la minima efficienza di rimozione riguarda carbamazepina, candesartan, amisulpride, diclofenac e idroclorotiazide. Risulta dunque indispensabile l'adozione di trattamenti aggiuntivi che la Direttiva definisce Trattamenti Quaternari.

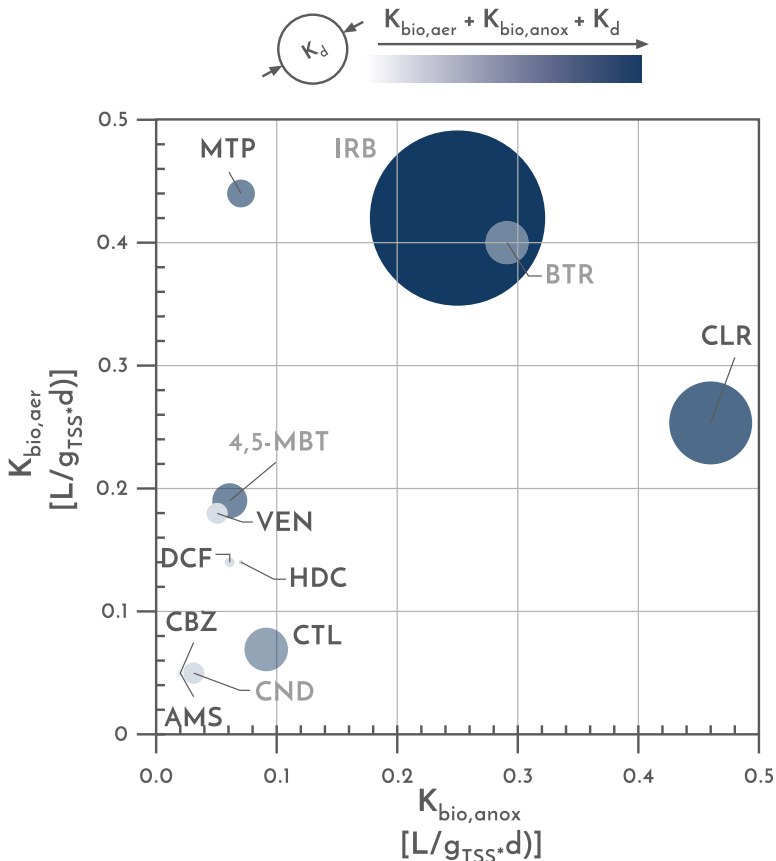


Fig. 4.3 - Mappa di idoneità al trattamento biologico: la collocazione delle bolle è funzione della degradabilità biologica in condizioni aerobiche (K_{bio_aer}) e anossiche (K_{bio_anox}), mentre la dimensione delle bolle è proporzionale al valore di K_d . Il colore delle etichette indica la Categoria di appartenenza all'interno dell'elenco della Direttiva 3019/2024/UE: rosso per la Categoria 1 e giallo per la Categoria 2.

4.3. MIE IN ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO

4.3.1. Acque potabili

La documentazione in merito alle acque potabili è meno ricca, anche perché, spesso, in tale comparto la presenza di MIE non supera il LOQ (Cantoni et al., 2020).

Nel 2021 è stata pubblicata un'indagine relativa ai MIE che ha compreso l'analisi di 177 composti (farmaci, pesticidi, PFAS e altri) in acque in ingresso e in uscita da 13 impianti di potabilizzazione ubicati in Europa e in Asia (Tröger et al., 2021). La somma delle concentrazioni dei diversi MIE analizzati è risultata estremamente variabile nell'acqua grezza (tra 15 e 7995 ng L⁻¹) e meno nell'acqua distribuita (tra 35 e 919 ng L⁻¹). L'efficienza di rimozione dei diversi impianti è stata anch'essa molto variabile, con un valore medio del 65±28% e prestazioni migliori per i composti presenti in concentrazioni più elevate. In Tabella 4.2 sono riportate le caratteristiche principali dei siti di prelievo delle acque grezze e degli impianti di trattamento.

In Figura 4.4 e Figura 4.5 sono invece rappresentati i risultati delle analisi in termini, rispettivamente, di concentrazioni nelle acque grezze e in quelle distribuite, dopo il trattamento 58 dei 177 composti analizzati sono stati rilevati in almeno un campione di acqua trattata, contro i 115 presenti nell'acqua grezza. Il numero di MIE è risultato compreso tra 11 (campione Italia #2) e 35 (Cina #2), con una media di 19 (±8) nell'acqua trattata e di 44 (±16) in quella grezza. I PFAS sono risultati essere la categoria più rappresentata in 8 dei campioni di acqua trattata. La media sull'intero dataset è risultata pari a 6 composti per impianto. Il limite svedese di 90 ng L⁻¹ per la somma di 11 PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS, and 6:2 FTSA) (Gobelius et al. 2018) è stato superato solo nell'acqua trattata del sito Cina #2, dove si è misurata una concentrazione di 150 ng L⁻¹.

La rimozione dei PFAS negli impianti di trattamento è risultata critica: nella totalità dei campioni di acqua potabile analizzati (dopo trattamento) si è rilevata la presenza di almeno 3 PFAS (tra i quali PFOA e PFHpA). In Svezia, la categoria più numerosa di MIE è stata quella dei farmaci, ma con concentrazioni già molto basse nell'acqua grezza. Nei campioni in uscita dagli impianti Cina #1, Cina #2, Repubblica Ceca (dove si era verificato un temporaneo arresto dell'ozonizzazione) e Vietnam, il maggior numero di composti rilevati rientrava invece nella categoria dei pesticidi, ma il limite svedese di 500 ng L⁻¹ per le acque potabili, che coincide con quello della Direttiva 2184/2020/UE, non è stato superato in nessuno dei campioni analizzati. Nel campione del Vietnam, tuttavia, la concentrazione di acido 2,4-diclorofenossiacetico (302 ng L⁻¹) era quasi tre volte superiore al limite per i singoli pesticidi.

In base a quanto riportato, in Europa non si rilevano superamenti dei limiti di concentrazione per le acque potabili se non occasionalmente, benché la presenza di MIE sia comunque diffusa. Per quanto, dunque, le prestazioni degli impianti di potabilizzazione possano non essere ottimali ai fini della rimozione di MIE, non vengono riportate situazioni di rischio.

Tab. 4.2 - Caratteristiche principali dei siti di campionamento: nazione, origine delle acque e processi di trattamento, tratto da Tröger et al. (2021).

Paese	Sito di prelievo	Profondità del prelievo	Produzione giornaliera (x1000 m ³)	Numero di consumatori (x1000)	Filtrazione artificiale	Pre-clorazione	Coagulazione	Flocculazione	Sedimentazione	Filtrazione rapida (con sabbia)	"Filtrazione lenta (con sabbia)"	GAC	Radiazione UV	Clorazione	Ozonizzazione	Ultrafiltrazione	Osmosi inversa	Altre tecnologie di trattamento
Belgio	Acqua superficiale	N/A	150	750	NO	NO	SI	SI	SI	SI	NO	SI	SI	SI	NO	NO	NO	Flottazione
Cina #1	Riserva Qing Fiume Yangtze	N/A	40	100	NO	NO	NO	SI	SI	SI	NO	SI	NO	SI	SI	NO	NO	-
Cina #2	Riserva Jin Fiume Huangpu	N/A	30	35	NO	NO	NO	SI	SI	SI	NO	SI	NO	SI	SI	NO	NO	Pre-ozonizzazione
Repubblica Ceca	Fiume Úhlava	0-15 m	37	210	NO	NO	SI	NO	SI	SI	NO	SI	SI	SI	SI*	NO	NO	Aggiustamento durezza Filtrazione autocatalitica Aggiustamento pH
Germania	Riserva	50-60 m	86	190	NO	NO	SI	SI	NO	NO	SI	NO	NO	SI	NO	NO	NO	-
Italia #1	Lago	40 m	35	N/A	NO	NO	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	NO	SI	NO	NO	-
Italia #2	Fiume Po	5 m	86	250	NO	NO	NO	SI	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	NO	NO	-
Giappone	Acqua superficiale	0-1 m	60	190	NO	NO	SI	SI	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI	NO	NO	-
Spagna	Acqua superficiale	Letto del fiume	270	N/A	NO	SI	SI	NO	SI	SI	NO	SI	NO	SI	SI	SI	SI	-
Svezia	Lago Malaren	4-28 m	140	700	NO	NO	SI	SI	SI	SI	NO	SI	SI	SI	NO	NO	NO	-
Svizzera	Lago Zurich	30 m	78	500	NO	NO	NO	NO	NO	SI	SI	SI	NO	NO	SI	NO	NO	-
Olanda	Filtrato di riva fluviale	14-45 m	36	200	Riva del fiume	NO	NO	NO	NO	SI	NO	SI	SI	NO	NO	NO	NO	-
Vietnam	Fiume Saigon	4 m	300	240	NO	SI	SI	SI	SI	SI	NO	NO	NO	SI	NO	NO	NO	Filtrazione di finitura

GAC= Granular Activated Carbon; N/A= Not Available;

*Trattamento non attivo nel giorno del monitoraggio per via di problemi tecnici

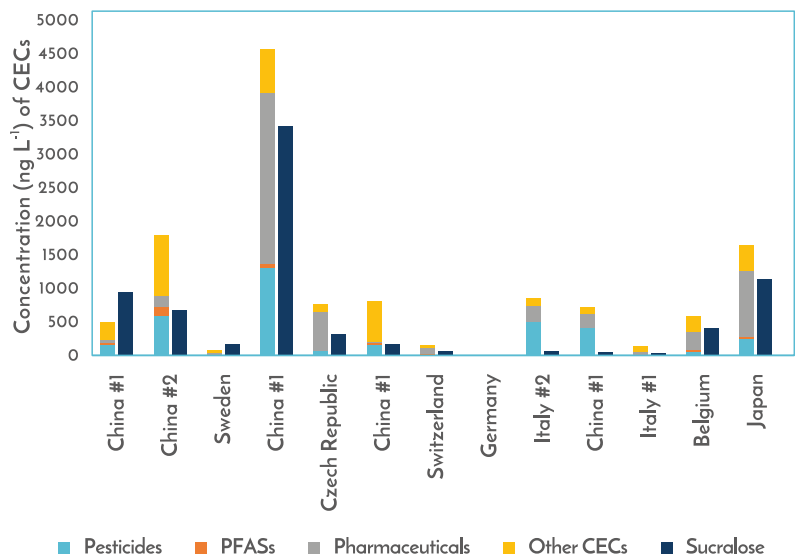


Fig. 4.4 - Concentrazioni di MIE nelle acque grezze analizzate da Tröger et al (2021)

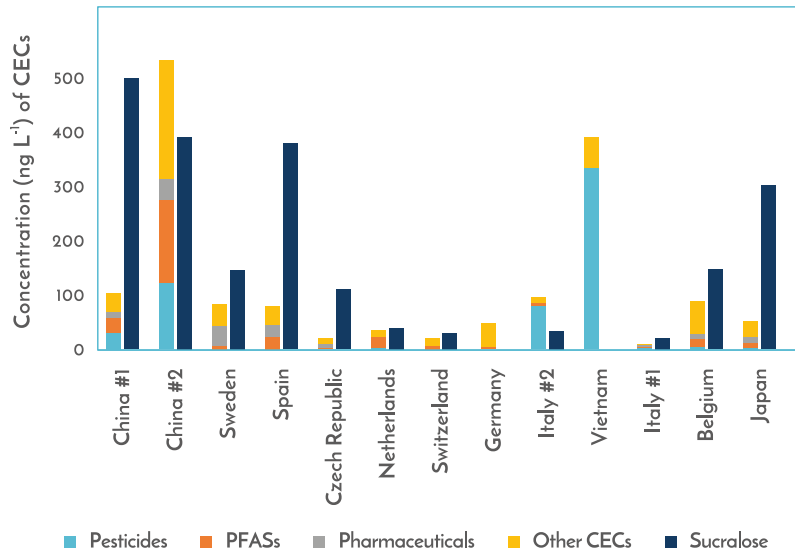


Fig. 4.5 - Concentrazioni di MIE nelle acque potabili dopo trattamento (b), analizzate da Tröger et al (2021)

4.3.2. Acque di falda

Come anticipato nel Capitolo §1.1, in Italia, le analisi dello Stato Chimico delle acque sotterranee condotte da ARPA nel 2023 (ISPRA, 2024) in 22 stazioni in Lombardia hanno evidenziato uno stato Non Buono in 11 casi. In 4 di tali 11 casi la causa è stata la presenza di triclorometano, in 2 quella di bentazone, in 2 quella della somma dei fitofarmaci (aldrin, diendrin, endrin, isodrin) e in 1 quella di imidacloprid (insetticida). Questi MIE hanno superato i limiti stabiliti dal D.Lgs. 16 marzo 2009 n. 30, pari rispettivamente a 0.15, 0.1, 0.01 e 0.1 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Ultimamente, l'attenzione si è focalizzata in particolar modo sui PFAS. In Lombardia, nei primi sei mesi del 2024, ATS Milano ha analizzato 197 campioni di acque potabili per il controllo dei PFAS. Nel 35% dei campioni si sono rilevate tracce di sostanze, ma in nessuno è stato superato il limite di 0.50 $\mu\text{g L}^{-1}$ per la somma di tutti i PFAS ritenuti pericolosi per la salute umana indicati dalla Direttiva 2184/2020/UE (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, acido perfluorotridecansolfonico, acido perfluorotridecansolfonico). I PFAS rilevati con maggior frequenza sono stati il PFBA, il PFOA, il PFHxA, e il PFOS, nonostante in Europa la produzione di PFOA e PFOS sia da anni vietata e il loro uso fortemente limitato.

Dai dati disponibili sembra dunque che l'inquinamento delle acque sotterranee dipenda essenzialmente da fitofarmaci e insetticidi, quindi, da fonti legate all'uso del suolo. La presenza di PFAS è comunque rilevabile, data l'ubiquitarietà e la persistenza di tali sostanze, ma per la conoscenza attuale non allarmante.

4.3.3. La Proposta di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio recante modifica delle direttive 60/2000/CE, 118/2006/CE e 105/2008/CE

In ambito europeo sono in corso lavori per l'emanazione di una nuova Direttiva recante modifica della Direttiva 60/2000/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, della Direttiva 118/2006/CE sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento e della Direttiva 105/2008/CE relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, che modifichi e integri il quadro di riferimento relativo alle acque, alle acque sotterranee e agli SQ.

La revisione pone l'accento sui MIE e, ai fini dei trattamenti delle acque da destinare all'uso potabile, risultano di particolare interesse alcuni aspetti della proposta:

- l'aggiornamento degli elenchi degli inquinanti che alterano le acque superficiali e sotterranee,
- la messa a punto di sistemi più efficaci per il monitoraggio delle miscele chimiche per valutare meglio gli effetti combinati e tenere conto delle variazioni stagionali nelle concentrazioni di inquinanti,
- l'inserimento di nuovi inquinanti delle acque sotterranee e dei relativi standard di qualità per alcuni PFAS, farmaci e metaboliti dei pesticidi,
- l'aggiornamento dei criteri per valutare il buono stato chimico delle acque sotterranee,
- la definizione di criteri per individuare e invertire le tendenze significative e durature all'aumento e per determinare i punti di partenza per le inversioni di tendenza,
- l'istituzione di elenchi di controllo delle sostanze per le quali è necessario raccogliere presso gli Stati membri dati di monitoraggio per 24 mesi. L'elenco di controllo specifica le matrici per i controlli e i possibili metodi di analisi per ciascuna sostanza. Le sostanze da includere nell'elenco di controllo sono selezionate tra quelle che, stando alle informazioni disponibili, potrebbero presentare un rischio significativo a livello di UE per l'ambiente acquatico o proveniente dall'ambiente acquatico e per le quali i dati di monitoraggio sono insufficienti. Nell'elenco di controllo figurano anche le sostanze

che destano nuove preoccupazioni. Verranno inoltre inserite le MP e determinati geni di resistenza antimicrobica non appena saranno individuati metodi adeguati al loro monitoraggio. Il meccanismo dell'elenco di controllo per i corpi idrici sotterranei introduce un processo triennale per cui la Commissione, con il contributo dell'ECHA e in stretta collaborazione con gli Stati membri, stabilisce le priorità per le sostanze da monitorare nelle acque sotterranee. Le informazioni che ne derivano confluiranno nella revisione dell'allegato I della Direttiva (Standard di Qualità Ambientale Per Le Sostanze Prioritarie E Taluni Altri Inquinanti). Per quanto riguarda le sostanze farmaceutiche, è auspicabile che l'ECHA collabori con l'EMA.

La nuova proposta riflette il marcato avanzamento delle conoscenze scientifiche negli ultimi 15 anni. È aumentata l'attenzione, sono state sviluppate nuove tecniche analitiche e si è diffusa la consapevolezza della stretta correlazione tra inquinamento ambientale e salute pubblica, da cui, come già si è detto, è scaturito l'approccio *One Health* (WHO, 2023; Amadó et al., 2024). Dato l'orientamento attuale, il recepimento della Direttiva e la sua attuazione comporteranno un impegno tecnico ed economico notevoli, ma il livello di sicurezza è destinato ad aumentare. Anche la flessibilità del sistema nell'inserire nuovi parametri e standard di qualità in base agli esiti dei monitoraggi va certamente nella direzione di un controllo più adeguato alla situazione reale. Si presenteranno però problemi operativi molto seri in termini di monitoraggio.

Restano inoltre grandi incertezze in merito alla rappresentatività dei dati ecotossicologici e tossicologici che spesso, essendo poco numerosi, vengono utilizzati come base per fissare gli standard applicando fattori di sicurezza molto elevati che possono essere talvolta eccessivi e talvolta non sufficienti.

D'altra parte, la persistenza di alcuni composti, quali i PFAS, inseriti nella nuova proposta, lascia poco spazio a soluzioni: la continua immissione nell'ambiente sarebbe da evitare per cui certe sostanze (oggi i PFAS, domani forse altre) andrebbero bandite. Ma il loro uso è oggi talmente diffuso e la loro utilità, almeno in certi settori, è talmente indiscussa che una messa al bando generalizzata e immediata creerebbe problemi in specifici settori. D'altro canto, potrebbe costituire incentivo per la ricerca di sostituti ecocompatibili. Appare quindi evidente il peso sempre crescente da attribuire a studi tossicologici, ecotossicologici ed epidemiologici mirati che consentano di mettere a punto strategie via via più precise in funzione delle proprietà degli inquinanti considerati.

4.4. TRATTAMENTI PER LA RIMOZIONE DEI MIE

I trattamenti adottabili per le acque potabili e per le acque reflue sono sostanzialmente gli stessi anche se, ovviamente, la progettazione e l'esercizio degli impianti devono tenere conto delle diverse concentrazioni e, soprattutto, della presenza di altri inquinanti che, in particolare nelle acque reflue, interferiscono con le prestazioni dei processi.

I processi classificati come BAT per la rimozione dei MIE sono l'adsorbimento su carbone attivo, l'ossidazione chimica con ozono e la filtrazione su membrane di nanofiltrazione e osmosi inversa (Westerhoff et al., 2005; Calisto et al., 2015; Guilloso et al., 2020). Tuttavia, la filtrazione su membrana presenta parecchi inconvenienti, primo tra tutti, soprattutto per l'osmosi inversa, quello di modificare la composizione salina dell'acqua e questo, nella potabilizzazione, implica un successivo reintegro. Per questo di solito si trascura la filtrazione su membrane concentrandosi di più su adsorbimento e ossidazione con ozono (che negli impianti di potabilizzazione sono spesso già presenti e non rappresentano quindi una novità in termini di gestione per gli operatori). Mentre

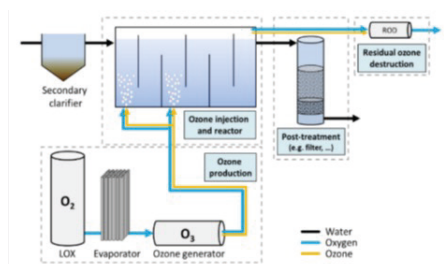
per le acque reflue tali processi vengono realizzati a valle dei trattamenti biologici, le acque destinate all'uso potabile non vengono sottoposte a trattamenti biologici salvo casi particolari, quali la rimozione del nitrato.

Vale la pena di sottolineare come, dato l'elevato numero dei composti definibili come MIE e la loro forte diversificazione chimico-fisica e tossicologica, l'abbinamento di due o più processi possa garantire un maggior margine di sicurezza, secondo i principi dell'approccio multi-barriera alla definizione delle filiere di trattamento. Va inoltre considerato il fatto che per alcuni composti particolarmente recalcitranti, quali i PFAS, la molecola non viene effettivamente degradata ma può essere rimossa dalla fase liquida mediante processi fisico-chimici quali l'adsorbimento su carbone attivo, o, meno frequentemente, mediante separazione su membrana in pressione (nanofiltrazione, osmosi inversa) o su resine a scambio ionico. In tutti questi casi si ha il trasferimento dei contaminanti su una fase solida (carbone o resina esausta) o in un flusso di concentrato, che richiedono un'attenta gestione. Non tutti gli inquinanti vengono infatti degradati durante la fase di rigenerazione del carbone o delle resine e qualora vengano semplicemente rilasciati si pone poi il problema della loro rimozione dai flussi in cui vengono trasferiti e, eventualmente, concentrati. Il problema riguarda in particolar modo i PFAS, per la loro particolare persistenza. In letteratura si riporta la distruzione totale per via termica a 150-300°C per i PFCA, a 250-500°C per i fluoropolimeri, e a valori più elevati per PFSA (350-500°C), perfluoroalcani (450-550°C) e perfluoroalcheni (350-550°C). Per PFOA e PFAS la distruzione del 99% è riportata per temperature $\geq 650^\circ\text{C}$, mentre il 99.99% si ottiene a temperature $\geq 800^\circ\text{C}$ (Blotevogel et al., 2023; Weber et al., 2023; Altarawneha, 2022). Urciuolo et al (2025) riportano una distruzione di PFAS > 99.9 % da fanghi di depurazione trattati mediante combustione in un sistema a letto fluido a 850°C. A valle del processo è stata rilevata la presenza residua di soli PFBS, PFOS and PFTeDA. La concentrazione massima di PFAS nelle emissioni è stata di 12 ng Nm⁻³, la concentrazione nelle ceneri volanti tra 8 e 18 µg kg⁻¹ e quella nelle ceneri di fondo tra 1 e 5 µg kg⁻¹. Mc Namara et al, (2023) riportano l'assenza totale di PFAS, precursori e prodotti di trasformazione (determinati mediante TOP Assay) nel biochar e nella fase liquida derivanti da pirolisi a 500 °C di fanghi di depurazione.

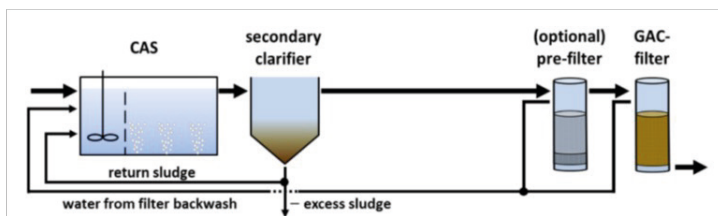
4.4.1. Trattamenti avanzati delle acque reflue

In base all'esperienza della Germania e della Svizzera, dove l'adozione di trattamenti quaternari è più diffusa, il progetto europeo Interreg Baltic Sea Region Programme (2020) ha definito le filiere di trattamento più idonee per il conseguimento degli obiettivi della Direttiva 3019/2024/UE (Figura 4.6). Si tratta di diverse combinazioni di quelli che sono ritenuti i processi più efficaci per la rimozione dei MIE. L'ozonizzazione consiste nell'ossidazione chimica delle molecole mediante ozono. La rimozione mediante adsorbimento su carbone attivo avviene invece per trasferimento dei MIE sulla fase solida e può essere condotta utilizzando GAC come materiale filtrante o carbone attivo in polvere (PAC). Il PAC può essere dosato direttamente in vasca di ossidazione o in una vasca di contatto specifica, a valle del processo biologico, dal quale viene poi separato per sedimentazione. Una variante del dosaggio di PAC a valle del trattamento biologico è il processo Ulmer nel quale il carbone attivo, separato per sedimentazione, viene ricircolato alla vasca di contatto. Eccezion fatta per la seconda filiera, che si conclude con la filtrazione su GAC, negli altri casi l'ultima fase di trattamento consiste nella filtrazione su sabbia.

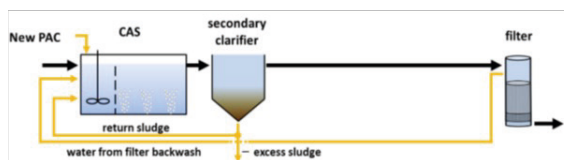
a)



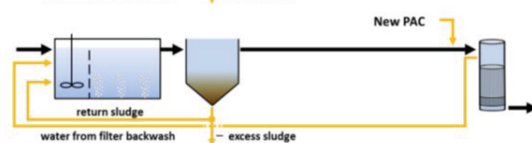
b)



c)



d)



e)

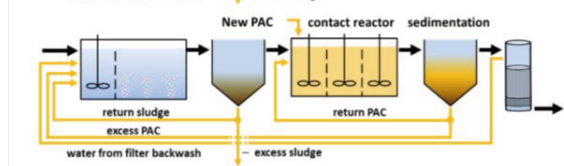


Fig. 4.6 - Filiere di trattamento indicate dall'EU Interreg Baltic Sea Region Programme (2020) per il conseguimento degli obiettivi della nuova Direttiva 3019/2024/UE: (a) ozonizzazione, (b) adsorbimento su GAC, (c) adsorbimento su PAC nel reattore biologico, (d) adsorbimento su PAC post reattore biologico, (e) adsorbimento su PAC mediante processo Ulmer

4.4.2. Trattamenti delle acque destinate al consumo umano

L'adsorbimento su carbone attivo e l'ossidazione chimica (in particolare con ozono) sono tra i processi più efficaci oggi adottati anche negli impianti di potabilizzazione (Calisto et al., 2015; Guilloso et al., 2020), ma i dati relativi alla rimozione di MIE dalle acque destinate al consumo umano sono molto meno numerosi di quelli relativi alle acque reflue (Borrull et al., 2021). Inoltre, molti dei dati riportati in letteratura si riferiscono a matrici sintetiche, contaminate artificialmente a scopo sperimentale con concentrazioni di MIE molto superiori a quelle rilevabili in condizioni reali (Bachmann et al., 2021). In effetti, le basse concentrazioni rilevabili nelle fonti di approvvigionamento pongono forti limitazioni alla determinazione analitica (Egea-Corbacho et al., 2019) e implicano quindi

una certa incertezza nell'interpretazione dei dati.

Cantoni et al. (2024) hanno studiato l'efficienza dell'ozonizzazione (tempo di ritenzione idraulica - HRT, dall'inglese *Hydraulic Retention Time* - pari a 18 min; dosi di O_3 pari a 0.5, 1.0 e 1.5 $mg_{O_3} L^{-1}$), e dell'adsorbimento su carbone attivo (concentrazioni pari a 2, 5, 10, 20 e 30 $mg L^{-1}$) e della loro combinazione in serie. Le prestazioni dell'ozonizzazione sono state valutate a scala reale, presso l'impianto di potabilizzazione di Pontelagoscuro (Ferrara), mentre l'adsorbimento su carbone attivo è stato sperimentato a scala di laboratorio utilizzando campioni prelevati a monte e a valle dell'ozonizzazione. Sono state misurate le concentrazioni di 18 composti, comprese quelle di alcuni prodotti iodurati, utilizzati come mezzi di contrasto, presenti in concentrazioni rilevanti nelle acque non trattate, non indagati in studi precedenti. In

Tabella 4.3 è riportato l'elenco dei parametri analizzati, insieme alle relative caratteristiche principali. In particolare, vengono riportati: il coefficiente di ripartizione ottanolo acqua ($\log K_{OW}$), che indica l'idrofobicità di un composto e quindi la sua affinità con il carbone attivo; la costante cinetica di reazione con l'ozono ($\log K_{O_3}$), che ne misura la reattività con l'ozono; e la costante di dissociazione acida pK_a , che fornisce un'indicazione della carica del composto.

Tab. 4.3 - Parametri analizzati nello studio di Cantoni et al. (2024). L'asterisco indica i composti per i quali i valori di $\log K_{O_3}$ non sono disponibili in letteratura; per OSS e PRS tali valori sono stati stimati sulla base della reattività osservata, assumendo per OSS il valore medio di ACS, BNZ e MBN, e per PRS il valore medio di GAB e VAL

CEC	Code	$\log K_{OW}$	$\log K_{O_3}$	pK_a	Type	LOQ
		-	$L s^{-1} mol^{-1}$	-		$ng L^{-1}$
Acesulfame	ACS	-0.55	1.94	2	Edulcorante	1
Benzotriazolo	BNZ	1.3	2.38	8.2	Filtro UV	1
Caffeina	CAF	-0.07	2.81	10.4	Stimolante	10
Carbamazepina	CBZ	2.45	5.48	13.9	Antiepilettico	1
Diclofenac	DCF	4.51	6.2	4.2	Antinfiammatorio	1
Gabapentin	GAB	-1.51	1.18	3.7	Antiepilettico	1
Iomeprolo	IOM	-1.45	< -1.00	11.7	Mezzo di contrasto	1
Iopamidolo	IPM	-0.74	0.15	10.7	Mezzo di contrasto	10
Iopromide	IPR	-0.45	< -0.10	9.9	Mezzo di contrasto	1
Irbesartan	IRB	5.31	1.36	4.1	Antipertensivo	1
Metformina	MTF	-2.64	0.08	12.4	Medicinale per il diabete	1
Metil-benzotriazolo	MBN	1.89	2.6	9.2	Filtro UV	1
Ossipurinolo*	OSS*	-1.67	2.3	6.3	Inibitore enzimatico	10
Paracetamolo	PAR	0.46	3.15	9.5	Analgesico	1
Paraxantina*	PRS*	-0.22	1.38	10.8	Stimolante	1
Saccarina*	SAC*	0.91	N/A	1.9	Edulcorante	1
Telmisartan	TLM	8.42	5.08	4.5	Antipertensivo	1
Valsartan	VAL	4	1.58	4.7	Antipertensivo	1

8 dei 18 composti sono stati esclusi dalle successive valutazioni perché presenti in concentrazioni inferiori a LOQ in almeno il 45% di 3 dei 4 tipi di campioni prelevati durante le prove di ozonizzazione (ingresso e uscita dal reattore di ozonizzazione, operante a 3 dosaggi di ozono). In Figura 4.7 sono illustrati i risultati ottenuti con i singoli trattamenti, mentre in Figura 4.8 i risultati riguardano la rimozione della somma dei composti analizzati con la combinazione in serie di ozonizzazione e adsorbimento.

