

Versione settembre 2026



Assoreca

ASSOCIAZIONE AMBIENTE . ENERGIA
SICUREZZA . RESPONSABILITA' SOCIALE

ASSORECA
OSSERVATORIO CONTAMINANTI EMERGENTI

POSITION PAPER MICROPLASTICHE

ASSORECA | P.le Rodolfo Morandi 2, 20121 Milano | segreteria@assoreca.it | +39 02 87156233 | C.F. 97142760152
assoreca.it



aderente
CONFINDUSTRIA SERVIZI
INNOVATIVI E TECNOLOGICI

Hanno collaborato:

- AECOM Italia S.p.A.
- AGROLAB Italia S.r.l.
- BIOCHEMIE LAB S.r.l.
- CHELAB S.r.l. (Mérieux Nutrisciences)
- ENVIRISK S.A.S.
- ERM Italia S.p.A.
- GRUPPO C.S.A. S.p.A.
- HPC Italia S.r.l.
- IDROGEA SERVIZI S.r.l.
- INDAM LABORATORI – GROUPE CARSO
- LABORATORI CHIMICI STANTE S.r.l.
- LIFEANALYTICS S.r.l. (3A Laboratori)
- MONTANA S.p.A.
- SOCOTEC Italia S.r.l.
- TAUW Italia S.r.l.
- WHITELAB S.r.l.
- WSP Italia S.r.l.

Si ringrazia per la preziosa opera di revisione del presente documento

- *Carlo Monti*, General Director (ET&EC SAGL)

Sommario

GLOSSARIO DEI TERMINI TECNICI	6
PARTE I - INQUADRAMENTO GENERALE.....	9
1. INTRODUZIONE E OBIETTIVI	0
2. MICRO PLASTICHE: COSA SONO E DA DOVE VENGONO	2
2.1. COSA SONO LE MICROPLASTICHE.....	2
2.2. PROVENIENZA: SORGENTI E ORIGINE	4
2.2.1. MICROPLASTICHE PRIMARIE	4
2.2.2. MICROPLASTICHE SECONDARIE	6
3. CONTESTO NORMATIVO.....	7
3.1 EVOLUZIONE DEL QUADRO REGOLATORIO EUROPEO	7
3.2 CONTESTO NORMATIVO ITALIANO	11
3.3 CONTESTO NORMATIVO INTERNAZIONALE	12
3.4 SFIDE REGOLATORIE E PROSPETTIVE FUTURE.....	13
4. MICROPLASTICHE: IMPATTI SULL'AMBIENTE E SULLA SALUTE UMANA.....	14
4.1. INGRESSO NEI RECETTORI AMBIENTALI	14
4.1.1. SORGENTI PUNTUALI	14
4.1.2. SORGENTI DIFFUSE	15
4.2. TRASPORTO DELLE MICROPLASTICHE.....	16
4.3. IMPATTI SULL'ECOSISTEMA	16
4.4. VIE DI ESPOSIZIONE PER LA SALUTE UMANA.....	18
4.5. POTENZIALI IMPATTI/RISCHI PER LA SALUTE UMANA.....	20
5. STRATEGIE E PRATICHE DI PREVENZIONE, MITIGAZIONE E GESTIONE PER RIDURRE L'IMPATTO DELLE MICROPLASTICHE.....	24
5.1. PREVENZIONE ALLA FONTE	24
5.1.1. RIDUZIONE DELLA PRODUZIONE E DELL'USO DI PLASTICHE	25
5.1.2. RICICLO	26
5.1.3. PROGETTAZIONE DEI PRODOTTI BASATA SUL CICLO DI VITA (LCA)	26
5.2. MITIGAZIONE DEI RILASCI AMBIENTALI	27
5.2.1. GESTIONE DELLE ACQUE METEORICHE E DEL RUSCELLAMENTO	27
5.2.2. MITIGAZIONE NEI SISTEMI IDRICI E FOGNARI	28
5.2.3. CONTROLLO DEI RILASCI DA ATTIVITÀ SPECIFICHE	29

5.2.4. GESTIONE DEI RIFIUTI	31
5.3. RUOLO DELLE POLITICHE, DELLA GOVERNANCE E DELLA SOCIETÀ	33
5.3.1. EDUCAZIONE, SENSIBILIZZAZIONE E CAMBIAMENTO COMPORTAMENTALE	33
5.3.2. APPROCCIO INTEGRATO E PROSPETTIVE FUTURE	34
6. TECNOLOGIE DI RIMOZIONE DELLE MICROPLASTICHE DALLE ACQUE	36
6.1. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE POTABILI	38
6.1.1. TECNOLOGIE CONSOLIDATE	38
6.1.2. TECNOLOGIE EMERGENTI	40
6.2. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE REFLUE	40
6.2.1. TECNOLOGIE CONSOLIDATE	40
6.2.2. TECNOLOGIE EMERGENTI	42
6.3. GESTIONE DEI RIFIUTI DERIVANTI DAGLI IMPIANTI DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE (WWTP/DWTP)	44
6.4. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE DOLCI SUPERFICIALI	44
6.4.1. TECNOLOGIE CONSOLIDATE	44
6.4.2. TECNOLOGIE EMERGENTI	45
6.5. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE MARINE	48
6.6. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE SOTTERRANEE	50
6.6.1. TRATTAMENTO EX SITU	50
6.6.2. TRATTAMENTO IN SITU	50
6.7. LINEE GENERALI DI SVILUPPO DELLA RICERCA SCIENTIFICA E TECNOLOGICA	52
BIBLIOGRAFIA PARTE I	53
PARTE II - RASSEGNA DELLE METODICHE ANALITICHE E DI CAMPIONAMENTO DELLE MICROPLASTICHE IN MATRICI ACQUOSE	69
7. INTRODUZIONE	70
8. STANDARD INTERNAZIONALI DI RIFERIMENTO	71
8.1 STANDARD TRASVERSALI E DI INQUADRAMENTO	72
8.2 STANDARD PER IL CAMPIONAMENTO E LA PREPARAZIONE DEL CAMPIONE	72

8.3 STANDARD PER L'IDENTIFICAZIONE E LA QUANTIFICAZIONE ANALITICA	72
9. CAMPIONAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO	74
9.1 EVOLUZIONE DELLE STRATEGIE DI CAMPIONAMENTO	74
9.2 RELAZIONE TRA VOLUME DI CAMPIONAMENTO E LIMITE DIMENSIONALE (DL)	74
9.3 CAMPIONAMENTO $\geq 20 \mu\text{M}$ E SCALA VOLUMETRICA NELLE ACQUE POTABILI	76
9.4 CRITICITÀ METODOLOGICHE E ASPETTI ANCORA APERTI.....	77
10. RASSEGNA DEI METODI ANALITICI PRINCIPALI.....	79
10.1 SPETTROSCOPIA INFRAROSSA IN TRASFORMATATA DI FOURIER (FTIR)	80
10.1.1 PRINCIPIO DEL METODO	80
10.1.2 STRUMENTAZIONE: DA IR DISPERSIVO A FTIR	82
10.1.3 MODALITÀ DI ACQUISIZIONE.....	82
10.1.4 PREPARAZIONE DEL CAMPIONE PER μ -FTIR	83
10.1.5 LIMITI DELLA TECNICA.....	83
10.2 SPETTROSCOPIA MICRO-RAMAN	83
10.2.1 PRINCIPIO DEL METODO.....	83
10.2.2 STRUMENTAZIONE: IL MICRO-RAMAN	84
10.2.3 PREPARAZIONE DEL CAMPIONE PER MICRO-RAMAN	84
10.2.4 MAPPATURA RAMAN.....	85
10.2.5 LIMITI DELLA TECNICA.....	85
10.3 CONFRONTO TRA MICRO-RAMAN E MICRO-FTIR	85
10.3.1 PRINCIPI FISICI A CONFRONTO	85
10.3.2 RISOLUZIONE SPAZIALE E PARTICELLE PICCOLE	86
10.3.3 FLUORESCENZA: VANTAGGIO DELLA μ -FTIR	86
10.3.4 LIBRERIE SPETTRALI: VANTAGGIO DELLA μ -FTIR	86
10.3.5 VELOCITÀ DI ANALISI E AUTOMAZIONE	87
10.3.6 USO COMPLEMENTARE DELLE DUE TECNICHE	87
10.4 LASER DIRECT INFRARED IMAGING (LDIR / QCL-LDIR).....	87
10.4.1 PRINCIPIO	87
10.4.2 PUNTI DI FORZA E LIMITI	87
10.5 PYROLYSIS GAS CHROMATOGRAPHY-MASS SPECTROMETRY (PY-GC-MS)	88
10.5.1 PRINCIPIO.....	88
10.5.2 PREPARAZIONE DEL CAMPIONE PER PY-GC-MS.....	88

10.5.3 PUNTI DI FORZA.....	89
10.5.4 LIMITI E COMPLEMENTARITÀ.....	89
10.6 CONCLUSIONI.....	89
11. L'ESPERIENZA DEI LABORATORI ASSORECA	90
11.1 INTRODUZIONE.....	90
11.1.1 DAL RIFERIMENTO EUROPEO AL METODO ANALITICO INTERNO.....	90
11.1.2 DEFINIZIONI E PARAMETRI DI RIFERIMENTO.....	91
11.1.3 PROTOCOLLO DI CAMPIONAMENTO E PREVENZIONE DELLE CONTAMINAZIONI.....	92
11.1.4 CONTROLLO QUALITÀ E VALUTAZIONE DEI RECUPERI.....	92
11.1.5 PREPARAZIONE E TRATTAMENTO DEL CAMPIONE	93
11.1.6 ANALISI STRUMENTALE E IDENTIFICAZIONE	94
11.1.7 GESTIONE DEI DATI E REPORTING UFFICIALE.....	94
11.2 ASPETTI DI MONITORAGGIO DEL RISULTATO E QUALITÀ DEL DATO	95
11.2.1 CONTROLLO RIGOROSO DELLE CONTAMINAZIONI (I "BIANCHI").....	95
11.2.2 VALUTAZIONE DELL'EFFICIENZA DEL METODO (TASSI DI RECUPERO)	95
11.2.3 CRITERI DI ACCETTABILITÀ DEGLI SPETTRI (HIT QUALITY INDEX)	96
12. RACCOMANDAZIONI E BUONE PRATICHE PER IL CAMPIONAMENTO E L'ANALISI	97
12.1 PREPARAZIONE AL CAMPIONAMENTO	97
12.2 PROCEDURE DI CAMPIONAMENTO.....	97
12.3 GESTIONE E TRASPORTO DEI CAMPIONI	98
12.4 CONTROLLO QUALITÀ DEL CAMPIONAMENTO.....	98
12.5 SCELTA DELLA TECNICA ANALITICA.....	99
12.6 VALIDAZIONE E CONTROLLO QUALITÀ ANALITICO.....	100
12.7 GESTIONE E REPORTING DEI RISULTATI.....	100
BIBLIOGRAFIA PARTE II	102

GLOSSARIO DEI TERMINI TECNICI

ASTM: ASTM International (American Society for Testing and Materials) - organizzazione internazionale che sviluppa e pubblica standard tecnici di consenso per materiali, prodotti, sistemi e servizi. Gli standard ASTM citati nel documento (D8332, D8333, D8489) sono specifici per microplastiche.

Bianco procedurale (Blank): Campione di controllo sottoposto all'intero processo analitico (filtrazione, digestione, estrazione) in assenza di matrice reale, utilizzato per quantificare il contributo di contaminazione procedurale e stabilire il background strumentale.

Blank di campo: Campione di controllo preparato sul campo di campionamento esponendo filtri o contenitori puliti alle stesse condizioni ambientali del campione reale, per valutare la contaminazione da trasporto, manipolazione e condizioni operative.

DL (Dimensional Limit): Limite dimensionale inferiore, ovvero la dimensione minima analizzabile delle microplastiche con una data tecnica strumentale o protocollo di campionamento. Da non confondere con LOD (limite di rilevabilità strumentale). Tipicamente espresso in μm .

Fingerprint region: Regione dello spettro infrarosso compresa tra 1500 e 700 cm^{-1} , contenente bande di assorbimento altamente specifiche per ciascun polimero, utilizzate per l'identificazione univoca del materiale tramite confronto con librerie spettrali.

Fortificazione (Spike): Aggiunta controllata di quantità note di analita (microplastiche di riferimento) a una matrice reale o bianco, utilizzata per valutare i tassi di recupero del metodo analitico e verificarne l'efficienza.

FPA (Focal Plane Array): Rivelatore bidimensionale a matrice di pixel utilizzato in mappatura $\mu\text{-FTIR}$ per acquisire simultaneamente spettri da molte posizioni del campione, in alternativa alla scansione punto-per-punto.

HQI (Hit Quality Index): Indice di qualità del matching spettrale, espresso in percentuale (0-100%), che quantifica la similarità tra lo spettro acquisito dalla particella e lo spettro di riferimento nella libreria spettrale. Valori $\geq 70\%$ sono generalmente considerati identificazioni affidabili.

ISO: International Organization for Standardization - organizzazione internazionale indipendente che sviluppa standard volontari per garantire qualità, sicurezza ed efficienza. Le serie ISO 16094, ISO 5667 e ISO 24187 sono rilevanti per microplastiche.

LDIR (Laser Direct Infrared Imaging): Tecnica analitica basata su laser a cascata quantica (QCL) accordabile che illumina il campione a lunghezze d'onda infrarosse specifiche. Offre velocità di acquisizione superiore rispetto a $\mu\text{-FTIR}$ tradizionale, particolarmente indicata per screening rapidi.

LOD (Limit of Detection): Limite di rilevabilità strumentale, definito come la concentrazione minima di analita che può essere rilevata con un dato metodo analitico con un livello di confidenza statistico definito. Da distinguere da DL (limite dimensionale).

LOQ (Limit of Quantification): Limite di quantificazione, definito come la concentrazione minima di analita che può essere quantificata con precisione e accuratezza accettabili. Generalmente posto a 3-10 volte il LOD.

Lower size limit: Sinonimo di DL (Dimensional Limit), ovvero limite dimensionale inferiore. Esprime la dimensione minima delle particelle che possono essere rilevate e analizzate con una data tecnica o protocollo.

Mapping spettrale: Acquisizione sistematica di spettri su un'area bidimensionale del campione tramite scansione punto-per-punto (pixel-by-pixel), generando mappe chimiche che visualizzano la distribuzione spaziale dei diversi polimeri identificati.

Micro-FTIR (μ -FTIR): Microscopia infrarossa in trasformata di Fourier, tecnica che accoppia uno spettrofotometro FTIR a un microscopio ottico, consentendo l'acquisizione di spettri IR da aree micrometriche (tipicamente ≥ 10 - $20 \mu\text{m}$) per identificazione polimerica.

Micro-Raman: Spettroscopia Raman accoppiata a microscopio ottico, che utilizza luce laser monocromatica per eccitare vibrazioni molecolari e ottenere informazioni strutturali da aree micrometriche. Complementare a μ -FTIR, particolarmente efficace su particelle scure.

Microplastiche: Particelle solide di materiale polimerico sintetico con dimensioni $\geq 1 \mu\text{m}$ e $\leq 5 \text{ mm}$ secondo ISO 24187:2023. Possono essere primarie (prodotte intenzionalmente) o secondarie (derivate da frammentazione di materiali polimerici di dimensioni maggiori).

Numero d'onda (cm^{-1}): Unità di misura utilizzata in spettroscopia vibrazionale, definita come il reciproco della lunghezza d'onda ($1/\lambda$). Gli spettri IR sono convenzionalmente espressi in numero d'onda, con valori tipici tra 4000 e 400 cm^{-1} .

Py-GC-MS (Pyrolysis Gas Chromatography-Mass Spectrometry): Tecnica termo-analitica che sottopone il campione a pirolisi controllata (degradazione termica), separazione gascromatografica dei prodotti di decomposizione e identificazione tramite spettrometria di massa. Fornisce quantificazione di massa polimerica totale.

QC/QA (Quality Control / Quality Assurance): Controllo qualità e garanzia qualità. Sistema di procedure e verifiche implementate per garantire che i risultati analitici siano accurati, precisi, riproducibili e tracciabili secondo standard definiti.

QCL (Quantum Cascade Laser): Laser a cascata quantica, sorgente laser a semiconduttore accordabile nell'infrarosso medio utilizzata nella tecnica LDIR. Consente illuminazione rapida del campione a lunghezze d'onda specifiche.

Range dimensionale: Intervallo di dimensioni particellari coperto da una tecnica analitica o protocollo di campionamento, espresso come limite inferiore e superiore (es. 10 - $500 \mu\text{m}$, 1 - $100 \mu\text{m}$). Definisce la finestra di osservazione del metodo.

Shift Raman: Differenza in numero d'onda (cm^{-1}) tra la radiazione laser incidente e la radiazione diffusa inelasticamente dalla molecola. Caratteristico delle transizioni vibrazionali e rotazionali, fornisce informazione strutturale sul polimero.