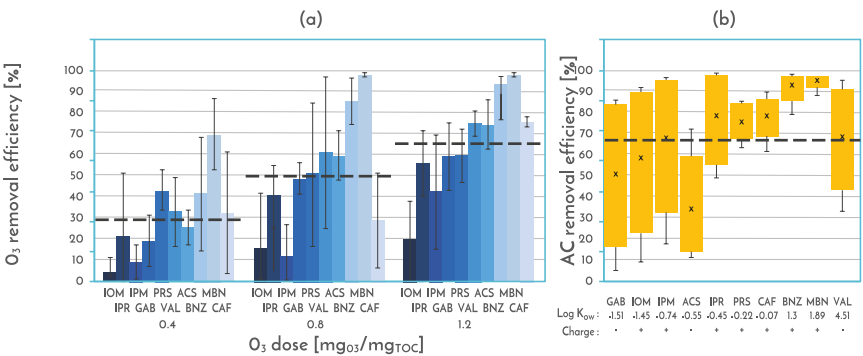


Fig. 4.7 - Efficienza di rimozione dei MIE analizzati dall'acqua in ingresso (media 4 deviazione standard) con le diverse dosi di ozono (a) e con adsorbimento su carbone attivo (media su tutte le dosi utilizzate), tratto da Cantoni et al., (2024)

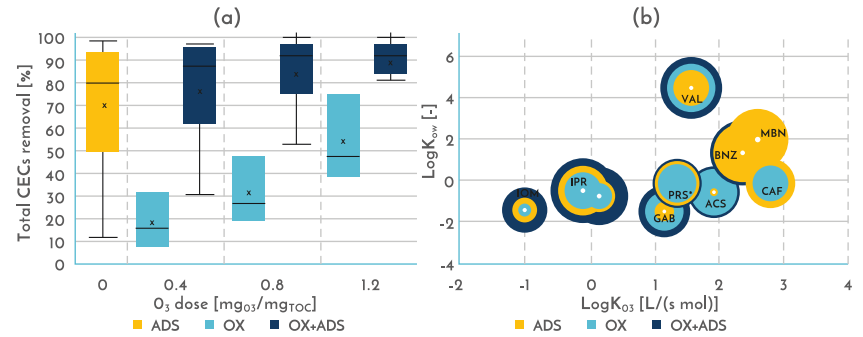


Fig. 4.8 - La figura (a) mostra la rimozione percentuale della somma dei composti analizzati mediante ozonizzazione, adsorbimento su carbone attivo e ozonizzazione+adsorbimento su carbone attivo; la figura (b) mostra la mappa di idoneità al trattamento: il centro delle bolle corrisponde alla reattività con ozono ($\log K_{O_3}$) e all'idrofobicità ($\log K_{OW}$) dei singoli composti, mentre la dimensione delle bolle rappresenta l'efficienza media di rimozione dei due processi (ozonizzazione con $1.5 \text{ mgO}_3 \text{ L}^{-1}$, corrispondenti a $1.2 \text{ mgO}_3 \text{ mgTOC}^{-1}$, e adsorbimento con 5 mgAC L^{-1}), tratto da Cantoni et al. (2024).

Sul totale dei composti analizzati la sequenza ozonizzazione + adsorbimento fornisce risultati complessivi meno che additivi, in termini medi, rispetto a quelli relativi ai due singoli trattamenti: l'efficienza aumenta dal 16% all'87% rispetto alla sola ozonizzazione alla dose più bassa e dal 47% al 92% rispetto all'ozonizzazione alla dose più elevata. Tuttavia, la variabilità dell'efficienza diminuisce marcatamente con la combinazione dei due processi: l'efficienza relativa alla sola ozonizzazione è compresa tra il 9 e il 75%, quella relativa al solo adsorbimento tra il 13 e il 98% e quella della sequenza ozonizzazione + adsorbimento, con la dose massima di ozono ($1.5 \text{ mgO}_3 \text{ L}^{-1}$) e la dose minima di carbone (5 mgAC L^{-1}) è superiore all'80%. Come si osserva in Figura 4.8b, l'aspetto discriminante consiste nelle caratteristiche dei composti da rimuovere, in particolare la loro reattività nei confronti dell'ozono ($\log K_{O_3}$) e la loro affinità per il carbone attivo ($\log K_{OW}$): la combinazione di ozonizzazione + adsorbimento fornisce un chiaro vantaggio per composti che sono scarsamente rimossi dai due processi usati singolarmente.

4.5. PRESENZA DI MP IN ACQUE REFLUE, DESTINO E RIMOZIONE NEGLI IMPIANTI DI DEPURAZIONE

¹Zoccali A., ¹Malpei F.

¹Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA) – Sezione Ambientale, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano (MI)

Le MP sono riconosciute come contaminanti emergenti a causa della loro ubiquità, persistenza e dei potenziali impatti a lungo termine sugli ecosistemi e sulla salute umana (Harley-Nyang et al., 2022; Oliveri Conti et al., 2020; Lambert and Wagner, 2018). Le MP sono state rilevate in tutti gli ambienti acquatici: mare, fiumi, laghi, acque potabili e reflue (Barchiesi et al., 2021; Cole et al., 2014; Koelmans et al., 2019; GdL-MIE, 2020; Sun et al., 2019), anche in ambienti remoti ed estremi quali i ghiacciai (Crosta et al., 2022; Akdemir et al., 2025).

Nel Capitolo 3 del precedente Rapporto del Gruppo di Lavoro-MIE (GdL-MIE, 2020) era già stato trattato da Malpei et al. (2020) con buon dettaglio il tema della presenza di MP nelle acque reflue e della loro rimozione negli impianti di depurazione.

Gli impianti di depurazione ricevono le MP veicolate dai reflui collettati, siano essi di origine municipale o produttiva. Ricevono anche, in misura variabile in ragione del tipo di fognatura, le acque meteoriche, le quali raccolgono le MP depositate per *fall-out* atmosferico¹⁴ e generate/presenti sulle superfici per effetto di abrasione degli pneumatici, *littering*¹⁵, ecc., trattandone però solo una parte.

Pur non essendo progettati per rimuovere le MP, gli impianti di depurazione rimuovono le MP, anche molto significativamente, quando progettati e gestiti secondo standard avanzati.

Gli scarichi depurati e il contributo puntuale degli sfioratori rappresentano comunque, per i corpi idrici ricettori e gli ecosistemi acquatici, delle sorgenti di inquinamento da MP. L'entità relativa di tale contributo rispetto ad altre fonti terrestri, seppur ritenuta rilevante da alcuni autori (Edo et al., 2020; Habib et al., 2020; Sun et al., 2019; Talvitie et al., 2015) non è ancora generalizzabile e richiede approcci di studio diversificati, a seconda della scala di indagine e del livello di dettaglio atteso.

Questo paragrafo fornisce un sintetico aggiornamento delle conoscenze sul tema, principalmente basato sull'indagine bibliografica e di metanalisi dei dati pubblicati negli ultimi anni su articoli inerenti la presenza e la rimozione di MP in impianti di depurazione operativi a piena scala (Zoccali et al. 2025). L'indagine, che ha considerato lavori pubblicati fino ad agosto 2024, ha analizzato 496 articoli indagando il database Scopus con le parole chiave "microplastiche", "rimozione" e "impianti di depurazione". Tra questi solo 147 sono stati ritenuti idonei per l'analisi, scartando tutte le review e gli articoli contenenti studi a scala di laboratorio o su impianti pilota dimostrativi. Gli articoli idonei riportano dati di impianti di depurazione riferibili ad alcune centinaia di casistiche differenti.

Il database contiene per ogni impianto di depurazione monitorato più di 200 differenti campi di informazione, che spaziano da: i) generalità (es., popolazione servita, origine dell'acqua reflua e portata trattata) e ubicazione dell'ID; ii) principali variabili chimiche

¹⁴ Deposito al suolo di particelle trasportate dall'atmosfera, incluse le microplastiche veicolate da vento e precipitazioni.

¹⁵ Abbandono di rifiuti nell'ambiente, in particolare plastica dispersa su strade e superfici urbane, successivamente trascinata nelle acque meteoriche.

delle acque trattate (pH, concentrazione solidi sospesi totali, concentrazione fosforo, ecc.); iii) configurazione impiantistica; iv) metodi di campionamento, pretrattamento e caratterizzazione delle MP; v) concentrazione e carichi delle MP nell'influyente e dopo ogni livello di trattamento; vi) efficienze di rimozione totale delle MP raggiunte dopo ogni livello di trattamento; vii) efficienze di rimozione delle MP suddivise per tipologia di forma, polimero e dimensione, ottenute dopo ogni livello di trattamento.

4.5.1. Presenza di MP nei reflui

Il quadro generale delle concentrazioni di MP riscontrate nelle diverse sezioni degli impianti di depurazione è riportato in Figura 4.9.

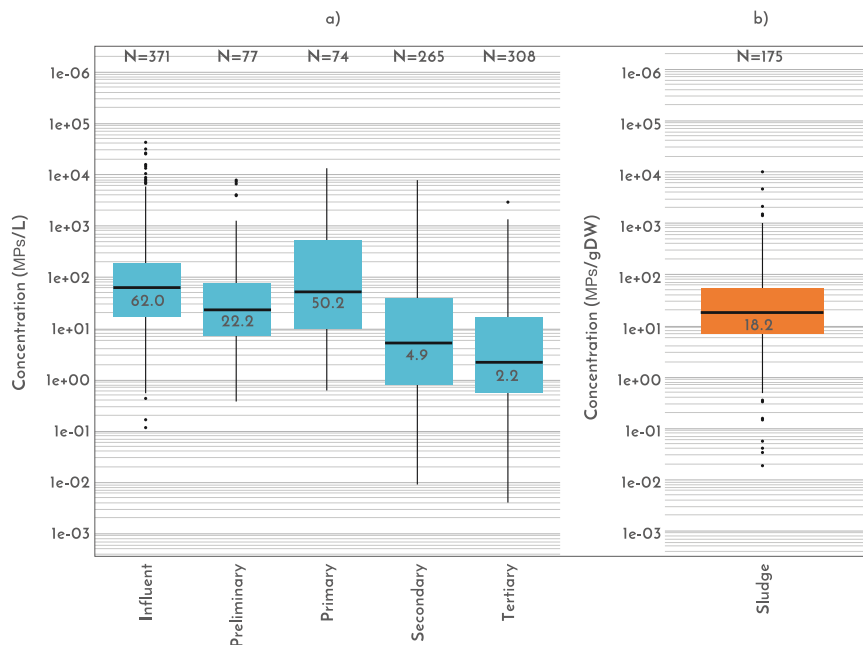


Fig. 4.9 - Concentrazione di MP, su scala logaritmica, lungo i livelli di trattamento delle acque reflue: a) influente ed effluente delle diverse sezioni di trattamento, espressi in MP L⁻¹; b) fango disidratato, espresso in MP g⁻¹ di peso secco. Il numero di dati validi (N) è riportato in alto ed i valori mediani all'interno dei boxplot, tratto da Zoccali et al. (2025)

In Figura 4.9 si osserva un'alta variabilità dei valori, fino ai 6 ordini di grandezza, per tutti i diversi punti di campionamento monitorati lungo la filiera di trattamento.

Con riferimento alle concentrazioni influenti, i valori minimi sono anche inferiori ad 1 particella per litro e quelli massimi superano le decine di migliaia. È importante sottolineare l'elevata variabilità delle concentrazioni di MP influenti, evidenziata dal *boxplot* in Figura 4.9a. La differenza tra i valori minimi e massimi, per l'influente, si attesta intorno a cinque ordini di grandezza, presentando un intervallo interquartile (IQR), pari a 163.2 MP L⁻¹.

Il quadro che emerge dalla analisi del database è abbastanza coerente con i range citati da altre fonti (Murphy et al, 2016; Sun et al., 2019; Zhou et al., 2020), da poche particelle per litro fino alle migliaia, pur con un ampliamento dell'intervallo tra valori minimi e

massimi.

Per valutare in maggior dettaglio la presenza di MP entranti negli impianti di depurazione, nella metanalisi è stato indagato l'effetto della tipologia di refluo (municipale, industriale o misto), la dimensione e l'ubicazione degli impianti considerati (Figura 4.10).

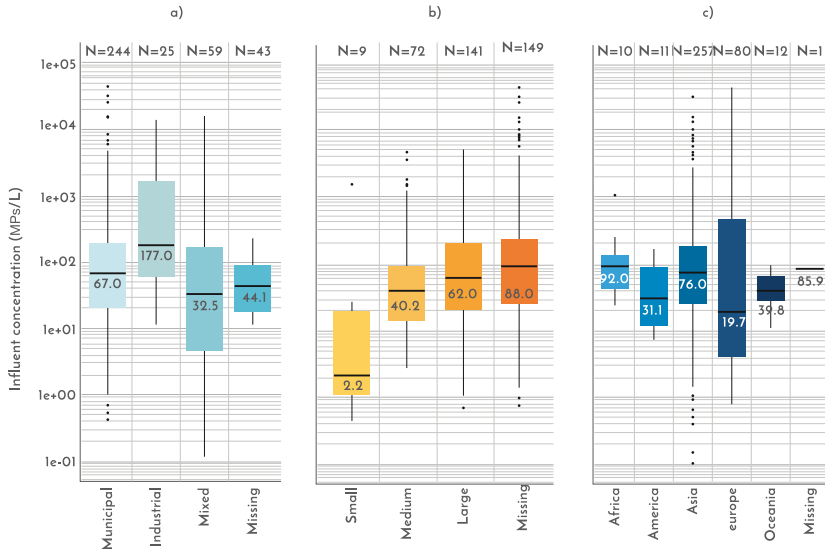


Fig. 4.10 - Concentrazione influente di MP, su scala logaritmica, negli impianti di depurazione considerati dalla metanalisi, classificati per: a) tipologia di acqua reflua trattata; b) dimensione dell'impianto; c) ubicazione dell'impianto. Il numero di dati validi (N) è riportato in alto ed i valori mediani all'interno dei *boxplot*, tratto da Zoccali et al. (2025)

Oltre il 65% degli impianti di depurazione studiati tratta acque reflue municipali, con una concentrazione mediana di MP nell'influente pari a 67 MP L^{-1} . Il valore mediano più elevato è stato osservato quando il carico di acque reflue in ingresso era di origine industriale, con un valore circa 3-6 volte superiore rispetto a quello degli impianti municipali e misti. Si noti che questo risultato può dipendere dal criterio adottato per distinguere gli impianti tra municipali/misti ed industriali, dal non trascurabile numero di pubblicazioni nei quali tale informazione era assente e, infine, dalla carenza di informazioni inerenti all'entità e tipologia dei reflui industriali collettati. Infatti, solo di 5 dei 25 impianti di depurazione classificati come industriali erano note le tipologie di industrie che scaricano in essi, ovvero industrie petrolchimiche (Deng et al., 2023a, 2023b) e industrie di stampa e tintura tessile (Xu et al., 2021; Zhou et al., 2020). Anche in questo caso, la variabilità all'interno dei boxplot risulta molto ampia, in particolare per l'ampiezza dei "baffi" dei casi municipali e misto e per l'ampiezza del box per industriali e misto.

Per quanto concerne la dimensione dell'impianto (Figura 4.10b), le concentrazioni di MP in ingresso sono risultate da 20 a 30 volte inferiori negli impianti di piccole dimensioni, rispetto a quelle degli impianti medi e grandi, con un valore mediano di 2.2 MP L^{-1} . Tale valore, diventa pari a 62 MP L^{-1} per gli impianti maggiori. Il numero di impianti per i quali la dimensione non era precisata è però molto alto (40% dei casi considerati) e in questi casi si determina il massimo valore della mediana dei diversi impianti (88 MP L^{-1}). È questo un esempio dell'importanza e la necessità che si stabiliscano regole condivise nell'ambito della comunità scientifica che pubblica su questi temi, in relazione alle minime informazioni che devono essere sempre presenti. Infine, come per i due fattori

precedenti, anche la localizzazione geografica degli impianti (Figura 4.10c) influisce sulla concentrazione di MP nell'influente, seppur in maniera più marginale. Oltre il 90% degli impianti considerati si trova in Asia ed Europa (rispettivamente 69% e 22%) e pertanto l'analisi ha interessato solo questi due continenti, per i quali vi è un numero di studi sufficienti per effettuare un'analisi statistica. Confrontando i valori mediani, l'Asia presenta una concentrazione negli influenti quasi quattro volte superiore rispetto all'Europa, in ragione probabilmente di vari fattori sia tecnici, quali minori dotazioni idriche o maggior presenza di MP primarie nei reflui, o socio-economici. Questo dato è coerente con quanto evidenziato da altri studi, tra i quali quello di Schwarz et al. (2023) che indica come il maggiore rilascio nell'ambiente di MP sia registrato in Cina, India, Thailandia, Indonesia e Giappone.

La variabilità osservata in ogni classe è presumibilmente influenzata da diversi fattori, quali metodo d'analisi, il livello di trattamento specifico dell'impianto, i parametri operativi, le caratteristiche delle MP e i fattori locali (Azizi et al., 2022; Zhang et al., 2021).

4.5.2. Destino e rimozione di MP negli impianti

Con riferimento alle concentrazioni riportate in Figura 4.9, nelle diverse unità di trattamento dell'impianto di depurazione si osserva una generale riduzione dei valori passando da monte verso valle, come logico aspettarsi. Alcuni studi hanno osservato andamenti inattesi, come l'aumento di concentrazione di MP in alcune fasi del trattamento superiori rispetto a quelle delle fasi precedenti, soprattutto nei trattamenti iniziali, dove le concentrazioni a valle dei pretrattamenti risultavano superiori al carico in ingresso. Nonostante queste eccezioni, una buona rimozione nelle fasi preliminari aiuta a ridurre il carico di MP che accede alla sedimentazione primaria e al trattamento biologico, limitando così anche l'accumulo nei fanghi primari e secondari.

Questo risultato può essere influenzato da una non perfettamente corretta attribuzione e classificazione della tipologia di trattamento presente (riconducibile a carenza o difficoltà di interpretazione dei dati pubblicati) ma potrebbe trovare anche possibile spiegazione nella frammentazione o abrasione delle MP più grandi in particelle più piccole durante il mescolamento, il pompaggio o altri stress meccanici che possono intervenire maggiormente nei trattamenti preliminari iniziali (Jiang et al., 2022; Reddy and Nair, 2022).

Passando però a calcolare i rendimenti per tutti i casi possibili (Figura 4.11), nei quali, cioè, fossero disponibili la concentrazione di MP influente e dopo diversi livelli di trattamento, si osserva come gli impianti di depurazione riescano a ridurre efficacemente le MP in ingresso, raggiungendo efficienze di rimozione che variano dal 48% al 99%, a seconda dei trattamenti presenti.

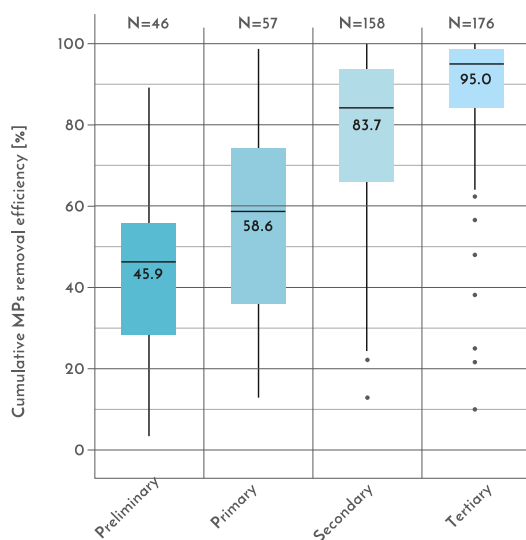


Fig. 4.11 - Efficienza di rimozione cumulata delle MP lungo i diversi livelli di trattamento delle acque reflue. Il numero di dati validi (N) è riportato in alto e i valori mediani all'interno dei boxplot, tratto da Zoccali et al. (2025)

Analizzando più nel dettaglio le rimozioni raggiunte a valle delle diverse sezioni, si osserva che a piena scala i trattamenti preliminari come la grigliatura e dissabbiatura e la sedimentazione primaria permettono la rimozione di circa il 50 – 60 % delle MP entranti, come mediana, mostrandosi maggiormente efficaci nella rimozione delle MP di dimensioni più grandi (>500 μm). Successivamente, i trattamenti secondari migliorano notevolmente la rimozione, raggiungendo efficienze mediane pari a circa l'84%. Infine, i trattamenti avanzati, inclusi i sistemi di filtrazione avanzata e le tecnologie a membrana, incrementano ulteriormente l'efficienza mediana di rimozione al 95%, e in molti casi superando il 99%, in presenza di trattamenti di separazione solido-liquido molto efficienti, come indicato anche da (Hidayaturrahman and Lee, 2019; Okoffo et al., 2019; Sun et al., 2019; GdL-MIE, 2020; Rasmussen et al., 2021; Zoccali et al., 2025). L'ampiezza dei box plot tende inoltre a ridursi, a valle dei trattamenti primari, pur permanendo anche nei secondari e nei terziari alcuni valori minimi molto bassi, determinati probabilmente da malfunzionamento oppure campionamenti e analisi non rappresentative.

Molti sono i fattori che possono influenzare il livello di rimozione delle MP raggiunto all'interno degli impianti di depurazione, in particolare le caratteristiche delle MP, quali dimensione, forma e tipologia di polimero. Le particelle >500 μm rimosse con efficienze >90% già dopo il trattamento primario, mentre le particelle <100 μm mostrano valori inferiori e più variabili, anche a causa delle difficoltà analitiche nella loro identificazione. Il tipo di polimero influisce anch'esso: PE, PP e PA risultano in parte rimossi già a valle dei trattamenti preliminari grazie alla loro minore densità che favorisce la flottazione in superficie e la rimozione a valle della dissabbiatura e disoleatura, mentre polimeri più densi come il poliestere mostrano migliori rimozioni nella sedimentazione primaria. Per quanto concerne la forma, i frammenti mostrano le migliori rimozioni medie a tutti i livelli di trattamento.

La metanalisi non ha potuto essere sviluppata sulla linea fanghi, mancando un numero statisticamente significativo di informazioni, nei lavori utilizzati, sull'articolazione e concentrazioni di MP lungo questa linea, con riferimento sia ai fanghi stessi che ai

surnatanti che vengono riciclati in linea acque. Il box-plot relativo alla distribuzione delle concentrazioni nei fanghi disidratati, riportato in Figura 4.9b, indica una mediana di 18.2 MP g⁻¹ solidi totali (ST) e una variabilità più contenuta a quella osservata nella linea acque, come ampiezza del *boxplot*, ma un'ampiezza tra valori estremi minimi e massimi di 5-6 ordini di grandezza, in linea con quanto rilevato da altro autori, che indicano concentrazioni per grammo di peso secco nei fanghi disidratati variabili tra 0.02 MP g⁻¹ ST (Franco et al., 2023) fino a 9379 MP g⁻¹ ST (Salmi et al., 2021).

4.5.3. Considerazioni conclusive e criticità

Il quadro delineato da questa analisi conferma e arricchisce, da una parte, quanto già espresso nel precedente rapporto (GdL-MIE, 2020), contribuendo ad aumentare le informazioni sulla presenza di MP nei reflui e sulla loro rimozione nella linea acque degli impianti di depurazione e a rappresentare, quindi, un punto di riferimento in via di consolidazione. Riferimento che, in estrema sintesi, mostra che gli impianti di depurazione di reflui possono rimuovere le MP in maniera più che significativa, già durante il ciclo di trattamento convenzionale (fino al secondario).

In presenza di impianti con reattori biologici a membrana (MBR, *Membrane BioReactor*) o con trattamenti quaternari che la nuova Direttiva sul Trattamento delle Acque Reflue Urbane (Direttiva 3019/2024/UE) prescrive nel prossimo futuro, i rendimenti possono arrivare al 95% e fino al 99%. Il quadro, d'altra parte, conferma e arricchisce anche gli elementi di criticità già menzionati nel precedente rapporto.

Il primo elemento di criticità è l'amplessima variabilità dei dati, sia sui livelli di concentrazione, sia sui livelli di rimozione rilevati su impianti a piena scala. Variabilità di diversi ordini di grandezza e che può avere cause sia intrinseche che indirette. Con il primo termine si intendono qui i fattori reali che determinano minori o maggiori apporti e presenza di MP nelle acque reflue, legati alle molte specificità locali. Con il secondo termine si fa riferimento a due insiemi di fattori: a) quelli che portano a misure di MP non rappresentative della realtà, per effetto di modalità di campionamento e misura (estrazione/analisi/spettro delle caratteristiche delle MP indagate) e b) quelli che, in campo, determinano un'efficacia di rimozione maggiore o minore rispetto ad uno "standard", rappresentato ad esempio dalla mediana dei valori dei rendimenti mostrati.

Analizzando i fattori indiretti (caso a), è riconosciuto che l'assenza di protocolli standardizzati per il campionamento, l'estrazione e l'identificazione (Koelmans et al., 2019; Lusher et al., 2020) compromettono la affidabilità del dato e la comparabilità tra studi. Questo è un tema cruciale e molto complesso, sul quale molto lavoro di ricerca è stato fatto ed è in corso per sviluppare e definire dei metodi di riferimento, sia per l'analisi delle MP che per il pretrattamento ed estrazione. A questo riguardo si è in attesa dei metodi che saranno pubblicati dal JRC per la misura delle MP nei reflui, nell'ambito di quanto dovrà essere adottato dalla Commissione europea come previsto dalla Direttiva 3019/2024/UE. È ragionevole pensare che il percorso di ottimizzazione e sviluppo dei metodi potrà e dovrà continuare anche dopo l'emissione di questo standard, date le notevoli difficoltà intrinseche dell'analisi delle MP, ancor più su matrici quali reflui e fanghi. Non ultima tra le tante difficoltà da citare è l'estrema laboriosità e durata di molte fasi analitiche.

Riguardo al punto b), lo studio esemplificativo riportato in questo paragrafo ha purtroppo evidenziato che la larga maggioranza delle pubblicazioni, se non la totalità, non era corredata da informazioni adeguate riguardo alle condizioni operative e alle prestazioni delle sezioni di impianto. Si tratta di una carenza importante, che impedisce di fatto di capire lo stato di funzionamento dell'impianto (nel suo insieme e nelle singole sezioni); in aggiunta, impedisce di cercare correlazioni tra le condizioni operative e le rimozioni di MP

ottenute. In un'ultima analisi manca ad oggi la possibilità di individuare, pur su un così ampio numero di casi, se vi sia un legame significativo tra la rimozione di MP ottenuta (globale e per dati intervalli dimensionali/polimeri, forme) e i parametri operativi e progettuali presenti in impianto (a solo titolo di esempio: carichi idraulici, flusso solido, età del fango, temperatura, ecc.) e i rendimenti ottenuti sui macro-contaminanti. È quindi altamente raccomandabile definire a livello della comunità scientifica il numero minimo di informazioni che ogni pubblicazione che tratti di MP debba contenere, modulate a secondo del campo di indagine specifico, al fine di aumentare la confrontabilità dei risultati e il peso dei fattori indiretti nella variabilità dei risultati ottenuti tra i diversi studi. Una lista preliminare di tale numero minimo, nel caso degli studi relativi e presenza e destino delle MP negli impianti di depurazione, è proposto in Zoccali et al., (2025).

Permane poi come fattore di criticità l'ancora limitata presenza di studi integrati su presenza e rimozione delle MP lungo la linea fanghi, anche se la produzione scientifica su questo aspetto sta crescendo. I fanghi sono il recipiente ultimo delle MP rimosse dalla linea acque ed è facile concludere che in Italia, ad oggi, i fanghi rappresentino un vettore di immissione di MP in ambiente ben maggiore del carico di MP rilasciato con gli effluenti degli impianti.

4.6.CARENZE E CRITICITÀ NEL MONITORAGGIO DEI PROCESSI

Come già si è detto, i dati di letteratura non sono sempre estrapolabili alle situazioni reali perché spesso riferiti a matrici sintetiche, contaminate artificialmente. Ad oggi, oltre al già citato lavoro di Cantoni et al (2024), solo quello di Ulberg et al. (2021) ha studiato l'effetto di ozonizzazione e adsorbimento su carbone attivo su acque naturali, senza contaminazione artificiale. Tuttavia, l'efficienza di rimozione è stata calcolata solo sulla somma dei 15 farmaci analizzati, senza indicazioni specifiche in merito ai singoli composti.

Nel caso delle acque reflue questo non consente una corretta valutazione dell'interferenza delle numerose componenti presenti, in particolare la sostanza organica disciolta, e delle caratteristiche e delle interazioni dei diversi composti (Guillossou et al., 2020; Ahn et al., 2015) e fornisce quindi indicazioni preliminari che devono poi essere validate sui casi reali. Nel caso delle acque destinate al consumo umano le interferenze sono certamente inferiori rispetto a quelle rilevabili nelle acque reflue, ma le concentrazioni di riferimento delle matrici sintetiche sono spesso molto superiori a quelle attese nelle acque sotterranee o superficiali da cui le acque potabili derivano. Questo dipende dalla difficoltà di effettuare determinazioni analitiche precise in presenza di concentrazioni molto basse, ma influisce sulle valutazioni quantitative di efficienza e, soprattutto, sulle indicazioni dei dosaggi necessari di ozono e di carbone attivo. L'aspetto analitico è, quindi, certamente cruciale, per via del costo, della complessità e della diversa sensibilità delle metodiche disponibili per i singoli composti. Nella precedente Tabella 4.3 si osserva come, per i 18 parametri analizzati, il valore di LOQ minimo sia 1 ng L^{-1} e il massimo 10 ng L^{-1} . Innanzitutto, questo limita molto le possibilità di indagine e il numero di dati che è possibile ottenere. Per alcuni MIE il valore di LOQ dei metodi disponibili è addirittura superiore ai valori ecotossicologici di riferimento e questo, ovviamente, preclude la possibilità di valutazioni corrette.

4.6.1. L'uso di proxy

Le problematiche analitiche sopra riportate hanno recentemente indotto a porre l'attenzione sull'uso di proxy per rendere più spedite, meno costose e, tendenzialmente dirette sulla matrice, le analisi dei MIE. La misura dell'assorbanza a 254 nm e la spettroscopia a fluorescenza (eccitazione-emissione), normalmente utilizzate per caratterizzare e quantificare la sostanza organica disciolta nelle acque (DOM)

(Guillossou et al., 2021), sono state proposte come *proxy* per monitorare la rimozione di MIE nei processi di adsorbimento (*inter alia*, Anumol et al., 2015; Cantoni et al., 2021), ma, principalmente, in presenza di un solo composto. Pochi lavori, inoltre, hanno valutato la possibilità di utilizzare assorbanza e spettroscopia a fluorescenza per monitorare il processo di ozonizzazione (Deniere et al., 2021; Song et al., 2022). Il già citato articolo di Cantoni et al. (2024) ha valutato l'affidabilità dei due metodi per l'analisi della rimozione di MIE mediante ozonizzazione e adsorbimento confrontando i risultati ottenuti con quelli forniti dalla somma delle concentrazioni di MIE, determinate mediante analisi specifiche. I risultati confermano che i valori ottenuti con l'assorbanza a 254 nm e con la fluorescenza rappresentano, con buona affidabilità, la rimozione di MIE per adsorbimento, ma che è necessario calibrare il metodo rispetto al tipo di matrice e, in particolare, al suo stato di ossidazione (pre o post-ozonizzazione). I risultati nel caso del processo di ozonizzazione non sono stati altrettanto incoraggianti: l'applicabilità di tali metodi semplificati per il monitoraggio del processo risulta infatti limitata a specifici gruppi di composti.

4.7. ANALISI DI RISCHIO COME STRUMENTO DI SUPPORTO ALLE DECISIONI IN PROSPETTIVA ONE HEALTH

Come si è visto, la rimozione dei MIE è una questione ancora aperta ed i processi in grado di ridurne le concentrazioni non hanno la stessa efficienza su tutti i composti e in tutte le matrici e implicano costi, sia di investimento che di esercizio, che vanno valutati attentamente caso per caso. L'analisi quantitativa di rischio può essere adottata come strumento di supporto alle decisioni, associando a ogni scenario di trattamento il rischio ambientale o umano derivante dalle azioni che lo caratterizzano. Questo approccio permette di stilare una graduatoria in termini di efficacia a supporto delle scelte operative e strategiche e della conseguente allocazione ottimale delle risorse economiche. Un esempio si trova nell'articolo di Cantoni et al. (2024), in cui gli autori hanno comparato diversi scenari di riduzione dei PFAS (7 PFAS rilevati nei campioni), includendo azioni di sostituzione e di trattamento a piè di fabbrica e a livello di impianto di depurazione municipale. Il confronto è stato fatto sia in termini di carichi di PFAS rilasciati che di rischio ambientale residuo (espresso come quoziente di rischio, RQ^{16}) e ha dimostrato come, data la diversa tossicità dei vari composti, la sola valutazione dei carichi sia inadeguata per una corretta valutazione di efficacia delle azioni di mitigazione.

Va infine sottolineato che anche le recenti direttive europee sulle acque potabili e sul riuso delle acque reflue, ad esempio in agricoltura, hanno introdotto la valutazione del rischio come elemento di supporto alla pianificazione del controllo dei MIE.

Nel caso di scarico di acque reflue è necessario tenere conto della diluizione che queste subiscono all'immissione nel recettore. Huber et al (2016) avevano applicato un fattore di diluizione di 10 alle concentrazioni di MIE negli effluenti, ma i corpi idrici considerati erano principalmente fiordi o corpi idrici collegati con l'oceano e caratterizzati comunque da un forte ricambio. Questo non è certamente il caso in Italia, e men che meno in Lombardia, dove spesso le portate scaricate dagli impianti di depurazione vanno a costituire l'intera o la maggior parte della portata del corso d'acqua recettore. Per tale motivo una valutazione di massima della concentrazione per la stima del rischio può essere effettuata semplicemente calcolando il rapporto tra la portata scaricata e quella del recettore, ma una stima più accurata, in diversi punti del recettore stesso, può richiedere l'applicazione di modelli di simulazione.

¹⁶ Come si è visto nel Capitolo 3, il Quoziente di Rischio (QR o RQ) è un parametro utilizzato per valutare il rischio ambientale di una sostanza chimica e si calcola come il rapporto tra la concentrazione ambientale prevista (PEC) quella prevista priva di effetti (PNEC). In pratica con $RQ < 1$ il rischio è considerato basso, se $RQ \geq 1$ la sostanza potrebbe avere effetti negativi sull'ambiente e richiedere ulteriori valutazioni o misure di mitigazione. Per ogni approfondimento si rimanda alla trattazione fatta nel capitolo indicato.

Anche l'individuazione del valore di riferimento più adeguato richiede qualche approfondimento. La stessa definizione di MIE implica l'assenza, in molti casi, di SQA e quindi la necessità di far riferimento a valori ecotossicologici. D'altra parte, la revisione in corso della Direttiva Quadro sulle Acque e della Direttiva sulla protezione delle acque sotterranee adeguerà l'elenco delle sostanze da monitorare e i rispettivi standard (oggi 53), inserendo nuovi parametri e rimuovendone alcuni, relativi a sostanze non più presenti in quantità significative nell'ambiente, e aggiornandone altri, in relazione alle conoscenze ai dati più recenti e potrà quindi essere un riferimento importante in molti casi. Va comunque sempre ricordato che lo SQA, ove esistente, è necessariamente più cautelativo della PNEC, rispetto alla quale viene corretto per un fattore di sicurezza che ha un valore tanto più alto quanto meno numerosi sono i dati ecotossicologici di riferimento, per cui l'utilizzo, nel calcolo del RQ, di una PNEC o di uno SQ portano a conclusioni differenti.

4.7.1. Esempi di casi di studio

A titolo di esempio si riporta nei successivi paragrafi la sintesi di alcuni studi relativi all'applicazione dell'analisi di rischio relativi alla presenza e rimozione di MIE da acque reflue urbane, da acque reflue industriali (con particolare riferimento ai PFAS) e da acque potabili. Nel caso delle acque reflue industriali (tessili) sono stati considerati diversi scenari corrispondenti a strategie complessive di prevenzione a monte e di rimozione a valle.

Rimozione di MIE da impianti di depurazione urbani nel quadro della Direttiva 3019/2024/UE

lanes et al. (2025) e Piraldi (2024) hanno valutato il rischio ambientale residuo considerando la rimozione mediante trattamenti quaternari dei 12 MIE indicati dalla Direttiva 3019/2024/UE, assumendo le concentrazioni misurate in ingresso a 89 impianti di depurazione riportati in letteratura. In uscita dal trattamento biologico la concentrazione non diminuiva per nessuno degli inquinanti analizzati (anzi, in diversi casi aumentava) e la concentrazione conseguibile con i trattamenti quaternari era molto diversificata per i singoli composti.

Le rimozioni dell'intero ciclo di trattamento, calcolate in base alla concentrazione in ingresso e a quella in uscita dal trattamento quaternario per tutti i composti considerati, sono riportate in Figura 4.12. La mediana delle efficienze complessive di rimozione a valle dei trattamenti quaternari è comunque superiore all'80% e soddisfa quindi i requisiti della Direttiva 3019/2024/UE.

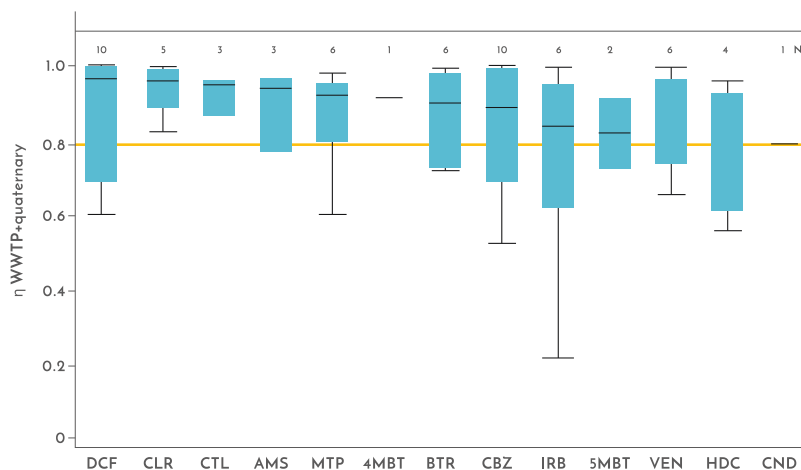


Fig. 4.12 - Efficienza di rimozione complessiva (processo biologico convenzionale + trattamenti quaternari) dei diversi MIE, tratto da Piraldi (2024)

L'analisi di rischio è stata condotta calcolando la concentrazione target per i diversi MIE nell'effluente, corrispondente al valore 1 per il RQ, calcolato come rapporto tra la concentrazione a valle dei trattamenti e il valore più basso delle PNEC riportate nel database Norman¹⁷ (<https://www.norman-network.com/nds/>), senza applicare alcun fattore di diluizione, per rappresentare lo scenario peggiore.

Le soglie di assenza di rischio, rischio accettabile e presenza di rischio sono state fissate rispettivamente in 0,1, 1 e 10. Se si valuta il rischio residuo (rischio associato ai MIE presenti nell'effluente scaricato), mostrato in Figura 4.13, si osserva come per alcuni composti (si veda la Tabella 4.1 per il significato delle abbreviazioni), le cui concentrazioni sono già molto basse in ingresso (4,5-MBT, AMS, CTL, HDC e MTP) non risulterebbero necessari trattamenti quaternari perché il valore di RQ sia pari a 1: è infatti sufficiente una rimozione inferiore al 5%. Per CBZ, CLR e BTR sarebbe necessaria una rimozione maggiore, ma per lo più inferiore all'80%. Per IRB e CND, invece, l'80% di rimozione richiesto dalla direttiva non è sufficiente per ricondurre il rischio a livello accettabile (RQ=1).

Questo risultato sottolinea nuovamente l'importanza di considerare anche gli aspetti di tossicità specifica dei diversi MIE e non solo le loro concentrazioni per valutare le azioni più appropriate, che integrino l'adozione di trattamenti avanzati per la rimozione dalle acque reflue con una strategia di riduzione dei carichi alla fonte, in particolare per alcuni composti.

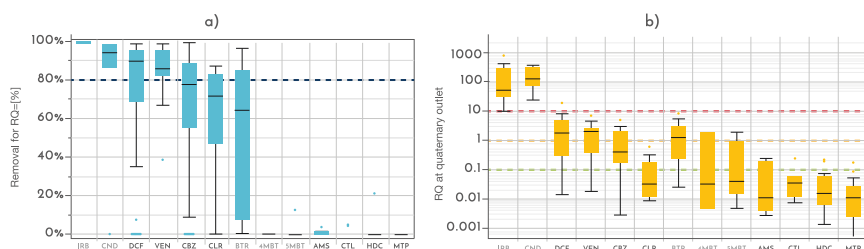


Fig. 4.13 - Nella figura (a) è riportata la rimozione percentuale necessaria per ottenere RQ=1 per i diversi MIE considerati; nella figura (b) è riportato l'RQ calcolato per ogni MIE nell'effluente del trattamento quaternario. In nero sono indicati i composti della Categoria 1 e in grigio quelli della Categoria 2 della Direttiva 3019/2024/UE (lanes et al., 2025)

Il caso dei PFAS nelle acque reflue del distretto tessile comasco

Cantoni et al. (2024) hanno condotto uno studio nel distretto tessile comasco dove 42 aziende tessili scaricano i loro reflui nella rete fognaria municipale che li convoglia, insieme alle acque reflue urbane, all'impianto di depurazione Alto Seveso dove si svolgono pretrattamenti, processi biologici (pre-denitrificazione, nitrificazione/ossidazione), coagulazione-flocculazione seguita da sedimentazione a pacchi lamellari e ozonizzazione. Il contributo industriale è il 25-40% del carico di COD e il 34% del carico idraulico in ingresso. L'effluente viene scaricato nel torrente Seveso.

¹⁷ Il NORMAN Database System è una piattaforma che raccoglie dati dei MIE nell'ambiente che include diverse banche dati: dati georeferenziati sul monitoraggio di sostanze emergenti; studi ecotossicologici per la definizione di standard ambientali; dati di spettrometria di massa per l'identificazione di sostanze sconosciute; database su batteri e geni resistenti agli antibiotici; liste di sostanze per screening e prioritizzazione. Del database NORMAN se ne è già parlato nella Premessa, a cui si rimanda per temi trattati in questo volume e al sito indicato per ogni ulteriore approfondimento.

Cantoni et al (2024) hanno considerato i 15 composti elencati in Tabella 3.4, dove sono riportate le loro caratteristiche principali.

Tab. 4.4 - PFAS analizzati nel distretto tessile comasco e relative caratteristiche: Numero CAS, peso molecolare, numero di atomi di carbonio, gruppo funzionale (c: gruppo carbossilico, s: gruppo sulfonico), coefficiente di distribuzione ottanolo/acqua a pH 7 ($\log D_{ow}$), pKa e RPF

PFAS	CAS Number	Peso molecolare [g mol ⁻¹]	Numero di atomi di carbonio	Gruppo funzionale	Log D _{ow}	pKa	RPF
PFBA	375-22-4	214	4	c	-1.22	1.07	0.05
PFHxA	307-24-4	314	6	c	0.18	-0.78	0.01
PFBS	29420-49-3	300	4	s	0.25	-3.31	0.001
GENX	13252-13-6	347	6	c	0.47	-	0.06
PFPeA	2706-90-3	264	5	c	0.52	0.2	0.03
PFHpA	375-85-9	364	7	c	0.88	-1.36	0.505
PFOA	335-67-1	414	8	c	1.58	-4.2	1
PFHxS	3871-99-6	400	6	s	1.65	-3.32	0.6
PFOS	2795-39-3	500	8	s	3.05	-3.32	2
PFNA	375-95-1	464	9	c	2.46	-0.17	10
PFDA	335-76-2	514	10	c	2.98	-	7
PFUnA	2058-94-8	564	11	c	3.37	-	4
PFDoA	307-55-1	614	12	c	4.39	-	3
C6O4	119093-41-9	357	6	c	-	-	0.06
PFOSA	754-91-6	499	8	s	4.97	-	-

Per valutare l'efficacia di diverse strategie di prevenzione a monte e di rimozione a valle sono stati simulati 11 diversi scenari riferiti alle 42 aziende tessili del distretto tessile del comasco:

- BAU (Business As Usual): scenario costruito sulla presenza e le concentrazioni rilevate;
- TEX-RED: riduzione del 35% dell'uso di PFAS nei processi produttivi delle aziende tessili;
- TEX-REPL: sostituzione di tutti i PFAS a catena lunga con PFAS a catena corta nei processi produttivi, tenendo conto che, per ottenere prodotti con le stesse proprietà, il fabbisogno dei secondi è circa il doppio di quello dei primi (Davies et al., 2014; MIDWOR, 2018);
- TEX-MEMB: rimozione dei PFAS dai reflui delle aziende tessili mediante filtrazione su membrana (microfiltrazione e nanofiltrazione in serie, MF+NF);
- RED-MEMB: riduzione dell'uso di PFAS nei processi produttivi e rimozione dei PFAS dalle acque reflue tessili mediante filtrazione su membrana (combinazione degli scenari TEX-RED e TEX-MEMB);
- REPL-MEMB: sostituzione dei PFAS a catena lunga con PFAS a catena corta e rimozione dalle acque reflue tessili mediante filtrazione su membrana (combinazione degli scenari TEX-REPL e TEX-MEMB);
- WWTP-AC: rimozione dei PFAS dall'effluente dell'impianto di depurazione mediante adsorbimento su carbone attivo dopo ozonizzazione, assumendo un'operatività del carbone attivo per l'equivalente di un anno di esercizio (100.000 passaggi sul volume del letto di carbone);
- RED-AC: riduzione dell'uso di PFAS nei processi produttivi e rimozione dei PFAS dall'effluente dell'impianto di depurazione mediante adsorbimento su carbone attivo dopo ozonizzazione (combinazione degli scenari TEX-RED e WWTP-AC);
- REPL-AC: sostituzione di tutti i PFAS a catena lunga con PFAS a catena corta nei processi produttivi e rimozione dei PFAS dall'effluente dell'impianto di depurazione mediante adsorbimento su carbone attivo dopo ozonizzazione (combinazione degli scenari TEX-REPL e WWTP-AC);
- RED-MEMB-AC: riduzione del 35% dell'uso di PFAS nei processi produttivi delle aziende tessili, rimozione dei PFAS dalle acque reflue tessili mediante filtrazione su membrana e rimozione dei PFAS dall'effluente dell'impianto di depurazione mediante

adsorbimento su carbone attivo dopo ozonizzazione (combinazione degli scenari TEX-RED, TEX-MEMB e WWTP-AC);

- REPL-MEMB-AC: sostituzione dei PFAS a catena lunga con PFAS a catena corta, rimozione dalle acque reflue tessili mediante filtrazione su membrana e rimozione dei PFAS dall'effluente dell'impianto di depurazione mediante adsorbimento su carbone attivo dopo ozonizzazione (combinazione degli scenari TEX-REPL, TEX-MEMB e WWTP-AC).

L'analisi di rischio è stata effettuata convertendo le concentrazioni dei singoli PFAS in concentrazione espressa in PFOA equivalente ($C_{PFAS,TOT}$, $\mu\text{g}_{PFOA-eq} \text{ L}^{-1}$) in base al RPF di ognuno dei 15 composti analizzati secondo la formula:

$$C_{PFAS,TOT} = \sum_{i=1}^{15} C_{PFAS,i} \cdot C \cdot RPF_i \quad (4.1)$$

Il rischio complessivo $RQ_{PFAS,TOT}$ (RQ per il totale dei PFAS Equivalenti) è stato stimato come:

$$RQ_{PFAS,TOT} = \frac{C_{PFAS,TOT} \cdot DF}{EQS} \quad (4.2)$$

dove EQS è lo SQA indicato dalla nuova proposta di Direttiva Quadro sulle Acque (cfr. paragrafo §4.3.3) per le acque superficiali ($0.0044 \mu\text{g}_{PFOA-eq} \text{ L}^{-1}$) e DF è il fattore di diluizione, pari a 0.1, assunto come riferimento nelle analisi di rischio.

Lo studio ha evidenziato che una stima realistica del rischio deve tenere conto della tossicità specifica di ogni composto e del contributo di ogni fonte al carico complessivo di ogni composto. Inoltre, è necessario l'intervento dei diversi stakeholder per poter attuare una strategia efficace nella riduzione della diffusione di PFAS nell'ambiente e diminuire quindi il rischio che ne deriva. Una riduzione del rischio a livello accettabile può infatti essere conseguita solo combinando la riduzione dell'uso di PFAS e la sostituzione dei composti a catena lunga con composti a catena corta nei processi produttivi dell'industria tessile, la filtrazione su membrana dei reflui tessili prima dell'immissione nella rete fognaria e l'introduzione dell'adsorbimento su carbone attivo a valle dell'ozonizzazione nell'impianto di depurazione.

Naturalmente, una valutazione esaustiva delle priorità deve comprendere anche l'analisi tecnico-economica dei diversi scenari nonché una valutazione dell'impatto ambientale complessivo attraverso l'analisi del ciclo di vita.

Analisi quantitativa del rischio chimico per la salute umana legato al consumo di acque potabili contaminate da BPA

Un approccio ulteriormente cautelativo consiste nella valutazione dell'incertezza dei dati e, quindi, nella valutazione dei diversi scenari possibili di contaminazione ed esposizione. In questo senso, Cantoni et al. (2021) hanno sviluppato la metodologia dell'analisi quantitativa del rischio chimico (QCRA) su base probabilistica per la salute umana legato al consumo di acque potabili contaminate. Il lavoro ha simulato 3 casi di trattamento di acque inquinate da BPA, uno dei MIE introdotti dalla revisione della Direttiva Acque Potabili del 2018, e costruito i rispettivi scenari di esposizione e di rischio. I dati sono stati ricavati dalla letteratura e da analisi condotte su 17 impianti di potabilizzazione nell'Area Metropolitana di Milano che estraggono l'acqua da acquiferi confinati tra 30 e 100 m di

profondità in cui le filiere di trattamento comprendono le seguenti unità:

- attivo granulare in parallelo a torri di strippaggio (2 impianti);
- filtri a carbone attivo granulare e osmosi inversa su parte dell'effluente dei filtri a carbone (1 impianto);
- disinfezione con ipoclorito di sodio (16 impianti) o radiazione UV (1 impianto).

Le prestazioni della filtrazione su carbone attivo granulare (GAC) sono state simulate mediante una versione modificata di AquaPriori, strumento sviluppato dal KWR Water Research Institute (Vries et al., 2017) per poter utilizzare la distribuzione dei dati, anziché singoli dati puntuali. L'adsorbimento è stato modellizzato utilizzando la versione semplificata dell'Ideal Adsorbed Solution Theory (IAST) in cui si considera prevalente la competizione dei MIE con la sostanza organica naturale, mentre la competizione tra MIE viene ritenuta trascurabile (Qi et al., 2007). In Tabella 4.5 sono riportati i dati di input utilizzati per le simulazioni. In particolare, vengono riportati: la concentrazione nei corpi idrici superficiali dal quale viene prelevata l'acqua destinata ad uso potabile, l'Empty Bed Contact Time (EBCT), ovvero il tempo di contatto tra l'acqua ed il letto filtrante "vuoto", il tempo di rigenerazione, ovvero l'intervallo di tempo massimo di utilizzo del filtro GAC prima di andare in rigenerazione, dimensione delle particelle e porosità del GAC utilizzato, ed i parametri della cinetica di Freundlich.

Tab. 4.5 - Dati di input per la simulazione delle prestazioni della filtrazione su carbone attivo, tratto da Cantoni et al. (2021)

Parametri analizzati dal modello	Unità	# dati disponibili	Range	Fonte dei dati
Concentrazione dell'acqua alla fonte di prelievo	$\mu\text{g L}^{-1}$	235	0.0012 - 43	Letteratura
Empty Bed Contact Time (EBCT)	min	79	8 - 20	Letteratura, dati su campo
Tempo di rigenerazione	$\text{BV} \times 103$	79	20 - 80	Letteratura, dati su campo
Dimensione delle particelle GAC	mm	22	0.45 - 2.4	Letteratura, dati su campo
Porosità	-	9	0.4 - 0.8	Letteratura
Costante di Freundlich, KF	$(\text{mg g}^{-1}) (\text{mg L}^{-1})^{-1/n}$	75	0.62 - 255	Letteratura
Esponente di Freundlich, 1/n	-	75	0.1 - 1.15	Letteratura

Come si è detto, sono stati simulati tre casi: nei primi due (DW_NOGAC e DW_GAC) si è assunta la concentrazione massima in ingresso in base alla distribuzione dei dati ricavati da letteratura, mentre nel terzo caso (WCS_GAC) si è scelta la concentrazione massima riportata in letteratura ($43 \mu\text{g L}^{-1}$) (Cantoni et al., 2021). Solo nel primo caso non è stato considerato il trattamento e si è quindi assunto che l'acqua distribuita avesse lo stesso intervallo di concentrazione dell'acqua prelevata alla fonte. Mediante AquaPriori sono state così generate 1000 curve di breakthrough e la concentrazione corrispondente al 98° percentile è stata utilizzata come indicatore della massima concentrazione realisticamente attesa nell'acqua potabile distribuita.

Per l'analisi di rischio è stato preso come target il *Drinking Water Target Level* (DWTL), ovvero il valore massimo di concentrazione nell'acqua potabile (in $\mu\text{g L}^{-1}$) da cui non derivi esposizione superiore al livello tollerabile per l'intera durata della vita (WHO, 2006), calcolato, secondo Baken et al (2018), come:

$$DWTL = \frac{RfD \cdot P \cdot 1000}{WIR} \quad (4.3)$$

dove RfD ($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) è la dose di riferimento, ricavata da letteratura e linee guida internazionali; P (%) è il fattore di allocazione, cioè la massima percentuale di rischio associata all'ingestione di acqua potabile rispetto al rischio totale derivante da tutte le

vie di esposizione, che viene assunto costante e pari al 20% (Baken et al., 2018); WIR è il tasso di ingestione dell'acqua ($L \text{ kg di peso corporeo}^{-1} \text{ d}^{-1}$), assunto anch'esso costante e pari a $0.033 L \text{ kg di peso corporeo}^{-1} \text{ giorno}^{-1}$ (Baken et al., 2018).

Il rischio è stato valutato in termini di *Benchmark Quotient* (BQ), analogo del HQ descritto nel paragrafo §3.2.3, secondo Baken et al. (2018), come:

$$BQ = C_{98\%} \cdot DWTL \quad (4.4)$$

dove $C_{98\%}$ è la concentrazione corrispondente al 98° percentile. La distribuzione statistica dei valori di BQ ottenuti ha consentito di stimare il valore massimo più probabile e la probabilità di rischio, corrispondente a $BQ > 1$.

L'analisi di sensitività ha consentito di confermare che la concentrazione in ingresso era il fattore di maggior influenza sui valori di $C_{98\%}$ e di DWTL, mentre le condizioni operative del processo di trattamento avevano un ruolo minore. Come per la generalità dei MIE, le caratteristiche generali dell'acqua in ingresso sono peraltro determinanti per cui è importante che il tipo di carbone venga scelto in base a esperimenti a scala di laboratorio.

Rispetto all'analisi convenzionale, l'analisi probabilistica sviluppata nello studio consente di considerare il livello di incertezza e di definire così la probabilità associata ai diversi scenari e può essere applicata a diversi MIE e a diverse filiere di trattamento, il che risulta particolarmente interessante nel caso dell'acqua potabile.

4.8. CONCLUSIONI

Gli studi e le esperienze degli ultimi anni hanno consentito di individuare processi adeguati alla rimozione di MIE dalle acque reflue e da quelle destinate all'uso potabile. La sequenza ozonizzazione + adsorbimento su carbone attivo, nel caso delle acque potabili, permette le migliori rese di rimozione. Nel caso delle acque reflue, la sequenza trattamento biologico + ozonizzazione + adsorbimento su carbone attivo consente il conseguimento della rimozione dell'80% dei MIE, come richiesto dalla nuova Direttiva 3019/2024/UE.

L'inserimento di nuovi parametri e standard di qualità in ambito europeo e, per le acque destinate a potabilizzazione, l'adozione del meccanismo dell'elenco di controllo per i corpi idrici sotterranei sono passi importanti per una miglior protezione delle acque.

Tuttavia, non tutti i composti vengono degradati e, in molti casi, vengono semplicemente trasferiti da una fase all'altra: durante il processo biologico la rimozione, per quanto limitata, avviene nella maggior parte dei casi semplicemente per adsorbimento/assorbimento nei fanghi, e nel caso dell'adsorbimento si ha il trasferimento dei MIE sul carbone attivo. Per i fanghi di depurazione il problema va quindi affrontato nei termini del successivo smaltimento e nel caso del carbone attivo riguarda l'efficienza dei processi di rigenerazione del carbone stesso.

Altro aspetto importante è quello del monitoraggio di processo e dei conseguenti interventi: il carbone attivo si satura e perde nel tempo la sua efficacia per cui deve essere rigenerato. In assenza di un'attenta gestione anche i trattamenti quaternari rischiano di avere un'efficacia inferiore a quella attesa. Se per molti composti il trattamento termico consente la distruzione dei MIE, questo non è vero in tutti i casi: la distruzione termica dei PFAS, ad esempio, avviene solo a temperature molto più elevate di quelle

adottate normalmente per la rigenerazione del carbone attivo, non è efficace per tutte le numerosissime sostanze del gruppo e genera intermedi di ossidazione persistenti (PFAA e idrocarburi a catena corta quali CF_4 , C_2F_6 , C_4F_8 , acido trifluoracetico) e volatilizzazione dei composti a più basso peso molecolare già presenti o formatisi durante il processo stesso. Sembra invece che le temperature raggiunte nella termovalorizzazione dei rifiuti siano sufficienti a garantire una rimozione pressoché totale di alcuni composti target quali PFOS e PFOA (Arkenbout, 2018).

L'imposizione di una soglia minima di rimozione dell'80% di un certo numero di MIE dalle acque reflue è certamente un passo nella giusta direzione, benché si riferisca, ovviamente, solo a un numero limitato di composti e, in particolare, a farmaci (con la sola eccezione di benzotriazolo e 4,5-metilbenzotriazolo). Inoltre, la concentrazione residua dipende dalla concentrazione iniziale e la rimozione dell'80% non è sempre sufficiente a garantire che l'immissione dell'effluente nei corpi idrici non presenti rischi per l'ambiente.

Il rischio è strettamente legato alla specifica molecola, come lo è l'efficienza di rimozione. D'altra parte, gli SQA non sono e non possono essere fissati per tutti i composti presenti e che vengono quotidianamente immessi nell'ambiente (che sono milioni). Gli SQA sono definiti con un approccio cautelativo, applicando dei fattori di sicurezza il cui valore, nei casi in cui le informazioni disponibili siano poche, può arrivare anche a 1000. Questo significa che il superamento degli SQA, ove esistano, non implica necessariamente l'insorgere di situazioni critiche.

In questo contesto l'analisi di rischio si presenta come uno strumento fondamentale di supporto alle decisioni, visto, tra l'altro, il notevole impegno economico e operativo relativo all'adozione di trattamenti quaternari e le implicazioni relative all'eventuale smaltimento di carbone attivo (e/o di fango) contaminato. Inoltre, dato che l'obbligo di trattamento quaternario riguarda gli impianti di dimensioni superiori o uguali a 150000 AE, a meno di casi in cui si presentino particolari criticità per cui l'obbligo è esteso a impianti di dimensioni superiori ai 10000 AE, è importante poter valutare in modo affidabile la necessità di adottare trattamenti aggiuntivi per gli impianti medio piccoli, considerando l'entità del rischio evitato grazie alla rimozione di specifici inquinanti.

D'altra parte, si può presumere che l'adozione di trattamenti quaternari e il conseguimento della rimozione minima possano implicare una rimozione generale dei MIE e quindi un complessivo miglioramento della qualità degli effluenti immessi nei corpi idrici. Il coordinamento della revisione delle Direttive sulle acque e sulle acque sotterranee con la nuova Direttiva 3019/2024/UE va inoltre nella corretta direzione di una visione complessiva del problema: un minor carico di MIE in uscita dagli impianti di depurazione implica una migliore qualità delle acque e quindi minori rischi di contaminazione delle acque destinate alla potabilizzazione e, in ultima analisi, un minor carico anche nelle acque reflue in ingresso alla depurazione.

5.

Note conclusive e prospettive



In questo volume, a differenza del primo (GdL-MIE, 2020), si è ritenuto di inserire delle note conclusive che, tuttavia, non intendono essere esaustive in quanto lo sviluppo scientifico e l'evolversi delle conoscenze sulle tematiche trattate è ancora in evoluzione.

L'evidenza della presenza dei MIE e delle MP nelle diverse matrici ambientali è ormai consolidata dai risultati dei monitoraggi eseguiti dagli enti di controllo, dai gestori del ciclo idrico e dei rifiuti, dalle attività sperimentali e di ricerca condotte dalle accademie e dagli enti di ricerca, anche se frequentemente con dati parziali e con programmi di monitoraggio non sistematici.

Alzando lo sguardo sul problema nella sua complessità globale appare inarrestabile, nel breve-medio periodo, la crescita della produzione e diffusione nell'ambiente di MIE e MP. Ciò pone molteplici domande la principale delle quali è "si riuscirà a cambiare rotta?". Domanda non pleonastica se si pensa alla profonda trasformazione geopolitica ed economica a cui si sta assistendo (ISPI, 2025), ma soprattutto alla sua accelerazione, che porta a pensare che ci vorrà tempo per riposizionare in modo equilibrato le questioni geopolitiche e quelle ambientali.

Nonostante il rapido sviluppo delle tecniche di monitoraggio e analitiche, sono ancora molte le questioni aperte: la complessità analitica legata alla rilevabilità nell'ambiente di un numero sempre maggiore di molecole, l'identificazione di nuove molecole con caratteristiche chimico-fisiche inusuali, lo sviluppo di tecniche avanzate per la determinazione delle particelle sub-microniche, la standardizzazione delle analisi per consentire una chiara confrontabilità e la disponibilità di database condivisi e interoperabili. Quest'ultimo elemento appare di fondamentale importanza per non disperdere il valore della popolazione di dati già disponibili e che saranno disponibili con l'intensificarsi dei monitoraggi: una ricchezza che deve trovare uno strumento efficace, almeno a livello regionale, di condivisione dei dati su MIE e MP con formati e metodologie uniformi e comparabili.