Stretching: Modo di vibrazione molecolare caratterizzato dall'allungamento e accorciamento ritmico di un legame chimico lungo il suo asse. Negli spettri IR, stretching C-H, O-H, C=O sono bande diagnostiche fondamentali.

Tasso di recupero (Recovery): Percentuale di analita (microplastiche) effettivamente recuperata e quantificata rispetto alla quantità nota aggiunta in un esperimento di fortificazione (spike). Esprime l'efficienza del metodo analitico. Criteri tipici: 70-120%.

Throughput: Capacità di un sistema analitico di processare un determinato numero di campioni nell'unità di tempo. Parametro critico per laboratori con elevato volume di campioni. LDIR offre throughput superiore rispetto a μ -FTIR tradizionale.

Watchlist / Elenco di controllo: Lista di contaminanti emergenti per i quali è richiesto il monitoraggio a scopo precauzionale e di sorveglianza, anche in assenza di limiti normativi vincolanti. Le microplastiche erano previste per l'inserimento in tale elenco dalla Direttiva 2020/2184.

PARTE I - INQUADRAMENTO GENERALE

1. INTRODUZIONE E OBIETTIVI

La crescente diffusione delle microplastiche (MPs) nell'ambiente rappresenta una delle sfide più urgenti e complesse del nostro tempo, con rilevanti implicazioni scientifiche, sanitarie e ambientali, e costituisce un serio ostacolo al raggiungimento degli obiettivi di uno sviluppo realmente sostenibile.

Queste particelle, derivanti sia da rilasci diretti sia, in misura maggiore, da processi di degradazione e usura di materiali plastici, sono ormai presenti in tutte le matrici ambientali: acque superficiali e sotterranee, suoli, sedimenti e atmosfera.

La loro persistenza, la capacità di frammentarsi ulteriormente e di agire come vettori di altri contaminanti (tra questi PFAS e metalli), unitamente alla loro presenza lungo la catena alimentare ne fanno un contaminante pressoché ubiquitario e capace di generare significativi rischi per la salute umana e per l'ambiente.

Negli ultimi anni, la comunità internazionale ha intensificato l'attenzione sul tema, promuovendo numerose iniziative sia dal punto di vista normativo sia tecnico-scientifico.

Tra queste si evidenzia la recente approvazione, nell'ottobre 2025, della Soil Monitoring and Resilience Directive 2025 /2360 che annovera le microplastiche tra i parametri descrittivi della salute dei suoli. Inoltre, l'Unione Europea ha emesso il Regolamento (UE) 2023/2055 sulle microparticelle di polimeri sintetici, con l'obiettivo di contrastare la dispersione delle microplastiche e ridurre del 30% i rilasci entro il 2030.

Di rilievo anche il recente annuncio di US-EPA dell'aprile 2026 in cui per la prima volta le microplastiche sono incluse nei gruppi di contaminanti prioritari nella bozza della sesta lista di candidati contaminanti (CCL 6), insieme a PFAS, prodotti e sottoprodotti della disinfezione e farmaceutici, oltre a molteplici contaminanti chimici e microbiologici. Ciò costituisce la base per lo sviluppo tecnico-scientifico e legale per guidare il monitoraggio, la ricerca e le future decisioni normative ai sensi del Safe Drinking Water Act.

Parallelamente US-EPA, congiuntamente a US-HHS (Department of Health and Human Services), ha lanciato un'iniziativa di ricerca per misurare la presenza di microplastiche nel corpo umano, studiarne gli impatti sulla salute e sviluppare metodi eventuali processi di rimozione dall'organismo (STOMP - Systematic Targeting of MicroPlastics).

Da queste poche note emerge la velocità di evoluzione del contesto normativo e tecnico-scientifico: con questo Position Paper l'Osservatorio Contaminanti Emergenti di Assoreca intende inserirsi in questo processo, contribuendo a fornire una lettura unitaria e aggiornata del quadro normativo e tecnico-scientifico, che possa essere di supporto alle imprese e a tutti gli stakeholder nella transizione verso un sistema di gestione delle microplastiche più efficace, trasparente e sostenibile.

Elemento di valore di questo documento è la ricchezza delle esperienze nazionali e internazionali degli associati Assoreca: esso nasce con l'obiettivo di promuovere un confronto strutturato tra imprese, istituzioni, laboratori, enti di controllo e comunità scientifica, al fine di favorire l'armonizzazione delle metodologie di monitoraggio e la diffusione di approcci tecnici efficaci e sostenibili. È da intendersi come una proposta in divenire e aperta, improntata al pragmatismo e progettata per recepire e adattarsi allo sviluppo scientifico e normativo del settore che, come detto, negli ultimi anni è stato molto rapido.

Da notare altresì che, in relazione alla natura stessa di Assoreca, non sono qui contenute valutazioni scientifiche sviluppate indipendentemente da Assoreca, ma viene sintetizzato il quadro delle conoscenze disponibili a livello internazionale adattandolo, quando possibile, al contesto nazionale.

Viene qui illustrato lo stato dell'arte delle conoscenze in merito all'origine e agli impatti sull'ambiente e sulla salute umana delle microplastiche e vengono a tale fine forniti gli elementi principali del contesto e delle sfide future sia dal punto di vista normativo sia da quello tecnico-scientifico.

Vengono inoltre fornite indicazioni circa le *best practice* per quanto riguarda la prevenzione e la mitigazione degli impatti sull'ambiente e sulla salute umana e le tecniche di rimozione di questi contaminanti dalle matrici ambientali, fornendo sistematicamente uno sguardo verso le prospettive

La seconda parte del documento, redatta dalla sezione dei laboratori di Assoreca, propone una panoramica dei principali standard internazionali e delle procedure analitiche che regolano il campionamento e l'analisi delle microplastiche nelle acque destinate al consumo umano, con l'obiettivo di fornire un quadro metodologico chiaro e coerente. In un ambito ancora in evoluzione, caratterizzato da una forte eterogeneità di approcci analitici, tali norme non definiscono un unico percorso operativo, ma stabiliscono principi condivisi per garantire qualità, tracciabilità e confrontabilità dei risultati.

La scelta di dedicare la seconda parte del documento esclusivamente alle acque destinate al consumo umano deriva da ragioni metodologiche e di complessità analitica. Sia le acque di scarico sia le acque sotterranee presentano significative criticità dovute alla presenza di potenziali interferenti che richiederebbero approfondimenti metodologici dedicati e protocolli analitici differenziati non ancora riconosciuti dalla comunità scientifica.

Attraverso l'esame degli standard trasversali, delle linee guida per il campionamento e la preparazione del campione, fino ai metodi di identificazione e quantificazione, si evidenzia come l'integrazione tra linee guida ISO e ASTM consenta ai laboratori di strutturare procedure robuste e scientificamente fondate. Ne emerge un sistema di riferimento articolato, indispensabile per affrontare in modo rigoroso lo studio delle microplastiche e per favorire l'armonizzazione delle pratiche analitiche a livello internazionale.

A corredo di questo documento è riportato un ampio apparato bibliografico in grado di fornire significativi ed interessanti approfondimenti in merito a tutte le aree tematiche toccate.

2. MICRO PLASTICHE: COSA SONO E DA DOVE VENGONO

2.1. COSA SONO LE MICROPLASTICHE

Le microplastiche (MP) sono generalmente intese come particelle costituite da polimeri solidi che possono contenere additivi o altre sostanze; vengono identificate come tali le particelle con dimensioni comprese tra 1 μm e 5 mm e, per le fibre, lunghezze fino a 15 mm con rapporto lunghezza/diametro > 3 (Martellone et al., 2021). Tra le microplastiche MPs si distinguono le Small Microplastic – SMPs (dimensioni $< 100 \mu\text{m}$), che risultano di più difficile identificazione perché non trattenute da sistemi di filtrazione usati comunemente per il campionamento (Martellone et al., 2021).

Riguardo la suddivisione morfologica, non esiste una classificazione univoca, ma tra le forme più ricorrenti si trovano:

- Frammenti: particelle di plastica di forma irregolare, tendenzialmente derivanti dalla rottura di elementi più grandi.
- Foam (o schiume): particelle plastiche aventi struttura porosa e leggera, caratterizzata da numerose cavità d'aria intrappolate al suo interno; spesso provengono dalla degradazione di materiali espansi utilizzati come isolanti.
- Beads (o sfere): particelle pseudosferiche che dimensionalmente possono essere caratterizzate da una sola grandezza lineare (il diametro).
- Film: microplastiche di forma planare in cui una delle tre dimensioni è notevolmente minore rispetto alle altre due.
- Fibre: plastiche lineari, spesso derivanti da tessuti con rapporto lunghezza/diametro > 3 , in cui quindi una dimensione è decisamente inferiore rispetto alle altre.

Un'altra classificazione importante riguarda la composizione chimica, perché il termine plastiche raggruppa una serie di polimeri aventi diverse composizioni e strutture chimiche: tra i principali polimeri di utilizzo quotidiano rientrano:

- Polipropilene (PP), utilizzato principalmente per la produzione di contenitori per il pranzo, tappi, flaconi di plastica rigida (es. detersivi) e, sotto forma di fibre, nei tappeti e nelle moquette.
- Polietilene (PE), una resina termoplastica che può assumere caratteristiche molto diverse in base alla forma in cui viene utilizzata (HDPE, MDPE, LDPE), che si trova sotto forma di sacchetti di plastica, imballaggi, tubazioni, e reti.
- Polistirene (PS), utilizzato per imballaggi, giocattoli e posate, trova grande impiego anche in edilizia nella sua forma espansa (EPS).
- Poliuretano (PU), polimero versatile utilizzabile in diverse forme come schiuma isolante, vernice o rivestimento protettivo, giunti e cuscini.
- Poliacetilene (PA), di grande impiego in elettronica grazie alle sue proprietà di conduttore e semi conduttore.

- Polietilene tereftalato (PET), molto utilizzato soprattutto sotto forma di bottiglie di plastica, vaschette alimentari o come fibra tessile per abbigliamento.
- Polivinilcloruro (PVC), utilizzato soprattutto in edilizia nella forma di tubazioni, ma anche come rivestimento protettivo di cavi e componenti elettronici.

I più comuni presenti nell'ambiente sono PP, PE, PS, PVC (Li et al., 2023).

Oltre alla classificazione morfologica e alla composizione chimica, le microplastiche possono essere distinte in base alla loro origine.

In particolare, come verrà meglio approfondito più avanti, un'importante classificazione riguarda le microplastiche primarie e secondarie che è basata sulla loro dimensione quando rilasciate nell'ambiente. Le microplastiche primarie sono rilasciate direttamente nell'ambiente già in dimensioni microscopiche, mentre le microplastiche secondarie si formano dalla frammentazione progressiva di oggetti plastici più grandi a causa di fattori ambientali come ossigeno, luce solare e forze fisiche come onde e abrasione da sabbia (Chia et al. 2020).

Le microplastiche primarie sono disperse già in forma micrometrica e possono essere intenzionalmente aggiunte al prodotto come cosmetici o detergenti abrasivi, o possono risultare dall'abrasione di oggetti in plastica durante la loro produzione, uso o smaltimento (Boucher & Friot, 2017).

Le microplastiche secondarie sono notevolmente più diffuse delle primarie nell'ambiente (Hale et al., 2020) e sono definite come detriti formati dallo sgretolamento di rifiuti di plastica attraverso processi fisici, biologici, e chimici. Le cause principali della degradazione sono: raggi UV, attrito di onde o sabbia, ossidazione, biodegradazione da organismi, idrolisi dell'acqua marina (Tursi et al., 2022).

Un'ulteriore distinzione riguarda l'intenzionalità del processo produttivo. Sostanze intenzionalmente aggiunte (IAS - Intentionally Added Substances), che vengono quindi aggiunte deliberatamente durante la produzione per svolgere una funzione tecnica specifica nel prodotto finale o nel processo di fabbricazione; Sostanze non intenzionalmente aggiunte (NIAS - Non-Intentionally Added Substances), che sono già presenti nel materiale e non sono aggiunte deliberatamente per motivi tecnici, in questo caso sono spesso sconosciute al produttore stesso e possono migrare negli alimenti (Regolamento UE n. 10/2011).

Le IAS sono, ad esempio, i microbeads¹ (microsfere) aggiunti intenzionalmente a prodotti cosmetici; le NIAS, si formano con la frammentazione di macroplastiche, come le particelle rilasciate dagli pneumatici con l'abrasione sulla strada o le microfibre rilasciate dai tessuti durante il lavaggio (ECHA).

¹ Microbeads: particelle polimeriche sintetiche, di dimensioni $> 0,1 \mu\text{m}$ e $\leq 5 \text{ mm}$ intenzionalmente fabbricate, per essere aggiunte a prodotti come cosmetici, dentifrici e altri prodotti per la cura personale (UNEP, 2015).

Nel tempo le microplastiche si frammentano progressivamente in detriti ancora più piccoli, definiti nanoplastiche ($<1 \mu\text{m}$): ne deriva che la maggior parte delle MPs è una fase intermedia tra oggetti in plastica e nano-detriti (Hale et al., 2020).

2.2. PROVENIENZA: SORGENTI E ORIGINE

Come detto le microplastiche possono avere differenti origini. Nella Figura 1 sono riportate le principali sorgenti di microplastiche e le matrici ambientali in cui vengono disperse.

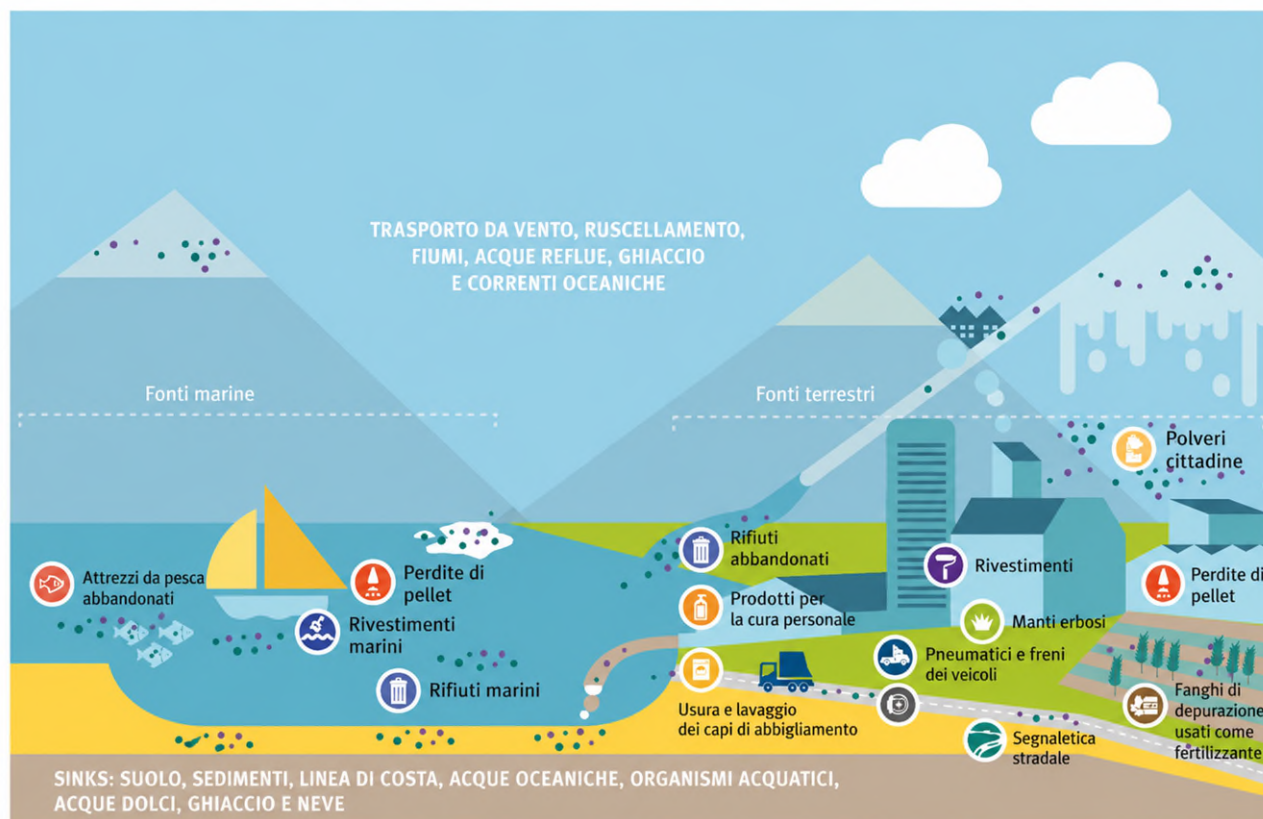


Figura 1. Illustrazione a cura di CSCP, dal report ETC/CE 2022/1, *Microplastic pollution from textile consumption in Europe*.

Nel seguito vengono discusse le principali sorgenti di microplastiche primarie e secondarie.