La condivisione dei dati consente di ottenere una maggior completezza informativa, ponendo le basi per la valutazione del rischio associato alla presenza di MIE e MP e per lo sviluppo e la calibrazione di modelli matematici per la previsione delle concentrazioni nei comparti ambientali. Per raggiungere questo obiettivo è di fondamentale importanza la cooperazione tra i diversi soggetti interessati: enti di ricerca, gestori del SII, agenzie ambientali, agenzie di tutela della salute. È quindi necessario un ambito in cui questa collaborazione possa esplicitarsi e perseguire risultati concreti e un soggetto che possa prendere in carico l'iniziativa.

Sul fronte metodologico, alla necessità di avere modelli predittivi efficaci si affianca l'esigenza di procedere con l'affinamento delle tecniche analitiche e la standardizzazione dei protocolli di campionamento, estrazione e determinazione, oltre a mantenere aggiornato il quadro delle valutazioni tossicologiche non solo per le nuove sostanze oggetto di interesse, ma anche per le miscele e per i metaboliti o sottoprodotti dei trattamenti, una complessità in cui i saggi biologici possono essere un utile strumento di valutazione. Non dovranno quindi mancare opportunità di finanziamento, anche tramite bandi di ricerca e sviluppo, per supportare queste attività che sono fondanti per affrontare la gestione di MIE e MP.

Sul fronte operativo, in particolare del SII, è opportuno lo sviluppo di competenze interne importanti perché la richiesta di nuovi analiti e le basse concentrazioni da determinare impongono l'utilizzo di strumenti con tecnologia più sofisticata e con pratica di laboratorio sempre più specifica. A questo si affianca la necessità di protocolli analitici

armonizzati e di piani di monitoraggio coordinati con quelli delle agenzie ambientali e funzionali a dare un quadro esaustivo, spazialmente e temporalmente, della diffusione di MIE e MP nei comparti ambientali e per garantire una strategia di gestione e regolazione efficace. Per promuovere il monitoraggio e controllo di MIE e MP da parte dei Gestori del SII potrebbe essere opportuno prevedere degli strumenti di incentivazione all'interno della regolazione della qualità tecnica di ARERA (Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente) in modo da riconoscere positivamente questo impegno e, allo stesso modo, potrebbero essere premiati gli investimenti relativi a MIE e MP con inserimento di specifici obiettivi ambientali.

Gli impianti di depurazione delle acque reflue sono frequentemente identificati come una delle principali fonti di immissione in ambiente di MIE ed MP. I trattamenti convenzionali sono spesso inefficaci per l'effettiva degradazione e generalmente determinano solo un trasferimento di fase, da quella liquida alla solida, principalmente ai fanghi biologici che in funzione del destino rappresentano una ulteriore potenziale fonte di immissione nei comparti ambientali. Negli ultimi anni studi, attività sperimentali e esperienze in campo hanno affinato le tecnologie per il trattamento dei MIE sia per le acque potabili e sia per le reflue, tuttavia rimangono da affrontare significative problematiche che hanno rilevanza soprattutto a scala reale: la rimozione di sostanze diverse su cui specifici trattamenti non hanno la stessa efficacia, lo sviluppo di strumenti gestionali per il controllo dei processi di trattamento accessibili tecnicamente ed economicamente, il controllo di metaboliti e sottoprodotti dei trattamenti anche con l'ottimizzazione dei parametri di processo, soluzioni per la degradazione finale delle sostanze rimosse dalla fase liquida.

Il continuo miglioramento delle tecnologie per MIE e MP rimane un obiettivo rilevante, tenendo conto anche delle sfide di sostenibilità energetica e ambientale che deve perseguire il SII, e può essere affrontato mantenendo una stretta collaborazione tra enti di ricerca, imprese del settore e gestori del SII. Nonostante l'importante corpus di attività sperimentali e di ricerca realizzati negli ultimi decenni, è fondamentale mantenere la possibilità di accesso al finanziamento di queste attività tramite bandi di ricerca e sviluppo a livello europeo, nazionale e anche regionale.

Poiché i trattamenti per la rimozione di MIE e MP sono rilevanti dal punto vista dei costi di investimento e di gestione, è importante adottare strumenti di supporto alla decisione che consentano di ottimizzare, sotto il profilo del rischio, i vantaggi possibili delle scelte. L'analisi di rischio, possibilmente integrata con valutazioni multicriterio ed estesa all'intero ciclo di vita, dovrebbe quindi essere uno strumento adottato non solo dai gestori del SII, ma anche dagli Enti di Governo d'Ambito (EGA) nell'attività di programmazione e pianificazione. Per esempio, la prescrizione di una rimozione minima dell'80% per una selezione di MIE prevista dalla Direttiva 3019/2024/UE sulle acque reflue, sostanzialmente adottando l'approccio della Confederazione Elvetica in attuazione da 2016 e illustrato nel primo rapporto (GdL-MIE, 2020), è una scelta che porta sicuramente a dei benefici sulla qualità delle acque, ma non garantisce in via consequenziale l'eliminazione del rischio.

Su questi criteri dovrebbe basarsi anche una ricognizione a livello regionale delle esigenze di monitoraggio da attuare e di adeguamento degli impianti del SII lombardo, investimenti che potrebbero essere rilevanti nella definizione dei nuovi piani d'ambito. Dal punto di vista dell'evoluzione normativa europea, essa procede spesso ed inevitabilmente con tempi più lenti rispetto all'emergere di nuove sostanze e all'evidenza dei rischi connessi. Oltre all'introduzione di strumenti di monitoraggio per composti non regolamentati con il meccanismo delle Watch List, a misure preventive per la riduzione dell'uso di determinate sostanze, e al riconoscimento della responsabilità estesa del

produttore, appare oggi necessaria l'adozione di un approccio *One Health*, ovvero di una strategia globale di tutela della salute umana, animale e ambientale, che dovrà essere sempre più affiancata da strumenti come l'analisi di rischio.

Infine, diventa naturale pensare che, allargando lo sguardo alla salute complessiva del Pianeta, l'approccio *One Health* sia in stretta relazione con quello dello Stockholm Resilience Centre del Planetary Boundaries framework, che definisce 9 limiti ambientali del Pianeta in cui è possibile "misurare" i livelli di sostenibilità entro i quali l'umanità può operare in sicurezza, uno dei quali riguarda gli inquinanti emergenti. Superare questi limiti comporta il rischio di innescare cambiamenti ambientali irreversibili e, per questo, è fondamentale mettere in campo strategie collaborative, come ad esempio i partenariati globali, che portino ad azioni di mitigazione sia dei MIE che delle MP.



BIBLIOGRAFIA



- Acarer S. 2023. Microplastics in wastewater treatment plants: Sources, properties, removal efficiency, removal mechanisms, and interactions with pollutants. *Water Science & Technology*, 87(3), 685. DOI: 10.2166/wst.2023.022
- Achene L., Bogialli S., Lucentini L., Pettine P., Ottaviani M. (A cura di). 2011. Interferenti endocrini nelle acque da destinare al consumo umano in Italia: strumenti metodologici per un'indagine conoscitiva estesa a diversi sistemi idrici. Roma: Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN 11/18. 84 pp.
- Adriaanse P., Allen R., Gouy V., Hollis J., Hosang J., Jarvis N., Jarvis T., Klein M., Layton R., Linders J., Schäfer H., Smeets L., Yon D. 1997. Surface water models and EU registration of plant protection products. Report Regulatory Modelling Working Group on Surface Water Models of FOCUS. 231 pp.
- Aemig Q., Hélias A., Patureau D. 2021. Impact assessment of a large panel of organic and inorganic micropollutants released by wastewater treatment plants at the scale of France. *Water Research*, 188. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116524
- Agenzia Italiana del Farmaco. 2024. L'uso degli antibiotici in Italia. Rapporto Nazionale Anno 2022. 392 pp.
- Ahn Y.T., Cho D.W., Kabra A.N., Ji M.K., Yoon Y., Choi, J. Choi I.H., Kang J.W., Kim J.R., Jeon B.H. 2015. Removal of iopromide and its intermediates from ozonotreated water using granular activated carbon. *Water Air Soil Pollution*, 226, 346. DOI: 10.1007/s11270-015-2594-0
- Akdemir T., Terzi, Y., Gündoğdu S., Terzi Y., Gündoğdu S., Ozturk R.F., Gedik K. 2025. Microplastic contamination in high-altitude glacier lakes in Northern Anatolia *Environmental. Sciences Europe*, 37, 92. DOI: 10.1186/s12302-025-01139-0
- Al Aukidy M., Verlicchi P., Jelic A., Petrovic M., Barcelò D. 2012. Monitoring release of pharmaceutical compounds: Occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy. *Science of the Total Environment*, 438, 15–25. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.061
- Albero B., Tadeo J.L., Delgado M.D.M., Miguel E., Pérez R.A. 2019. Analysis of Multiclass Antibiotics in Lettuce by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry to Monitor Their Plant Uptake. *Molecules*, 24, 4066. DOI: 10.3390/molecules24224066
- Ali I., Ding T., Peng C., Naz I., Sun H., Li J., Liu J. 2021. Micro- and nanoplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, removal, fate, impacts and remediation technologies – A critical review. *Chemical Engineering Journal*, 423. DOI: 10.1016/j.cej.2021.130205
- Alijagic A., Suljević D., Fočak M., Sulejmanović J., Šehović E., Särndahl E., Engwall M. 2024. The triple exposure nexus of microplastic particles, plastic-associated chemicals, and environmental pollutants from a human health perspective. *Environment International*, 188. DOI: 10.1016/j.envint.2024.108736
- Altarawneha M., Almatarnehb M.H., Dlugogorski B.Z. 2022. Thermal decomposition of perfluorinated carboxylic acids: Kinetic model and theoretical requirements for PFAS incineration. *Chemosphere*, 286. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131685
- Amadó R.D. 2024. One Health in Europe: from concept to practice. 17th European Public Health Conference: Sailing the waves of European public health: exploring a sea of innovation. Lisbon, Portugal, 12–15 November 2024. Plenary 5. *Eurohealth*, 30(3). 3 pp.
- Ambrosini R., Azzoni R.S., Pittino F., Diolaiuti G., Franzetti A., Parolini M. 2019. First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. *Environmental Pollution*, 253, 297e301. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.005
- Aminot Y., Munschy C., Héas-Moisan K., Pollono C., Tixier C. 2021. Levels and trends of synthetic musks in marine bivalves from French coastal areas. *Chemosphere*, 268. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.129312
- Andrady A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1596–1605. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Anumol T., Sgroi M., Park M., Roccaro P., Snyder S.A. 2015. Predicting trace organic compound breakthrough in granular activated carbon using fluorescence and UV absorbance as surrogates. *Water Research*, 76: 76–87. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.019.
- APAT, IRSA-CNR. 2003. Metodi Analitici per le Acque. Manuali e Linee Guida 29/2003. ISBN 88-448-0083-7.
- Ardiyanti R., Azrague K., Medema G., Hallé C. 2024. Navigating quality, health and environmental risk: A novel framework for wastewater resource recovery products. *Journal of Cleaner Production*, 434. DOI: 10.1016/j.jclepro.2023.140260
- Arkenbout A. 2018. Long-term sampling emission of PFOS and PFOA of a Waste-to-Energy incinerator. NGO ToxicoWatch, Harlingen, 8862 VS. DOI: 10.13140/RG.2.2.14281.19046
- Atallah Al-asad H., Parniske J., Qian J., Alex J., Ramaswami S., Kaetzel K., Morck T. 2022. Development and application of a predictive model for advanced wastewater treatment by adsorption onto powdered activated carbon. *Water Research*, 217. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118427
- Azizi N., Nasser S., Nodehi R.N., Jaafarzadeh N., Pirsaeheb M. 2022. Evaluation of conventional wastewater treatment plants efficiency to remove microplastics in terms of abundance, size, shape, and type: A systematic review and Meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 177. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.113462
- Bachmann S.A.L., Calvete T., Féris, L.A. 2021. Caffeine removal from aqueous media by adsorption:

- an overview of adsorbents evolution and the kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Science of the Total Environment*, 767. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144229
- Baken K. A., Sierps R.M.A., Schriks M., van Wezel A.P. 2018. Toxicological risk assessment and prioritization of drinking water relevant contaminants of emerging concern. *Environment International*, 118, 293–303. DOI: 10.1016/j.envint.2018.05.006
- Barchiesi M., Chiavola A., Di Marcantonio C., Boni M.R. 2021. Presence and fate of microplastics in the water sources: focus on the role of wastewater and drinking water treatment plants. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101787. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101787
- Bártíková H., Podlipná R., Skálová L. 2016. Veterinary drugs in the environment and their toxicity to plants. *Chemosphere*, 144, 2290–2301. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.10.137
- Basumatary T., Biswas D., Boro S., Nava A.R., Narayan M., Sarma H. 2025. Dynamics and impacts of microplastics (MPs) and nanoplastics (NPs) on ecosystems and biogeochemical processes: The need for robust regulatory frameworks. *ACS Omega*, 10: 17051–17069. DOI: 10.1021/acsomega.5c01175
- Battistin G., Latella L., Iannilli V. 2023. Microplastic pollution in the food web: observation of ingestion by the talitrid amphipod *Cryptorchestia garbinii* on the shores of Lake Garda. *The European Zoological Journal*, 90(1): 73–82. DOI: 10.1080/24750263.2022.2160019
- Beltz S., Cella C., Geiss O., Gilliland D., La Spina R., Mehn D., Sokull-Kluettgen. 2024. Analytical methods to measure microplastics in drinking water. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 80 pp. ISBN: 978-92-68-13860-1. DOI: 10.2760/109944, JRC136859.
- Belz S., Bianchi I., Cella C., Emteborg H., Fumagalli F., Geiss O., Gilliland D., Held A., Jakobsson U., La Spina R., Mehn D., Ramaye Y., Robouch P., Seghers J., Sokull-Kluettgen B., Stefaniak E., Stroka J. 2021. Current status of the quantification of microplastics in water – Results of a JRC/BAM inter-laboratory comparison study on PET in water. EUR 30799 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-40957-1. DOI:10.2760/27641, JRC125383
- Benigni R., Battistelli C. L., Bossa C., Giuliani A., Tcheremenskaia O. 2017. Endocrine Disruptors: Data-based survey of in vivo tests, predictive models and the Adverse Outcome Pathway. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 86, 18–24. DOI: 10.1016/j.yrtph.2017.02.013
- Bertanza G., Abbà A., Alias C., Amatucci A., Binelli A., Castiglione, S., Fossati M., Cruzeiro C., Torre C.D., Domini M., Feretti D., Gilioli G., Magni S., Mazzoleni G., Menghini M., Pedrazzani R., Schroeder P., Simonetto A., Steimberg N., Ventura V., Vezzoli S., Zerbini I. 2024. To spread or not to spread? Assessing the suitability of sewage sludge and other biogenic wastes for agriculture reuse. *MethodsX* 12. DOI: 10.1016/j.mex.2024.102599
- Bertanza G., Boiocchi R., Pedrazzani R. 2022. Improving the quality of wastewater treatment plant monitoring by adopting proper sampling strategies and data processing criteria. *Science of the Total Environment*, 806. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150724
- Bertanza G., Collivignarelli C. 2012. Impianti di trattamento acque: verifiche di funzionalità e collaudo-Manuale operativo. Hoepli, Milano. 594 pp. ISBN: 978-88-203-5200-4
- Besseling E., Quik J.T.K., Sun M., Koelmans A.A. 2017. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental Pollution*. 220, 540–548. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.10.001
- Bester K. 2005. Polycyclic musks in the Ruhr catchment area—transport, discharges of waste water, and transformations of HHCb, AHTN and HHCb-lactone. *Journal of Environmental Monitoring*, 7, 43–51. DOI: 10.1039/B409213A
- Bhan C., Kumar N., Elangovan V. 2025. Microplastics pollution in the rivers, its source, and impact on aquatic life: a review. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 22:1937–1952. DOI: 10.1007/s13762-024-05846-8
- Bil W., Zeilmaker M., Fragki S., Lijzen J., Verbruggen E., Bokkers B. 2021. Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3): 859–870. DOI: 10.1002/etc.4835
- Binelli A., Pietrelli L., Di Vito S., Coscia L., Sighicelli M., Della Torre C., Parenti C.C., Magni S. 2020. Hazard evaluation of plastic mixtures from four Italian subalpine great lakes on the basis of laboratory exposures of zebra mussels. *Science of the Total Environment*, 699. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134366
- Binelli A., Della Torre C., Nigro L., Riccardi N., Magni S. 2022. A realistic approach for the assessment of plastic contamination and its ecotoxicological consequences: A case study in the metropolitan city of Milan (N. Italy). *Science of the Total Environment*, 806. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150574
- Binelli A., Magni S., Della Torre C., Sbarberi R. 2024a. Monthly variability of floating plastic contamination in Lake Maggiore (Northern Italy). *Science of the Total Environment*, 919. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170740
- Binelli A., Magni S., Colzani L., De Gregorio M.A., Depero L., Federici S., Galafassi S. 2023. Campionamento, separazione e caratterizzazione di plastiche in ambienti fluviali e lacustri. Lombardy Energu Cleantech Cluster, Milano, GdL-MIE (SdL-MTA), Linee Guida. 30 pp.
- Binelli A., Magni S., Negrini B. 2021. Microplastiche, nuova problematica ambientale. Principali risultati di un gruppo di ricerca italiano. Report di ricerca. Aqualab, DBS. 26 pp.

- Binelli A., Nigro L., Sbarberi R. Della Torre C., Magni S. 2024b. To be or not to be plastics? Protein modulation and biochemical effects in zebrafish embryos exposed to three water-soluble polymers. *Science of the Total Environment*, 906. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167699
- Blotevogel J., Giraud R.J., Rappé A.K. 2023. Incinerability of PFOA and HFPO-DA: Mechanisms, kinetics, and thermal stability ranking. *Chemical Engineering Journal*, 457. DOI: 10.1016/j.cej.2022.141235.
- Bocci V., Galafassi S., Levantesi C., Crognale S., Amalfitano S., Congestri R., Matturro B., Rossetti S., Di Pippo F. 2024. Freshwater plastisphere: a review on biodiversity, risks, and biodegradation potential with implications for the aquatic ecosystem health. *Frontiers in Microbiology*, 15. DOI: 10.3389/fmicb.2024.1395401
- Bodzek M., Pohl A., Rosik-Dulewska C. 2024. Microplastics in Wastewater Treatment Plants: Characteristics, Occurrence and Removal Technologies. *Water*, 16(24), 3574. DOI: 10.3390/w16243574
- Boesten J.J.T.I., Fischer r., Gottesbüren B., Hanze K., Huber A., Jarvis T., Jones R.L., Klein, M. Pokludová M., Remy B., Sweeney P., Tiktak A., Trevisan A., Vanclooster M., Vanderborght J. 2014. Assessing Potential for Movement of Active Substances and their Metabolites to Ground Water in the EU. Report of the FOCUS Ground Water Work Group, EC Document Reference Sanco/13144/2010. Ver. 3. 613 pp.
- Bofill J. 2023. Microplastics and micropollutants in water. Contaminants of emerging concern. European Investment Bank, ENR/Water Management. 16 pp.
- Bokkers B.G.H., Mengelers M.J., Bakker M.I., Chiu W.A., Slob W. 2017. APROBA-Plus: A probabilistic tool to evaluate and express uncertainty in hazard characterization and exposure assessment of substances. *Food and Chemical Toxicology*, 110, 408–417. DOI: 10.1016/j.fct.2017.10.038
- Bonefeld-Jørgensen E.C., Long M., Hofmeister M.V., Vinggaard A.M. 2007. Endocrine-disrupting potential of Bisphenol A, Bisphenol A dimethacrylate, 4-n-nonylphenol, and 4-n-octylphenol in vitro: New data and a brief review. *Environmental Health Perspectives*, 115(1): 69–76. DOI: 10.1289/ehp.9368
- Bopp S.K., Kienzler A., Richarz A.N., van der Linden S.C., Paini A., Parissis N., Worth A.P. 2019. Regulatory assessment and risk management of chemical mixtures: challenges and ways forward. *Critical Reviews in Toxicology*, 49(2): 174–189. DOI: 10.1080/10408444.2019.1579169
- Borriello L., Scivicco M., Cacciola N.A., Esposito F., Severino L., Cirillo T. 2023. Microplastics, a global issue: human exposure through environmental and dietary sources. *Foods* 12: 1–21. DOI: 10.3390/foods12183396
- Borrull J., Colom A., Fabregas J., Borrull F., Pocurull E. 2021. Presence, behaviour and removal of selected organic micropollutants through drinking water treatment. *Chemosphere*, 276. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130023
- Bostrom A., Demuth, J.L., Wirz C.D., Cains M.G., Schumacher A., Madlambayan D., Bansal A.S., Bearth A., Chase R., Crosman K.M., Ebert-Uphoff I., Gagne II D.J., Guikema S., Hoffman R., Johnson B.B., Kumler-Bonfanti C., Lee J.D., Lowe A., McGovern A., Przybylo V., Radford J.T., Roth E., Sutter C., Tissot P., Roebber P., Stewart L.Q., White M., Williams J.K. 2024. Trust and trustworthy artificial intelligence: A research agenda for AI in the environmental sciences. *Risk Analysis*, 44: 1498–1513. DOI: 10.1111/risa.14245
- Boucard P., Denize C., Aydin M. 2024. Microplastic releases in the European Union (Eionet Report – ETC HE 2024/15). European Topic Centre on Human Health and the Environment. 48 pp.
- Boxall A.B., Rudd M.A., Brooks B.W., Caldwell D.J., Choi K., Hickmann S., Innes E., Ostapik K., Staveley J.P., Verslycke T., Ankley G.T., Beazley K.F., Belanger S.E., Berninger J.P., Carriquiriborde P., Coors A., Deleo P.C., Dyer S.D., Ericson J.F., Gagne F., Giesy J.P., Gouin T., Hallstrom L., Karlsson M.V., Larsson D.G., Lazorchak J.M., Mastrocco F., McLaughlin A., McMaster M.E., Meyerhoff R.D., Moore R., Parrott J.L., Snape J.R., Murray-Smith R., Servos M.R., Sibley P.K., Straub J.O., Szabo N.D., Topp E., Tetreault G.R., Trudeau V.L., Van Der Kraak G. 2012. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions? *Environmental Health Perspectives*, 120, 1221–9. DOI: 10.1289/ehp.1104477
- Brandes L.J., den Hollander H., van de Meent D. 1999. SimpleBox 2.0: a nested multimedia fate model for evaluating the environmental fate of chemicals. RIVM, The Netherlands, Report 71910102. 152 pp.
- Brunning 2025. Emissions of water-soluble polymers from household products to the environment: a prioritization study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 44(2): 563–588. DOI: 10.1093/etjnl/vgae030
- Burger J. 2019. A framework for increasing sustainability and reducing risk to ecological resources through integration of remediation planning and implementation. *Environmental Research*, 172: 586–595. DOI: 10.1016/j.envres.2019.02.036
- Calamari D., Zuccato E., Castiglioni S., Bagnati R., Fanelli R. 2003. Strategic survey of therapeutic drugs in the Rivers Po and Lambro in Northern Italy. *Environmental Science & Technology*, 37: 1241–1248. DOI: 10.1021/es020158e
- Calisto V., Ferreira C.I.A., Oliveira J.A.B.P., Otero M., Esteves V.I. 2015. Adsorptive removal of pharmaceuticals from water by commercial and waste-based carbons. *Journal of Environmental Management*, 152: 83–90. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.01.019

- Campanale C., Savino I., Pojar I., Massarelli C., V.F. Uricchio. 2020. A practical overview of methodologies for sampling and analysis of microplastics in riverine environments. *Sustainability*, 12, 6755. DOI:10.3390/su12176755
- Cantoni B., Bergna G., Baldini E., Malpei F., Antonelli M. 2024. PFAS in textile wastewater: An integrated scenario analysis for interventions prioritization to reduce environmental risk. *Process Safety and Environmental Protection*, 183: 437-445. DOI: 10.1016/j.psep.2024.01.005
- Cantoni B., Cappello Riguzzi A., Turolla A., Antonelli M. 2021. Bisphenol A leaching from epoxy resins in the drinking water distribution networks as human health risk determinant. *Science of the Total Environment*, 783, 146908. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146908
- Cantoni B., Ianes J., Bertolo B., Ziccardi S., Maffini F., Antonelli M. 2024. Adsorption on activated carbon combined with ozonation for the removal of contaminants of emerging concern in drinking water *Journal of Environmental Management*, 350, 119537. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.119537
- Cantoni B., Penserini L., Vries D., Dingemans M.M.L., Bokkers B.G.H., Turolla A., Smeets P.W.M.H., Antonelli M. 2021. Development of a quantitative chemical risk assessment (QCRA) procedure for contaminants of emerging concern in drinking water supply. *Water Research*, 194. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116911
- Cantoni B., Turolla A., Wellmitz J., Ruhl A.S., Antonelli M. 2021. Perfluoroalkyl substances (PFAS) adsorption in drinking water by granular activated carbon: influence of activated carbon and PFAS characteristics. *Science of the Total Environment*, 795. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148821
- Cappelli F., Longoni O., Rigato J., Rusconi M., Sala A., Fochi I., Palumbo M.T., Polesello S., Roscioli C., Salerno, F., Stefani F., Bettinetti R., Valsecchi S. 2022. Suspect screening of wastewaters to trace anti-COVID-19 drugs: Potential adverse effects on aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 824. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153756
- Carvalho J., Garrido-Maestu A., Azinheiro S., Fuciños P., Barros-Velázquez J., De Miguel R.J., Gros V., Prado M. 2021. Faster monitoring of the invasive alien species (IAS) *Dreissena polymorpha* in river basins through isothermal amplification. *Scientific Reports* 11, 10175. DOI: 10.1038/s41598-021-89574-w
- Casatta N., Mascolo G., Roscioli C., Viganò L. 2015. Tracing endocrine disrupting chemicals in a coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy): Sediment contamination and bioaccumulation in Manila clams. *Science of The Total Environment*, 511: 214-222. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.12.051
- Casatta N., Stefani F., Pozzoni F., Guzzella L., Marziali L., Mascolo G., Viganò L. 2016. Endocrine-disrupting chemicals in coastal lagoons of the Po River delta: sediment contamination, bioaccumulation and effects on Manila clams. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 10477-10493. DOI: 10.1007/s11356-015-5656-3
- Castiglioni S., Bagnati R., Calamari D., Fanelli R., Zuccato E. 2005. A multiresidue analytical method using solid-phase extraction and high-pressure liquid chromatography tandem mass spectrometry to measure pharmaceuticals of different therapeutic classes in urban wastewaters. *Journal of Chromatography A*, 1092, 206-15. DOI: S0021-9673(05)01428-7 [pii]. DOI: 10.1016/j.chroma.2005.07.012
- Castiglioni S., Bagnati R., Fanelli R., Pomati F., Calamari D., Zuccato E. 2006. Removal of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Italy. *Environmental Science & Technology*, 40, 357-63. DOI: 10.1021/es050991m
- Castiglioni S., Davoli E., Riva F., Palmiotto M., Camporini P., Manenti A., Zuccato E. 2018. Mass balance of emerging contaminants in the water cycle of a highly urbanized and industrialized area of Italy. *Water Research*, 131: 287-298. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.047
- Castiglioni S., Zuccato E., Fattore E., Riva F., Terzaghi E., Koenig R., Principi P., Di Guardo A. 2020. Micropollutants in Lake Como water in the context of circular economy: A snapshot of water cycle contamination in a changing pollution scenario. *Journal of Hazardous Materials*, 384. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121441
- Cavalheiro J., Zuloaga O., Prieto A., Preudhomme H., Amouroux D., Monperrus M. 2017. Occurrence and Fate of Organic and Organometallic Pollutants in Municipal Wastewater Treatment Plants and Their Impact on Receiving Waters (Adour Estuary, France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73: 619-630. DOI: 10.1007/s00244-017-0422-9
- Chase D.A., Karnjanapiboonwong A., Fang Y., Cobb G.P., Morse A.N., Anderson T.A. 2012. Occurrence of synthetic musk fragrances in effluent and non-effluent impacted environments. *Science of The Total Environment*, 416: 253-260. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.067
- Chen C., van Emmerik T.H.M., Cowger W., Nava V., Leoni B., Guo Z-f., Liu D., He Y-q, Xu Y-y. 2024. Wastewater discharge transports riverine microplastics over long distances. *Environmental Science & Technology*, 58: 15147-15158. DOI: 10.1021/acs.est.4c02255
- Chen F., Ying G.-G., Ma Y.-B., Chen Z.-F., Lai H.-J., Peng F.-J. 2014. Field dissipation and risk assessment of typical personal care products TCC, TCS, AHTN and HHCb in biosolid-amended soils. *Science of The Total Environment*, 470-471, 1078-1086. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.080