2.2.1. MICROPLASTICHE PRIMARIE

In generale, le microplastiche primarie rappresentano il 15-31% delle microplastiche presenti negli oceani, equivalenti, indicativamente, a 43 sacchetti di plastica per persona per anno (*European Commission Factsheet* - 2017).

Per quanto riguarda la presenza di microplastiche negli oceani, IUCN (Boucher & Friot, 2017) ha classificato sette principali sorgenti e stimato il contributo nelle microplastiche primarie presenti nell'oceano come segue:

- Lavaggio di capi sintetici (35%).
- Abrasione degli pneumatici durante la guida (28%).

- Polvere urbana (24%).
- Segnaletica orizzontale stradale (7%).
- Rivestimenti marini (3,7%).
- Microplastiche aggiunte intenzionalmente nei prodotti cosmetici (2%).
- Pellet di plastica (0,3%).

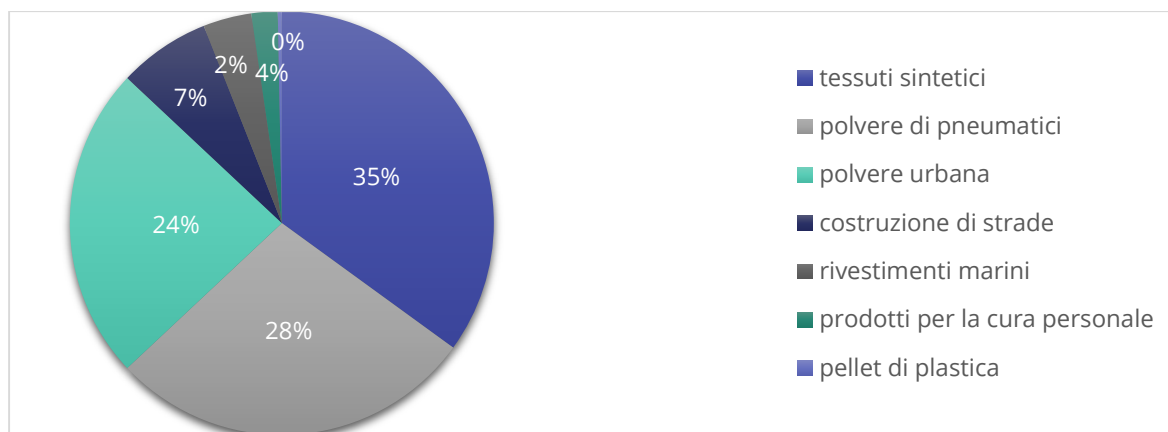


Figura 2. Microplastiche primarie negli oceani, 2017.

Un dato significativo emerso dall'analisi indica che le microplastiche primarie derivanti dall'usura degli pneumatici e dal lavaggio dei tessuti sintetici rappresentano complessivamente circa due terzi delle microplastiche primarie rilasciate annualmente negli oceani (Boucher & Friot, 2017).

Questa prevalenza rende evidente il ruolo cruciale dei rispettivi settori industriali nella riduzione delle emissioni e giustifica l'attenzione crescente verso approcci collaborativi e iniziative di mitigazione.

I tessuti sintetici rappresentano il principale rilascio di microplastiche, contribuendo per circa il 35%. Questo elevato apporto è attribuibile soprattutto alla dispersione di microfibre durante i cicli di lavaggio, che confluiscono nei sistemi di acque reflue e raggiungono infine gli ecosistemi acquatici. Tuttavia, la definizione di stime affidabili su scala globale e regionale risulta complessa a causa delle marcate differenze nelle pratiche di lavaggio, nelle tipologie di tessuti utilizzati e nell'efficienza dei sistemi di trattamento delle acque reflue. Sono pertanto necessari ulteriori studi per affinare tali stime e per quantificare con maggiore precisione il contributo relativo delle diverse fonti di microplastiche all'inquinamento complessivo (Ibrahim N. et al., 2025).

L'industria tessile e gli scarichi idrici domestici (in particolare dalle lavatrici) sono responsabili per il 90% delle microfibre rilasciate ogni anno negli ecosistemi acquatici mondiali (Chouchene et al., 2025). Le microfibre² possono essere sia naturali sia sintetiche e possono essere rilasciate durante tutte le fasi della vita dei tessuti – produzione, uso e smaltimento – ma particolarmente rilevanti

² Microfibre: sono considerate dalla ISO 4484-2 una sottocategoria di microplastiche; possono essere sintetiche o naturali, di misura da 100nm a 5 mm di spessore e da 300nm a 15mm di lunghezza (Chouchene et al., 2025).

sono quelle rilasciate durante il lavaggio. Browne et al. (2020) hanno stimato che un singolo ciclo di lavatrice contenente 6 kg di tessuti sintetici può disperdere fino a 700.000 microfibre. Un altro studio suggerisce che ogni lavaggio possa liberare tra 640.000 e 1,5 milioni di microfibre nelle acque reflue, molte delle quali sfuggono ai processi di trattamento e finiscono negli ambienti acquatici (Eamrat et al. 2025).

Accanto ai tessuti, anche gli pneumatici (28%) rappresentano un'importante fonte di microplastiche primarie. Le particelle rilasciate dagli pneumatici sono comunemente definite *tyre road-wear particles* (TRWP) per rispecchiare la ratio 1:1 di pneumatici e *road-wear dust* (polvere stradale) che le compone. La loro dispersione dipende da numerosi fattori, tra cui: lo stile di guida, presenza di curve e topologia della strada, caratteristiche delle superficie stradale, il veicolo (tipo e peso), il design dello pneumatico, la temperatura esterna e del manto stradale, le condizioni meteorologiche e l'umidità della strada (WBCSD Tire Industry Project, 2024). Recenti studi hanno stimato che solo in Europa ne vengono disperse attraverso il vento, il deflusso delle acque piovane e la sedimentazione 1.3 milioni di tonnellate l'anno (Kang et al., 2025).

Un ulteriore contributo significativo è rappresentato dalla polvere urbana (24%), proveniente da attività edilizie, polveri domestiche ed emissioni industriali. Nelle aree urbane, polvere e particolato contengono frequentemente microplastiche provenienti da varie fonti, tra cui materiali da costruzione, usura di pneumatici e fibre sintetiche provenienti da abbigliamento e tappeti. Nelle città con alto traffico e attività edilizie, le microplastiche presenti nella polvere possono accumularsi nell'aria, nel suolo e nei sistemi idrici, rendendo la polvere urbana un contributore sempre più riconosciuto all'inquinamento da microplastiche, in particolare nelle regioni densamente popolate (Kaushik A., 2025; Ibrahim N. et al., 2025).

2.2.2. MICROPLASTICHE SECONDARIE

Le sorgenti delle microplastiche secondarie sono più difficilmente rintracciabili delle primarie e difficilmente stimabile è anche la loro quantità nell'ambiente (Boucher & Friot, 2017). Tuttavia, poiché le microplastiche secondarie sono il risultato del deterioramento dei rifiuti in plastica, significativi sono i dati relativi alla quantità di questi che viene smaltita impropriamente. Ad esempio, l'OECD (2022) riporta che 82 milioni di tonnellate di rifiuti di plastica prodotte globalmente ogni anno – il 23% del totale – sono mal gestiti e abbandonati e 19 milioni vengono dispersi nell'ambiente.

Fonti comuni delle microplastiche secondarie sono reti da pesca commerciali e packaging di plastica abbandonati o perdite provenienti da discariche aperte (Manshoven et al., 2022).

3. CONTESTO NORMATIVO

3.1 EVOLUZIONE DEL QUADRO REGOLATORIO EUROPEO

L'Unione Europea ha assunto un ruolo guida nella definizione di politiche volte a prevenire, ridurre e regolamentare la dispersione delle microplastiche nell'ambiente. La crescente preoccupazione per la diffusione di questo contaminante ha infatti portato la Commissione Europea a intraprendere un percorso normativo progressivo e strutturato, finalizzato a limitare l'emissione di queste particelle e a mitigare gli impatti associati alla loro persistenza, mobilità e bioaccumulazione.

Si evidenzia tuttavia che, nonostante la riconosciuta pericolosità, ad oggi non sono ancora stati definiti a livello europeo valori di riferimento o standard ambientali di qualità nelle diverse matrici ambientali.

La Direttiva 2020/2184 del Parlamento Europeo e del Consiglio Europeo del 16 dicembre 2020 concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione), recepita nell'ordinamento italiano con il D.Lgs. 18/2023, è stata la prima normativa europea ad introdurre un riferimento formale alle microplastiche nelle acque potabili: non vengono stabiliti limiti di riferimento ma le microplastiche sono identificate come parametri emergenti da monitorare, in attesa di migliori consolidamenti scientifici e metodologici. Questo primo inquadramento regolatorio nel settore delle acque potabili anticipa l'impostazione che l'Unione europea ha successivamente adottato su scala più ampia.

Nello specifico, l'Unione Europea affronta la questione della dispersione delle microplastiche nell'ambiente attraverso una serie di strategie e piani d'azione interconnessi: l'*European Green Deal*, il *Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe* e la *Soil Strategy for 2030*. Queste politiche strategiche forniscono linee guida per favorire il raggiungimento dell'obiettivo di ridurre del 30% le microplastiche rilasciate nell'ambiente entro il 2030, presentato nel *Zero Pollution Action Plan* adottato dalla Commissione europea il 12 maggio 2021.

Nel *Circular Economy Action Plan* (2020), il contrasto alla dispersione di microplastiche – oltre alla riduzione dei rifiuti in plastica – viene affrontato attraverso l'implementazione di misure eterogenee quali il divieto delle microplastiche intenzionalmente aggiunte; lo sviluppo di sistemi di etichettatura, standard, certificazioni e misure regolatorie per ridurre il rilascio involontario di microplastiche, incluse azioni mirate alla loro prevenzione, al contenimento e alla cattura; l'armonizzazione delle metodologie di misurazione delle microplastiche involontariamente disperse, specialmente nella produzione tessile e degli pneumatici; la riduzione delle lacune conoscitive sui rischi, sull'occorrenza e sulla distribuzione delle microplastiche nell'ambiente.

Nel corso degli anni, l'UE ha sviluppato un articolato quadro normativo, composto da una pluralità di provvedimenti legislativi che concretizzano le misure previste dal *Circular Economy Action Plan*. Queste iniziative prevedono una serie di azioni coordinate e trasversali necessarie per raggiungere i target fissati.

In Europa, le prime normative legate alle microplastiche sono entrate in vigore nel 2018, a livello di singoli Stati, quando Francia e Svezia hanno vietato rispettivamente la vendita di cosmetici *rinse-off* (a risciacquo) con *microbeads* ai sensi della *Loi 2016-1087* e *Décret 2017-291* e la vendita di cosmetici con *microbeads* ai sensi dell'*Förordning 1998:944*. Negli anni successivi, sono seguite legislazioni simili

in Italia con la L. 205/2017, art.1 c. 546, entrata in vigore nel 2020; in Irlanda con il *Microbeads (Prohibition) Act*, adottato nel 2019 ed entrato in vigore nel 2020; in Portogallo con il *Decreto-Lei 69/2021*, entrato in vigore nel 2021.

Parallelamente al filone normativo sui microbeads, l'Unione Europea ha affrontato il tema dei rilasci di plastiche da prodotti monouso con la Direttiva (UE) 2019/904 sulla riduzione dell'incidenza di determinati prodotti di plastica sull'ambiente (cosiddetta *Single-Use Plastics Directive*), recepita in Italia con il D.Lgs. 196/2021. Pur escludendo le microplastiche dall'ambito di applicazione della Direttiva, l'Unione riconosceva già la necessità di adottare un approccio globale al tema e incoraggiava tutti i produttori a limitarne le formulazioni.

Al fine di armonizzare le diverse legislazioni dei Paesi membri e creare un quadro normativo unitario a livello europeo, la Commissione Europea ha adottato il 25 settembre 2023 il Regolamento (UE) 2023/2055, che modifica l'*Allegato XVII del Regolamento (CE) 1907/2006* noto come REACH (*Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals*). Il Regolamento ha incluso la "voce 78" nell'Allegato XVII che definisce le microparticelle di polimeri sintetici (MPs) e ne prevede la progressiva esclusione dal mercato secondo periodi transitori differenziati. La definizione include sotto la voce "microplastiche" le particelle solide di polimeri sintetici ≤ 5 mm, insolubili e non degradabili rapidamente, intenzionalmente aggiunte a miscele/prodotti. Mentre esclude i materiali solubili o biodegradabili e i materiali in cui le particelle risultano contenute o incorporate in modo permanente, evitandone di fatto il rischio di rilascio durante le normali o prevedibili condizioni d'uso.

I primi divieti di immissione sul mercato di prodotti contenenti MPs inizieranno a decorrere da ottobre 2027 e gli ultimi entreranno in vigore a partire da ottobre 2035. Per citare alcuni esempi ripresi dal Regolamento 2023/2055: dal 17 ottobre 2027 le MPs saranno vietate nei cosmetici *rinse-off*; dal 17 ottobre 2028 nei detergenti, cere e lucidanti, profumatori d'aria e dal 17 ottobre 2029 in alcune categorie di cosmetici *leave-on*. In aggiunta, il Regolamento introduce per i fornitori di alcuni prodotti cosmetici, di cui al paragrafo 6, lettera c), l'obbligo di recare l'etichetta transitoria "Questo prodotto contiene microplastiche" dal 2031 fino al 2035.

Oltre al divieto di vendita, la normativa prevede diversi obblighi di segnalazione e informazione, il primo a partire dal 17 ottobre 2025. I fornitori di prodotti contenenti MPs devono comunicare ai propri clienti le dovute *Istruzioni per l'Uso e lo Smaltimento* (IFUD) finalizzate a prevenire il rilascio nell'ambiente. Progressivamente a decorrere dal 2026, fabbricanti, utilizzatori a valle industriali e alcuni fornitori³, dovranno, entro il 31 maggio di ogni anno, riportare all'Agenzia Europea per le Sostanze Chimiche (ECHA) informazioni sulle MPs prodotte e una stima sul loro rilascio nell'ambiente, secondo le linee guida ECHA.

Parallelamente, il quadro regolatorio europeo si sta allargando anche agli aspetti non legati alle microplastiche aggiunte intenzionalmente. Sulla base degli indirizzi della Strategia europea per la

³ "Fabbricanti, utilizzatori a valle industriali e fornitori" indica nella norma soggetti che producono, utilizzano o vendono microparticelle di polimeri sintetici sotto forma di pellet, fiocchi e polveri utilizzati come materie prime nella fabbricazione di plastica presso siti industriali.

plastica, la Commissione e gli Stati membri stanno infatti intervenendo per mitigare altre tipologie di rilasci non intenzionali, tra cui:

1. La dispersione di pellet plastici industriali.
2. Le microplastiche derivanti da usura, degrado e frammentazione di materiali plastici in ambiente.
3. Le particelle generate da pneumatici e sistemi frenanti.

Per quanto riguarda il primo punto, il Parlamento Europeo e il Consiglio dell'Unione Europea hanno adottato il 12 novembre 2025 la *Regulation (EU) 2025/2365 of the European Parliament and of the Council of 12 November 2025 on preventing plastic pellet losses to reduce microplastic pollution*, pubblicato in Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea il 26 novembre 2025. In particolare, con "pellet di plastica" la norma fa riferimento a *"una massa di materiale contenente polimeri, a prescindere dalla forma, dallo stato o dalle dimensioni, prodotta per lo stampaggio nelle operazioni di fabbricazione di prodotti di plastica, indipendentemente dal suo utilizzo effettivo"* (art. 2). Il Regolamento riconosce la dispersione di pellet di plastica come la terza fonte di microplastiche rilasciate nell'ambiente UE e ha come finalità quella di azzerarne la dispersione lungo l'intera catena di approvvigionamento, contribuendo così al più ampio obiettivo di riduzione del 30% dell'inquinamento da microplastiche entro il 2030.

La normativa concerne l'intera catena del valore dei pellet includendo: gli operatori economici che hanno manipolato pellet nell'Unione in quantità pari o superiori a 5 tonnellate nell'anno civile precedente; gli operatori economici che gestiscono impianti nell'UE per la pulizia dei contenitori e dei serbatoi di pellet di plastica; i vettori⁴ dell'UE e dei paesi terzi che trasportano pellet di plastica nell'Unione; gli speditori, operatori, agenti e comandanti di navi marittime che trasportano pellet in container in partenza o in scalo presso porti di uno Stato membro. Gli obblighi principali introdotti dal Regolamento riguardano: la notifica degli impianti alle autorità competenti dello Stato membro di pertinenza; la predisposizione, attuazione e aggiornamento di un Piano di Gestione dei Rischi (PGR) per ciascun impianto, secondo le prescrizioni dell'Allegato I; l'attuazione delle misure secondo un ordine di priorità vincolante, cioè prevenzione delle fuoriuscite, contenimento delle stesse per evitare la dispersione e bonifica in caso di rilascio; la formazione del personale in base ai ruoli e alle responsabilità specifiche; la tenuta di un registro delle quantità di pellet manipolate e delle dispersioni stimate annualmente.

Il Regolamento adotta un approccio proporzionato alle dimensioni dell'impresa, fissando la soglia delle 1.500 tonnellate all'anno manipolate per impianto come discriminante per la modalità di dimostrazione della conformità (art. 6). Le grandi imprese che gestiscono impianti sopra soglia devono ottenere un certificato rilasciato da un certificatore accreditato entro il 17 dicembre 2027 e che dovrà essere rinnovato ogni tre anni; le medie imprese entro il 17 dicembre 2028, con cadenza quadriennale; le piccole imprese entro il 17 dicembre 2030, con certificato di validità quinquennale. Le microimprese e tutte le imprese che gestiscono impianti al di sotto della soglia delle 1.500

⁴ "Vettori": qualsiasi persone fisica o giuridica impegnata nel trasporto di pellet di plastico nell'ambito della propria attività economica mediante l'utilizzo di veicolo stradali, vagoni ferroviari o navi della navigazione interna. Posso essere dell'UE o di un paese terzo e si distinguono dagli "speditori" che sono persone fisiche o giuridiche dalla quale è stato concluso un contratto di trasporto merci con un vettore.

tonnellate/anno sono tenute al rilascio di un'autodichiarazione di conformità, da rinnovare ogni cinque anni unitamente all'aggiornamento del PGR. Inoltre, si prevedono forme alternative di dimostrazione della conformità per gli impianti già soggetti ad autorizzazioni equivalenti (art. 7) o coperti da registrazione EMAS o da un sistema di gestione ambientale verificato (art. 8).

Sul piano sanzionatorio (art. 20), gli Stati membri sono tenuti a stabilire sanzioni effettive, proporzionate e dissuasive, comprese sanzioni amministrative pecuniarie il cui importo massimo, per le violazioni più gravi commesse da persone giuridiche, deve essere pari ad almeno il 3% del fatturato annuo realizzato nell'esercizio precedente nell'Unione e viene anche considerata la possibilità che gli Stati membri prevedano sanzioni penali. È inoltre riconosciuto il diritto delle persone fisiche al risarcimento del danno alla salute causato da violazioni del Regolamento (art. 21).

Con riferimento al secondo punto, relativo ai rilasci derivanti da usura e frammentazione dei materiali plastici, un ruolo centrale è ricoperto dal settore tessile, riconosciuto come una delle principali fonti di microplastiche disperse nell'ambiente attraverso il lavaggio e l'uso degli indumenti sintetici. In questo ambito, la Commissione Europea ha adottato il 30 marzo 2022 la Strategia dell'UE per prodotti tessili sostenibili e circolari (COM(2022) 141), che individua nella riduzione del rilascio non intenzionale di microfibre una delle priorità d'azione, promuovendo misure su progettazione dei prodotti, processi di prelavaggio industriale, etichettatura e standard armonizzati di misurazione. In attuazione di tali indirizzi, il Regolamento (UE) 2024/1781 — *Ecodesign for Sustainable Products Regulation* (ESPR), adottato il 13 giugno 2024 in sostituzione della Direttiva 2009/125/CE — estende i requisiti di progettazione ecocompatibile a pressoché tutte le categorie di prodotti immessi sul mercato europeo e include espressamente, tra i parametri di prodotto, il rilascio di microplastiche lungo l'intero ciclo di vita (Allegato I). I requisiti vincolanti per categoria, a partire dai tessuti individuati come prioritari nel primo Piano di lavoro ESPR, saranno definiti tramite successivi atti delegati.

Per quanto riguarda il terzo punto concernente le particelle generate da pneumatici e sistemi frenanti è invece il Regolamento (UE) 2024/1257 (*Euro 7*), adottato il 24 aprile 2024 e applicabile in modo graduale dal 2026 per i veicoli leggeri e dal 2028 per quelli pesanti. Il Regolamento rappresenta la prima normativa europea a introdurre limiti al particolato generato dall'usura di pneumatici e freni, finora escluse dalle precedenti norme *Euro*, concentrate sulle sole emissioni allo scarico. Il Regolamento evidenzia infatti che, con la progressiva elettrificazione dei veicoli, entro il 2050 le emissioni allo scarico diminuiranno sensibilmente, mentre le "emissioni diverse da quelle dallo scarico" – che includono le particelle emesse dall'abrasione di pneumatici e freni – potrebbero arrivare a rappresentare fino al 90% del totale delle particelle emesse dal trasporto su strada.

Gli obblighi previsti dal Regolamento in merito introducono per autovetture (M1) e veicoli commerciali leggeri (N1) nuovi limiti vincolanti alle emissioni di PM10 da freni, pari a 7 mg/km per veicoli con motore a combustione e 3 mg/km per i veicoli elettrici applicabili fino al 31 dicembre 2029, con una convergenza al valore più stringente per tutte le alimentazioni a partire dal 1° gennaio 2035 (Allegato I, tabelle 4-8). Sul fronte degli pneumatici, *Euro 7* prevede l'introduzione progressiva di limiti all'abrasione, sulla base delle metodologie di prova sviluppate dal WP.29 delle Nazioni Unite, tuttora in fase di definizione anche con il contributo dell'industria e recepite mediante atti delegati. Per gli pneumatici destinati alle autovetture, la prima applicazione è prevista a partire dal 1° luglio 2028. Nel complesso, la normativa incentiva soluzioni tecniche quali la frenata rigenerativa,

materiali d'attrito a bassa emissione e pneumatici a ridotta usura, per contribuire alla riduzione della dispersione di particolato da attrito.

Pur non affrontando direttamente la problematica delle microplastiche, il Regolamento (UE) 2025/40 sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio (Packaging and Packaging Waste Regulation – PPWR) risulta rilevante nel contesto normativo in quanto interviene sui principali driver a monte, promuovendo la riduzione degli imballaggi, contribuendo così indirettamente alla mitigazione delle emissioni di microplastiche nell'ambiente.

Il quadro regolatorio europeo include anche obblighi indiretti che incidono sulla gestione delle microplastiche da parte delle imprese. La Direttiva (UE) 2022/2464 (*Corporate Sustainability Reporting Directive – CSRD*), attuata tramite gli *European Sustainability Reporting Standards (ESRS)* adottati con il Regolamento Delegato (UE) 2023/2772, prevede che le imprese soggette rendicontino in modo strutturato i propri impatti, rischi e opportunità in materia ambientale. In particolare, lo standard *ESRS E2 – Inquinamento*⁵ identifica esplicitamente le microplastiche tra le sostanze rilevanti per la disclosure: le imprese sono tenute, ove materiali, a comunicare la quantità di microplastiche generate o utilizzate (Disclosure Requirement E2-5) e a descrivere politiche, azioni e target volti alla prevenzione e riduzione del loro rilascio (DR E2-1, E2-2, E2-3). Lo standard *ESRS E5 – Uso delle risorse ed economia circolare* integra il quadro richiedendo informazioni sui flussi di materiali plastici in entrata e in uscita e sulle misure adottate per ridurre la dispersione lungo la catena del valore.

Di grande importanza dal punto di vista ambientale è infine la Direttiva UE 2025/2360 – *Soil Monitoring and Resilience Directive* - adottata il 12 novembre 2025 e pubblicata il 26 novembre 2025 - che, pur non individuando valori di riferimento, annovera le microplastiche tra i parametri descrittivi della qualità dei suoli. In particolare, la Direttiva recita *"La loro presenza nel suolo può avere implicazioni sulla fertilità dei suoli compromettendo così la salute e il sano sviluppo delle colture. È pertanto essenziale che la presente direttiva consenta l'inclusione delle microplastiche e delle nanoplastiche nel monitoraggio dei contaminanti del suolo"*.

La *Soil Monitoring and Resilience Directive* prevede, in una prima fase, che gli Stati membri stabiliscano una lista indicativa dei contaminanti dei suoli entro giugno 2027. La scadenza per la trasposizione della Direttiva nelle normative nazionali è poi fissata per dicembre 2028.

Il Regolamento (UE) 2023/2055, il Regolamento (UE) 2024/1257 e il Regolamento (UE) 2025/2365, in quanto "regolamenti" sono direttamente applicabile in tutti gli Stati membri dal momento della loro entrata in vigore. La *Soil Monitoring and Resilience Directive*, invece, è destinata agli Stati membri che devono però recepirli all'interno dei propri ordinamenti tramite propri strumenti.

3.2 CONTESTO NORMATIVO ITALIANO

A livello nazionale, ad oggi il principale riferimento normativo è il D.Lgs. 23 febbraio 2023, n. 18, di recepimento della Direttiva (UE) 2020/2184, integrato e corretto dal D.Lgs. 19 giugno 2025, n. 102 (in vigore dal 19 luglio 2025). Il decreto disciplina la qualità delle acque destinate al consumo umano con l'obiettivo di proteggere la salute umana dagli effetti negativi della loro contaminazione, introducendo un approccio basato sul rischio lungo l'intera filiera idro-potabile.

⁵ Gli ESRS sono attualmente soggetto a revisione a seguito del *Pacchetto Omnibus* del febbraio 2025 per cui alcuni riferimenti potrebbero subire cambiamenti in futuro.

In particolare, la norma prevede l'obbligo di valutare e gestire il rischio delle aree di alimentazione per i punti di prelievo e di ciascun sistema di fornitura idro-potabile dal prelievo e trattamento allo stoccaggio e alla distribuzione di acque da destinare al consumo umano (art. 6). Tale valutazione deve essere formalizzata attraverso l'elaborazione dei Piani di Sicurezza dell'Acqua – PSA (art. 8) che andranno sottoposti all'approvazione del Centro Nazionale per la Sicurezza delle Acque (CeNSIA) (art. 19). I gestori idro-potabili saranno tenuti a effettuare la prima valutazione entro il 12 gennaio 2029 e ad aggiornarla dopo sei anni. Questa impostazione è coerente con il modello dei *Water Safety Plans* promosso dall'OMS.

Nel decreto, le microplastiche vengono incluse tra le *“sostanze o composti che destano preoccupazioni per la salute presso l'opinione pubblica o la comunità scientifica”* comprese nell'“elenco di controllo” (*watch list*) europeo ai sensi dell'art. 12, commi 10 e 11. Non vengono indicate come un parametro per cui è previsto un valore limite obbligatorio (Allegato I); tuttavia, tali sostanze rientrano in un sistema di sorveglianza preventiva per cui è previsto un monitoraggio progressivo nell'ambito dei Piani di Sicurezza dell'Acqua (PSA) e dei controlli supplementari (art. 12, c.12).

La norma si completa con la Decisione Delegata (UE) 2024/1441 della Commissione dell'11 marzo 2024 che definisce una metodologia analitica armonizzata e vincolante per la misurazione delle microplastiche nelle acque potabili, sviluppata con il supporto tecnico del Centro Comune di Ricerca della Commissione europea (Joint Research Centre - JRC).

Sul piano attuativo, il Centro Nazionale per la Sicurezza delle Acque (CeNSIA) presso l'Istituto Superiore di Sanità (ISS) coordina la valutazione e l'approvazione dei Piani di Sicurezza dell'Acqua. L'ISS, insieme al Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) – di cui ISPRA è ente di riferimento – contribuisce inoltre allo sviluppo e all'armonizzazione dei protocolli analitici per il monitoraggio delle microplastiche nelle diverse matrici ambientali, anche alla luce della Decisione Delegata (UE) 2024/1441.

Complessivamente, il sistema italiano per le microplastiche nelle acque potabili si configura secondo un approccio graduale articolato in tre fasi:

- una prima fase, attualmente in corso, di definizione e diffusione di un metodo analitico armonizzato (recepimento della Decisione UE 2024/1441 tramite CeNSIA);
- una seconda fase di raccolta sistematica di dati di monitoraggio nell'ambito dei PSA e dei controlli supplementari, con flussi gestiti tramite l'Anagrafe Territoriale dinamica delle Acque potabili (AnTeA);
- una possibile evoluzione futura verso l'introduzione di valori limite vincolanti e obblighi di controllo sistematico, in coerenza con l'evolversi del quadro europeo.

3.3 CONTESTO NORMATIVO INTERNAZIONALE

Sul piano globale, negli ultimi anni, diversi Paesi hanno implementato atti normativi con l'obiettivo di limitare la diffusione delle microplastiche e dei *microbeads*, focalizzandosi principalmente sul loro uso intenzionale nei prodotti *rinse-off* per la cura personale. Di seguito vengono riportati, a titolo esemplificativo, alcune di queste legislazioni.

Gli Stati Uniti hanno adottato il *Microbead-Free Waters Act* (2015) che vieta la produzione (a partire dal 2017) e la vendita (progressivamente tra luglio 2018 e luglio 2019, a seconda della categoria di

prodotto) di cosmetici *rinse-off* – come scrubs, dentifrici o detersivi – contenenti *microbeads* in plastica intenzionalmente aggiunti (United States Congress, 2015). In Canada sono state adottate le *Microbeads in Toiletries Regulations*, le quali vietano fabbricazione, importazione e, dal luglio 2019, la vendita di prodotti per la cura e l'igiene personale contenenti *microbeads* (Government of Canada, 2017). Disposizioni equivalenti sono state introdotte anche in Inghilterra con le *Environmental Protection (Microbeads) (England) Regulations 2017* (UK Government, 2017), e in Nuova Zelanda con le *Waste Minimisation (Microbeads) Regulations 2017* (New Zealand Government, 2017).

Normative analoghe sono state adottate anche in alcuni Stati del continente asiatico, tra cui Cina, Taiwan, Indonesia, Thailandia, India, Hong Kong SAR e Corea del Sud, con l'obiettivo di mettere al bando l'uso di *microbeads* in plastica nei prodotti per la cura della persona (He, 2024).

Recentemente, anche presso le Nazioni Unite sono stati avviati i negoziati per l'adozione di uno strumento internazionale giuridicamente vincolante sulla lotta all'inquinamento da plastica. Sebbene i negoziati risultino attualmente sospesi dopo la quinta sessione negoziale nel 2025, senza essere giunti ad una conclusione sostanziale, le microplastiche costituiscono un tema sempre più rilevante in termini geopolitici e commerciali che richiedono standard armonizzati a livello mondiale.

3.4 SFIDE REGOLATORIE E PROSPETTIVE FUTURE

Il contesto normativo sulle microplastiche è destinato a svilupparsi rapidamente, in risposta ai continui progressi scientifici e tecnologici e alla costante evoluzione delle politiche europee e degli strumenti regolatori. Le principali sfide emergenti includono:

- l'armonizzazione dei metodi analitici per il monitoraggio delle microplastiche nelle diverse matrici ambientali, al fine di garantire la comparabilità e l'affidabilità dei dati;
- la definizione di valori di riferimento e, ove opportuno, lo sviluppo potenziale di futuri standard di qualità ambientale;
- la gestione delle emissioni diffuse e dei rilasci non intenzionali, che restano la principale fonte di microplastiche nell'ambiente;
- la necessità di integrare tecnologie di intercettazione, rimozione e trattamento nei processi produttivi e nei sistemi di depurazione delle acque reflue, tenendo conto del rapido sviluppo delle soluzioni offerte dall'innovazione tecnologica, dal mercato e dalla ricerca.

Il presente Position Paper intende inserirsi in questo processo, contribuendo a fornire una lettura tecnica, coerente e aggiornata del quadro regolatorio, e supportando le imprese e gli stakeholder nell'orientarsi durante la transizione verso un sistema di gestione delle microplastiche più efficace, trasparente e sostenibile.

4. MICROPLASTICHE: IMPATTI SULL'AMBIENTE E SULLA SALUTE UMANA

4.1. INGRESSO NEI RECETTORI AMBIENTALI

Come discusso nei precedenti capitoli, le microplastiche sono ormai presenti in tutte le matrici ambientali, inclusi corpi idrici superficiali e sotterranei, sedimenti, tessuto biologico, terreni, acque reflue e aria, e la loro continua frammentazione ne aumenta progressivamente la presenza nell'ambiente (Hale et al., 2020). L'immissione delle microplastiche nell'ambiente può avvenire mediante sorgenti puntuali o diffuse (vedere per es. Fig 1, par. 2.2).

4.1.1. SORGENTI PUNTUALI

Nei corpi idrici, le microplastiche possono entrare tramite scarichi e sistemi fognari sia seguendo le vie tubate, fino agli impianti di depurazione che non riescono ad effettuare una rimozione completa, sia tramite gli eventi di bypass legati a scolmatori di piena nei sistemi fognari misti, che riversano acqua direttamente nel recettore in condizioni di sovraccarico (Martellone et al., 2021).

Dal punto di vista gestionale, va evidenziato che i sistemi di trattamento delle acque reflue non risultano ancora pienamente efficaci nella rimozione delle microplastiche, contribuendo al loro rilascio continuo nei corpi idrici anche a seguito di processi depurativi (Kochanek et al., 2025). L'efficienza totale di rimozione delle microplastiche, infatti, varia notevolmente tra i diversi impianti di trattamento delle acque reflue, con valori compresi tra il 48% e il 99% del quantitativo entrante (Zoccali et al., 2025).