- Chernysh Y., Stejskalová L., Soldán P., Lai F. Y., Khan U. A., Stålsby Lundborg C., Giambérini L., Minguez L., Monte M. C., Blanco A., Skydanenko M., Roubik H. 2025. Risk Assessment as a Tool to Improve Water Resource Management. *Water Resources Management*, 39(1), 47–63. DOI: 10.1007/s11269-024-03982-x
- Clara M., Gans O., Windhofer G., Krenn U., Hartl W., Braun K., Scharf S., Scheffknecht C. 2011. Occurrence of polycyclic musks in wastewater and receiving water bodies and fate during wastewater treatment. *Chemosphere*, 82: 1116–1123. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.11.041
- CNR IRSA, Sede di Verbania, 2022. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019-2021. Campagna 2021 e Rapporto triennale 2019- 2021. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 190 pp.
- Cole M., Webb H., Lindeque P.K., Fileman E.S., Halsband C., Galloway T.S. 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports*, 4: 1–8. DOI: 10.1038/srep04528
- Colzani L., Forni C., Clerici L., Barreca S., Dellavedova P. 2024. Determination of pollutants, antibiotics, and drugs in surface water in Italy as required by the third EU Water Framework Directive Watch List: method development, validation, and assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 14791–14803. DOI: 10.1007/s11356-024-32025-6
- Combi T., Pintado-Herrera M.G., Lara-Martin P.A., Miserocchi S., Langone L., Guerra R. 2016. Distribution and fate of legacy and emerging contaminants along the Adriatic Sea: A comparative study. *Environmental Pollution*, 218, 1055–1064. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.08.057
- Corami F., Iannilli V., Halla I.G. 2025. Editorial: Microplastics and nanoplastics in polar areas: Arctic, Antarctica, and the world's glaciers. *Frontiers in Marine Science*, 12. DOI: 10.3389/fmars.2025.1587557
- Crosta A., De Felice B., Antonioli D., Chiarcos R., Perin E., Ortenzi M.A., Gazzotti S., Azzoni R.S., Fugazza D., Gianotti V., Laus M., Diolaiuti G., Pittino F., Franzetti A., Ambrosini R., Parolini M. 2022. Microplastic contamination of supraglacial debris differs among glaciers with different anthropic pressures. *Science of the Total Environment*, 851. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.158301
- Cui X., Yang T., Li Z., Nowack B. 2024. Meta-analysis of the hazards of microplastics in freshwaters using species sensitivity distributions. *Journal of Hazardous Materials*, 463. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.132919
- Cunha S.C., Ferreira R., Marmelo I., Vieira L.R., Anacleto P., Maulvault A., Marques A., Guilhermino L., Fernandes J.O. 2022. Occurrence and seasonal variation of several endocrine disruptor compounds (pesticides, bisphenols, musks and UV-filters) in water and sediments from the estuaries of Tagus and Douro Rivers (NE Atlantic Ocean coast). *Science of The Total Environment*, 838. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155814
- D'Avignon G., Gregory-Eaves I., Ricciardi A. 2021. Microplastics in lakes and rivers: an issue of emerging significance to limnology. *Environmental Reviews*, 30: 228–244. DOI: 10.1139/er-2021-0048
- Da Costa J.P., Paço A., Santos P.S.M., Duarte A.C., Rocha-Santos T. 2019. Microplastics in soils: Assessment, analytics and risks. *Environmental Chemistry*, 16: 18–30. DOI: 10.1071/EN18150
- Davies A. 2014. Durable Water Repellency – Study phase 1. An evaluation of the test methods used for assessing durable water repellent fabrics within the outdoor industry. De Monfort University, Leicester (UK). Report. 39 pp.
- Deere J.R., Streets S., Jankowski M.D., Ferrey M., Chenaux-Ibrahim Y., Convertino M., Isaacs E.J., Phelps N.B.D., Primus A., Servadiog J.L., Singer R.S., Travis D.A., Moored S., Wolf T.M. 2021. A chemical prioritization process: Applications to contaminants of emerging concern in freshwater ecosystems (Phase I). *Science of the Total Environment*, 772. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146030
- Delli Compagni R., Gabrielli M., Polesel F., Turolla A., Trapp S., Vezzaro L., Antonelli M. 2020. Risk assessment of contaminants of emerging concern in the context of wastewater reuse for irrigation: An integrated modelling approach. *Chemosphere*, 242. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125185
- Deng L., Xi H., Wan C., Fu L., Wang Y., Wu C. 2023a. Is the petrochemical industry an overlooked critical source of environmental microplastics? *Journal of Hazardous Materials*, 451. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.131199
- Deng L., Yuan Y., Xi H., Wan C., Yu Y., Wu C. 2023b. The destiny of microplastics in one typical petrochemical wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, 896. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.165274
- Deniere E., Chys M., Audenaert W., Nopens I., Van Langenhove H., Van Hulle S., Demeestere K. 2021. Status and needs for online control of tertiary ozone-based water treatment: use of surrogate correlation models for removal of trace organic contaminants. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 20: 297–331. DOI: 10.1007/s11157-021-09574-0
- Di Cesare A., Eckert E.M., Teruggi A., Fontaneto D., Bertoni R., Callieri C., Corno G. 2015. Constitutive presence of antibiotic resistance genes within the bacterial community of a large

- subalpine lake. *Molecular Ecology*, 24: 3888–3900. DOI: 10.1111/mec.13293
- Di Guardo A., Castiglioni S., Gambino I., Sailis A., Salmoiraghi G., Schiarea S., Vighi M., Terzaghi E. 2024. Modelling micropollutant cycle in Lake Como in a winter scenario: Implications for water use and reuse, ecosystem services, and the EU zero pollution action plan. *Science of the Total Environment*, 906. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167594
- Diao Z., Zhang X., Xu M., Wei F., Xie X., Zhu F., Hui B., Zhang X., Wang S., Yuan X. 2024. A critical review of distribution, toxicological effects, current analytical methods and future prospects of synthetic musks in aquatic environments. *Science of The Total Environment*, 914. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.169872
- Díaz-Cruz M.S., García-Galán M.J., Guerra P., Jelic A., Postigo C., Eljarrat E., Farré M., López De Alda M.J., Petrovic M., Barceló D. 2009. Analysis of selected emerging contaminants in sewage sludge. *Trends in Analytical Chemistry*, 28: 1263–1275. DOI: 10.1016/j.trac.2009.09.003
- Dorne J.L.C.M., Richardson J., Livanou A., Carnesecchi E., Ceriani L., Baldin R., Kovarich, S., Pavan M., Saouter E., Biganzoli F., Pasinato L., Zare Jeddi M., Robinson T.P., Kass G.E.N., Liem A.K.D., Toropov A.A., Toropova A.P., Yang C., Tarkhov A., Georgiadis N., Di Nicola M.R., Mostrag A., Verhagen H., Roncaglioni A., Benfenati E., Bassan A. 2021. EFSA's OpenFoodTox: An open source toxicological database on chemicals in food and feed and its future developments. *Environment International*, 146. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106293
- Dreier T., Krüger R., Bernström G., Tran-Lundmark K., Gonçalves I., Bech M. 2024. Laboratory x-ray nano-computed tomography for biomedical research. *arXiv*, 2408, 12336. DOI: 10.1088/1748-0221/19/10/P1002
- Dulio V., van Bavel B., Brorström-Lundén E., Harmsen J., Hollender J., Schlabach M., Slobodnik J., Thomas K., Koschorreck J. 2018. Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations. *Environmental Sciences Europe*, 30:5. DOI: 10.1186/s12302-018-0135-3
- Ebele A.J., Abou-Elwafa Abdallah M., Harrad S. 2017. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, 3: 1–16. DOI: 10.1016/j.emcon.2016.12.004
- ECDC. 2024. Antimicrobial resistance in the EU/EEA (EARS-Net). Annual Epidemiological Report. Stockholm: ECDC. 51 pp.
- ECHA. 2023. Regulatory strategy for flame retardants. ECHA-23-R-03-EN. 85 pp. DOI: 10.2823/854233
- Edo C., González-Pleiter M., Leganés F., Fernández-Piñas F., Rosal R. 2020. Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. *Environmental Pollution*, 259. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113837
- EEA. 2019. The European environment: state and outlook 2020. Knowledge for transition to a sustainable Europe. Publications Office, LU. ISBN 978-92-9480-090-9, TH-04-19-541-EN-N. 499 pp. DOI: 10.2800/96749
- EEA. 2024. Europe's state of water 2024. The need for improved water resilience. 2024. ISBN 978-92-9480-653-6. 110 pp. DOI: 10.2800/02236
- EEA. 2024. PFAS pollution in European waters. PFAS pollution in European waters | European Environment Agency's home page. DOI: 10.2800/9324640
- EFSA. 2012. Guidance on selected default values to be used by the EFSA Scientific Committee, Scientific Panels and Units in the absence of actual measured data. *European Food Safety Authority Journal*, 10(3). DOI: 10.2903/j.efsa.2012.2579
- EFSA. 2019. Guidance on harmonized methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *European Food Safety Authority Journal*, 17(3). DOI: 10.2903/j.efsa.2019.5634
- Egea-Corbacho A., Gutiérrez Ruiz S., Quiroga Alonso J.M. 2019. Removal of emerging contaminants from wastewater using nanofiltration for its subsequent reuse: full-scale pilot plant. *Journal of Cleaner Production*, 214, 514–523. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.12.297
- Egle L., Marschinski R., Jones A., Yunta Mezquita F., Schillaci C., Huygens, D. 2023. Feasibility study in support of future policy developments of the Sewage Sludge Directive (86/278/EEC). Publications Office of the European Union, Luxembourg, JRC134591. 170 pp. DOI: 10.2760/305263,
- ESDAC. 2023. Generic Guidance for Tier 1 FOCUS Ground Water Assessments. Scenarios Report (SANCO/321/2000 rev.2). 70 pp.
- European Commission. 2003a. Technical guidance document on risk assessment. European Chemicals Bureau. Part I. EUR 20418 EN/1. 311 pp.
- European Commission. 2003b. Technical guidance document on risk assessment. European Chemicals Bureau. Part II. EUR 20418 EN/2. 337 pp.
- European Commission. 2003c. Technical guidance document on risk assessment. European Chemicals Bureau. Part III. EUR 20418 EN/3. 112 pp.
- European Commission. 2003d. Technical guidance document on risk assessment. European Chemicals Bureau. Part IV. EUR 20418 EN/4. 284 pp.
- European Commission. 2013. SCHER, SCENIHR, SCCSW. Addressing the new challenges for risk assessment. The Inter-Committee Coordination Group, New Challenges for Risk Assessment. 158 pp.

- European Medicine Agency. 2024. Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use - Revision 1 (No. EMEA/CHMP/SWP/4447/00 Rev. 1-Corr.). 64 pp.
- Everaert G., Van Cauwenberghe L., De Rijcke M., Koelmans A.A., Mees J., Vandegehuchte M., Janssen C.R. 2018. Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, 242, 1930-1938. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.07.069
- Feo M.L., Bagnati R., Passoni A., Riva F., Salvagio Manta D., Sprovieri M., Traina A., Zuccato E., Castiglioni S. 2020. Pharmaceuticals and other contaminants in waters and sediments from Augusta Bay (southern Italy). *Science of the Total Environment*, 739. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139827
- Fernandes A.S., Azevedo T., Rocha F., Nunes E., Homem V. 2022. Uptake and translocation of synthetic musk fragrances by pea plant grown in sewage sludge-amended soils. *Environmental Pollution*, 310. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119908
- Fischer E.K., Paglialonga L., Czech E., Tamminga M. 2016. Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments - A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution*, 213, 648e657. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.03.012
- FOCUS. 1997. Surface water models and EU registration of plant protection products. Final report of the work of the Regulatory Modelling Working Group on Surface Water Models of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use). 231 pp.
- FOCUS. 2000. Groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000 rev.2, 202 pp.
- FOCUS. 2001. Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2. 245 pp.
- Franco A.A., Martín-García A.P., Egea-Corbacho A., Arellano J.M., Albendín G., Rodríguez-Barroso R., Quiroga J.M., Coello M.D. 2023. Assessment and accumulation of microplastics in sewage sludge at wastewater treatment plants located in Cádiz, Spain. *Environmental Pollution*, 317. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120689
- Franke S., Meyer C., Heinzel N., Gatermann R., Hühnerfuss H., Rimkus G., König W.A., Francke W. 1999. Enantiomeric composition of the polycyclic musks HHCB and AHTN in different aquatic species. *Chirality*, 11: 795-801. DOI: 10.1002/(SICI)1520-636X(1999)11:10<795::AID-CHIR10>3.0.CO;2-S
- Galafassi S., Sabatino R., Sathicq M.B., Eckert E.M., Fontaneto D., Dalla Fontana G., Mossotti R., Corno G., Volta P., Di Cesare A. 2021. Contribution of microplastic particles to the spread of resistances and pathogenic bacteria in treated wastewaters. *Water Research*, 201, 117368. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117368
- Gao Y., Ji Y., Li G., Mai B., An T. 2016. Bioaccumulation and ecotoxicity increase during indirect photochemical transformation of polycyclic musk tonalide: A modeling study. *Water Research*, 105: 47-55. DOI: 10.1016/j.watres.2016.08.055
- Gao Z., Chen L., Cizdziel J., Huang Y. 2023. Research progress on microplastics in wastewater treatment plants: A holistic review. *Journal of Environmental Management*, 325. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116411
- García-Vara M., Orlando-Véliz D., Bonansea R.I., Postigo C., López de Alda M. 2023. Prioritization of organic contaminants in a reclaimed water irrigation system using wide-scope LC-HRMS screening. *Journal of Hazardous Materials*, 459. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.132119
- Gatermann R., Hellou J., Hühnerfuss H., Rimkus G., Zitko V. 1999. Polycyclic and nitro musks in the environment: A comparison between Canadian and European aquatic biota. *Chemosphere*, 38: 3431-3441. DOI: 10.1016/S0045-6535(98)00564-5
- Gaze W.H., Zhang L., Abdouslam N.A., Hawkey P.M., Calvo-Bado L., Royle J., Brown H., Davis S., Kay P., Boxall A.B.A., Wellington E.M.H. 2011. Impacts of anthropogenic activity on the ecology of class 1 integrons and integron-associated genes in the environment. *International Society for Microbial Ecology Journal*, 5: 1253-1261. DOI: 10.1038/ismej.2011.15
- GdL-MIE. 2020. Inquinanti Emergenti. A cura di: Tartari G., Bergna G., Lietti M., Rizzo A., Lazzari F., Brioschi C. Lombardy Energy Cleantech Cluster, Milano. 249 pp.
- Gewurtz S.B., Teslic S., Hamilton M.C., Smyth S.A. 2022. Influence of Conjugation on the Fate of Pharmaceuticals and Hormones in Canadian Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science & Technology Water*, 2: 329-338. DOI: 10.1021/acsestwater.1c00376
- Gianoncelli A., Tufoni C., Žižić M., Zingaro F., Ceccone G., Bonanni V., Salome M., Villalobos-Portillo E., La Spina R., Cassano D., Ricci G., Pascolo L. 2025. Ovarian Cell Accumulation of Model PVC Nanoplastics Labelled With CdSe-QDs Investigated by X-Ray Fluorescence Microscopy. *X-Ray Spectrometry*, 54(4): 310-321. DOI: 10.1002/xrs.3465
- Giardina S., Castiglioni S., Corno G., Fanelli R., Maggi C., Migliore L., Sabbatucci M., Sesta G., Zaghi C., Zuccato W. 2021. Approccio ambientale all'antimicrobico-resistenza. Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN 21/3. 49 pp.
- Gigault J., Davranche M. 2025. Nanoplastics in focus: Exploring interdisciplinary approaches and future directions. *NanoImpact*, 37: 100544. DOI: 10.1016/j.impact.2025.100544

- Gigault J., ter Halle A., Baudrimont M., Pascal P-Y., Gauffre F., Phi T-L., El Hadri H., Grassl B., Reynaud S. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030e1034. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.024
- Giri S., Lamichhane G., Khadka D., Devoka H.P. Microplastics contamination in food products: Occurrence, analytical techniques and potential impacts on human health. *Current Research in Biotechnology*, 7. DOI: 10.1016/j.crbiot.2024.100190
- Glüge J., Scheringer M., Cousins I. T., DeWitt J. C., Goldenman G., Herzke D., Lohmann R., Ng C. A., Trier X., Wang Z. 2020. An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(12), 2345–2373. DOI: 10.1039/d0em00291g
- Gobelius L., Hedlund J., Durig W., Troger R., Lilja K., Wiberg K., Ahrens L. 2018. Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Swedish Groundwater and Surface Water: Implications for Environmental Quality Standards and Drinking Water Guidelines. *Environmental Science & Technology*, 52: 4340–4349. DOI: 10.1021/acs.est.7b05718
- Gómez M.J., Herrera S., Solé D., García-Calvo E., Fernández-Alba A.R. 2011. Automatic Searching and Evaluation of Priority and Emerging Contaminants in Wastewater and River Water by Stir Bar Sorptive Extraction followed by Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography-Time-of-Flight Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry*, 83: 2638–2647. DOI: 10.1021/ac102909g
- Gosai H.G., Yadav M. 2024. Microplastic in glacier region: presence, distribution, and possible sources microplastics pollution and its remediation. In: Kumar A., Singh V. (Eds). *Microplastics Pollution and its Remediation*. Springer Nature Singapore Pte Ltd. 115-128. DOI: 10.1007/978-981-97-4068-0_6
- Graf D.L., Cummings K.S. 2009. Actual and Alleged Freshwater Mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionoida) from Madagascar and the Mascarenes, with Description of a New Genus, *Germainia*. *Proc. of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 158: 221-238. DOI: 10.1635/053.158.0112
- Grenni P. 2022. Antimicrobial Resistance in Rivers: A Review of the Genes Detected and New Challenges. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(3): 687-714. DOI: 10.1002/etc.5289
- Guillossou R., Le Roux J., Brosillon S., Mailler R., Vulliet E., Morlay C., Nauleau F., Rocher V., Gaspéri J. 2020. Benefits of ozonation before activated carbon adsorption for the removal of organic micropollutants from wastewater effluents. *Chemosphere*, 245. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125530
- Guillossou R., Le Roux J., Goffin A., Mailler R., Varrault G., Vulliet E., Morlay C., Nauleau F., Guérin S., Rocher V., Gaspéri J. 2021. Fluorescence excitation/emission matrices as a tool to monitor the removal of organic micropollutants from wastewater effluents by adsorption onto activated carbon. *Water Research*, 190. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116749
- Guo, R., Lee, I.-S., Kim, U.-J., Oh, J.-E. 2010. Occurrence of synthetic musks in Korean sewage sludges. *Science of The Total Environment*, 408, 1634-1639. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.12.009
- Gupta J., Abrams J.F., Armstrong McKay D., Bai X., Ebi K.L., Fezzigna P., Gentile G., Gifford L., Hasan S., Jacobson L., Karg A., Lade S., Lenton T., Liverman D., Mohamed A., Nakicenovic N., Obura D., Rockström J., Stewart-Koster B., van Vuuren D., Verburg P., Ylla-Català R.C., Zimm C. 2025. Thresholds of significant harm at global level: The journey of the Earth Commission. *Earth System Governance*, 25. DOI: 10.1016/j.esg.2025.100263
- Habib R.Z., Thiemann T., Al Kendi R. 2020. Microplastics and Wastewater Treatment Plants—A Review. *J. Water Resources Protection*, 12, 1-35. DOI: 10.4236/jwarp.2020.121001
- Habumugisha T., Zhang Z., Uwizewe C., Yan C., Ndayishimiye J.C., Rehman A., Zhang X. 2024. Toxicological review of micro- and nano-plastics in aquatic environments: Risks to ecosystems, food web dynamics and human health. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 278. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2024.116426
- Hajji S., Ben-Haddad M., Abeloah M.R., Rangel-Buitrago N., Alla A.A. 2024. Microplastic characterization and assessment of removal efficiency in an urban and industrial wastewater treatment plant with submarine emission discharge. *Science of the Total Environment*, 945. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.174115
- Hájková K., Pulkrabová J., Hajšlová J., Randák T., Žlábek V. 2007. Chub (*Leuciscus cephalus*) as a Bioindicator of Contamination of the Vltava River by Synthetic Musk Fragrances. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 53: 390-396. DOI: 10.1007/s00244-006-0190-4
- Halling-Sørensen B., Nors Nielsen S., Lanzky P.F., Ingerslev F., Holten Lützhøft H.C., Jørgensen S.E. 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere*, 36, 357-393. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00354-8
- Hanna N., Tamhankar A. J., Stålsby Lundborg C. 2023. The development of an integrated environment-human risk approach for the prioritisation of antibiotics for policy decisions. *Science of the Total Environment*, 880, 163301. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163301
- Harley-Nyang D., Memon F.A., Jones N., Galloway T. 2022. Investigation and analysis of microplastics in sewage sludge and biosolids: A case study from one wastewater treatment works in the UK. *Science of the Total Environment*, 823. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153735

- Hartmann N.B., Huffer T., Thompson R.C., Hasselov M., Verschoor A., Daugaard A.E., Rist S., Karlsson T., Brennholt N., Cole M., Herrling M.P., Hess M.C., Ivleva N.P., Lusher A.L., Wagner M. 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology* 53(3): 1039-1047. DOI: 10.1021/acs.est.8b05297
- Hasegawa S., Sawada T., Serizawa T. 2023. Identification of water-soluble polymers through machine learning of fluorescence signals from multiple peptide sensors. *Applied Bio Materials*, 6: 4598–4602. DOI: 10.1021/acsabm.3c00736
- Hatinoğlu M.D., Sanin F.D. 2021. Sewage sludge as a source of microplastics in the environment: A review of occurrence and fate during sludge treatment. *Journal of Environmental Management*, 295. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113028
- Heberer T. 2002. Occurrence, fate, and assessment of polycyclic musk residues in the aquatic environment of urban areas—a review. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 30: 227–243. DOI: 10.1002/aheh.200390005
- HERA (Human and Environmental Risk Assessment). 2004. Polycyclic musks AHTN (CAS 1506-02-1) and HHCB (CAS 1222-05-05). Environmental section. Version 2.0. 81 pp.
- Hidayaturrehman H., Lee T.G. 2019. A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 696–702. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.071
- Hollander A., Schoorl M., van de Meent D. 2016. SimpleBox 4.0: Improving the model while keeping it simple.... *Chemosphere*, 148: 99–107. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.006
- Holmstrup M., Bindsøbol A.-M., Oostingh G.J., Duschl A., Scheil V., Köhler H.-R., Loureiro S., Soares A.M.V.M., Ferreira A.L.G., Kienle C., Gerhardt A., Laskowski R., Kramarz P.E., Bayley M., Svendsen C., Spurgeon D.J. 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Science of the Total Environment*, 408: 3746–3762. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.067
- Homem V., Llompart M., Vila M., Ribeiro A.R.L., Garcia-Jares C., Ratola N., Celeiro M. 2022. Gone with the flow - Assessment of personal care products in Portuguese rivers. *Chemosphere*, 293. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.133552
- Homem V., Magalhães I., Alves A., Santos L. 2017. Assessing seasonal variation of synthetic musks in beach sands from Oporto coastal area: A case study. *Environmental Pollution*, 226: 190–197. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.04.022
- Hong J.-H., Lee J.-Y., Ha H.-J., Lee J.-H., Oh S.-R., Lee Y.-M., Lee M.-Y., Zoh K.-D. 2021. Occurrence and Sources of Synthetic Musk Fragrances in the Sewage Treatment Plants and the Han River, Korea. *Water*, 13, 392. DOI: 10.3390/w13040392
- Horton A.A., Walton A., Spurgeon D.J., Lahive E., Svendsen C. 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment* 586, 127–141. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190
- Hu Z., Shi Y., Cai Y. 2011. Concentrations, distribution, and bioaccumulation of synthetic musks in the Haihe River of China. *Chemosphere*, 84: 1630–1635. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.05.013
- Hu Z., Shi Y., Zhang S., Niu H., Cai Y. 2011. Assessment of synthetic musk fragrances in seven wastewater treatment plants of Beijing, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86: 302–306. DOI: 10.1007/s00128-011-0215-1
- Huang W., Xie Z., Yan W., Mi W., Xu W. 2016. Occurrence and distribution of synthetic musks and organic UV filters from riverine and coastal sediments in the Pearl River estuary of China. *Marine Pollution Bulletin*, 111: 153–159. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.018
- Huang X., Zhang K., Li Z., Zhang J., Zhai X., Zhang N., Du L., Qinet Z. 2025. Exploring the Integration of Anthocyanins with Functional Materials in Smart Food Packaging: From Stabilization to Application. *Foods*, 14, 2896. DOI: 10.3390/foods14162896
- Huang Y., Dsikowitzky L., Yang F., Schwarzbauer J. 2020. Emerging contaminants in municipal wastewaters and their relevance for the surface water contamination in the tropical coastal city Haikou, China. *Estuarine, Coastal and Shelf. Science*, 235. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106611
- Huber S., Remberger M., Kaj L., Schlabach M., Jörundsdóttir H.T., Vester J., Arnórsson M., Mortensen I., Schwartson R., Dam M. 2016. A first screening and risk assessment of pharmaceuticals and additives in personal care products in waste water, sludge, recipient water and sediment from Faroe Islands, Iceland and Greenland. *Science of the Total Environment*, 562: 13–25. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.063
- Huygens D., Garcia-Gutierrez P., Orveillon G., Schillaci C., Delre A., Orgiazzi A., Wojda P., Tonini D., Egle L., Jones A., Pistocchi A., Lugato E. 2022. Screening risk assessment of organic pollutants and environmental impacts from sewage sludge management. *EUR 31238 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg*. ISBN 978-92-76-57322-7, doi:10.2760/541579, JRC129690.
- Ianes J., Ianes J., Cantoni B., Scana F., Delli Compagni R., Polesel F., Remigi E.U., Vezzaro L., Antonelli M. (2024). Implications of the transition towards water-wise approaches in urban areas: elucidating the risk from micropollutants release. *Journal of Environmental Chemical*

- Engineering, 12(3). DOI: 10.1016/j.jece.2024.112676
- lanes J., Piraldi S., Cantoni B., Antonelli M. 2025. Micropollutants removal, residual risk, and costs for quaternary treatments in the framework of the Urban Wastewater Treatment Directive. *Water Research X*, 29. DOI: 10.1016/j.wroa.2025.100334
- ISO 24187. 2023. Principles for the analysis of microplastic present in the environment. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland. 21 pp.
- ISO/TR 21960. 2020. Plastics - Environmental aspects - State of knowledge and methodologies. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland. 41 pp.
- ISPI. 2025. L'ora della verità. Rapporto ISPI 2025. A cura di: Clombo A., Magri P. Ledizioni. 216 pp.
- ISPRA. 2019. Progettazione di un sistema di sorveglianza ambientale per la valutazione del rischio sanitario associato alla presenza di PFAS nelle acque destinate al consumo umano. Rapporto ISPRA 305/2019. 230 pp. ISBN 978-88-448-0950-8
- ISPRA. 2023. Rapporto rifiuti speciali. Edizione 2023 Rapporto ISPRA 389/2023. 533 pp. ISBN 979-12-560-0330-3
- ISPRA. 2024. Perfluoroalchiliche (PFAS) in Lombardia - Acque superficiali e sotterranee; Impianti di depurazione. Rapporto ISPRA 408/2024. 114 pp.
- Istituto Superiore di Sanità. 2021. AR-ISS: sorveglianza nazionale dell'Antibiotico-Resistenza. Dati 2020. Rapporti ISS Sorveglianza RIS-1/2021. 53 pp.
- Jiang L., Chen M., Huang Y., Peng J., Zhao J., Chan F., Yu X. 2022. Effects of different treatment processes in four municipal wastewater treatment plants on the transport and fate of microplastics. *Science of the Total Environment*, 831. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154946
- Jiang X., Chen H., Liao Y., Ye Z., Li M., Klobučar G. 2019. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. *Environmental Pollution*, 250: 831-838. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.04.055
- JRC. 2022. Technical Guidance: Water Reuse Risk Management for Agricultural Irrigation Schemes in Europe. Publications Office of the European Union. JRC129596, EUR 31316 EN. 140 pp. DOI: 10.2760/590804
- Juksu K., Liu Y.-S., Zhao J.-L., Yao L., Sarin C., Sreesai S., Klomjek P., Traitangwong A., Ying G.-G. 2020. Emerging contaminants in aquatic environments and coastal waters affected by urban wastewater discharge in Thailand: An ecological risk perspective. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 204. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.110952
- Kannan K., Reiner J.L., Yun S.H., Perrotta E.E., Tao L., Johnson-Restrepo B., Rodan B.D. 2005. Polycyclic musk compounds in higher trophic level aquatic organisms and humans from the United States. *Chemosphere*, 61: 693-700. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.03.041
- Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J. 2008. Multiresidue methods for the analysis of pharmaceuticals, personal care products and illicit drugs in surface water and wastewater by solid-phase extraction and ultra performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 391, 1293-308. DOI: 10.1007/s00216-008-1854-x
- Kim D., Cho H.-E., Won E.-J., Kim H.-J., Lee S., An K.-G., Moon H.-B., Shin K.-H. 2022. Environmental fate and trophic transfer of synthetic musk compounds and siloxanes in Geum River, Korea: Compound-specific nitrogen isotope analysis of amino acids for accurate trophic position estimation. *Environment International*, 161. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107123
- Klun B., Rozman U., Ogrizek M., Kalčíková G. 2022. The first plastic produced, but the latest studied in microplastics research: The assessment of leaching, ecotoxicity and bioadhesion of Bakelite microplastics. *Environmental Pollution*, 307. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119454
- Koelmans A.A., Gebreyohanes Belay B.M., Mintenig S.M., Mohamed Nor N.H., Redondo-Hasselerharm P.E., De Ruijter V.N. 2023. Towards a rational and efficient risk assessment for microplastics. *Trends Analytical Chemistry*, 165. DOI: 10.1016/j.trac.2023.117142
- Koelmans A.A., Mohamed Nor N.H., Hermesen E., Kooi M., Mintenig S.M., De France J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155: 410-422. DOI: 10.1016/j.watres.2019.02.054
- Koelmans A.A., Redondo-Hasselerharm P.E., Nor N.H.M., De Ruijter V.N., Mintenig S.M., Kooi M. 2022. Risk assessment of microplastic particles. *Nature Reviews Materials*, 7: 138-152. DOI: 10.1038/s41578-021-00411-y
- Košnář Z., Mercl F., Chane A.D., Pierdonà L., Míchal P., Tlustoš P. 2021. Occurrence of synthetic polycyclic and nitro musk compounds in sewage sludge from municipal wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, 801. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149777
- Kucuksezgin F., Pazi I., Yucel-Gier G., Akcali B., Galgani F. 2013. Monitoring of heavy metal and organic compound levels along the Eastern Aegean coast with transplanted mussels. *Chemosphere*, 93: 1511-1518. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.07.058
- Kumar A., Singh V. (Eds). 2024. Microplastics pollution and its remediation. Springer Nature Singapore Pte Ltd. 343 pp. DOI: /10.1007/978-981-97-4068-0
- Kupper T., Berset J.D., Etter-Holzer R., Furrer R., Tarradellas J. 2004. Concentrations and specific loads of polycyclic musks in sewage sludge originating from a monitoring network in Switzerland. *Chemosphere*, 54, 1111-1120. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2003.09.023
- Lambert S., Wagner M. 2018. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater

- Environments: An Overview. In: Barceló D., Kostianoy A.G. (Eds). Handbook of Environmental Chemistry, 58: 1-24. DOI: 10.1007/978-3-319-61615-5_5
- Landrigan P.J., Raps H., Cropper M., Bald C., Brunner M., Canonizado E.M., Charles D., Chiles T.C., Donohue M.J., Enck J., Fenichel P., Fleming L.E., Ferrier-Pages C., Fordham R., Gozt A., Griffin C., Hahn M.E., Haryanto B., Hixson R., Ianelli H., James B.D., Kumar P., Laborde A., Law K.L., Martin K., Mu J., Mulders Y., Mustapha A., Niu J., Pahl S., Park Y., Pedrotti M.-L., Pitt J.A., Ruchirawat M., Seewoo B.J., Spring M., Stegeman J.J., Suk W., Symeonides C., Takada H., Thompson R.C., Vicini A., Wang Z., Whitman E., Wirth D., Wolff M., Yousuf A.K., Dunlop S. 2023. The Minderoo-Monaco Commission on plastics and human health. *Annals of Global Health*, 89(1): 23, 1-215. DOI: 10.5334/aogh.4056
- Lange C., Kuch B., Metzger J.W. 2015. Occurrence and fate of synthetic musk fragrances in a small German river. *Journal of Hazardous Materials*, 282: 34-40. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.06.027
- Leberton L.C.M., van der Zwet J., Damsteeg J.-W., Slat B., Andrady A., Reisser J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 15611. DOI: 10.1038/ncomms15611
- Lee C.S., Robinson J., Chong M.F. 2014. A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 92: 489-508. DOI: 10.1016/j.psep.2014.04.010
- Lee H.-B., Peart T.E., Sarafin K. 2003. Occurrence of Polycyclic and Nitro Musk Compounds in Canadian Sludge and Wastewater Samples. *Water Quality Research Journal* 38: 683-702. DOI: 10.2166/wqrj.2003.043
- Li C., Busquets R., Campos L.C. 2020. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of the Total Environment*, 707. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135578
- Liang C., Liu Y., Xi T., Liu J., Ge S., Zhang X., Jia Z., Ye N. 2025. Dual impacts of elevated pCO₂ on the ecological effects induced by microplastics and nanoplastics: A study with *Chlamydomonas reinhardtii*. *Aquatic Toxicology*, 283. DOI: 10.1016/j.aquatox.2025.107358
- Lijzen J.P.A., Rikken M.G.J. (Eds.). 2004. European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). Prepared for the European Chemicals Bureau by the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. RIVM Report no. 601900005. 451 pp.
- Lim X.-Z. 2021. Microplastics are everywhere - but are they harmful? *Nature*, 593, 6: 22-25. DOI: 10.1038/d41586-021-01143-3
- Liro M., Zielonka A. 2025. Towards a geography for plastic fragmentation. *Microplastics and Nanoplastics*, 5, 12. DOI: 10.1186/s43591-025-00120-1
- Llamas-Dios M.I., Vadillo I., Jiménez-Gavilán P., Candela L., Corada-Fernández C. 2021. Assessment of a wide array of contaminants of emerging concern in a Mediterranean water basin (Guadalquivir river, Spain): Motivations for an improvement of water management and pollutants surveillance. *Science of The Total Environment*, 788. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147822
- Lou Y., Wang J., Wang L., Shi L., Yu Y., Zhang M. 2016. Determination of Synthetic Musks in Sediments of Yellow River Delta Wetland, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97: 78-83. DOI: 10.1007/s00128-016-1814-7
- Lu B., Feng Y., Gao P., Zhang Z., Lin N. 2015. Distribution and fate of synthetic musks in the Songhua River, Northeastern China: influence of environmental variables. *Environmental Science and Pollution Research*, 22: 9090-9099. DOI: 10.1007/s11356-014-3973-6
- Lubeck J.S., Alexandrino G.S., Christensen J.H. 2020. GC × GC-HRMS nontarget fingerprinting of organic micropollutants in urban freshwater sediments. *Environmental Sciences Europe*, 32, 78. DOI: 10.1186/s12302-020-00353-2
- Lucentini L., Patriarca M. (Eds.). 2019. Metodi analitici per il controllo delle acque da destinare e destinate al consumo umano ai sensi del D.Lvo 31/2001 e s.m.i.: metodi chimici. Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN 19/7. 203 pp.
- Lusher A.L., Munno K., Hermabessiere L., Carr S. 2020. Isolation and Extraction of Microplastics from Environmental Samples: An Evaluation of Practical Approaches and Recommendations for Further Harmonization. *Applied Spectroscopy*, 74: 1049-1065. DOI: 10.1177/0003702820938993
- Lyu Y., Ren S., Zhong F., Han X., He Y., Tang Z. 2021. Occurrence and trophic transfer of synthetic musks in the freshwater food web of a large subtropical lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 213. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112074
- Magni S., Nigro L., Della Torre C., Binelli A. 2021. Characterization of plastics and their ecotoxicological effects in the Lambro River (N. Italy). *Journal of Hazardous Materials*, 412. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125204
- Magni S., Sbarberi R., Dolfini D., Nigro L., Binelli A. (2024). Behind conventional (micro)plastics: An ecotoxicological characterization of aqueous suspensions from End-of-Life Tire particles. *Aquatic Toxicology*, 273, 107032. DOI: 10.1016/j.aquatox.2024.107032
- Maia M.L., Delerue-Matos C., Calhau C., Domingues V.F. 2021. Validation and Evaluation of Selected Organic Pollutants in Shrimp and Seawater Samples from the NW Portuguese Coast. *Molecules*, 26. DOI: 10.3390/molecules26195774

- Malpei F., Antonelli M., Bergna G., Bernasconi M., Binelli A., Depero L.E., Di Guardo A., Federici S., Gabrielli M., Galafassi S., Gugliandolo M.C., Magni S., Malacrida C., Mossotti R., Pedrazzani R., Sala A., Stefanoni M., Terzaghi E., Volta P. 2020. Microplastiche nel comparto acquatico. In: GdL-MIE. Inquinanti Emergenti. A cura di: Tartari G., Bergna G., Lietti M., Rizzo A., Lazzari F. e Brioschi C. Lombardy Energy Cleantech Cluster, Milano: 164-210.
- Martinez A., Schnoebelen D.J., Hornbuckle K.C. 2016. Polychlorinated biphenyl congeners in sediment cores from the Upper Mississippi River. *Chemosphere*, 144: 1943-1949. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.10.090
- Martín-Pozo L., De Alarcón-Gómez B., Rodríguez-Gómez R., García-Córcoles M.T., Çipa M., Zafra-Gómez A. 2019. Analytical methods for the determination of emerging contaminants in sewage sludge samples. A review. *Talanta*, 192: 508-533. DOI: 10.1016/j.talanta.2018.09.056
- McKarty L.S. 2025. Ecotoxicology dilemmas: issues with dose, causality, response, mixtures, and modifying factors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 44(1): 45-58. DOI: 10.1093/etjnl/vgae025
- McLachlan M. S., Holmström K.E., Reth M., Berger U. 2007. Riverine discharge of perfluorinated carboxylates from the European continent. *Environmental Science & Technology*, 41(21): 7260-7265. DOI: 10.1021/es071471p
- McNamara P., Samuel M.S., Sathyamoorthy S., Moss L., Valtierra D., Cortes Lopez H., Nigro N., Somerville S., Liud Z. 2023. Pyrolysis transports, and transforms, PFAS from biosolids to py-liquid. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 9(2): 386-395. DOI: 10.1039/d2ew00677d
- Meenakshi M., Das A., Gowrisankar A., Serpa C. 2025. Microplastic interactions in oceanic climate change: a multifractal analysis. *The European Physical Journal Special Topics*. DOI: 10.1140/epjs/s11734-025-01808-4
- Meesters J.A.J., Quik J.T.K., Koelmans A.A., Hendriks A.J., Van De Meent D. 2016. Multimedia environmental fate and speciation of engineered nanoparticles: a probabilistic modeling approach. *Environmental Science: Nano*, 3: 715-727. DOI: 10.1039/C6EN00081A
- Menghini M., Pedrazzani R., Ferretti D., Steimberg N., Urani C., Mazzoleni G., Zerbini I., Bertanza G. 2023. Beyond the Black Box of Life Cycle Assessment in Wastewater Treatment Plants: Which Help from Bioassays? *Water*, 15, 960. DOI: 10.3390/w15050960
- MIDWOR. 2018. Mitigation of environmental impact caused by DWOR textile finishing chemicals studying their non- toxic alternatives. LIFE14 ENV/ES/000670
- Miller R.Z., Watts A.J.R., Winslow B.O., Galloway T.S., Barrows A.P.W. 2017. Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Marine Pollution Bulletin*, 124: 245-251. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.028
- Ministero della Salute. 2022. Piano Nazionale di Contrasto all'Antibiotico-Resistenza (PNCAR) 2022-2025. 111 pp.
- Moe S.J., De Schampelaere K., Clements W.H., Sorensen M.T., Van den Brink P.J., Liess M. 2013. Combined and interactive effects of global climate change and toxicants on populations and communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32: 49-61. DOI: 10.1002/etc.2045
- Moon H.-B., An Y.-R., Park K.J., Choi S.-G., Moon D.-Y., Choi M., Choi, H.-G. 2011. Occurrence and accumulation features of polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic musk compounds in finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from Korean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1963-1968. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.06.031
- Moon H.-B., Lee D.-H., Lee Y.S., Kannan K. 2012. Occurrence and accumulation patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic musk compounds in adipose tissues of Korean females. *Chemosphere*, 86: 485-490. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.10.008
- Morselli M., Terzaghi E., Galimberti F., Di Guardo A. 2018a. Pesticide fate in cultivated mountain basins: The improved DynAPlus model for predicting peak exposure and directing sustainable monitoring campaigns to protect aquatic ecosystems. *Chemosphere* 210: 204-214. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.181
- Morselli M., Vitale C.M., Ippolito A., Villa S., Giacchini R., Vighi M., Di Guardo A. 2018b. Predicting pesticide fate in small cultivated mountain watersheds using the DynAPlus model: Toward improved assessment of peak exposure. *Science of the Total Environment*, 615: 307-318. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.287
- Mossotti R., Dalla Fontana G., Anceschi A., Gasparin E., Battistini T. 2021. Preparation and analysis of standards containing microfilaments/microplastic with fibre shape. *Chemosphere*, 270. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.129410
- Müller B., Scheytt T., Zippel M., Hannappel S., Klein-Goedicke J., Duscher K. 2011. A New Approach to Calculate EMEA's Predicted Environmental Concentration for Human Pharmaceuticals in Groundwater at Bank Filtration Sites. *Water, Air, & Soil Pollution*, 217: 67-82. DOI: 10.1007/s11270-010-0568-9

- Müller S., Schmid P., Schlatter C. 1996. Occurrence of nitro and non-nitro benzenoid musk compounds in human adipose tissue. *Chemosphere*, 33: 17-28. DOI: 10.1016/0045-6535(96)00160-9
- Murphy F., Ewins C., Carbonnier F., Quinn B. 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50: 5800-5808. DOI: 10.1021/acs.est.5b05416
- Murray C.J.L., Ikuta K.S., Sharara F., Swetschinski L., Robles Aguilar G., Gray A., Han C., Bisignano C., Rao P., Wool E., Johnson S.C., Browne A.J., Chipeta M.G., Fell F., Hackett S., Haines-Woodhouse G., Kashef Hamadani B.H., Kumaran E.A.P., McManigal B., Achalapong S., Agarwal R., Akech S., Albertson S., Amuasi J., Andrews J., Aravkin A., Ashley E., Babin F.-X., Bailey F., Baker S., Basnyat B., Bekker A., Bender R., Berkley J.A., Bethou A., Bielicki J., Boonkasidecha S., Bukosia J., Carvalho C., Castañeda-Orjuela C., Chansamouth V., Chaurasia S., Chiurchiù S., Chowdhury F., Clotaire Donatien R., Cook A.J., Cooper B., Cressey T.R., Criollo-Mora E., Cunningham M., Darboe S., Day N.P.J., De Luca M., Dokova K., Dramowski A., Dunachie S.J., Duong Bich T., Eckmanns T., Eibach D., Emami A., Feasey N., Fisher-Pearson N., Forrest K., Garcia C., Garrett D., Gastmeier P., Giref A.Z., Greer R.C., Gupta V., Haller S., Haselbeck A., Hay S.I., Holm M., Hopkins S., Hsia Y., Iregbu K.C., Jacobs J., Jarovsky D., Javanmardi F., Jenney A.W.J., Khorana M., Khusuwan S., Kissoon N., Kobeissi E., Kostyanov T., Krapp F., Krumkamp R., Kumar A., Kyu H.H., Lim C., Lim K., Limmathurotsaku D., Loftus M.J., Lunn M., Ma J., Manoharan A., Marks F., May J., Mayxay M., Mturi N., Munera-Huertas T., Musicha P., Musila L.A., Mussi-Pinhata M.M., Naidu R.N., Nakamura T., Nanavati R., Nangia S., Newton P., Ngoun C., Novotney A., Nwakanma D., Obiero C.W., Ochoa T.J., Olivas-Martinez A., Oliaro P., Ooko E., Ortiz-Brizuela E., Ounchanum P., Pak G.D., Paredes J.L., Peleg A.Y., Perrone C., Phe T., Phommasone K., Plakkal N., Ponce-de-Leon A., Raad M., Ramdin T., Rattanavong S., Riddell A., Roberts T., Robotham J.V., Roca A., Rosenthal V.D., Rudd K.E., Russell N., Sader H.S., Saengchan W., Schnall J., Scott J.A.G., Seekaew S., Sharland M., Shivamallappa M., Sifuentes-Osorio J., Simpson A.J., Steenkeste N., Stewardson A.J., Stoeva T., Tasak N., Thaiprakong A., Thwaites G., Tigoi C., Turner C., Turner P., Van Doorn H.R., Velaphi S., Vongpradith A., Vongsouvath M., Vu H., Walsh T., Walson J.L., Waner S., Wangrangsimakul T., Wannapinij P., Wozniak T., Young Sharma T.E.M.W., Yu K.C., Zheng P., Sartorius B., Lopez A.D., Stergachis A., Moore C., Dolecek C., Naghav, M. 2022. Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *The Lancet*, 399: 629-655. DOI: 10.1016/S0140-6736(21)02724-0
- Nakata H., Sasaki H., Takemura A., Yoshioka M., Tanabe S., Kannan K. 2007. Bioaccumulation, Temporal Trend, and Geographical Distribution of Synthetic Musks in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 41: 2216-2222. DOI: 10.1021/es0623818
- Nakata H., Shinohara R.-I., Nakazawa Y., Isobe T., Sudaryanto A., Subramanian A., Tanabe S., Zakaria M.P., Zheng G.J., Lam P.K.S., Kim E.Y., Min B.-Y., We S.-U., Viet P.H., Tana T.S., Prudente M., Frank D., Lauenstein G., Kannan K. 2012. Asia-Pacific mussel watch for emerging pollutants: Distribution of synthetic musks and benzotriazole UV stabilizers in Asian and US coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2211-2218. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.07.049
- Nam S.-H., Kim D., Lee T.-Y., An Y.-J. 2024. Analyzing species sensitivity distribution of evidently edible microplastics for freshwater biota. *Journal of Hazardous Materials*, 465. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.133520
- Nappler I.E., Davies B.F.R., Clifford H., Elvin Skoldewey H.J., Mayewski P.A., Miner K.R., Potocki M., Elmore A.C., Gajurel A.P., Thompson R.C. 2020. Reaching new heights in plastic pollution—Preliminary findings of microplastics on Mount Everest. *One Earth* 3: 621-630. DOI: 10.1016/j.oneear.2020.10.020
- Nature. 2023. Editorials. Plastic waste is everywhere—contribute must be held accountable. *Nature*, 619: 222. DOI: 10.1038/d41586-023-02252-x
- Nava V., Chandra S., Aherne J., Alfonso M.B., Antão-Geraldes A.M., Attermeyer K., Bao R., Bartrons M., Berger S.A., Biernaczyk M., Bissen R., Brookes J.D., Brown D., Cañedo-Argüelles M., Canle M., Capelli C., Carballeira R., Cereijo J.L., Chawchai S., Christensen S.T., Christoffersen K.S., de Eyto E., Delgado J., Dornan T.N., Doubek J.P., Dusaucy J., Erina2 O., Ersoy Z., Feuchtmayr H., Frezzotti M.L., Galafassi S., Gateuille D., Gonçalves V., Grossart H-P., Hamilton D.P., Harris T.D., Kangur K., Kankılıç G.B., Kessler R., Kiel C., E.M. Krynak, Leiva-Presa A., Lepori F., Matias M.G., Matsuzaki S.-i.S., McElarney Y., Messyaszb B., Mitchell M., Mlambo M.C., Motitsoe S.N., Nandini S., Orlandi V., Owens C., Özkundakci D., Pinnow S., Pocięcha A., Raposeiro P.M., Rõõm E.-I., Rotta F., Salmasso N., Sarma S.S.S., Sartirana D., Scordo F., Sibomana C., Siewert D., Stepanowska K., Tavşanoğlu Ü.N., Tereshina M., Thompson J., Tolotti M., Valois A., Verburg P., Welsh B., Wesolek B., Weyhenmeyer G.A., Wu N., Zawisza E., Zink L., Leoni B. 2023. Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature*. DOI: 10.1038/s41586-023-06168-4
- Nava V., Dar J.Y., De Santis V., Fehlinger L., Pasqualini J., Adekolurejo O.A., Burri B., Cabrerizo M.J., Chonova T., Cour M., Dory F., Drost A.M., Figler A., Gionchetta G., Halabowski D., Harvey

- D.R., Manzanares-Vázquez V., Misteli B., Mori-Bazzano L., Moser V., Rotta F., Schmid-Paech B., Touchet C.M., Gostyrńska J. 2025. Zooming in the plastisphere: the ecological interface for phytoplankton-plastic interactions in aquatic ecosystems. *Biological Reviews*, 100: 834-854. DOI: 10.1111/brv.13164
- Nava V., Leoni B. 2021. A critical review of interactions between microplastics, microalgae and aquatic ecosystem function. *Water Research*, 188. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116476
- Nava V., Leoni B., Arienzo M.M., Hogan Z.S., Gandolfi I., Tatangelo V., Carlson E., Chea S., Soum S., Kozloski R., Chandra S. 2024. Plastic pollution affects ecosystem processes including community structure and functional traits in large rivers. *Water Research*, 259. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121849
- Niegowska M., Pretto P., Porcel-Rodriguez E., Marinov D., Cerian, L., Lettieri T. 2021. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) of possible concern in the aquatic environment. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC125254, EUR 30710 EN, ISBN 978-92-76-37867-9. DOI: 10.2760/377564,
- Nieto A., Borrull F., Pocurull E., Marcé R.M. 2010. Pressurized liquid extraction: A useful technique to extract pharmaceuticals and personal-care products from sewage sludge. *Trends in Analytical Chemistry*, 29: 752-764. DOI: 10.1016/j.trac.2010.03.014
- Niu Y., Pan F., Shen K., Yang X., Niu S., Xu X., Zhou H., Fu Q., Li X. 2024. Status and enhancement techniques of a plastic waste degradation in the environment: a review. *Sustainability*, 16, 9535. DOI: 10.3390/su16219395
- Noyes P.D., McElwee M.K., Miller H.D., Clark B.W., Van Tiem L.A., Walcott K.C., Erwin K.N., Levin E.D. 2009. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 35: 971-986. DOI: 10.1016/j.envint.2009.02.006
- Okoffo E.D., Brien S.O., Brien J.W.O., Tschärke B.J., Thomas K.V. 2019. Wastewater treatment plants as a source of plastics in the environment: a review of occurrence, methods for identification, quantification and fate. *Environmental Science Water Research & Technology*, 5: 1908-1931. DOI: 10.1039/c9ew00428a
- Okolie C.C., Danso-Abbeam G., Ogundeji A.A., Owolabi S.T., Kunguma O. 2025. Achieving the sustainable development goals through nature-based solutions amidst climate change. Evidence from Scopus and Web of Science (WoS) databases. *Sustainable Futures*, 10. DOI: 10.1016/j.sfsr.2025.100855
- Oliveri Conti G., Ferrante M., Banni M., Favara C., Nicolosi I., Cristaldi A., Fiore M., Zuccarello P. 2020. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research*, 187. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109677
- Olker J.H., Elonen C.M., Pilli A., Anderson A., Kinziger B., Erickson S., Skopinski M., Pomplun A., LaLone C.A., Russom C.L., Hoff D. 2022. The ECOTOXicology Knowledgebase: A Curated Database of Ecologically Relevant Toxicity Tests to Support Environmental Research and Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41: 1520-1539. DOI: 10.1002/etc.5324
- Organizzazione delle Nazioni Unite. 2015. Trasformare il nostro mondo: L'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile Risoluzione adottata dall'Assemblea Generale il 25 settembre 2015 A/RES/70/1. 35 pp.
- Ort C., Lawrence M.G., Reungoat J., Mueller J.F. 2010. Sampling for PPCPs in Wastewater Systems: Comparison of Different Sampling Modes and Optimization Strategies. *Environmental Science & Technology*, 44: 6289-6296. DOI: 10.1021/es100778d
- Parolini M., Magni S., Traversi I., Villa S., Finizio A., Binelli A. 2015. Environmentally relevant concentrations of galaxolide (HHCb) and tonalide (AHTN) induced oxidative and genetic damage in *Dreissena polymorpha*. *Journal of Hazardous Materials*, 285:1-10. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.11.037
- Pastorino P., Barceló D., Prearo M. 2024. Alps at risk: High-mountain lakes as reservoirs of persistent and emerging contaminants. *Journal of Contaminant Hydrology*, 264. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2024.104361
- Patel S., Homaei A., Sharifian S. 2021. Need of the hour: to raise awareness on vicious fragrances and synthetic musks. *Environment, Development and Sustainability*, 23: 4764-4781. DOI: 10.1007/s10668-020-00829-4
- Peck A.M., Hornbuckle K.C. 2004. Synthetic Musk Fragrances in Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, 38: 367-372. DOI: 10.1021/es034769y
- Peck A.M., Hornbuckle K.C. 2006. Synthetic musk fragrances in urban and rural air of Iowa and the Great Lakes. *Atmospheric Environment*, 40: 6101-6111. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.05.058
- Peck A.M., Kucklick J.R., Schantz M.M. 2007. Synthetic musk fragrances in environmental Standard Reference Materials. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387: 2381-2388. DOI: 10.1007/s00216-006-0671-3
- Penserini L., Cantoni B., Antonelli M. 2024. Modelling the impacts generated by reclaimed wastewater reuse in agriculture: From literature gaps to an integrated risk assessment in a One Health perspective. *Journal of Environmental Management*, 371. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.122715
- Penserini L., Cantoni B., Gabrielli M., Sezenna E., Saponaro S., Antonelli M. 2023. An integrated

- human health risk assessment framework for alkylphenols due to drinking water and crops' food consumption. *Chemosphere*, 325. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.138259
- Penserini L., Cantoni B., Vries D., Turolla A., Smeets P.W.M.H., Bokkers B.G.H., Antonelli M. 2022. Quantitative chemical risk assessment for mixtures: Application to alkylphenol mixtures and phthalate mixtures in tap and bottled water. *Environment International*, 165. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107294
- Petrie B., Barden R., Kasprzyk-Hordern B. 2015. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, 72: 3–27. DOI: 10.1016/j.watres.2014.08.053
- Piraldi S. 2024. Micropollutants removal in wastewater: integrated analysis of conventional and quaternary treatments to meet the Urban Wastewater Treatment Directive targets. Master Thesis, Environmental and Land Planning Engineering, Politecnico di Milano
- Pizzini S., Giubilato E., Morabito E., Barbaro E., Bonetto A., Calgaro L., Feltracco M., Semenzin E., Vecchiato M., Zangrando R., Gambaro A., Marcomini A. 2024. Contaminants of emerging concern in water and sediment of the Venice Lagoon, Italy. *Environmental Research*, 249. DOI: 10.1016/j.envres.2024.118401
- Polesello S., Valsecchi S. 2008. Estrazione di composti organici persistenti. In: Capri S., Pettine M., Vignati D. (Eds). *Il ruolo dei sedimenti nella qualità dei sistemi acquatici e relativi metodi d'indagine*. Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque 126: 109-134. ISSN 0390-6329
- Primpke S., Christiansen S.H., Cowger W., De Frond H., Deshpande A., Fischer M., Holland E.B., Meyns M., O'Donnell B.A., Ossmann B.E., Pittroff M., Sarau G., Scholz-Bo B.M., Wiggin K.J. 2020. Critical assessment of analytical methods for the harmonized and cost-efficient analysis of microplastics. *Applied Spectroscopy*, 74: 1012–1047. DOI: 10.1177/0003702820921465
- Pruden A., Pei R., Storteboom H., Carlson K.H. 2006. Antibiotic Resistance Genes as Emerging Contaminants: Studies in Northern Colorado. *Environmental Science & Technology*, 40: 7445–7450. DOI: 10.1021/es060413l
- Qiu Y., Zhou S., Zhang C., Qin W., Lv C. 2023. A framework for systematic microplastic ecological risk assessment at a national scale. *Environmental Pollution*, 327. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.121631
- Quadroni S., Cesarini G., De Sanctis V., Galafassi S. 2024. Interconnected impacts of water resource management and climate change on microplastic pollution and riverine biocoenosis: A review by freshwater ecologists. 372, *Journal of Environmental Management*, 372. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.123363
- Quik J.T.K., Meesters J.A.J., Koelmans A.A. 2023. A multimedia model to estimate the environmental fate of microplastic particles. *Science of the Total Environment*, 882. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163437
- Ramirez A.J., Brain R.A., Usenko S., Mottaleb M.A., O'Donnell J.G., Stahl L.L., Wathen J.B., Snyder B.D., Pitt J.L., Perez-Hurtado P., Dobbins L.L., Brooks B.W., Chambliss C.K. 2009. Occurrence of pharmaceuticals and personal care products in fish: Results of a national pilot study in the United States. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28: 2587–2597. DOI: 10.1897/08-561.1
- Ramli M.Z., Ibrahim A., Yusoff A., Rak A.E., Wei L.S. 2021. Effects of Feeding Treatments on Growth and Survival of Asian Clam (*Corbicula fluminea*) in the Hatchery. *Journal of Agrobiotechnology*, 12: 58–65. DOI: 10.37231/jab.2021.12.1.244
- Ramos S., Homem V., Santos L. 2019. Development and optimization of a QuEChERS-GC-MS/MS methodology to analyse ultraviolet-filters and synthetic musks in sewage sludge. *Science of The Total Environment*, 651: 2606–2614. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.143
- Rapp-Wright H., Regan F., White B., Barron L.P. 2023. A year-long study of the occurrence and risk of over 140 contaminants of emerging concern in wastewater influent, effluent and receiving waters in the Republic of Ireland. *Science of the Total Environment*, 860. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.160379
- Rasmussen L.A., Iordachescu L., Tumlin S., Vollertsen J. 2021. A complete mass balance for plastics in a wastewater treatment plant - Macroplastics contributes more than microplastics. *Water Research*, 201. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117307
- Reddy A.S., Nair A.T. 2022. The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 28. DOI: 10.1016/j.eti.2022.102815
- Reiner J.L., Berset J.D., Kannan K. 2007. Mass Flow of Polycyclic Musks in Two Wastewater Treatment Plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 52: 451–457. DOI: 10.1007/s00244-006-0203-3
- Reiner J.L., Kannan K. 2006. A survey of polycyclic musks in selected household commodities from the United States. *Chemosphere*, 62: 867–873. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.10.006
- Reiner J.L., Kannan K. 2011. Polycyclic Musks in Water, Sediment, and Fishes from the Upper Hudson River, New York, USA. *Water Air Soil Pollution*, 214: 335–342. DOI: 10.1007/s11270-010-0427-8
- Richardson S., Ternes T. 2018. *Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues*. Analytical Chemistry, 90: 398–428. 10.1021/acs.analchem.7b04577
- Richardson S.D., Manasfi T. 2024. *Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues*.