L'uso come ammendanti in campo agricolo (ove consentito) dei fanghi derivanti dal trattamento delle acque reflue e contenenti microplastiche, può diventare un sorgente puntuale di ingresso nelle acque sotterranee.

Anche le discariche rappresentano una sorgente significativa di microplastiche (MPs) per la matrice acque sotterranee. Sebbene le concentrazioni rilevate nel percolato possano apparire contenute (con una media di circa 13 particelle/L), esse contribuiscono in modo costante al carico inquinante globale. Il percolato funge infatti da vettore, facilitando la migrazione delle MPs dai corpi dei rifiuti verso gli acquiferi e i terreni circostanti. Le MPs sono state rilevate nel percolato di discarica anche dopo che questo è stato sottoposto a trattamenti biologici e avanzati (Zhong, 2025).

Nei suoli, le quantità di microplastiche sono notevolmente superiori rispetto agli oceani (Li et al., 2023).

Le principali sorgenti puntuali sono l'agricoltura, attraverso l'uso di paccame in plastica o di fertilizzanti rivestiti, il cattivo smaltimento dei rifiuti e la dispersione accidentale (Li et al., 2023). Significativo è anche lo smaltimento in discarica della plastica: globalmente, le discariche ricevono tra il 21% e il 42% della produzione totale di rifiuti di plastica. Qui, processi fisici, chimici e biologici portano alla frammentazione in microplastiche che si sedimentano nel percolato e inquinano il suolo, la falda e i corpi d'acqua superficiali, causando anche la diffusione di contaminanti di interesse

emergenti come i PFAS, assorbiti dalle MPs e trasferiti nell'ambiente (Goukeh et al., 2025). L'evidenza scientifica suggerisce, infatti, che le microplastiche contenute nel percolato di discarica siano in grado di entrare negli ecosistemi pedologici attraverso diverse vie di migrazione, come il ruscellamento, l'infiltrazione verticale e il trasporto da parte di organismi e insetti scavatori (Kumar et al, 2025).

Per quanto riguarda l'aria, possono costituire sorgenti puntuali le industrie tessili, in particolare l'industria per la produzione di fibre sintetiche: le operazioni di lavorazione durante la produzione, quali il taglio, la macinazione e la tessitura, generano considerevoli quantità di fibre sintetiche che possono essere trasportate nell'atmosfera dal vento. Anche il lavaggio e asciugatura di indumenti sintetici può comportare una dispersione di fibre nell'aria (Liu et al., 2019c).

Un'altra sorgente è costituita dagli impianti di incenerimento: è stato evidenziato come un incenerimento incompleto di materiali plastici può determinare la presenza di particelle di microplastiche nei gas di combustione.

4.1.2. SORGENTI DIFFUSE

Tra le sorgenti diffuse legate agli eventi meteorici rientra il trasporto tramite ruscellamento superficiale, il quale può trasportare le microplastiche depositate sulle superficie di aree urbanizzate e agricole fino ai ricettori (Martellone et al., 2021).

Le microplastiche possono entrare e distribuirsi ampiamente nei suoli agricoli in seguito all'applicazione estensiva di fanghi di depurazione, compost e teli in plastica per la pacciamatura (Li et al., 2023).

Meijer et al. (2021) hanno stimato che tra le 0,8 e le 2,7 milioni di tonnellate di rifiuti in plastica siano immesse negli oceani da più di 1.000 fiumi, che ne causano la dispersione ubiquitaria nell'ambiente. Questi arrivano nei sistemi fluviali da attività come gli acquedotti, gli scarichi industriali e gli scarichi degli impianti di trattamento delle acque reflue (Li et al., 2023). Qui finiscono, ad esempio, le microfibre rilasciate dagli indumenti durante il lavaggio.

Possono, inoltre, contribuire i materiali a contatto con l'acqua lungo le reti idriche, venendo abrasati nel tempo, nonché processi legati a trasporto/deposizione atmosferica, dato che le particelle più leggere possono essere mobilitate dal vento e ricadere su acque interne e marine (Martellone et al., 2021).

Anche le particelle rilasciate dagli pneumatici hanno un impatto significativo: tra il 30% e il 47% finiscono nel suolo tramite gli scarichi stradali, e si aggiungono alle MPs prodotte dalla segnaletica orizzontale (Boucher and Friot, 2017; WBCSD Tire Industry Project, 2024) per poi raggiungere anche i corpi d'acqua e l'atmosfera.

Infine, la migrazione di microparticelle può avvenire anche all'interfaccia acqua-aria (ad esempio dalla superficie del mare) tramite il moto ondoso (Yang et al., 2022).

4.2. TRASPORTO DELLE MICROPLASTICHE

Il trasporto delle micro e nanoplastiche può avvenire mediante modalità sia fisiche sia biologiche. Qui di seguito ne viene presentata una sintetica rassegna.

Dispersione e ridistribuzione atmosferica

I frammenti di plastica contenuti in depositi subaerei possono essere movimentati dal vento che può ridepositarli in nuovi depositi subaerei o sulla superficie di specchi d'acqua.

Erosione e deflusso

I depositi subaerei possono essere erosi dalle precipitazioni con conseguente possibile deflusso e trasporto verso corsi d'acqua superficiali, laghi, mari o altre aree umide: studi che riportano come queste possano essere trasportate dal vento a migliaia di chilometri e come neve e pioggia ne faciliti la deposizione (Hale et al., 2020).

Una volta nell'ambiente, la distribuzione tra colonna d'acqua e sedimenti dipende anche dalla densità del polimero, particelle più leggere (PE, PP, PS), tendono a galleggiare, mentre altre (PVC, PET), più pesanti tendono a depositarsi sul fondo (Bellasi et al., 2020).

Trasferimento trofico

Sul piano biologico, l'esposizione può avvenire sia per ingestione sia per inalazione; con possibilità di biomagnificazione lungo la rete trofica passando così tra specie acquatiche sempre più grandi fino ad arrivare all'uomo (Martellone et al., 2021).

I polimeri che si accumulano nei suoli possono essere ingeriti dalla pedofauna, come i lombrichi, innescando così il trasferimento primario dei frammenti dal terreno contaminato fino ai predatori nella rete trofica terrestre (He et al., 2018). Parallelamente, attraverso il deflusso idrico superficiale (run-off) e gli scarichi urbani, le microplastiche sfuggite ai sistemi di filtrazione migrano dai suoli e dagli ecosistemi d'acqua dolce riversandosi nell'ambiente marino (Nongdren et al., 2025). Una volta disperse nelle acque di mare, le particelle, a causa delle loro ridotte dimensioni, possono essere ingerite dagli invertebrati marini e dagli organismi filtratori che si trovano alla base della complessa rete alimentare acquatica. Di conseguenza, i prodotti ittici, come bivalvi e pesci, possono contenere frammenti ingeriti nell'ambiente marino (Li et al., 2023; Yee et al., 2021).

Anche frutta e verdura assorbono nanoplastiche e microplastiche dal suolo agricolo contaminato attraverso il sistema radicale; in alcuni test le mele sono risultate pesantemente contaminate (fino a una mediana di 223.000 particelle per grammo) (Blackburn & Green, 2021; Li et al., 2023).

4.3. IMPATTI SULL'ECOSISTEMA

Nelle acque, le microplastiche possono essere facilmente ingerite da organismi inclusi pesci e macroinvertebrati bentonici, a causa della loro somiglianza con particelle alimentari e zooplancton, accumulandosi principalmente nel tratto digestivo e dando luogo a fenomeni di bioaccumulo lungo la catena trofica (Kochanek et al., 2025; Liu et al., 2025).

Gli effetti ecotossicologici associati sono molteplici e comprendono ostruzione intestinale, alterazioni del metabolismo epatico, compromissione della funzione digestiva, induzione di stress

fisiologico, riduzione delle capacità predatorie, nonché impatti negativi su crescita e riproduzione, fino a casi di mortalità (Liu et al., 2025).

Inoltre, le microplastiche possono interferire con i processi fotosintetici delle alghe, inducendo stress ossidativo e mostrando effetti dipendenti sia dalla dimensione delle particelle sia dalla specie coinvolta (Liu et al., 2025).

Le MPs interferiscono con i microrganismi responsabili del ciclo dei nutrienti e della decomposizione della sostanza organica. Studi evidenziano impatti sulla migrazione batterica e la potenziale diffusione di geni di resistenza antibiotica (ARGs) (Ding et al., 2022; Zhang et al., 2021).

Per quanto riguarda il suolo, in organismi come i lombrichi (*E. fetida*), l'ingestione di MPs provoca "falsa sazietà", stress ossidativo (alterazione degli enzimi POD e CAT) e danni tissutali, compromettendone crescita e riproduttività (Huang et al., 2023; Guo et al., 2020).

Le MPs agiscono da vettori per i contaminanti organici idrofobici (HOCs). La loro presenza nel suolo altera la biodisponibilità di queste sostanze nelle acque interstiziali, influenzandone l'assorbimento biologico (Wang et al., 2019; Hurley et al., 2017).

A differenza degli ambienti acquatici, la matrice solida può mitigare parzialmente i rischi attraverso meccanismi di adsorbimento competitivo, rendendo necessaria una valutazione basata su campioni reali di campo piuttosto che su modelli artificiali (Boots et al., 2019).

L'interazione tra microplastiche e vegetazione rappresenta un rischio emergente per la produttività agricola e la sicurezza della catena alimentare, sebbene le difficoltà analitiche di screening nei tessuti rendano la letteratura ancora limitata.

Di seguito si elencano alcuni effetti che le microplastiche generano sulle piante e sul suolo:

- Effetto inibitorio sulla crescita di radici, fusti e foglie, causato dall'interferenza delle stesse nei processi di assorbimento di acqua e nutrienti;
- Danni meccanici all'apparato radicale, causato da microplastiche principalmente in forma di fibre. Le particelle di dimensioni nanometriche penetrano nel sistema radicale attraverso il meccanismo di "crack-entry" (fessurazioni nelle radici), distribuendosi poi ai vari organi della pianta sotto la spinta della traspirazione (Li et al., 2020).
- Modifica delle proprietà chimico-fisiche del suolo e dell'attività enzimatica del suolo;
- Stress ossidativo e danni cellulari, causata dall'alterazione dei processi fisiologici. L'accumulo di microplastiche induce stress ossidativo e distorce la morfologia vegetale, influenzando negativamente l'efficienza fotosintetica in modo strettamente dipendente dal tipo di polimero presente (Zhang et al., 2022; Colzi et al., 2022).
- Modifica dell'attività microbiologica, e quindi del metabolismo delle colture, con cambiamenti in zuccheri, amminoacidi e acidi organici: ciò comporta una riduzione della biomassa;
- Le nanoplastiche, in particolare, possono causare alterazioni fisiologiche, come danni alle membrane cellulari, ai cloroplasti e ai mitocondri.

Polimeri come polipropilene (PP) e poliestere (PES) influenzano negativamente la resa delle colture. Il PP, in particolare, riduce la densità del suolo e ne altera il pH, compromettendo parametri biometrici fondamentali come l'altezza della pianta, il diametro del fusto e la biomassa totale (Zhou et al., 2023; Gao et al., 2019).

4.4. VIE DI ESPOSIZIONE PER LA SALUTE UMANA

Le vie di esposizione per l'uomo includono principalmente l'**ingestione** e l'**inalazione** con limitate evidenze relative al **contatto dermico** (Ririe et al., 2025).

Ingestione

L'ingestione viene considerata la principale via di esposizione dell'organismo umano alle MPs e NPs. La presenza di microplastiche nei suoli può portare ad un'ingestione involontaria, tramite il contatto diretto, l'ingestione di prodotti alimentari e bevande contenenti microparticelle, di polveri e suolo sollevati, oppure attraverso il deposito (fallout atmosferico) delle particelle precedentemente sospese nell'aria che ricadono dall'atmosfera.

Le principali fonti di ingestione sono costituite da:

Acqua potabile: Il consumo di acqua è uno dei vettori primari di esposizione. Il report "*Microplastics in drinking-water*" dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO, 2019) attesta la presenza ubiquitaria di microplastiche nell'acqua potabile, sollevando preoccupazioni non solo per i polimeri stessi di cui le microplastiche sono composte, ma anche per la possibile proliferazione di patogeni all'interno dei biofilm che colonizzano le superfici plastiche (la cosiddetta "plastisfera"). È stato calcolato che gli individui che consumano acqua di rubinetto possono ingerire fino a 40.000 particelle di microplastica all'anno (Blackburn & Green, 2021).

Alimenti e catena trofica: Le microplastiche disperse nei suoli e nelle acque possono essere ingerite dagli esseri umani anche attraverso la catena alimentare. Numerose ricerche hanno infatti rilevato la presenza di tali particelle in un'ampia gamma di prodotti alimentari e bevande, che spazia dal pesce all'acqua potabile, al tè, alla birra, al vino, alle bevande energetiche e analcoliche, al latte, al sale da cucina, allo zucchero, al miele, ai prodotti a base di pollame, alla frutta e alla verdura (Ziani et al., 2023). Tramite gli alimenti, tali particelle possono entrare nell'organismo attraverso l'apparato digerente e raggiungere infine il sistema gastrointestinale.

Contatto diretto: Il contatto diretto mano-bocca dal suolo e dai pavimenti (per fallout dall'aria) rappresenta un'altra delle vie di esposizione indiretta per l'ingestione involontaria di microplastiche, soprattutto da parte di neonati e bambini piccoli.

Relativamente ai bambini, la presentazione di Enyoh (2019) conferma che, quando le microfibre plastiche (spesso derivanti dal fallout atmosferico) si depositano a terra, a causa della loro abitudine di gattonare sui pavimenti o sul suolo, combinata al frequente e ripetuto contatto mano-bocca, essi ingeriscono quotidianamente la polvere plastica sedimentata.

Fallout atmosferico: La presenza di microplastiche nei suoli può portare ad un'ingestione involontaria anche attraverso il deposito (fallout atmosferico) delle particelle di MPs presenti nel suolo precedentemente sollevate in aria che ricadono sui piatti e sui cibi durante i pasti all'aperto (Enyoh et al., 2020).

Sebbene l'assunzione totale di micro- e nanoplastiche (MNPs) nell'organismo umano derivi dalla combinazione di diverse vie di ingresso, l'esposizione associata alla catena trofica ittica e alle matrici ambientali rappresenta il profilo di rischio più critico. Tale criticità è determinata dai processi di degradazione a lungo termine dei polimeri, che favoriscono il rilascio di additivi chimici e monomeri residui. Inoltre, in questi contesti, le MNPs agiscono come vettori per inquinanti ambientali e microrganismi patogeni, aumentandone la biodisponibilità e la potenziale tossicità sistemica (Yee et al., 2021).

Inalazione

Le microplastiche disperse nei suoli si mescolano al particolato e possono essere soggette a fenomeni di risollevarsi da parte del vento, con conseguente rischio di assunzione per via inalatoria (Nongdren et al., 2025; Zhong et al., 2025).

Le polveri contaminate da microplastiche che si sollevano dai terreni possono essere inalate semplicemente svolgendo attività quotidiane all'aperto (Facciola et al., 2021).

In generale, le dimensioni delle particelle inalate possono variare: le MPs fini ($<10\ \mu\text{m}$) raggiungono i polmoni, le NPs ($<1\ \mu\text{m}$) possono potenzialmente penetrare più in profondità nell'apparato respiratorio e raggiungere nel flusso sanguigno (Ageel et al., 2024). Le MPs e le NPs possono essere inalate durante le attività quotidiane, soprattutto negli ambienti dove le stesse si accumulano nella polvere e nell'aria.

Inoltre, il particolato inalabile disperso nell'aria (microplastiche di piccole dimensioni e fibre fini) ha il potenziale di emettere sostanze chimiche, rilasciate dalla matrice del polimero (come il Cloruro di Vinile) o dalla superficie della particella inalata (effetto "Cavallo di Troia"), che possono poi essere assorbite direttamente dai polmoni (Murashov et al., 2021; Zhong et al., 2025).

Contatto dermico

Un'altra modalità di esposizione è relativa al contatto cutaneo con il suolo e le acque contaminate da microplastiche. Tale via di esposizione risulta meno rilevante rispetto all'ingestione o all'inalazione.

Sebbene la pelle intatta (lo strato corneo) agisca generalmente da barriera, impedendo alle particelle di penetrare nei tessuti profondi, l'attraversamento della barriera cutanea (sia per le microplastiche che per le nanoplastiche da esse derivate) è possibile attraverso pori e ferite sulla pelle. Inoltre, l'esposizione ai raggi solari ultravioletti (UV) danneggia la pelle e ne altera l'adesione intercellulare, rendendo la barriera cutanea più debole e aumentando la penetrazione delle nanoparticelle. Infine, diverse sostanze comunemente presenti nelle lozioni e nei cosmetici (come urea, glicerolo, acidi alfa-idrossilici, etanolo e acido oleico) agiscono come potenziatori di permeazione, facilitando l'attraversamento delle nanoparticelle attraverso le regioni lipidiche dello strato corneo (Yee et al., 2021).

Il contatto con l'acqua contaminata da microplastiche durante il bagno o il nuoto, soprattutto in condizioni climatiche calde, può inoltre aumentare l'esposizione cutanea (Zhao et al., 2024). Inoltre, indossare indumenti sintetici può causare il rilascio di fibre microplastiche che si accumulano sulla pelle, specialmente in ambienti caldi e umidi.

L'esposizione cutanea non si limita al potenziale attraversamento della barriera epiteliale da parte delle microplastiche, ma include il rilascio di contaminanti adsorbiti sulla superficie. Il deposito di particolato plastico sulla pelle, derivante dal contatto con materiali polimerici, può favorire l'assorbimento dermico di additivi critici quali ftalati, bisfenoli, TCS e ritardanti di fiamma (BFR), sostanze note per la loro capacità di migrazione verso i tessuti biologici (Li et al., 2023).

Di seguito si riporta la rappresentazione, tratta da Sadique et al. (2025), delle principali vie di ingresso delle micro- e nanoplastiche nell'organismo umano.

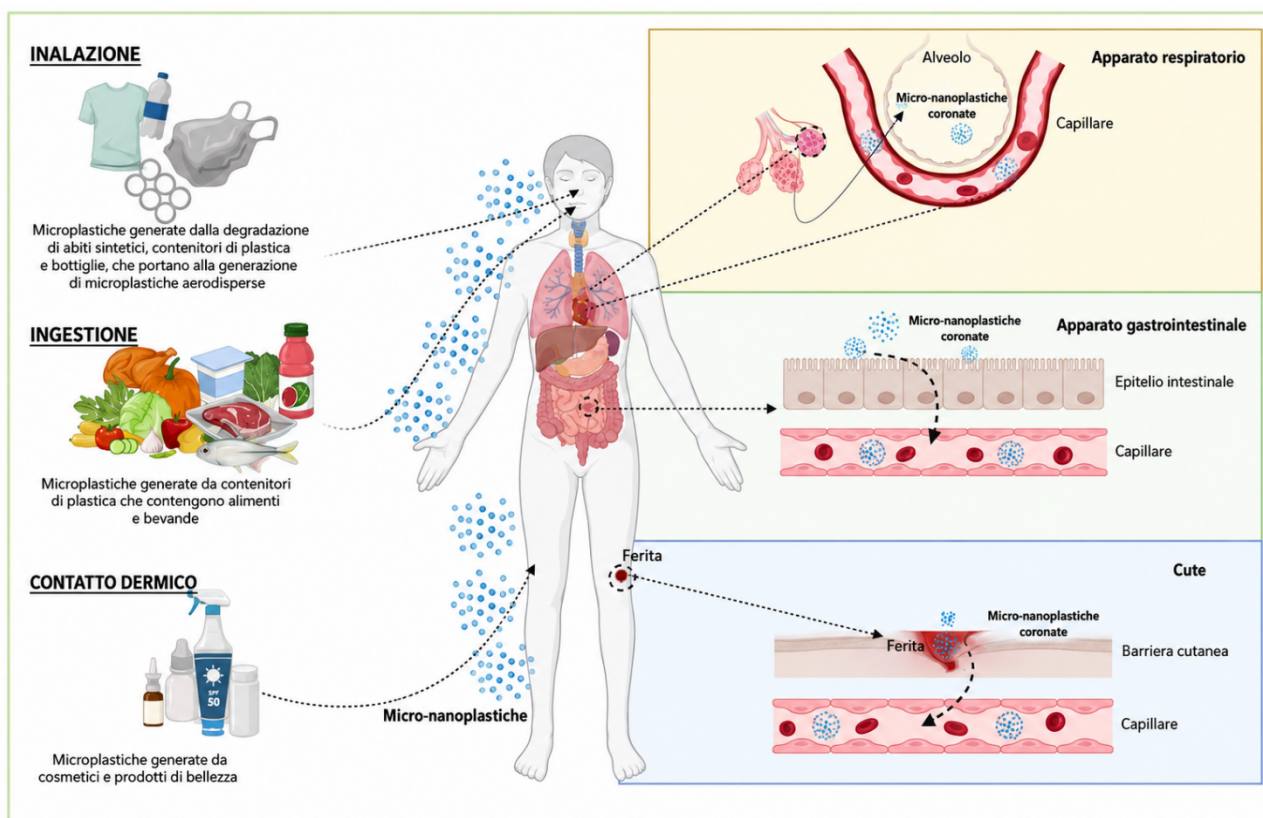


Figura 3. Le tre principali vie di ingresso delle MPs/NPs nell'organismo umano: ingestione, inalazione e contatto cutaneo (Sadique et al. 2025).

4.5. POTENZIALI IMPATTI/RISCHI PER LA SALUTE UMANA

Tramite le vie di esposizione identificate nel precedente paragrafo 3.1.4, le micro e nanoplastiche possono diffondersi all'interno dell'organismo umano e influire sulla salute in modo sia diretto che indiretto:

- L'impatto indiretto deriva dal fatto che la loro superficie spesso costituisce un ambiente favorevole alla proliferazione di microrganismi patogeni e funge al contempo da vettore per lo sviluppo e il trasporto di agenti patogeni (Yang et al. 2022). Parallelamente, le

microplastiche possono adsorbire e veicolare diversi contaminanti chimici, come gli antibiotici, i contaminanti organici e i pesticidi possono essere trasportati e depositati (Kinigopoulou et al. 2022). Le microplastiche contengono spesso additivi chimici e possono inoltre assorbire inquinanti ambientali come i metalli pesanti e gli inquinanti organici persistenti (Prata et al., 2020);

- L'impatto diretto dipende dalle vie e dalle fonti di esposizione. A livello generale, tali particelle possono agire direttamente sulle cellule o sui tessuti umani, provocando danni diretti a organi, cellule e tessuti.

Microparticelle di varie dimensioni (comprese tra 800 nm e 5 mm) sono state rilevate in numerosi campioni di organi/fluidi umani: tra questi figurano principalmente il tratto gastrointestinale (maggiormente esposto a causa dell'ingestione quale via preferenziale di diffusione nell'organismo), polmoni, latte materno, fegato, milza, placenta, sangue, colon, saliva, faccia, urina, testicoli e sperma. Il rilevamento delle microplastiche nel sangue umano è particolarmente significativo, poiché la loro presenza nel flusso sanguigno comporta il rischio che vengano trasportate verso differenti organi.

Sebbene il rilevamento di microplastiche in matrici biologiche umane sia già ampiamente documentato, la valutazione del rischio sanitario connesso all'esposizione cronica presenta ancora significativi margini di incertezza che rendono necessari ulteriori studi (Ririe et al, 2025).

L'attuale comprensione dei meccanismi di tossicità delle microplastiche si basa in gran parte su studi di laboratorio che evidenziano potenziali impatti su microbiota, barriera intestinale e metabolismo. È fondamentale, tuttavia, precisare che tali riscontri supportano la plausibilità biologica del fenomeno, ma non rappresentano prove dirette di patogenicità per l'uomo. Le evidenze cliniche umane restano infatti scarse e limitate a studi osservazionali su biomarcatori. Il passaggio dai modelli animali alla valutazione del rischio umano è ostacolato dalla mancanza di metriche di esposizione standardizzate e dalla complessa variabilità fisico-chimica delle particelle (taglia, polimero, additivi). Di conseguenza, i risultati dei modelli sperimentali vengono considerati solo come indicatori di meccanismi potenziali, mentre la valutazione degli impatti sanitari sugli esseri umani si basa rigorosamente su dati epidemiologici umani (Ririe et al., 2025).

L'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti (EPA) sta affrontando la problematica della contaminazione da microplastiche attraverso uno studio focalizzato (EPA, 2026):

- sulla caratterizzazione e quantificazione delle particelle, in particolare nell'ambiente acquatico, attraverso lo sviluppo di metodi standardizzati in grado di tenere conto dell'enorme varietà di dimensioni, densità e composizione delle particelle di micro- e nanoplastiche,
- sulla valutazione degli effetti sulla salute umana e sugli organismi acquatici, adattando i modelli esistenti e sviluppandone di nuovi.

Nonostante lo studio in corso, al momento non ci sono ancora pubblicazioni al riguardo.

Ingestione

Sebbene si ipotizzi che la maggior parte delle microplastiche più grandi attraversi il tratto gastrointestinale per essere escreta con le feci (Li et al., 2023), le dinamiche biologiche delle particelle più fini (<150 µm e nanoplastiche) destano preoccupazioni mediche.

Studi in vitro e in vivo (su roditori o modelli organoidi) dimostrano che le micro e nanoplastiche di polistirene (PS) inducono forte citotossicità. Tali particelle possono penetrare l'epitelio intestinale alterandone la permeabilità e provocando la morte delle cellule epiteliali (apoptosi e necrosi) a seguito di un grave stress ossidativo indotto dalla produzione di specie reattive dell'ossigeno (ROS) (Liang et al., 2021).

Yan et al. (2022) ha evidenziato l'esistenza di una correlazione tra la concentrazione di MPs nelle feci e le malattie infiammatorie intestinali (IBD): nei pazienti affetti da malattie infiammatorie intestinali è stata rilevata una concentrazione maggiore di MPs nelle feci (41,8 pezzi/g) rispetto agli individui in salute (28 pezzi/g).

Secondo Winiarska et al. (2024), le componenti in plastica potrebbero influire su patologie ancora poco studiate, come le allergie alimentari: le particelle possono alterare il modo in cui gli allergeni alimentari vengono digeriti, aumentare la permeabilità dell'intestino, provocando infiammazioni all'interno dell'intestino o causando squilibri intestinali (alterazioni del microbioma), tutti fattori che potrebbero aumentare la sensibilità agli allergeni alimentari.

Le particelle più microscopiche riescono ad oltrepassare l'epitelio intestinale, venendo internalizzate dalle cellule M delle placche di Peyer. Attraverso processi di endocitosi o fagocitosi, esse possono attuare una traslocazione verso il sistema linfatico, riuscendo così a immettersi nel flusso ematico circolante (Yee et al., 2021). In seguito alla circolazione, possono bioaccumulare in organi vitali come fegato, reni e intestino (Blackburn et al, 2021).

Evidenze recenti ne hanno certificato il ritrovamento nel sangue umano, così come nel latte materno, nel meconio e nella placenta, confermando un'esposizione intergenerazionale (Li et al., 2023). A tal proposito, in uno studio relativo al controllo di sei placente, sono stati rinvenuti in quattro di esse n. 12 frammenti di microplastica, di dimensioni comprese tra 5 e 10 µm, di cui cinque situati sul lato fetale, quattro sul lato materno e tre sulle membrane corio amniotiche (Ragusa et al. 2021).

Alcuni studi (Blackburn et al, 2021) indicano che l'ingestione di microplastiche potrebbe causare danni agli organismi di tipo:

- fisico: per effetto abrasivo della loro presenza, in particolare se sotto forma di fibre;
- chimico: le particelle possono fungere da vettori chimici, veicolando additivi chimici tossici rilasciati dal polimero di cui sono costituite (ad esempio, bisfenolo A, ftalati e ritardanti di fiamma PBDE) e inquinanti adsorbiti dall'ambiente esterno (metalli pesanti e POP). Questo fenomeno è noto come effetto "Cavallo di Troia";
- batteriologico, per il potenziale carico di agenti patogeni e microrganismi, in grado di causare infiammazioni e infezioni.

Inalazione

Secondo i criteri stabiliti dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) (WHO, 1997), una fibra, per essere inalabile, deve avere una lunghezza superiore a 5 µm, un diametro inferiore a 3 µm e un rapporto tra lunghezza e diametro superiore a 3:1 (Enyoh et al., 2020).

Recenti indagini cliniche hanno effettivamente confermato la presenza di microplastiche (principalmente PET e polipropilene) direttamente nei tessuti polmonari umani di persone in vita. Le dimensioni delle particelle rilevate nei polmoni (spesso inferiori a 5,5 µm per i frammenti e tra 8,12 e 16,8 µm per le fibre) risultano inferiori a quelle medie riscontrate nell'atmosfera, a dimostrazione del fatto che le vie aeree filtrano le particelle più grandi ma consentono a quelle più fini di penetrare in profondità (Eberhard et al., 2024).

Inoltre, i dati epidemiologici raccolti negli Stati Uniti, in Canada e nei Paesi Bassi hanno recentemente mostrato un aumento dell'incidenza di malattie respiratorie, quali tosse, dispnea, asma professionale e malattia polmonare interstiziale, tra i lavoratori che maneggiano fibre di nylon, poliestere e poliammide, suggerendo gli effetti nocivi dell'inalazione di dosi elevate di microplastiche presenti nell'aria (Kochanek et al. 2025).

La tossicità polmonare non è dovuta unicamente al potenziale danno fisico delle particelle, ma anche al lento rilascio di monomeri tossici (es. cloruro di vinile) dalle microplastiche direttamente ai tessuti polmonari adiacenti. Anche la risposta infiammatoria sembra essere aggravata dagli agenti chimici o dalle specie ossidanti (es. metalli) trasportati sulla superficie delle particelle (effetto "Cavallo di Troia"). Esperimenti eseguiti su cellule polmonari hanno evidenziato che le particelle di plastica contenenti additivi sono in grado di produrre un potenziale infiammatorio nettamente superiore rispetto a quelle che ne sono prive (Facciola et al. 2021).

Assorbimento cutaneo

In letteratura si riscontrano limitate pubblicazioni riguardanti gli effetti delle micro e nanoplastiche sulla pelle umana: la maggior parte degli studi sono focalizzati sulle potenziali reazioni allergiche. Una delle prime segnalazioni di allergia professionale correlata ai guanti di plastica risale al 1985 (Estlander et al., 1986). Uno recente studio ha dimostrato per la prima volta, tramite l'utilizzo di modelli 3D di pelle umana equivalente, che gli additivi chimici tossici presenti nelle microplastiche (nello specifico i ritardanti di fiamma bromurati noti come PBDE) possono essere assorbiti attraverso il contatto cutaneo, contribuendo in modo evidente al carico di queste sostanze nell'organismo umano.

I PBDE sono associati a gravi effetti avversi per la salute, tra cui alterazioni del sistema endocrino, tossicità riproduttiva, neurotossicità e cancro (Abafe et al., 2024).

Ad oggi, tuttavia, l'evidenza scientifica riguardante gli effetti sanitari legati all'assorbimento cutaneo delle microplastiche è ancora limitata, evidenziando la necessità di studi mirati per colmare l'attuale deficit informativo.

5. STRATEGIE E PRATICHE DI PREVENZIONE, MITIGAZIONE E GESTIONE PER RIDURRE L'IMPATTO DELLE MICROPLASTICHE

Le microplastiche rappresentano una delle principali sfide emergenti nell'ambito dell'inquinamento ambientale, in quanto derivano da una molteplicità di fonti e processi e sono caratterizzate da elevata persistenza, diffusività e difficoltà di rimozione una volta disperse nei comparti ambientali. Come illustrato nei capitoli precedenti, la loro presenza è oggi documentata in aria, acqua e suolo, nonché negli organismi viventi, rendendo necessario lo sviluppo di strategie efficaci per limitarne l'immissione e la propagazione.

Il presente capitolo è dedicato all'analisi delle strategie e delle buone pratiche di prevenzione, mitigazione e gestione delle microplastiche, con un approccio orientato alla riduzione dei rilasci lungo l'intero ciclo di vita dei materiali plastici. A differenza degli interventi di bonifica e trattamento, che agiscono prevalentemente a valle, le strategie qui discusse mirano a intervenire a monte e lungo i principali vettori di trasporto, al fine di limitare la formazione di microplastiche primarie e secondarie e ridurre la dispersione nell'ambiente. Il capitolo è organizzato come segue:

- Paragrafo 5.1 – Prevenzione alla fonte
- Paragrafo 5.2 – Mitigazione dei rilasci ambientali
- Paragrafo 5.3 – Politiche, governance e società

5.1. PREVENZIONE ALLA FONTE

La prevenzione alla fonte rappresenta il pilastro fondamentale, nonché la strategia più efficace, per ridurre l'immissione di microplastiche nei comparti ambientali. Intervenendo a monte dei processi di emissione, consentendo di limitare la dispersione delle particelle prima che diventino diffuse, persistenti e difficilmente recuperabili. Come illustrato nei capitoli precedenti, la maggior parte delle microplastiche presenti nell'ambiente è riconducibile a processi associati alla produzione, all'uso e alla gestione dei materiali plastici, evidenziando la necessità di strategie preventive integrate a monte della filiera al fine di contenere l'inquinamento da MPs (Khan et al., 2023).