- Analytical Chemistry, 96: 8184-8219. DOI: 10.1021/acs.analchem.4c01423
- Rimkus G.G., Wolf M. 1996. Polycyclic musk fragrances in human adipose tissue and human milk. *Chemosphere*, 33: 2033-2043. DOI: 10.1016/0045-6535(96)00321-9
- Riva F., Castiglioni S., Fattore E., Manenti A., Davoli E., Zuccato E. 2018. Monitoring emerging contaminants in the drinking water of Milan and assessment of the human risk. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(3): 451-457. DOI: 10.1016/j.ijheh.2018.01.008
- Riva F., Zuccato E., Pacciani C., Colombo A., Castiglioni, S. 2021. A multi-residue analytical method for extraction and analysis of pharmaceuticals and other selected emerging contaminants in sewage sludge. *Analytical Methods*, 13: 526-535. DOI: 10.1039/D0AY02027C
- Rockström J., Gupta J., Qin D., Lade S.J., Abrams J.F., Andersen L.S., Armstrong McKay D.I., Bai X., Bala G., Bunn S.E., Ciobanu D., DeClerck F., Ebi K., Gifford L., Gordon C., Hasan S., Kanie N., Lenton T.M., Loriani S., Liverman D.M., Mohamed A., Nakicenovic N., Obura D., Ospina D., Prodani K., Rammelt C., Sakschewski B., Scholtens J., Stewart-Koster B., Tharammal T., van Vuuren D., Verburg P.H., Winkelmann R., Zimm C., Bennett E.M., Bringezu S., Broadgate W., Green P.A., Huang L., Jacobson L., Ndehedehe C., Pedde S., Rocha J., Scheffer M., Schulte-Uebbing L., de Vries W., Xiao C., Xu C., Xu X., Zafra-Calvo N., Zhang X. 2023. Safe and just earth system boundaries. *Nature*, 619: 102-111. DOI: 10.1038/s41586-023-06083-8
- Rodríguez-Bolaña C., Pérez-Parada A., Niel, S., Heinzen H., de Mello F.T. 2024. Comparative deterministic and probabilistic approaches for assessing the aquatic ecological risk of pesticides in a mixed land use basin: A case study in Uruguay. *Science of the Total Environment*, 910. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.168704
- Ros O., Izaguirre J.K., Olivares M., Bizarro C., Ortiz-Zarragoitia M., Cajaraville M.P., Etxebarria N., Prieto A., Vallejo A. 2015. Determination of endocrine disrupting compounds and their metabolites in fish bile. *Science of The Total Environment*, 536: 261-267. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.074
- Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Gold L.S., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margni M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D., Hauschild M.Z. 2008. USEtox-The UNEP-SETAC Toxicity Model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13: 532-546. DOI: 10.1007/s11367-008-0038-4
- Rosenblum J.S., Liethen A., Miller-Robbie L. 2024. Prioritization and Risk Ranking of Regulated and Unregulated Chemicals in US Drinking Water. *Environmental Science & Technology*, 58(16): 6878-6889. DOI: 10.1021/acs.est.3c08745
- Rozman U., Turk T., Skalar T., Zupančič M., Čelan Korošin N., Marinšek M., Olivero-Verbel J., Kalčíková G. 2021. An extensive characterization of various environmentally relevant microplastics – Material properties, leaching and ecotoxicity testing. *Science of the Total Environment*, 773. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145576
- Salmi P., Ryymin K., Karjalainen A.K., Mikola A., Uurasjärvi E., Talvitie J. 2021. Particle balance and return loops for microplastics in a tertiary-level wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 84: 89-100. DOI: 10.2166/wst.2021.209
- Sang W., Zhang Y., Zhou X., Ma L., Sun X. 2012. Occurrence and Distribution of Synthetic Musks in Surface Sediments of Liangtan River, West China. *Environmental Engineering Science*, 29: 19-25. DOI: 10.1089/ees.2010.0241
- Santiago-Morales J., Gómez M.J., Herrera S., Fernández-Alba A.R., García-Calvo E., Rosal R. 2012. Oxidative and photochemical processes for the removal of galaxolide and tonalide from wastewater. *Water Research*, 46: 4435-4447. DOI: 10.1016/j.watres.2012.05.051
- Saraiva M., Cavalheiro J., Lancelor L., Monperrus M. 2016. Synthetic musk in seafood products from south Europe using a quick, easy, cheap, effective, rugged and safe extraction method. *Food Chemistry*, 200: 330-335. DOI: 10.1016/j.foodchem.2016.01.017
- Satoh H., Hafner J., Huttera J., Fenner K. 2023. Can AI help improve water quality? towards the prediction of degradation of micropollutants in wastewater. *Chimia*. 77: 48-55. DOI: 10.2533/chimia.2023.48
- Sbarberi R., Magni S., Boggero A., Della Torre C., Nigro L., Binelli A. 2024. Comparison of plastic pollution between waters and sediments in four Po River tributaries (Northern Italy). *Science of the Total Environment*, 912. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.168884
- Scharf A., Limke A., Guehrs K-H., von Mikecz A. 2022. Pollutants Corrupt Resilience Pathways of Aging in *C. elegans*. *iScience*, 25. DOI: 10.1016/j.isci.2022.105027
- Schiavone A., Kannan K., Horii Y., Focardi S., Corsolini S. 2010. Polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated naphthalenes and polycyclic musks in human fat from Italy: Comparison to polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides. *Environmental Pollution*, 158: 599-606. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.08.011
- Schmidt C., Krauth T., Wagner S. 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology*, 51: 12246-12253. DOI: 10.1021/acs.est.7b02368
- Schreiber L., Halko R., Santana-Viera S., Michalides N.M., Sosa-Ferrera Z., Santana-Rodríguez J.J. 2024. Evaluation of European watch list contaminants in environmental matrices and

- microplastics: Analytical strategies, mechanisms of adsorption and occurrence. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 44, e00245. DOI: 10.1016/j.teac.2024.e00245
- Schriks M., Heringa M.B., van der Kooi M.M.E., de Voogt P., van Wezel A.P. 2010. Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Research*, 44(2): 461–476. DOI: 10.1016/j.watres.2009.08.023
- Schwarz A.E., Lensen S.M.C., Langeveld E., Parker L.A., Urbanus J.H. 2023. Plastics in the global environment assessed through material flow analysis, degradation and environmental transportation. *Science of the Total Environment*, 875. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.162644
- Servien R., Leenknicht C., Bonnot K., Rossard V., Latrille E., Mamy L., Benoit P., Hélias A., Patureau D. 2022. Improved impact assessment of micropollutants release from WWTPs. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5. DOI: 10.1016/j.cscee.2021.100172
- Shek W.M., Murphy M.B., Lam J.C.W. Lam P.K.S. 2008. Polycyclic musks in green-lipped mussels (*Perna viridis*) from Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 57: 373–380. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.02.037
- Shen M., Huang W., Chen M., Song B., Zeng G., Zhang Y. 2020. (Micro)plastic crisis: Un-ignorable contribution to global greenhouse gas emissions and climate change. *Journal of Cleaner Production*, 254. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120138
- Shorny A., Steiner F., Hörner H., Skof S.X.M. 2023. Imaging and identification of single nanoplastic particles and agglomerates. *Scientific Reports*, 13, 10275. DOI: 10.1038/s41598-023-37290-y
- Sigmund G., Ågerstrand M., Antonelli A., Backhaus T., Brodin T., Diamond M.L., Erdelen W.R., Evers D.C., Hofmann T., Hueffer T., Lai A., Torres J.P.M., Mueller L., Perrigo A.L., Rillig M.C., Schaeffer A., Scherlinger M., Schirmer K., Tlili A., Soehl A., Triebkorn R., Vlahos P., vom Berg C., Wang Z., Groh K.J. 2023. Addressing chemical pollution in biodiversity research. *Glob Change Biology*, 29: 3240–3255. DOI: 10.1111/gcb.16689
- Singh S., Tiwari R.R. 2025. Micro/nanoplastics and human health: A review of the evidence, consequences, and toxicity assessment. *Food and Chemical Toxicology*, 203. DOI: 10.1016/j.fct.2025.115595
- Smyth S.A., Lishman L.A., McBean E.A., Kleywegt S., Yang J.-J., Svoboda M.L., Lee H.-B., Seto P. 2008. Seasonal occurrence and removal of polycyclic and nitro musks from wastewater treatment plants in Ontario, Canada. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7: 299–317. DOI: 10.1139/S08-002
- SNPA. 2024. Rapporto nazionale pesticidi nelle acque - Dati 2021, Report Ambientali SNPA, 41/2024. 333 pp.
- Song Y., Feng S., Qin W., Li J., Guan C., Zhou Y., Gao Y., Zhang Z., Jiang J. 2022. Formation mechanism and control strategies of N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation during ozonation. *Science of the Total Environment*. 823. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153679
- Struijs J. 2014. SimpleTreat 4.0: a model to predict fate and emission of chemicals in wastewater treatment plants: Background report describing the equations. RIVM Report 601353005. RIVM, Bilthoven The Netherlands. 67 pp.
- Su Y., Li F., Xiao X., Li H., Wang D., You J. 2023. Ecological risk of galaxolide and its transformation product galaxolidone: evidence from the literature and a case study in Guangzhou waterways. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 25: 1337–1346. DOI: 10.1039/D3EM00139C
- Sun J., Dai X., Wang Q., van Loosdrecht M.C.M., Ni B.J. 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152: 21–37. DOI: 10.1016/j.watres.2018.12.050
- Sun M., Duker R.Q., Gillissen F., Van den Brink P.J., Focks A., Rico A. 2020. Influence of pH on the toxicity of ionisable pharmaceuticals and personal care products to freshwater invertebrates. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 191. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.110172
- Tadié D., Matamoros V., Bayona J.M. 2019. Simultaneous determination of multiclass antibiotics and their metabolites in four types of field-grown vegetables. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411: 5209–5222. DOI: 10.1007/s00216-019-01895-y
- Talent L.G. 2005. Effect of temperature on toxicity of a natural pyrethrin pesticide to green anole lizards (*Anolis carolinensis*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24: 3113–3116. DOI: 10.1897/05-053R.1
- Talvitie J., Heinonen M., Pääkkönen J.P., Vahtera E., Mikola A., Setälä O., Vahala R. 2015. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology*, 72: 1495–1504. DOI: 10.2166/wst.2015.360
- Tarring E.C., Durance I., Harrbottle M.J., Lucas R., Read D.S., Ward B. 2024. Water-soluble polymers: Emerging contaminants detected, separated and quantified by a novel GPC/MALDI-TOF method. *Environmental Pollution*, 340. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.122888
- Tasselli S., Guzzella L. 2020. Polycyclic musk fragrances (PMFs) in wastewater and activated sludge: analytical protocol and application to a real case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 30977–30986. DOI: 10.1007/s11356-019-06767-7
- Tasselli S., Rogora M., Orrù A., Guzzella L. 2023. Behaviour of synthetic musk fragrances in

- freshwaters: occurrence, relations with environmental parameters, and preliminary risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 30: 109643-109658. DOI: 10.1007/s11356-023-30030-9
- Tasselli S., Valenti E., Guzzella L. 2021. Polycyclic musk fragrance (PMF) removal, adsorption and biodegradation in a conventional activated sludge wastewater treatment plant in Northern Italy. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 38054-38064. DOI: 10.1007/s11356-021-13433-4
- Tian B., Gao S., Huo S., Zeng X., Yu Z. 2021. Occurrence, spatial distribution, and fate of polycyclic musks in sediments from the catchment of Chaohu Lake, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193: 727. DOI: 10.1007/s10661-021-09532-x
- Todeschini S., Medina Llamas M., Visetti F., Manenti S. 2025. Microplastic pollution in urban drainage systems discharging into the alpine lakes of Como and Lugano, Italy. *Journal of Environmental Management*, 383, 125497. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.125497
- Toet S., Van Logtestijn R.S.P., Kampf R., Schreijer M., Verhoeven J.T.A. 2005. The effect of hydraulic retention time on the removal of pollutants from sewage treatment plant effluent in a surface-flow wetland system. *Wetlands* 25: 375-391. DOI: 10.1672/13
- Trabalón L., Cano-Sancho G., Pocurull E., Nadal M., Domingo J.L., Borrull F. 2015. Exposure of the population of Catalonia (Spain) to musk fragrances through seafood consumption: Risk assessment. *Environmental Research* 143: 116-122. DOI: 10.1016/j.envres.2015.04.007
- Tröger R., Ren H., Yin D., Postigo C., Dan Nguyen P., Baduel C., Golovko O., Been F., Joerss H., Boleda M.R., Polesello S., Roncoroni M., Taniyasu S., Menger F., Ahrens L., Lai F.Y., Wiberg K. 2021. What's in the water? -Target and suspect screening of contaminants of emerging concern in raw water and drinking water from Europe and Asia. *Water Research*, 198, 117099. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117099
- Tumova J., Grabicova K., Golovko O., Koba O., Kodes V., Fedorova G., Grabic R., Kroupova H.K. 2017. Comparison of passive sampling and biota for monitoring of tonalide in aquatic environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 22251-22257. DOI: 10.1007/s11356-017-9850-3
- Tumová J., Šauer P., Golovko O., Koba Ucin O., Grabic R., Máchová J., Kocour Kroupová H. 2019. Effect of polycyclic musk compounds on aquatic organisms: A critical literature review supplemented by own data. *Science of The Total Environment*, 651: 2235-2246. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.028
- Ullberg M., Lavonen E., Köhler S.J., Golovko O., Wiberg K. 2021. Pilot-scale removal of organic micropollutants and natural organic matter from drinking water using ozonation followed by granular activated carbon. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 7: 535-548. DOI: 10.1039/d0ew00933d
- UNEP. 2022. UNEA Resolution 5/14. End plastic pollution: Towards an international legally binding instrument. Dakar, Senegal. UNEP/PP/OEWG/1/INF/1. 5 pp.
- United Nations. 1987. *Our Common Future*. World Commission on Environment and Development. Oxford University Press. 247 pp.
- Urciuolo M., Migliaccio R., Ciccone B., Ruoppolo G., de Folly d'Auris A., Frisario S., Panepinto D., Premoli G., Ruffino B., Zanetti M. 2025. Experimental investigation on PFAS degradation through municipal sludge combustion processes. *Applied Thermal Engineering*, 276. DOI: 10.1016/j.applthermaleng.2025.127006
- Vallecillos L., Borrull F., Pocurull E. 2014. On-line coupling of solid-phase extraction to gas chromatography-mass spectrometry to determine musk fragrances in wastewater. *Journal of Chromatography A*, 1364: 1-11. DOI: 10.1016/j.chroma.2014.08.018
- Valsecchi S., Rusconi M., Mazzoni M., Viviano G., Pagnotta R., Zaghi C., Serrini G., Polesello P. 2015. Occurrence and sources of perfluoroalkyl acids in Italian river basins. *Chemosphere*, 129: 126-134. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.07.044
- van Emmerik T.H.M. 2021. (Editorial) Macroplastic research in an era of microplastic. *Microplastics and Nanoplastics*, 1, 4. DOI: 10.1186/s43591-021-00003-1
- van Emmerik T.H.M., Kieu-Le T-C., Loozen M., van Oeveren K., Strady E., Bui X-T, Egger M., Gasperi J., Lebreton L., Nguyen P-D, Schwarz A., Slat B., Tassin B. 2018. A methodology to characterize riverine macroplastic emission into the ocean. *Frontiers in Marine Science*, 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00372
- van Leeuwen C.J., Vermeire T.G. (Eds.). 2007. *Risk assessment of chemicals: an introduction*. 2nd edition. Springer Nature B.V., Dordrecht. 688 pp. ISBN 978-1-4020-6102-8. DOI: 10.1007/978-1-4020-6102-8
- Verlicchi P., Al Aukidy M., Jelic A., Petrović M., Barceló D. 2014. Comparison of measured and predicted concentrations of selected pharmaceuticals in wastewater and surface water: A case study of a catchment area in the Po Valley (Italy). *Science of the Total Environment*, 470-471: 844-854. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.026
- Verlicchi P., Al Aukidy M., Zambello E. 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review. *Science of the Total Environment*, 429: 123-155. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.028
- Verlicchi P., Lacasa E., Grillini V. 2023. Quantitative and qualitative approaches for CEC prioritization

- when reusing reclaimed water for irrigation needs – A critical review. *Science of the Total Environment*, 900. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.165735
- Vermeire T., Rikken M., Attias L., Boccardi P., Boeije G., Brooke D., De Bruijn J., Comber M., Dolan B., Fischer S., Heinemeyer G., Koch V., Lijzen J., Müller B., Murray-Smith R., Tadeo J. 2005. European union system for the evaluation of substances: the second version. *Chemosphere*, 59: 473–485. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.01.062
- Vermeire T.G., Jager D.T., Bussian B., Devillers J., Den Haan K., Hansen B., Lundberg I., Niessen H., Robertson S., Tyle H., Van Der Zandt P.T.J. 1997. European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES). Principles and structure. *Chemosphere*, 34: 1823–1836. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00017-9
- Viganò L., Arillo A., Bottero S., Massari A., Mandich A. 2001. First observation of intersex cyprinids in the Po River Italy. *The Science of the Total Environment*, 269: 189–194.
- Viganò L., Guzzella L., Marziali L., Mascolo G., Bagnuolo G., Ciannarella R., Roscioli C. 2023. The last 50 years of organic contamination of a highly anthropized tributary of the Po River (Italy). *Journal of Environmental Management*, 326. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116665
- Villa S., Assi L., Ippolito A., Bonfanti P., Finizio A. 2012. First evidences of the occurrence of polycyclic synthetic musk fragrances in surface water systems in Italy: Spatial and temporal trends in the Molgora River (Lombardia Region, Northern Italy). *Science of The Total Environment*, 416: 137–141. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.027
- Villa S., Di Nica V., Castiglioni S., Finizio A. 2020. Environmental risk classification of emerging contaminants in an alpine stream influenced by seasonal tourism. *Ecological Indicators*, 115, 106428. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106428
- Vimalkumar K., Mayilsamy M., Arun E., Gobinath B., Prasanth S., Nikhil P.N., Krishna-Kumar S., Srimurali S., Mkandawire M., Babu-Rajendran R. 2022. Screening of antimicrobials, fragrances, UV stabilizers, plasticizers and preservatives in sewage treatment plants (STPs) and their risk assessment in India. *Chemosphere*, 308. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136452
- Vimalkumar K., Nikhil N.P., Arun E., Mayilsamy M., Babu-Rajendran R. 2021. Synthetic musks in surface water and fish from the rivers in India: Seasonal distribution and toxicological risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 414. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125558
- Vollenweider R.A. 1975. Input-output models. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 37: 53–84. DOI: 10.1007/BF02505178
- Vries D., Wols B., Korevaar M., Vonk E. 2017. AquaPriori: a priori het verwijderings-rendement bepalen. KWR, Nieuwegein, The Netherlands. Opdrachtnummer 400975. 52 pp.
- Walters E., McClellan K., Halden R.U. 2010. Occurrence and loss over three years of 72 pharmaceuticals and personal care products from biosolids-soil mixtures in outdoor mesocosms. *Water Research*, 44: 6011–6020. DOI: 10.1016/j.watres.2010.07.051
- Wang C., Feng Y., Gao P., Ren N., Li B.-L. 2012. Simulation and prediction of phenolic compounds fate in Songhua River, China. *Science of The Total Environment*, 431: 366–374. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.047
- Wang F., Xiang I., Sze-Yin Leung K., Elsner M., Zhang Y., Guo Y., Pan P., Sun H., An T., Ying G., Brooks B.W., Hou D., Helbling D., Sun J., Qiu H., Vogel T.M., Zhang W., Gao Y., Simpson M.J., Luo Y., Chang S.X., Su G., Wong B.M., Fu T.-M., Zhu D., Jobst K.L., Ge C., Coulon F., Harindintwali J.D., Zeng X., Wang H., Fu Y., Wei Z., Lohmann R., Chen C., Song Y., Sanchez-Cid S., Wang Y., El-Naggar A., Yao Y., Huang Y., Cheuk-Fung Law J., Gu C., Shen H., Gao Y., Qin C., Li H., Zhang T., Corcoll N., Liu M., Alessi D.S., Li H., Brandt K.K., Pico Y., Gu C., Guo J., Su J., Corvini P., Ye M., Rocha-Santos T., He H., Yang Y., Tong M., Zhang W., Suanon F., Brahushi F., Wang Z., Hashsham S.A., Virta M., Yuan Q., Jiang G., Tremblay L.A., Bu Q., Wu J., Peijnenburg W., Topp E., Cao X., Jiang X., Zheng M., Zhang T., Luo Y., Zhu L., Li X., Barceló D., Chen J., Xing B., Amelung W., Cai X., Naidu R., Shen Q., Pawliszyn J., Zhu Y-g., Schaeffer A., Rillig M.C., Wu F., Yu G., Tiedje J.M. 2024. Emerging contaminants: A One Health perspective. *The Innovation*, 5(4), 100612. DOI: 10.1016/j.xinn.2024.100612
- Wang W., Zhang J., Hu M., Liu X., Sun T., Zhang H. 2023. Antidepressants in wastewater treatment plants: Occurrence, transformation and acute toxicity evaluation. *Science of the Total Environment*, 903. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.166120
- Weber N.H., Delva C.S., Stockenhuber S.P., Grimison C.C., Lucas J.A., Mackie J.C., Stockenhuber M., Kennedy, E.M. 2023. Thermal mineralization of perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) to HF, CO₂ and SO₂. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 62(2): 881–892. DOI: 10.1021/acs.iecr.2c03197
- Westerhoff P., Yoon Y., Snyder S., Wert E. 2005. Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes. *Environmental Science & Technology* 39, 6649–6663. doi: 10.1021/es0484799
- WHO. 2015. Global action plan on antimicrobial resistance. Library Cataloguing-in-Publication Data. ISBN 978 92 4 150976 3. 28 pp.
- WHO. 2016. Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management. NLM: WA 675. ISBN 978-92-4-156537-0. 204 pp.
- WHO. 2017. Global antimicrobial resistance surveillance system (GLASS) report: early implementation 2016–2017. Geneva: World Health Organization. ISBN 978-92-4-151344-

9. 164 pp.
- WHO. 2022. A health perspective on the role of the environment in One Health. In World Health Organization. Regional Office for Europe. WHO/EURO:2022-5290-45054-64214. 60 pp.
- WHO. 2022. Guidelines for drinking-water quality. Fourth edition incorporating the first and second addenda. ISBN 978-92-4-004506-4. 614 pp.
- Wilkinson J.L., Boxall A.B.A., Kolpin D.W., Leung K.M.Y., Lai R.W.S., Galbán-Malagón C., Adell A.D., Mondon J., Metian M., Marchant R.A., Bouzas-Monroy A., Cuni-Sanchez A., Coors A., Carriquiriborde P., Rojo M., Gordon C., Cara M., Moermond M., Luarte T., Petrosyan V., Perikhanyan Y., Mahon C.S., McGurk C.J., Hofmann T., Kormoker T., Iniguez V., Guzman-Otazo J., Tavares J.L., Gildasio De Figueiredo F., Razzolini M.T.P., Dougnon V., Gbaguidi G., Traoré O., Blais J.M., Kimpe L.E., Wong M., Wong D., Ntchantcho R., Pizarro J., Ying G.-G., Chen C.-E., Pérez M., Martínez-Lara J., Otamonga J.-P., Poté J., Ifo S.A., Wilson P., Echeverría-Sáenz S., Udikovic-Kolic N., Milakovic M., Fatta-Kassinos D., Ioannou-Ttofa L., Belušová V., Vymazal J., Cárdenas-Bustamante M., Kassa B.A., Garric J., Chaumot A., Gibba P., Kunchulia I., Seidensticker S., Lyberatos G., Halldórsson H.P., Melling M., Shashidhar T., Lamba M., Nastiti A., Supriatin A., Pourang N., Abedini A., Abdullah O., Gharbia S.S., Pilla F., Chefetz B., Topaz T., Yao K.M., Aubakirova B., Beisenova R., Olaka L., Mulu J.K., Chatanga P., Ntuli V., Blama N.T., Sherif S., Aris A.Z., Looi L.J., Niang M., Traore S.T., Oldenkamp R., Ogunbanwo O., Ashfaq M., Iqbal M., Abdeen Z., O'Dea A., Morales-Saldaña J.M., Custodio M., De La Cruz H., Navarrete I., Carvalho F., Gogra A.B., Koroma B.M., Cerkvenik-Flajs V., Gombač M., Thwala M., Choi K., Kang H., Ladu J.L.C., Rico A., Amerasinghe P., Sobek A., Horlitz G., Zenker A.K., King A.C., Jiang J.-J., Kariuki R., Tumbo M., Tezel U., Onay T.T., Lejju J.B., Vystavna Y., Vergeles Y., Heinzen H., Pérez-Parada A., Sims D.B., Figy M., Good D., Teta C. 2022. Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119. DOI: 10.1073/pnas.2113947119
- Witczak A., Przedpeńska L., Pokorska-Niewiada K., Cybulski J. 2024. Microplastics as a threat to aquatic ecosystems and human health. *Toxics*, 12, 571. Doi: 10.3390/toxics1208057
- Wolowicz A., Shahzad Munir A.M. 2025. Emerging organic micropollutants as serious environmental problem: A comprehensive review. *Science of the Total Environment* 958. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.177948
- Wright S.L., Ulke J., Font A., Chan K.L.A., Kelly F.J. 2020. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment International*, 136. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105411
- Wright S.L., Ulke J., Font A., Chan K.L.A., Kelly F.J. 2020. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment International*, 136. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105411
- Wu P., Huangb J., Zhengb Y., Yangb Y., Zhangb Y., Hec F., Chend H., Quane G., Yane J., Lif T., Gaob B. 2019. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 184. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109612
- Wu X., Conkle J.L., Gan J. 2012. Multi-residue determination of pharmaceutical and personal care products in vegetables. *Journal of Chromatography A*, 1254: 78–86. DOI: 10.1016/j.chroma.2012.07.041
- Xia P., Zhang S., Yu J., Ye H., Zhang D., Jiang L., Wang Z., Yin D. 2020. Complex odor control based on ozonation/GAC advanced treatment: optimization and application in one full-scale water treatment plant. *Environmental Sciences Europe*, 32:50. DOI: 10.1186/s12302-020-00313-w
- Xie L., Nakajima F., Kasuga I., Kurisu F. 2021. Simultaneous screening for chemically diverse micropollutants in public water bodies in Japan by high-performance liquid chromatography–Orbitrap mass spectrometry. *Chemosphere*, 273. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128524
- Xu X., Zhang L., Jian Y., Xue Y., Gao Y., Peng M., Jiang S., Zhang Q. 2021. Influence of wastewater treatment process on pollution characteristics and fate of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 169. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112448
- Yalin D., Craddock H.A., Assouline S., Ben Mordechay E., Ben-Gal A., Bernstein N., Chaudhry R.M., Chefetz B., Fatta-Kassinos D., Gawlik B.M., Hamilton K.A., Khalifa L., Kisekka I., Klapp I., Korach-Rechtman H., Kurtzman D., Levy G.J., Maffettone R., Malato S., Manaia C.M., Manoli K., Moshe O.F., Rimelman A., Rizzo L., Sedlak D.L., Shnit-Orland M., Shtull-Trauring E., Tarchitzky J., Welch-White V., Williams C., McLain J., Cytryn, E. 2023. Mitigating risks and maximizing sustainability of treated wastewater reuse for irrigation. *Water Research* X, 21. DOI: 10.1016/j.wroa.2023.100203
- Zeng X., Hu Q., He L., Liu Z., Gao S., Yu Z. 2018. Occurrence, distribution and ecological risks of organophosphate esters and synthetic musks in sediments from the Hun River. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 160: 178–183. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.05.034
- Zhang H., Bu Q., Wu D., Yu G. 2020. Polycyclic musks in surface water and sediments from an urban catchment in the megacity Beijing, China. *Environmental Pollution*, 263. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114548
- Zhang L., Liu J., Xie Y., Zhong S., Gao P. 2021. Occurrence and removal of microplastics from

- wastewater treatment plants in a typical tourist city in China. *Journal of Cleaner Production*, 29. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.125968
- Zhang X., Xu Q., Man S., Zeng X., Yu Y., Pang Y., Sheng G., Fu J. 2013. Tissue concentrations, bioaccumulation, and biomagnification of synthetic musks in freshwater fish from Taihu Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 311–322. DOI: 10.1007/s11356-012-1095-6
- Zhao X., You F. 2024. Microplastic human dietary uptake from 1990 to 2018 grew across 109 major developing and industrialized countries but can be halved by plastic debris removal. *Environmental Science & Technology*, 58: 8709–8723. DOI: 10.1021/acs.est.4c00010
- Zhao Y., Tao S., Liu S., Hu T., Zheng K., Shen M., Meng G. 2023 Research advances on impacts micro/nanoplastics and their carried pollutants on algae in aquatic ecosystems: A review. *Aquatic Toxicology*, 264. DOI: 10.1016/j.aquatox.2023.106725
- Zheng Z.-Y., Ni H.-G. 2024. Predicted no-effect concentration for eight PAHs and their ecological risks in seven major river systems of China. *Science of the Total Environment*, 906. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167590
- Zhong M., Wang T., Zhao W., Huang J., Wang B., Blaney L., Bu Q., Yu G. 2022. Emerging Organic Contaminants in Chinese Surface Water: Identification of Priority Pollutants. *Engineering*, 11: 111–125. DOI: 10.1016/j.eng.2020.12.023
- Zhou H., Huang X., Gao M., Wang X., Wen X. 2009. Distribution and elimination of polycyclic musks in three sewage treatment plants of Beijing, China. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 561–567. DOI: 10.1016/S1001-0742(08)62308-6
- Zhou H., Zhou L., Ma K. 2020. Microfiber from textile dyeing and printing wastewater of a typical industrial park in China: Occurrence, removal and release. *Science of the Total Environment*. 739. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140329
- Zhuang M., Achmon Y., Cao Y., Liang X., Chen L., Wang H., Siame B.A., Leung K.I. 2021. Distribution of antibiotic resistance genes in the environment. *Environmental Pollution*, 285: 117402. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117402
- Zoccali A., Cantoni B., Azzellino A., Malpei F. 2025. Removal of microplastics in wastewater treatment plants: insights from a literature meta-analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13. DOI: 10.1016/j.jece.2025.116812
- Zuccato E., Calamari D., Natangelo M., Fanelli R. 2000. Presence of therapeutic drugs in the environment. *The Lancet*, 355: 1789–1790. DOI: 10.1016/S0140-6736(00)02270-4
- Zuccato E., Castiglioni S., Bagnati R., Melis M., Fanelli R. 2010. Source, occurrence and fate of antibiotics in the Italian aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 179: 1042–1048. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.110
- Zuccato E., Castiglioni S., Fanelli R. 2005. Identification of the pharmaceuticals for human use contaminating the Italian aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 122: 205–209. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.03.001
- Zuccato E., Castiglioni S., Fanelli R., Reitano G., Bagnati R., Chiabrando C., Pomati F., Rossetti C., Calamari D. 2006. Pharmaceuticals in the environment in Italy: causes, occurrence, effects and control. *Environmental Science and Pollution Research*, 13: 15–21. DOI: 10.1065/espr2006.01.004

APPENDICI



APPENDICE 1 - ACRONIMI

L'elenco riportato ha una funzione esplicativa ma non esaustiva del significato degli acronimi utilizzati in modo gergale e ripetuto in un testo tecnico come quello di questo rapporto. Alcuni acronimi usati saltuariamente potrebbero essere esplicitati solo nel testo.