In tale contesto, l'ITRC identifica la prevenzione alla fonte come una best practice prioritaria, soprattutto alla luce delle attuali incertezze scientifiche relative al destino ambientale, ai meccanismi di trasporto e agli effetti eco-tossicologici delle microplastiche (ITRC, 2023). Ne consegue che interventi mirati alla riduzione dei volumi di plastica immessi sul mercato, alla pianificazione basata sul ciclo di vita dei prodotti assumono un ruolo centrale per una gestione sostenibile ed efficace dell'inquinamento da MPs.

Nei paragrafi successivi vengono approfonditi i temi della riduzione della produzione e dell'uso di plastiche e della pianificazione basata sul ciclo di vita dei prodotti, considerati come strategie chiave per la prevenzione dell'immissione di microplastiche nell'ambiente.

5.1.1. RIDUZIONE DELLA PRODUZIONE E DELL'USO DI PLASTICHE

La riduzione della produzione e dell'uso di plastiche costituisce una delle misure più efficaci per contenere l'accumulo di microplastiche nell'ambiente. Numerosi studi dimostrano una correlazione diretta tra l'aumento della produzione globale di plastica e la crescita delle concentrazioni di microplastiche nei comparti acquatici, terrestri e atmosferici, sia sotto forma di microplastiche primarie sia come frammenti derivanti dalla degradazione di macroplastiche (Khan et al., 2023).

In tale contesto, le strategie di intervento per la riduzione della produzione e dell'uso di plastiche, si articolano principalmente nell'eliminazione di prodotti plastici o la loro sostituzione con materiali alternativi, e nel rafforzamento dei sistemi di riciclo, come discusso nei paragrafi successivi.

Secondo l'analisi critica di Miller (2022), la riduzione assoluta dei consumi rappresenta l'unica strategia in grado di garantire una diminuzione strutturale degli impatti ambientali associati alla plastica, evitando fenomeni di *problem shifting* legati alla semplice sostituzione dei materiali. Coerentemente, l'ITRC (2023) raccomanda di privilegiare interventi normativi e volontari volti a limitare ad esempio le applicazioni non essenziali, in particolare per i prodotti monouso caratterizzati da una rapida dispersione ambientale, quali sacchetti per la spesa, bottiglie per bevande e imballaggi alimentari leggeri, o quelli per i quali esistono alternative funzionali già disponibili.

Tuttavia, l'eliminazione di prodotti di plastica immessi sul mercato deve essere accompagnata da politiche che includono divieti normativi, obiettivi di riduzione progressiva e strumenti economici come tasse ambientali o sistemi di responsabilità estesa del produttore. Parallelamente, è fondamentale promuovere cambiamenti nei modelli di consumo, incoraggiando il riuso, la vendita sfusa e soluzioni basate su sistemi di deposito e restituzione.

Laddove l'eliminazione totale della plastica non sia praticabile, la sostituzione con materiali alternativi può ridurre in modo significativo il contributo delle microplastiche all'ambiente (ITRC, 2023). I materiali alternativi possono includere carta e cartone da filiere certificate, vetro, metalli, tessuti naturali e biopolimeri di origine rinnovabile. Tuttavia, la sostituzione deve essere valutata attentamente attraverso un'analisi del ciclo di vita, per evitare il trasferimento degli impatti ambientali da una matrice all'altra.

Tra le soluzioni proposte, vale la pena citare le plastiche biodegradabili, spesso indicate come un'opzione promettente per sostituire le plastiche convenzionali di origine petrolchimica. A differenza di quest'ultime, caratterizzate da elevata persistenza ambientale e da tempi di degradazione estremamente lunghi, i polimeri biodegradabili e bio-based — derivati da fonti rinnovabili quali glutine, estratti di liquirizia o miscele a base di acido polilattico (PLA) e chitosano — sono progettati per degradarsi più rapidamente in condizioni controllate, riducendo potenzialmente l'accumulo di rifiuti plastici nell'ambiente.

Nonostante il crescente interesse scientifico e industriale, la produzione di plastiche bio-based rimane tuttavia marginale, rappresentando meno dell'1% della produzione globale di plastica. Tale limitata diffusione è riconducibile a diversi fattori, tra cui gli elevati costi di produzione, la disponibilità limitata di materie prime e la necessità di infrastrutture dedicate (Ibrahim, 2025).

Inoltre, la competitività economica delle plastiche petrolchimiche, già consolidate lungo le catene di approvvigionamento globali, continua a ostacolare l'espansione delle bioplastiche su larga scala. L'aumento della loro quota di mercato richiederà pertanto investimenti significativi in ricerca, innovazione e politiche di supporto.

Anche le fasi di smaltimento e gestione dei rifiuti rappresentano una sfida rilevante. La diffusa percezione errata secondo cui le plastiche biodegradabili si degraderebbero in qualsiasi contesto ambientale favorisce pratiche di smaltimento scorrette, come l'abbandono nell'ambiente o il conferimento nei flussi di riciclo convenzionali, con possibili effetti negativi sull'ambiente e sulla qualità dei materiali riciclati. In questo quadro, l'aumento della consapevolezza pubblica, insieme a sistemi di etichettatura chiari e a infrastrutture di trattamento adeguate, risulta essenziale.

5.1.2. RICICLO

La riduzione della produzione di plastiche può avvenire anche attraverso il riciclo: l'utilizzo di materiali plastici riciclati al posto di materie prime vergini diminuisce infatti la necessità di produrre nuova plastica. Tuttavia, l'attuale enfasi sulle strategie di riciclo e gestione dei rifiuti, sebbene necessaria, non risulta di per sé sufficiente a contrastare la produzione continua di microplastiche (Hettiarachchi & Meegoda, 2023).

L'efficacia del riciclo dei materiali plastici è infatti spesso limitata dalla disponibilità di impianti adeguati, dalla qualità dei flussi raccolti e dalla stabilità dei mercati di sbocco dei materiali riciclati, fortemente influenzati da dinamiche economiche e politiche internazionali.

Affinché il riciclo possa svolgere un ruolo realmente incisivo nel rallentare l'immissione di nuova plastica sul mercato e la dispersione di microplastiche nell'ambiente, sono necessari interventi coordinati di natura tecnologica e politica. In particolare, l'aumento della capacità di riciclo, la promozione di una separazione efficace alla fonte e gli investimenti in tecnologie di riciclo avanzate possono contribuire in modo significativo a ridurre l'ingresso dei rifiuti plastici nell'ambiente (Ibhrain, 2025).

5.1.3. PROGETTAZIONE DEI PRODOTTI BASATA SUL CICLO DI VITA (LCA)

Il miglioramento della progettazione dei prodotti assume un ruolo strategico per contrastare la diffusione di microplastiche nell'ambiente. La riduzione della quantità di plastica impiegata, l'estensione della vita utile dei prodotti, la possibilità di riparazione e riutilizzo e il miglioramento della riciclabilità – anche attraverso la limitazione del numero di polimeri, additivi e miscele utilizzate – rappresentano interventi chiave per la prevenzione delle microplastiche.

Tuttavia, alcune soluzioni progettuali, come ad esempio l'introduzione di tappi non separabili dalle bottiglie per favorire il corretto smaltimento, possono generare compromessi negativi in termini di riciclabilità a causa dell'impiego di polimeri differenti (Brennholt, Heß & Reifferscheid, 2018), evidenziando la necessità di valutazioni integrate.

In questo contesto, la pianificazione basata sul LCA costituisce uno strumento fondamentale per integrare la prevenzione delle microplastiche nei processi di progettazione, produzione e gestione dei prodotti plastici. L'approccio LCA consente di individuare le fasi del ciclo di vita maggiormente

responsabili delle emissioni di microplastiche e di supportare decisioni informate volte a minimizzare tali rilasci (Miller, 2022; Elsamahy et al., 2023).

Diversi studi evidenziano come le metodologie LCA tradizionali non includano ancora in modo sistematico gli impatti associati alla dispersione ambientale delle microplastiche, rendendo necessaria un'evoluzione degli indicatori ambientali attualmente utilizzati (Ali et al., 2024). In questa prospettiva, l'ITRC (2023) raccomanda l'impiego del ciclo di vita come quadro concettuale per la prevenzione, anche in assenza di metriche pienamente standardizzate, al fine di evitare il trasferimento degli impatti tra fasi produttive o comparti ambientali e di supportare strategie coerenti con i principi dell'economia circolare.

5.2. MITIGAZIONE DEI RILASCI AMBIENTALI

5.2.1. GESTIONE DELLE ACQUE METEORICHE E DEL RUSCELLAMENTO

Una delle modalità con cui le macroplastiche e le microplastiche possono raggiungere gli ambienti acquatici è mediante il ruscellamento delle acque meteoriche. Durante il trasporto lungo strade e sistemi di drenaggio, le macroplastiche tendono a frammentarsi, originando frammenti di dimensioni sempre più ridotte (Cho, Y. et al., 2023).

Gli impianti di trattamento delle acque reflue (Waste Water Treatment Plants o WWTPs) sono progettati per rimuovere solidi sospesi e contaminanti dalle acque reflue urbane attraverso una sequenza di trattamenti fisici, chimici e biologici. Quando i flussi in ingresso includono anche contributi di origine meteorica, come avviene nei sistemi fognari che raccolgono il dilavamento urbano, il funzionamento degli impianti è caratterizzato da variazioni di portata e di composizione. In questo contesto, le microplastiche trasportate dalle acque meteoriche possono entrare nei WWTP insieme alle acque reflue, venendo parzialmente intercettate durante le fasi di sedimentazione primaria e di trattamento biologico.

Tuttavia, l'aumento dei carichi idraulici associato agli eventi di pioggia può ridurre l'efficienza dei processi di separazione, favorendo il passaggio di una frazione di microplastiche verso l'effluente finale o il loro accumulo nei fanghi di depurazione. Di conseguenza, pur rappresentando una barriera rilevante, i WWTP costituiscono anche un punto critico nel ciclo urbano delle microplastiche, in cui il trasporto indotto dal ruscellamento meteorico interagisce direttamente con i processi di trattamento delle acque reflue (Iyare et al., 2020; Obermaier & Pistocchi, 2022).

Il contributo delle acque di pioggia all'inquinamento da microplastiche può essere valutato tramite il monitoraggio delle Microplastiche agli scarichi o direttamente nei corpi idrici durante gli eventi meteorici. In generale, le concentrazioni di microplastiche nei corsi d'acqua e negli affluenti urbani aumentano significativamente dopo le precipitazioni (Ibrahim, N., 2025).

Esistono diverse soluzioni per ridurre l'apporto di macroplastiche e microplastiche nei sistemi acquatici, note come Best Management Practices (BMPS): le misure non strutturali si basano sulla prevenzione e sul controllo alla fonte, mentre quelle strutturali includono pratiche di accumulo, filtrazione e infiltrazione delle acque meteoriche, oltre a dispositivi di intercettazione dei rifiuti nei corsi d'acqua (ITRC, 2023).

Sebbene esistano tecnologie per la rimozione delle macroplastiche dalle acque meteoriche, come dispositivi ad alta capacità di flusso, ruote per la raccolta rifiuti e inserti per bacini di raccolta per rimuovere i macrodetriti dalle acque piovane, mancano metodi consolidati per la raccolta delle microplastiche (Cho, Y. et al., 2023).

Uno studio (Werbowski, L. M. et al., 2021) suggerisce l'utilizzo dei giardini pluviali, chiamati anche cellule di bio-ritenzione, come strategia per rimuovere le microplastiche dalle acque meteoriche. Queste cellule sono collocate in una depressione e sono composte da vegetazione autoctona, suolo ingegnerizzato e materia organica. Tuttavia, la maggior parte degli studi (Hunt, W.F. et al., 2008; DiBlasi, C. et al., 2009; Vijayaraghavan, K. et al., 2021) ha documentato la capacità dei giardini pluviali di rimuovere metalli, inquinanti chimici e nutrienti dalle acque meteoriche, ma solo pochi hanno valutato la loro efficacia nell'eliminare le microplastiche (Gilbreath, A. et al., 2019).

5.2.2. MITIGAZIONE NEI SISTEMI IDRICI E FOGNARI

Il miglioramento dei WWTPs rappresenta una strategia chiave per incrementare l'efficacia della rimozione delle microplastiche dagli effluenti rilasciati nell'ambiente. Questi impianti costituiscono infatti uno dei principali vettori attraverso cui le microplastiche raggiungono gli ecosistemi acquatici. Infatti, sebbene i sistemi di trattamento attualmente in uso includano tecnologie di filtrazione avanzate, i processi convenzionali non risultano ancora sufficienti a trattenere completamente queste microparticelle che in parte continuano a essere disperse nei corpi idrici recettori (Ibrahim, N., 2025).

Un approccio integrato e multilivello, che combini supporto normativo, tecnologie economicamente accessibili e rafforzamento delle competenze tecniche, è essenziale per rendere la mitigazione delle microplastiche concretamente realizzabile su scala globale. L'adozione di soluzioni ibride e decentralizzate, l'investimento in tecnologie a basso consumo energetico e il potenziamento delle capacità locali possono consentire anche ai Paesi in via di sviluppo di migliorare gradualmente le prestazioni dei sistemi di trattamento delle acque reflue (Ibrahim, N., 2025).

La presenza di microplastiche è stata rilevata anche in diversi campioni di acqua potabile (Koelmans A.A. et al., 2019). Sia l'acqua in bottiglia che quella del rubinetto sono state trovate contenenti microplastiche, con concentrazioni che variano a seconda della fonte, dell'imballaggio e dei processi di trattamento dell'acqua. Gli studi indicano che queste particelle possono originare da diverse vie, tra cui la degradazione di plastiche più grandi, la contaminazione durante il trattamento dell'acqua e la lisciviazione da contenitori o tubazioni di plastica (Kye H. et al., 2023).

L'OMS nel 2019 ha identificato i componenti di sistemi in PE, PVC e PP come potenziali fonti di rilascio di microplastiche tramite abrasione e degrado (WHO, 2019); ne sono un esempio i componenti infrastrutturali polimerici dei drenaggi in HDPE, spesso presenti nei sistemi di trattamento dell'acqua potabile (DWTPs) (Sahariar M.N.K et al., 2026).

A differenza del trattamento delle acque reflue, l'acqua potabile viene sottoposta a filtrazione anziché a trattamento secondario; l'unità di filtrazione è generalmente costituita da un filtro a sabbia, con l'eventuale integrazione di un filtro a carbone attivo (ITRC, 2023).

La presenza di microplastiche nell'acqua potabile solleva importanti interrogativi in termini di salute pubblica. Sebbene le conoscenze sugli effetti a lungo termine sull'organismo umano siano ancora in fase di approfondimento, numerosi studi indicano che queste particelle possono agire come vettori di contaminanti chimici e biologici, assorbendo sostanze potenzialmente tossiche e facilitandone il trasporto all'interno del corpo umano. Le particelle di dimensioni più ridotte, in particolare le nanoplastiche, destano ulteriore preoccupazione per la loro possibile capacità di attraversare barriere biologiche e accumularsi nei tessuti (WHO, 2019).

Le Best Management Practices (BMPs) rivestono un ruolo chiave nella prevenzione dell'ingresso delle microplastiche nei sistemi fognari e, di conseguenza, negli impianti di trattamento. Tra queste rientrano misure volte a limitare il rilascio di fibre sintetiche, come l'adozione di tecnologie di filtrazione nei sistemi di lavaggio domestico e industriale, la gestione sostenibile delle acque di dilavamento urbano e la riduzione dell'uso di plastica monouso. Ulteriori BMPs includono interventi normativi e gestionali, quali la regolamentazione dei prodotti contenenti microplastiche intenzionalmente aggiunte e la promozione di materiali alternativi a minore impatto ambientale (Chowdhury S.R., 2023).

Parallelamente, il miglioramento tecnologico dei WWTPs rappresenta un passaggio essenziale per ridurre il carico di microplastiche rilasciato nell'ambiente acquatico. L'integrazione di trattamenti avanzati, come la filtrazione su membrane, la flottazione avanzata o altri processi di affinamento, può contribuire in modo significativo all'abbattimento delle microplastiche prima dello scarico finale, interrompendo così il loro trasferimento verso le risorse idriche destinate alla potabilizzazione (WHO, 2019).

In questo contesto, la tutela della qualità delle acque potabili rispetto alla contaminazione da microplastiche richiede un approccio sistemico, che riconosca il ruolo centrale dei WWTPs come punto di controllo strategico e valorizzi l'adozione delle BMPs come strumento di prevenzione primaria. Solo attraverso una gestione integrata e coordinata lungo l'intero ciclo dell'acqua sarà possibile ridurre efficacemente il rischio associato alle microplastiche e garantire la sicurezza delle risorse idriche destinate al consumo umano. (GWS, 2026).

5.2.3. CONTROLLO DEI RILASCI DA ATTIVITÀ SPECIFICHE

A livello globale i settori che rilasciano la maggior quantità di microplastiche in ambiente sono tre (ITRC, 2023):

- Lavanderie industriali e fibre tessili
- Usura degli pneumatici e trasporto stradale
- Attività industriali e logistiche

Per evitare il rilascio in ambiente di microplastiche durante il lavaggio di tessuti sintetici è possibile installare dei filtri per microfibre su lavatrici domestiche o industriali e adottare sistemi di filtrazione avanzata negli impianti di depurazione, come membrane, filtri a sabbia o bioreattori a membrana. Per risolvere il problema a monte è opportuno incentivare l'utilizzo di fibre naturali o biodegradabili, evitando i capi sintetici (Acarer S., 2023).