ADBI	Celestolide
ADI	Acceptable Daily Intake
AE	Abitante Equivalente
AF	Assessment Factor
AHDI	Phantolide
AHTN	Tonalide
AIFA	Agenzia Italiana del Farmaco
AMR	Antimicrobial Resistance
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
AQST	Accordo Quadro di Sviluppo Territoriale
ARERA	Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente
ASE	Accelerated Solvent Extraction
AT	Average Time
ATS	Aziende Territoriali Sanitarie
BPA	Bisfenolo A
BMD	Benchmark Dose
BQ	Benchmark Quotient
BW	Body Weight
CEXP	Concentrazione di esposizione
CAS	Conventional Activated Sludge
CE	Comunità Europea
CEC	Contaminants of emerging concern
CF	Characterization Factor
CHESAR	Chemical Safety Assessment and Reporting
CIP	Ciprofloxacina
CLP	Classificazione, Etichettatura e Imballaggio
CNR	Consiglio Nazionale delle Ricerche
CSR	Chemical Safety Report
DOI	Digital Object Identifier
DOM	Dissolved Organic Matter
DOSEEXP	Dose di esposizione
DOW	Coefficiente di distribuzione ottanolo/acqua
DWTL	Drinking Water Target Level
EC50	Median Effective Concentration
ECDC	European Centre for Disease Prevention and Control
ECHA	European Chemical Agency
ED	Exposure Duration
EF	Exposure Frequency
EFSA	European Food Safety Authority
EGA	Ente di Governo d'Ambito
EMA	European Medicines Agency
ER	Estrogenic Receptor
ES	Scenari di Esposizione
EUSES	European Union System for the Evaluation of Substances
FAIR	Findable, Accessible, Interoperable, Reusable
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FOCUS	Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use
FTIR	Spettroscopia infrarossa a trasformata di Fourier
GAC	Granular Activated Carbon
GC	Gas Chromatography
GCx- GC-(TOF) MS	Two dimensional Gas Chromatography coupled to Time-of-Flight Mass Spectrometry
GLASS	Global Antimicrobial Resistance Surveillance System

GPC	Gel Permeation Chromatography
HHCB	Galaxolide
HHCB-L	Galaxolidone
HI	Hazard Index
HPIC	High Pressure Ion Chromatography
HPLC-MS/MS	High-Performance Liquid Chromatography coupled with Tandem Mass Spectrometry
HQ	Hazard Quotient
HRT	Hydraulic Retention Time
IA	Intelligenza Artificiale
IAST	Ideal Adsorbed Solution Theory
IFRA	International Fragrance Association
ID	Impianto di Depurazione
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
INC	Comitato Intergovernativo di Negoziazione
IPA	Idrocarburi Policiclici Aromatici
IR	Intake Rate
IRCCS	Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri
IRSA	Istituto di Ricerca Sulle Acque
IQR	Interquartile Range
IS	Impact Score
ISS	Istituto Superiore di Sanità
Kbio_aer	Costante di biodegradazione di pseudo-primo ordine in condizioni aerobiche
Kbio_anox	Costante di biodegradazione di pseudo-primo ordine in condizioni anossiche
Kd	Coefficiente di ripartizione solido/liquido
KO3	Costante cinetica di reazione con l'ozono
KOW	Coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua
LC50	Median Lethal Concentration
LCA	Life Cycle Assessment
LC-MS	Cromatografia Liquida-Spettrometria di Massa
LC-MS/MS	Cromatografia Liquida-Spettrometria di Massa Tandem
LLE	Liquid-Liquid Extraction
LLME	Liquid-Liquid Micro Extraction
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOD	Limite di Rilevabilità
LOQ	Limite di Quantificazione
MATTM	Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare
MEC	Measured Environmental Concentration
N/A	Not Available
NbS	Nature-based Solution
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
NP	Nanoplastiche
OCSE	Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OEF	Organization Environmental Footprint
OGM	Organismi Geneticamente Modificati
OIE	World Organization for Animal Health
OMS	Organizzazione Mondiale della Sanità
ONU	Organizzazione delle Nazioni Unite
P	Allocation factor
p.l.	Peso lipidico
p.s.	Peso secco
PA	Poliammide
PAC	Powdered Activated Carbon
PAF	Potentially Affected Fraction of species
PBT	Persistente, Bioaccumulabile e Tossica
PCP	Personal Care Products
PDF	Probability Density Function
PE	Polietilene
PEC	Predicted Environmental Concentration

PEF	Product Environmental Footprint
PET	Polietilene tereftalato
PFAS	Sostanze perfluoroalchiliche
PFBA	Acido perfluorobutanoico
PFBS	Acido perfluorobutansolfonico
PFHxA	Acido perfluoroesanoico
PFOA	Acido perfluorootanoico
PFOS	Acido perfluorootanosolfonico
PFPeA	Acido perfluoropentanoico
pKa	Costante di dissociazione acida
PMF o PCM	Polycyclic Musk Fragrances
PNCAR	Piano Nazionale di Contrasto all'Antibiotico-Resistenza
PNEC	Predicted No Effect Concentration
POP	Persistent Organic Pollutant
PP	Polipropilene
PS	Polistirene
PSE	Pressurized Solvent Extraction
PTFE	Politetrafluoroetilene
PU	Poliuretano
PVC	Polivinilcloruro
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
RfD	Reference Dose
RPF	Relative Potency Factors
RQ o QR	Quoziente di Rischio
QCRA	Analisi Quantitativa del Rischio Chimico
QS	Quality Standard
QSBR	Quantitative Structure-Biodegradability Relationship
QuEChERS	Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe
SE	Soxhlet Extraction
SIDS	Screening Information Data Sets
SII	Servizio Idrico Integrato
Simbafi	Simulation Model Bank Filtration)
SMX	Sulfametossazolo
SNPA	Sistema Nazionale Protezione dell'Ambiente
SPE	Solid Phase Extraction
SPME	Solid-Phase Micro Extraction
SQA	Standard di Qualità Ambientale
SSD	Species Sensitivity Distribution
STEP	Surface water Tool for Exposure Predictions
STIIMA	Istituto di Tecnologie Industriali Intelligenti per il Manifatturiero Avanzato
STP	Sewage Treatment Plant
TER	Toxicity-Exposure Ratio
TMP	Trimetoprim
TDI	Tolerable Daily Intake
TOXSWA	TOXic substances in Surface Waters
UAE	Ultrasounds Assisted Extraction
UF	Uncertainty Factor
UNEA	Assemblea delle Nazioni Unite per l'Ambiente
UNOC	Conferenza delle Nazioni Unite sugli Oceani
US EPA	United States Environmental Protection Agency
VIA	Valutazione di Impatto Ambientale
VS	Valori Soglia
WHO	World Health Organization
WIR	Water Intake Rate
WSP	Water Soluble Plastic



APPENDICE 2: TABELLA SINTESI PROGETTI DI RICERCA SU MIE E MP NEL CONTESTO LOMBARDO

Tabella di sintesi progetti di ricerca su MIE e MP nel contesto lombardo

TITOLO	Microinquinanti e microplastiche interessate dal progetto	Matrici interessate										Descrizione	Fine progetto	Sito web	Contatto
		acque sotterranee	acque superficiali	acque potabili	acque reflue	liquami allattamento	digestato	fanghi da depurazione	compost	sedimenti	biota				
PerFORM WATER 2030	Fragranze sintetiche, farmaci, elementi in traccia			x			x					Tra gli ambiti di ricerca coinvolti è stato previsto il controllo della qualità delle acque mediante l'ottimizzazione dei processi di trattamento delle acque reflue con tecnologie innovative atte a rimuovere i microinquinanti	2021	https://www.gruppocap.it/it/sviluppo-e-sostenibilit%C3%A0/impegno-con-gli-stakeholder/economia-circolare-e-innovazione/perform-water	Licia Guzzella (CNR IRSA)
FANGHI - Forme Avanzate di Gestione dei fanghi di depurazione in un Hub Innovativo lombardo	PFAS			x			x					Il Progetto ha previsto la sperimentazione di nuove tecnologie di trattamento dei fanghi di depurazione per ottimizzare lo smaltimento, il recupero energetico e di materie prime, e per valutare la sostenibilità come fertilizzante in agricoltura. Sono state previste anche attività per la riduzione della presenza di PFAS nelle acque reflue e nei fanghi con diverse tecnologie di trattamento di PFAS da applicare sia a livello di industria tessile che nell'impianto di depurazione centralizzato	31/12/22	https://www.gruppocap.it/it/progetti/partnership/fanghi-sostenibilita	Giovanni Bergna (Lariana Depur SpA)
CIP AIS - Commissione Internazionale per la Protezione delle acque Italo-Svizzere - Programma delle Ricerche 2022-2024, Sezione 2, Sostanze pericolose	Fragranze sintetiche, elementi in traccia, PFAS, DDx, PCB, IPA, PBDE, pesticidi		x							x	x	Tra le attività è previsto lo studio delle sostanze pericolose, che per il Lago Maggiore è portata avanti dal 1996 con le ricerche sulla contaminazione da DDT in primis. Successivamente sono stati analizzati altri composti organici (IPA, PCB, PBDE, pesticidi e fragranze sintetiche) e inorganici, come alcuni metalli potenzialmente tossici come il mercurio. Ultimamente è stata poi introdotta anche l'analisi delle microplastiche nelle acque del Lago Maggiore.	2024	https://www.cipais.org/web/	Licia Guzzella (CNR IRSA)

TITOLO	Microinquinanti e microplastiche interessate dal progetto	Matrici interessate										Descrizione	Fine progetto	Sito web	Contatto
		acque sotterranee	acque superficiali	acque potabili	acque reflue	liquami allattamento	digerato	fanghi da depurazione	compost	sedimenti	biota	atmosfera			
SLUDGE Recovery in agriculture: environment and health Protection (SLURP)	Microplastiche, antibiotici, altri farmaci					x	x	x	x			Il progetto SLURP unisce la necessità di tutelare la salute umana e degli ecosistemi all'esigenza di garantire il recupero di materia (acqua, sostanza organica, azoto, fosforo, oligonutrienti) nel contesto di un'agricoltura inquadrata nella prospettiva dell'economia circolare.	28/02/24	https://sites.unimi.it/slurp_project/	Giorgio Bertanza (Università di Brescia)
Indagini su ambienti litorali e tematiche emergenti nell'ecosistema del Lago Maggiore	microplastiche		x								x	Il progetto ha avuto l'obiettivo di indagare la presenza e distribuzione delle microplastiche nel Lago Maggiore e nel suo ecosistema.	31/12/24	www.cipais.org/web/	Silvia Galafassi (CNR IRSA)
3D effect-based assessment of direct emissions for the eco-sustainability of wastewater management strategies (3D WWTP TOX)	Antibiotici, altri farmaci, antimicrobici, prodotti di origine industriale, pesticidi				x		x				x	Il progetto 3D WWTP TOX nasce per studiare la tossicità delle emissioni degli impianti di depurazione delle acque reflue urbane. La ricerca consiste nella caratterizzazione delle matrici che rappresentano le emissioni dirette di un impianto reale di trattamento delle acque reflue (solide, liquide, gassose) mediante un approccio integrato comprensivo di test convenzionali e innovativi: test chimici, fisici, tossicologici ed ecotossicologici.	31/10/25	https://3d-wwtp-tox.unibs.it/	Giorgio Bertanza (Università di Brescia)
NODES (Nord-Ovest Digitale E Sostenibile)	Microinquinanti e microplastiche del settore tessile	x										Il progetto mira ad attuare e applicare principi dell'economia circolare sia a monte e a valle dei processi industriali per raggiungere processi produttivi industriali sostenibili	31/12/25	https://ecs-nodes.eu/	Nicole Mariotti (Università degli Studi di Torino)
safeCREW - Climate-resilient management for safe disinfected and non-disinfected water supply systems	bisphenol A, alkylphenol, phthalates, polar disinfection by-products	x	x	x								Il progetto sviluppa strumenti e linee guida per aumentare la resilienza dei sistemi acquedottistici (produzione e distribuzione di acqua potabile) e per ottimizzare la loro gestione in scenari di cambiamento climatico, al fine di incrementare la preparazione del settore idrico.	30/04/26	www.safecrew.org	Manuela Antonelli (Politecnico di Milano)
Accordo Quadro di Sviluppo Territoriale Lago di Varese - Macroazione B	microplastiche	x										Il planning sperimentale prevede due monitoraggi annuali delle acque superficiali e di coloma ed un monitoraggio annuale del fiume Bardello per valutare la presenza di microplastiche e le loro caratteristiche.	31/12/26	www.cipais.org/web/	Silvia Galafassi (CNR IRSA)

TITOLO	Microinquinanti e microplastiche interessate dal progetto	Matrici interessate										Descrizione	Fine progetto	Sito web	Contatto
		acque sotterranee	acque superficiali	acque potabili	acque reflue	liquami allavamento	digestato	fanghi da depurazione	compost	sedimenti	biota	atmosfera			
Affinamento quaternario dei reflui trattati dal depuratore di Vimercate tramite dosaggio di carbone attivo in polvere	microinquinanti				x							Il progetto mira a verificare, tramite sperimentazione in piena scala, la possibilità di affinamento di un refluo già trattato biologicamente, mediante il dosaggio in linea di carbone attivo in polvere.	31/12/26	www.brianzacque.it	Michaela Fadoni (Brianzacque Srl)
Affinamento reflui tramite processo di fitodepurazione. Comparazione tra subirrigazione con substrato standard e subirrigazione con zeoliti e carbone attivo	microinquinanti				x							Il progetto mira a verificare se un sistema di Fitodepurazione standard, ossia una comunità vegetale confinata e isolata in un volume dedicato e preparato utilizzando un normale substrato a base di pietre, pietrisco e sabbia, riesca ad affinare il refluo già trattato biologicamente con una comparazione con un secondo pilota allestito, identico come volume e portata al primo, utilizzando nel substrato zeolite e carbone attivo.	31/03/27	www.brianzacque.it	Sara Lorenzini (Brianzacque Srl)
Circular and bio-based solutions for the Ultimate Prevention of plaSTics in Rivers integrated with Elimination And Monitoring technologies - HORIZON-MISS-2022-OCE-AN-01 – G.A. 10112877	refluti plastici e microplastiche		x					x				Il progetto punta al monitoraggio, alla prevenzione, all'eliminazione e alla valorizzazione dei rifiuti (L), delle plastiche (P) e delle microplastiche (MP), attraverso l'implementazione di un pacchetto di 14 soluzioni per affrontare l'inquinamento in ogni fase del sistema idrico	31/08/27	www.upstream-project.eu	Desdemona Oliva (CAP Holding S.p.A.)

TITOLO	Microinquinanti e microplastiche interessate dal progetto	Matrici interessate										Descrizione	Fine progetto	Sito web	Contatto
		acque sotterranee	acque superficiali	acque potabili	acque reflue	liquami allavamento	digestato	fanghi da depurazione	compost	sedimenti	biota	atmosfera			
"Closed-loop wAter Systems in textile industrial districts: orchestrated Removal of emerging pollutants from textile wastewater (Life CASCADE)"	PFAS e microplastiche del settore tessile	x	x		x			x				Il progetto è volto a valutare su scala di laboratorio e testare su scala dimostrativa una serie di tecnologie di trattamento finalizzate alla rimozione di PFAS e Microplastiche dalle acque reflue sia a livello di aziende tessili sia a livello di impianti di depurazione centralizzati con l'obiettivo di individuare la migliore e fattibile combinazione da attuare in un distretto tessile.	30/09/27	https://lifecascade.eu/	Giovanni Bergna (Lariana Depur SpA)
Indagini su ambienti litorali e tematiche emergenti nell'ecosistema del Lago Maggiore	microplastiche		x							x		Attività di monitoraggio della presenza di microplastiche nelle acque del lago Maggiore. Il progetto si propone anche di rivelare la cronistoria delle deposizioni delle microplastiche analizzando una carota di sedimento.	31/12/27	www.cipais.org/web/	Silvia Galafassi (CNR IRSA)

APPENDICE 3: AGGIORNAMENTO DELLA RASSEGNA NORMATIVE (2019-2025)

Questo documento è un aggiornamento della rassegna delle normative prodotte dall'Unione Europea, dall'Italia e dalla Regione Lombardia, trattate nel documento "Rassegna delle Normative Europee, Nazionali, Lombarde" pubblicato nel 2019 dal Lombardy Energy Cleantech Cluster e disponibile online in formato elettronico (<https://bit.ly/4fwNnYO>).

In continuità con la rassegna precedente, anche in questo secondo documento vengono elencate tutte le normative concernenti microinquinanti emergenti e microplastiche, nell'ambito della protezione, il controllo e la tutela delle acque superficiali, sotterranee, potabili o reflue e delle matrici correlate, quali fanghi, sedimenti e biota. Non si tratta di una rassegna esaustiva delle normative esistenti, già ampiamente trattata nel primo rapporto (GdL-MIE, 2020), ma di una sintesi delle principali novità introdotte tra il 2019 e il 2025.

Per informazioni più approfondite si rimanda, per quanto riguarda la normativa europea, al portale istituzionale EUR-Lex.

Normative Europee 2019-2025:

COMUNICAZIONE DELLA COMMISSIONE AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSIGLIO E AL COMITATO ECONOMICO E SOCIALE EUROPEO Approccio strategico dell'Unione europea riguardo all'impatto ambientale dei farmaci (Bruxelles, 11.03.2019, COM/2019/128 final)

Direttiva 904/2019/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, sulla riduzione dell'incidenza di determinati prodotti di plastica sull'ambiente (Bruxelles, 05.06.2019)

Regolamento 1243/2019/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, che adatta agli articoli 290 e 291 del trattato sul funzionamento dell'Unione europea una serie di atti giuridici che prevedono il ricorso alla procedura di regolamentazione con controllo ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi (Bruxelles, 20.06.2019)

Regolamento 1381/2019/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, relativo alla trasparenza e alla sostenibilità dell'analisi del rischio dell'Unione nella filiera alimentare, e che modifica i Regolamenti 178/2002/CE, 1829/2003/CE, 1831/2003/CE, 2065/2003/CE, 1935/2004/CE, 1331/2008/CE, 1107/2009/CE, 2283/2015/UE e la Direttiva 18/2001/CE (Bruxelles, 20.06.2019)

Regolamento 1869/2019/UE della Commissione che modifica e rettifica l'allegato I della Direttiva 32/2002/CE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda i livelli massimi di determinate sostanze indesiderabili nell'alimentazione degli animali (Bruxelles, 07.11.2019).

COMUNICAZIONE DELLA COMMISSIONE AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSIGLIO, AL COMITATO ECONOMICO E SOCIALE EUROPEO E AL COMITATO DELLE REGIONI Il Green Deal europeo (Bruxelles, 11.12.2019, COM (2019) 640 final)

Regolamento 741/2020/UE del Parlamento europeo e del Consiglio recante prescrizioni minime per il riutilizzo dell'acqua (Bruxelles, 25.05.2020)

Direttiva 2184/020/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione) (Bruxelles, 16.12.2020). Rettificata da GU L 435

del 23.12.2020

COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS Pathway to a Healthy Planet for All EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil' (Bruxelles, 12.05.2021, COM(2021) 400 final)

Raccomandazione 2279/2021/UE della Commissione sull'uso dei metodi dell'impronta ambientale per misurare e comunicare le prestazioni ambientali del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni (Bruxelles, 15.12.2021)

Decisione di esecuzione 679/2022/UE della Commissione che istituisce un elenco di controllo delle sostanze e dei composti che destano preoccupazione per le acque destinate al consumo umano a norma della Direttiva 2184/2020/UE del Parlamento europeo e del Consiglio [notificata con il numero C (2022) 142] (Bruxelles, 19.01.2022)

Regolamento 1438/2022/UE della Commissione che modifica l'allegato II del Regolamento 1107/2009/CE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda i criteri specifici per l'approvazione delle sostanze attive che sono microrganismi (Bruxelles, 31.08.2022)

Regolamento 1616/2022/UE della Commissione relativo ai materiali e agli oggetti di materia plastica riciclata destinati a venire a contatto con i prodotti alimentari e che abroga il Regolamento 282/2008/CE (Bruxelles, 15.09.2022)

Proposta di DIRETTIVA DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO recante modifica della Direttiva 60/2000/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, della Direttiva 118/2006/CE sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento e della direttiva 105/2008/CE relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque (Bruxelles, 26.10.2022, COM(2022) 540 final 2022/0344 (COD))

Regolamento 915/2023/UE relativo ai tenori massimi di alcuni contaminanti negli alimenti e che abroga il Regolamento 1881/2006/CE (Bruxelles, 25.04.2023)

Regolamento 1545/2023/UE della Commissione che modifica il Regolamento 1223/2009/CE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda l'etichettatura delle fragranze allergizzanti nei prodotti cosmetici (Bruxelles, 26.07.2023)

Regolamento 2055/2023/UE della Commissione, recante modifica dell'allegato XVII del regolamento 1907/2006/CE del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH) per quanto riguarda le microparticelle di polimeri sintetici (Bruxelles, 25.09.2023)

Regolamento delegato 908/2024/UE della Commissione, che modifica il Regolamento 178/2002/CE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda il numero e il nome dei gruppi permanenti di esperti scientifici dell'Autorità europea per la sicurezza alimentare (Bruxelles, 17.01.2024)

Decisione delegata 1441/2024/UE della Commissione, che integra la Direttiva 2184/2020/UE del Parlamento europeo e del Consiglio stabilendo una metodologia per misurare le microplastiche nelle acque destinate al consumo umano (Bruxelles, 11.03.2024)

Regolamento delegato 1398/2024/UE della Commissione, recante modifica del regolamento 528/2012/UE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda un'ulteriore proroga

della durata del programma di lavoro per l'esame sistematico di tutti i principi attivi biocidi esistenti (Bruxelles, 14.03.2024)

Regolamento 996/2024/UE della Commissione, che modifica il Regolamento 1223/2009/CE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda l'uso della vitamina A, dell'Alpha-Arbutin e dell'Arbutin e di talune sostanze con potenziali proprietà di interferenza endocrina nei prodotti cosmetici (Bruxelles, 03.04.2024)

Regolamento 1021/2019/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 20 giugno 2019, relativo agli inquinanti organici persistenti (rifusione). Modificato dal Regolamento delegato 2570/2024/UE della Commissione, per quanto riguarda il metossicloro (Bruxelles, 22.07.2024)

Regolamento 2462/2024/UE della Commissione, che modifica l'allegato XVII del Regolamento 1907/2006/CE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda l'acido perfluoroesanoico (PFHxA), i suoi sali e le sostanze a esso correlate (Bruxelles, 19.09.2024)

Regolamento 2865/2024/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, che modifica il Regolamento 1272/2008/CE, relativo alla classificazione, all'etichettatura e all'imballaggio delle sostanze e delle miscele (Bruxelles, 23.10.2024)

Direttiva 3019/2024/UE concernente il trattamento delle acque reflue urbane (rifusione) (Strasburgo, 27.11.2024)

Regolamento 3190/2024/UE della Commissione, relativo all'utilizzo del bisfenolo A (BPA) e di altri bisfenoli e derivati di bisfenoli con classificazione armonizzata per specifiche proprietà pericolose in determinati materiali e oggetti destinati a venire a contatto con i prodotti alimentari, che modifica il Regolamento 10/2011/UE e che abroga il Regolamento 213/2018/UE (Bruxelles, 19.12.2024)

Decisione di esecuzione 439/2025/UE della Commissione, che istituisce un elenco di controllo delle sostanze da sottoporre a monitoraggio a livello dell'Unione nel settore della politica delle acque in attuazione della Direttiva 105/2008/CE del Parlamento europeo e del Consiglio (Bruxelles, 28.02.2025)

Normative Italiane 2019-2025:

Legge n. 60 del 17.05.2022. Disposizioni per il recupero dei rifiuti in mare e nelle acque interne e per la promozione dell'economia circolare (legge «SalvaMare», GU Serie Generale n.134 del 10.06.2022)

Atto Senato n. 2392 del 26.05.2022. Misure urgenti per la riduzione dell'inquinamento da sostanze poli e perfluoroalchiliche (PFAS) e per il miglioramento della qualità delle acque destinate al consumo umano

D. Lgs. 18/2023. Attuazione della Direttiva 2184/2020/UE del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano

Bozza di DPR (02.03.2023) che disciplina la pratica del riutilizzo dell'acqua in attuazione del Regolamento 741/2020/UE

Normative Regione Lombardia 2019-2025:

R.R. 6/2019. Disciplina e regimi amministrativi degli scarichi di acque reflue domestiche e di acque reflue urbane, disciplina dei controlli degli scarichi e delle modalità di approvazione dei progetti degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane, in attuazione dell'articolo 52, commi 1, lettere a) e f bis), e 3, nonché dell'articolo 55, comma 20, della legge regionale 12 dicembre 2003, n. 26.

Con Delibera n. 6990 del 31 luglio 2017 è stato approvato il PTUA 2016 che costituisce la revisione del precedente PTUA 2006 approvato con Deliberazione n. 2244 del 29 marzo 2006.

Nel 2022 Regione Lombardia ha avviato il percorso di aggiornamento del PTA.

Deliberazione n° X / 2031. Disposizioni regionali per il trattamento e l'utilizzo, a beneficio dell'agricoltura, dei fanghi di depurazione delle acque reflue di impianti civili ed industriali in attuazione dell'art. 8, comma 8, della Legge Regionale 12 LUGLIO 2007, n. 12. conseguente integrazione del punto 7.4.2, comma 6, n. 2) della D.G.R. 18 Aprile 2012, n. IX 3298, riguardante le linee guida regionali per l'autorizzazione degli impianti per la produzione di energia elettrica da fonti energetiche rinnovabili

APPENDICE 4: ELENCO DEI PARTECIPANTI AL GdL-MIE

Tabella A.4 - Elenco dei Partecipanti al GdL-MIE

N	Cognome	Nome	Ente di appartenenza
1	Ammoni	Emanuela	Regione Lombardia - DG Welfare RL
2	Antonelli	Manuela	Politecnico di Milano
3	Barilli	Lorenzo	Gruppo CAP
4	Bellotti	Giovanni	Veolia Water Tech. Italia S.p.A.
5	Bergna	Giovanni	Lariana Depur S.p.A.
6	Bertanza	Giorgio	Università degli Studi di Brescia
7	Bettinardi	Alex	De Nora Water Technologies Italy S.r.l.
8	Boccingher	Chiara	A2A Ambiente S.p.A.
9	Boccuti	Maria	ARPA Lombardia - Direzione Tecnica Monitoraggi e Prevenzione del Rischio Naturale
10	Bollati	Gabriele	Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri - IRCCS
11	Brembati	Silvia	LE2C
12	Bruni	Anna	A2A Ambiente S.p.A.
13	Campanale	Claudia	CNR IRSA
14	Campanini	Mila	Regione Lombardia - DG Territorio e Protezione Civile
15	Cantoni	Beatrice	Politecnico di Milano
16	Carboni	Cristian	De Nora Water Technologies Italy S.r.l.
17	Casaledda	Elisa	Arcadia S.r.l.
18	Castiglioni	Sara	Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri - IRCCS
19	Colzani	Luisa	ARPA Lombardia - Dipartimento Regionale Prestazioni Analitiche
20	Dal Ben	Ilaria	Nippon Gases Industrial S.r.l.
21	Dallera	Federico	Xylem Water Solutions Italia S.r.l.
22	Depero	Laura	Università degli Studi di Brescia
23	Di Guardo	Antonio	Università degli Studi dell'Insubria
24	Disanto	Carmen	LE2C
25	Doria	Claudia	LE2C
26	Federici	Stefania	Università degli Studi di Brescia
27	Forni	Carola	ARPA Lombardia - Dipartimento Regionale Prestazioni Analitiche
28	Fossati	Marco	Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri - IRCCS
29	Fumagalli	Marina	Lario Reti Holding S.p.A.
30	Gaffuri	Chiara	ComoAcqua S.r.l.
31	Galafassi	Silvia	CNR IRSA
32	Genoni	Pietro	ARPA Lombardia - Direzione Tecnica Monitoraggi e Prevenzione del Rischio Naturale
33	Giroletti	Massimo	Lario Reti Holding S.p.A.
34	Gusio	Maria Giovanna	Gruppo CAP
35	Guzzella	Licia	CNR IRSA
36	Insonne	Brenda	Gruppo CAP
37	Locatelli	Cristina	ARPA Lombardia - Dipartimento Regionale Prestazioni Analitiche
38	Longhi	Luigi	Brianzacque S.r.l.
39	Longoni	Orietta	Brianzacque S.r.l.
40	Maggi	Lorenzo	LabAnalysis Group
41	Magna	Massimiliano	MM S.p.A.
42	Malpei	Francesca	Politecnico di Milano
43	Manenti	Angela	MM S.p.A.
44	Marchesi	Valeria	ARPA Lombardia - Direzione Tecnica Monitoraggi e Prevenzione del Rischio Naturale
45	Marelli	Fabio	MM S.p.A.
46	Mensi	Claudia	A2A Ambiente S.p.A.

47	Mezzanotte	Valeria	UNI Mi Bicocca
48	Mira Bonomi	Laura	Arcadia S.r.l.
49	Moseneder-Frajria	Luca	Nippon Gases Industrial S.r.l.
50	Mossotti	Raffaella	STIIMA - CNR
51	Oliva	Desdemona	Gruppo CAP
52	Parini	Marco	Regione Lombardia - DG Territorio e Protezione Civile
53	Pasi	Clara	A2A Ambiente S.p.A.
54	Pasinetti	Eleonora	SIAD Group
55	Pedrazzani	Roberta	Università degli Studi di Brescia
56	Penserini	Luca	Politecnico di Milano
57	Peroni	Michela	SIAD Group
58	Persico	Federico	Gruppo CAP
59	Porro	Matilda	CNR IRSA
60	Premoli	Guido	LabAnalysis Group
61	Provenzano	Rita	Lario Reti Holding S.p.A.
62	Roncoroni	Marco	ComoAcqua S.r.l.
63	Rossi Ronca	Raffaele	Lario Reti Holding S.p.A.
64	Rusconi	Michele	Brianzacque S.r.l.
65	Sala	Andrea	A2A Ambiente S.p.A.
66	Scaglia	Mauro	ARPA Lombardia - Dipartimento Regionale Prestazioni Analitiche
67	Scotti	Sergio	A2A Ambiente S.p.A.
68	Spada	Davide	Lario Reti Holding S.p.A.
69	Stefanoni	Mauro	Brianzacque S.r.l.
70	Tani	Stefano	MM S.p.A.
71	Tartari	Gianni	LE2C
72	Tasselli	Stefano	CNR IRSA
73	Tecchio	Jessica	Acque Bresciane S.r.l.
74	Terzaghi	Elisa	Università degli Studi dell'Insubria
75	Torresi	Elena	Envidan A/S
76	Tremolada	Laura	ARPA Lombardia - Direzione Tecnica Monitoraggi e Prevenzione del Rischio Naturale
77	Vitale	Stefania	A2A Ambiente S.p.A.
78	Volante	Marco	ARPA - Laboratorio Regionale Area Est
79	Zaffaroni	Carlo	WSP Italia S.r.l.
80	Zoccali	Alberto	Politecnico di Milano

ALLEGATI



Allegato 1: Raccolta schede attività e progetti di ricerca su MIE e MP

Le schede complete di progetti di ricerca in corso o recentemente conclusi, sulle tematiche relative a microinquinanti e microplastiche e con attività nel territorio della Regione Lombardia o coinvolgenti membri del GdL-MIE, la cui sintesi è riportata in Appendice 2, sono disponibili al link: <http://bit.ly/3JQx2SW>

Allegato 2: Linea Guida - Fragranze sintetiche in ambiente acquatico

La linea guida è finalizzata a fornire un quadro completo sulle fragranze sintetiche, con approfondimenti riguardanti la loro potenziale tossicità e bioaccumulo, insieme ai principali metodi di campionamento e di analisi in diverse matrici sia abiotiche, come acque e sedimenti, sia negli organismi degli ecosistemi acquatici. Vengono, infine, illustrati e discussi i principali studi riguardanti la presenza di fragranze sintetiche negli impianti di depurazione, che sono le principali sorgenti di emissione nell'ambiente, e nelle principali matrici degli ecosistemi acquatici, in un contesto sia internazionale che nazionale e soprattutto lombardo.

Il volume è stato realizzato dagli Esperti del GdL-MIE che hanno collaborato nel Sottogruppo di Lavoro (SdL) "Monitoraggio e Tecniche Analitiche": Stefano Tasselli, Matilda Porro, Licia Guzzella (CNR-IRSA, Brughiero)

Il documento è disponibile al link: <http://bit.ly/4piLELa>

Allegato 3: Linea Guida - Campionamento, separazione e caratterizzazione di plastiche in ambienti fluviali e lacustri

La linea guida nasce dalla necessità di armonizzare le diverse metodologie esistenti, nessuna delle quali ancora adottata ufficialmente a livello nazionale ed europeo, per il prelievo di campioni da fiumi e laghi al fine di ottenere una caratterizzazione quali-quantitativa delle particelle plastiche galleggianti. L'esperienza pluriennale maturata dai Gruppi di Ricerca che hanno partecipato alla stesura di tale linea guida ha permesso di proporre i metodi che reputiamo più robusti, sensibili e che consentono di fornire un quadro preciso della contaminazione da parte di questa categoria di contaminanti emergenti negli ambienti di acqua dolce.

Lo scopo di questa linea guida non è quello di ottenere dati per un'indagine puramente scientifica, ma di fornire indicazioni per una sua completa applicabilità anche da soggetti che non siano Enti di Ricerca. Per questo, nello spirito della strategia del GdL-MIE, i metodi proposti tengono conto delle necessità degli stakeholder che hanno un coinvolgimento più o meno diretto con la pianificazione, regolamentazione, gestione e utilizzo delle risorse idriche del territorio.

Il volume è stato realizzato dagli Esperti del GdL-MIE che hanno collaborato nel Sottogruppo di Lavoro (SdL) "Monitoraggio e Tecniche Analitiche" sotto il coordinamento di Andrea Binelli (Università degli Studi di Milano), con il contributo di: Stefano Magni (Università degli Studi di Milano, Dipartimento di Bioscienze), Luisa Colzani e Maria Antonietta De Gregorio (ARPA Lombardia), Laura Depero e Stefania Federici (Università degli Studi di Brescia, DIMI), Silvia Galafassi (CNR-IRSA, Verbania).-

Il documento è disponibile al link: <https://bit.ly/4peJFY8>

COPYRIGHT

I testi sono pubblicati da Lombardy Cleantech Cluster con la licenza CREATIVE COMMONS
Attribuzione - Non commerciale (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/it/deed.it>)



www.energycluster.it

info@energycluster.it

Via Pantano, 9 - 20122 Milano



ISBN 978-88-945557-5-2



9 788894 555752