Il settore tessile ha avviato iniziative come il Microfibre Consortium, che riunisce oltre cento produttori tessili e laboratori di analisi per perseguire il *Microfibre 2030 Commitment* che prevede di raggiungere alla fine del decennio lo *zero impact* da frammentazione di fibre tessile nell'ambiente. La roadmap verso l'obiettivo prevede sforzi sia nel coinvolgimento di un numero sempre maggiore di attori; nello studio dei fenomeni che portano alla frammentazione dei tessuti sia durante la produzione che durante l'uso e nella mitigazione della frammentazione concentrandosi sullo sviluppo di prodotti e processi manifatturieri meno soggetti al rilascio di microfibre.

Parallelamente, le microplastiche derivanti dall'usura degli pneumatici sono generate dall'attrito con la superficie stradale e vengono ampiamente disperse nell'ambiente attraverso il deflusso superficiale, configurandosi come una fonte rilevante di contaminazione. Il contatto e l'attrito costante tra le gomme dei veicoli e il manto stradale durante la circolazione determinano il rilascio di minuscole particelle costituite da gomma sintetica e altri componenti. Queste particelle vengono facilmente mobilizzate dalle precipitazioni e convogliate attraverso il deflusso urbano verso le reti fognarie, i corsi d'acqua e infine gli oceani. Le stime indicano che tale fenomeno contribuisce in modo rilevante all'inquinamento da microplastiche, con circa 1,5 milioni di tonnellate di particelle di usura degli pneumatici immesse ogni anno nel deflusso urbano (Ibrahim N. et al., 2025).

Per limitare il rilascio di microplastiche in questo settore è possibile utilizzare materiali innovativi nella realizzazione degli pneumatici, con minore contenuto di polimeri sintetici e più resistenti all'usura. Inoltre, la riduzione del traffico veicolare privato, in favore di una mobilità più sostenibile ridurrebbe il traffico e il rilascio di microplastiche dovute alla frenata. Infine, è opportuno installare sistemi di raccolta e trattamento del deflusso urbano per catturare le particelle prima che raggiungano i corpi idrici (Gosh S. et al., 2025).

Da anni i grandi produttori di pneumatici sono impegnati nello studio delle TRWP e nella ricerca di soluzioni che arginino la loro formazione. In particolare, il Tire Industry Project⁶ si impegna da anni nella ricerca scientifica sugli impatti delle TRWP e sullo sviluppo di strategie per la loro mitigazione.

Questi sforzi si riflettono anche nell'influenza sui regolatori che si stanno occupando della materia.

Ad esempio, l'Associazione Europea Manufatturieri di Pneumatici e Gomme (ETRMA) ha risposto all'approvazione di *Euro 7* – prima normativa europea che introduce dei limiti alle emissioni di particelle di usura degli pneumatici – con significativi sforzi per la ricerca di un test method standardizzato su cui definire i limiti posti dalla norma.

Una gestione più efficace della polvere urbana, tramite pulizia stradale frequente, controllo delle emissioni nei cantieri edili e incremento delle superfici verdi, consente di limitare l'accumulo e la risospensione delle microplastiche nell'aria. Un ruolo fondamentale è svolto anche dal miglioramento dei sistemi di drenaggio urbano e dall'adozione di infrastrutture verdi, come pavimentazioni permeabili, sistemi di bioretention e zone umide artificiali, che si sono dimostrate

⁶ Tire Industry Project (TIP): è un'iniziativa promossa da CEOs dei primi 10 produttori di pneumatici che coprono più del 60% della capacità produttiva mondiale. L'obiettivo dell'iniziativa è anticipare, comprendere e gestire le questioni ESG più significative dell'industria. I Co-Chair sono: Bridgestone, Continental, Good Year, Michelin.

efficaci nel trattenere le microplastiche prima che vengano trasportate nei corpi idrici attraverso il deflusso delle acque meteoriche. Infine, l'integrazione delle microplastiche nei programmi di monitoraggio della qualità dell'aria e della polvere urbana è considerata essenziale per supportare una pianificazione urbana più sostenibile, soprattutto nelle aree densamente popolate e caratterizzate da elevata pressione antropica (Ahmad T. et al. 2025; Rosso B. et al., 2023).

In misura minore, ma non trascurabile, le marcature stradali e i rivestimenti delle imbarcazioni incidono sulla diffusione delle microplastiche in ambiente, principalmente a seguito dell'erosione delle superfici verniciate e dei rivestimenti delle imbarcazioni (Ibrahim N. et al., 2025).

Inoltre, sebbene l'apporto dei prodotti per la cura personale (2%), tra cui microperle presenti in cosmetici e dentifrici, sia diminuito negli ultimi anni grazie a restrizioni normative adottate in numerosi paesi, essi continuano a rappresentare una fonte di interesse ambientale (Ibrahim N. et al., 2025).

Infine, i pellet di plastica, impiegati come materie prime nella produzione industriale, costituiscono il contributo quantitativamente più ridotto; tuttavia, perdite accidentali durante le fasi di trasporto e lavorazione possono determinare fenomeni di inquinamento localizzato (Ibrahim N. et al., 2025).

Anche vari processi industriali, tra cui la produzione di plastica, la produzione tessile e le attività edilizie, contribuiscono all'inquinamento da microplastiche. Nella produzione di plastica, piccole particelle di plastica possono sfuggire all'ambiente durante la produzione, il trasporto e lo smaltimento dei rifiuti. L'industria tessile contribuisce alla contaminazione da microplastiche attraverso la perdita di fibre sintetiche durante la lavorazione e la produzione di abbigliamento. Analogamente, le attività di costruzione che coinvolgono materiali a base di plastica e la degradazione dei detriti da costruzione rilasciano microplastiche nell'ambiente (Periyasamy, A.P. e Tehrani-Bagha, A., 2022; Prata et al., 2022).

La mitigazione delle emissioni di microplastiche richiede un approccio integrato basato sulla prevenzione alla fonte, attraverso pratiche di "pellet loss prevention" e la sostituzione delle microplastiche intenzionali con alternative non plastiche; sul miglioramento dei trattamenti degli effluenti industriali, mediante tecnologie avanzate quali filtrazione, flottazione e coagulazione-flocculazione; e su un rafforzamento della regolamentazione ambientale, includendo limiti più stringenti agli scarichi, l'applicazione della responsabilità estesa del produttore (EPR) e l'adozione di certificazioni ambientali e audit periodici per garantire il controllo e la riduzione delle emissioni (Kang J. Et al., 2025).

5.2.4. GESTIONE DEI RIFIUTI

La gestione dei rifiuti rappresenta un elemento cruciale nella mitigazione dell'immissione di microplastiche nell'ambiente, in quanto agisce come barriera intermedia tra la fase di utilizzo dei materiali plastici e la loro potenziale dispersione nei comparti ambientali. A differenza delle strategie di prevenzione alla fonte, discusse nei paragrafi precedenti, la gestione dei rifiuti interviene in una fase successiva del ciclo di vita dei materiali, con l'obiettivo di intercettare i rifiuti plastici prima che essi vadano incontro a processi di degradazione e frammentazione incontrollata.

Negli ultimi decenni la produzione mondiale di plastica ha registrato un aumento estremamente rapido, superando attualmente le 400 milioni di tonnellate annue (Ibrahim, 2023). Secondo l'Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), circa 82 milioni di tonnellate di rifiuti plastici prodotti annualmente a livello globale, pari a circa il 23% del totale, risultano mal gestiti o abbandonati. Di questi, circa 19 milioni di tonnellate vengono disperse direttamente nell'ambiente, contribuendo in modo significativo all'inquinamento di suoli, acque interne e ambienti marini.

Si noti che, seppur i Paesi del Nord America e dell'Europa dispongono generalmente di sistemi organizzati di raccolta dei rifiuti, pubblici o privati, una larga parte della popolazione mondiale non ha accesso a servizi strutturati di raccolta e smaltimento in discariche adeguatamente progettate e dispone ancor meno di servizi di riciclo, che risultano spesso non disponibili o non accessibili.

Alla luce di queste considerazioni, risulta prioritario concentrare gli sforzi sullo sviluppo e sul rafforzamento di sistemi di raccolta completi e capillari. Laddove esistano servizi pubblici di gestione dei rifiuti, questi dovrebbero essere ampliati includendo la raccolta differenziata porta a porta dei materiali riciclabili, la raccolta dedicata di rifiuti ingombranti ed elettronici, l'implementazione di sistemi di riacquisto e la realizzazione di centri di conferimento accessibili (ITRC, 2023). Tali misure contribuiscono a ridurre l'abbandono dei rifiuti e ad aumentare la quota di materiali effettivamente avviati a recupero o trattamento controllato.

Un ulteriore elemento critico è rappresentato dallo smaltimento in discarica. Globalmente, le discariche ricevono una quota compresa tra il 21% e il 42% dei rifiuti plastici prodotti. All'interno di questi sistemi, i materiali plastici sono sottoposti a un insieme di processi fisici, chimici e biologici che ne favoriscono la frammentazione progressiva in microplastiche. Le discariche si configurano quindi non solo come siti di accumulo, ma anche come sorgenti attive di microplastiche potenzialmente mobilizzabili attraverso il percolato e altre vie di trasporto ambientale (Goukeh et al., 2025).

Anche in Europa, nonostante i progressi ottenuti negli ultimi anni⁷, una quota rilevante dei rifiuti plastici generati nell'Unione Europea viene ancora incenerita o esportata al di fuori dei confini comunitari.

L'urgenza di interventi in questo settore è ulteriormente accentuata dalle proiezioni secondo cui, in assenza di misure adeguate, la produzione globale di rifiuti potrebbe aumentare fino al 70% entro il 2050 (Araujo et al., 2018). Questo scenario rende indispensabile lo sviluppo e l'implementazione di strategie innovative per il riciclo e la gestione dei rifiuti, capaci di tenere il passo con l'aumento dei volumi prodotti.

A livello europeo, il Regolamento (UE) 2023/2055 e il Piano d'Azione "Inquinamento Zero" riconoscono esplicitamente la necessità di intervenire lungo l'intero ciclo di vita dei materiali plastici,

⁷ Progressi ottenuti anche grazie alla Strategia europea per la plastica, che promuove un approccio integrato basato sulla prevenzione, sull'aumento della raccolta differenziata e sul potenziamento del riciclo, in coerenza con la gerarchia dei rifiuti che privilegia riduzione e riuso rispetto al recupero energetico e allo smaltimento (Commissione Europea, 2018)

individuando nella gestione dei rifiuti una leva strategica per ridurre del 30% le emissioni di microplastiche entro il 2030.

Il potenziamento delle capacità di selezione e riciclo rappresenta un ulteriore elemento chiave per limitare l'ingresso dei rifiuti plastici nell'ambiente. L'aumento della separazione alla fonte e l'adozione di tecnologie di riciclo più efficienti consentono di ridurre la necessità di smaltimento finale e di contenere la frammentazione dei materiali plastici nei comparti ambientali. Tuttavia, come già evidenziato nei paragrafi precedenti, tali strategie risultano efficaci solo se integrate in sistemi di gestione solidi e supportate da mercati stabili per le materie prime seconde.

Le prospettive future indicano infatti che una mitigazione efficace dell'inquinamento da microplastiche potrà essere raggiunta solo attraverso un approccio integrato, che combini azioni di prevenzione, innovazione tecnologica negli impianti di trattamento, monitoraggio ambientale e pianificazione sostenibile della gestione dei rifiuti. Un ruolo centrale, come detto in precedenza, può essere svolto dall'impiego di valutazioni di ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA) aggiornate, in grado di supportare decisioni informate e orientate alla riduzione degli impatti ambientali complessivi.

5.3. RUOLO DELLE POLITICHE, DELLA GOVERNANCE E DELLA SOCIETÀ

5.3.1. EDUCAZIONE, SENSIBILIZZAZIONE E CAMBIAMENTO COMPORTAMENTALE

Una scheda informativa del 2022 dell'Earth Day Network ha indicato che le persone utilizzano bottiglie di plastica a un ritmo di circa 1.200.000 bottiglie al minuto. Negli Stati Uniti vengono acquistate circa 50 miliardi di bottiglie d'acqua all'anno, pari a una media di circa 13 bottiglie al mese per ogni individuo. Anche nei Paesi in cui è disponibile acqua potabile di elevata qualità, molte persone ritengono che l'acquisto di acqua in bottiglia rappresenti un'opzione più salutare, nonostante le crescenti evidenze che indicano la presenza di elevate concentrazioni di microplastiche (Wong et al., 2021).

L'educazione e la sensibilizzazione dei cittadini sono strumenti fondamentali per ridurre l'impatto ambientale della plastica e contrastare la diffusione delle microplastiche.

I consumatori devono essere informati sui meccanismi di produzione, utilizzo e dispersione della plastica e consapevoli delle conseguenze di comportamenti quotidiani spesso sottovalutati, come l'uso di prodotti monouso o di tessuti sintetici (ITRC, 2023). Secondo il Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEP), l'aumento della consapevolezza pubblica è essenziale per promuovere cambiamenti nei modelli di consumo e favorire la transizione verso un'economia circolare della plastica, riducendo il rilascio di rifiuti plastici e microplastiche negli ecosistemi terrestri e acquatici (UNEP, 2025). In questo contesto, la scuola e i programmi di educazione ambientale svolgono un ruolo chiave nella formazione di cittadini responsabili, incoraggiando l'adozione di buone pratiche come la riduzione dei rifiuti, il riuso dei materiali e la scelta di alternative sostenibili. Studi e iniziative educative dimostrano che percorsi formativi mirati possono incidere positivamente sui comportamenti individuali e collettivi, contribuendo nel lungo periodo alla prevenzione dell'inquinamento da plastica e microplastiche (Liu J., 2023).

Ci sono diverse iniziative facilmente accessibili per informarsi e partecipare ad azioni volte a ridurre l'impatto dell'inquinamento da plastica, tra cui le attività dell'Earth Day (22 aprile), la Giornata Mondiale dell'Ambiente delle Nazioni Unite (5 giugno), prodotti mediatici quali Blue Planet II della BBC e Planet or Plastic di National Geographic, ecc.

Gli elementi chiave di un programma di educazione o sensibilizzazione includono la discussione delle fonti delle microplastiche, dei loro impatti ambientali e sanitari e l'applicazione della gerarchia della gestione dei rifiuti come riferimento per la gestione della plastica. La gerarchia della gestione dei rifiuti nella comunicazione ambientale viene spesso sintetizzata mediante la terminologia di facile memorizzazione "Rifiutare, Ridurre, Riutilizzare, Riutilizzare con altra funzione, Riciclare", comunemente indicata come le cinque R. La riduzione del consumo della plastica o il suo riutilizzo comportano un impatto ambientale inferiore rispetto al riciclo. Sebbene il riciclo sia ambientalmente preferibile allo smaltimento, esso richiede comunque processi ad elevato consumo energetico e infrastrutture adeguate, che potrebbero non essere immediatamente disponibili. È pertanto utile verificare quali prodotti in plastica siano effettivamente riciclabili nelle diverse aree di servizio, al fine di evitare o ridurre l'acquisto di specifiche tipologie di plastica (ITRC, 2023).

La promozione di un'economia circolare e l'implementazione di sistemi di responsabilità estesa del produttore possono contribuire a rafforzare la responsabilizzazione dei produttori; su tali basi sono stati sviluppati modelli di business sostenibili (Beghetto V. et al., 2021; Dijkstra F.A., Zhu B. & Cheng W., 2021). L'analisi e il dibattito politico si devono concentrare non solo sulle fasi di inquinamento e smaltimento, ma anche sulla produzione delle plastiche e ai modelli di sovraconsumo: come precedentemente spiegato nel paragrafo 3.2.1, è necessario risolvere il problema a monte e ridurre l'utilizzo di materiali plastici (Nielsen T.D. et al. 2020).

Dunque, il coinvolgimento del pubblico, attraverso campagne di sensibilizzazione e educazione, rappresenta uno strumento fondamentale per costruire una comprensione diffusa delle problematiche, modificare le abitudini e favorire la partecipazione alle azioni di tutela ambientale.

5.3.2. APPROCCIO INTEGRATO E PROSPETTIVE FUTURE

Come discusso nei paragrafi precedenti, le microplastiche derivano da una pluralità di fonti, processi e attività antropiche, distribuite lungo l'intero ciclo di vita dei materiali plastici. In questo contesto, emerge con chiarezza la necessità di adottare un approccio integrato, capace di combinare in modo coerente strategie di prevenzione alla fonte, misure di mitigazione dei rilasci, sistemi efficaci di gestione dei rifiuti, strumenti normativi e innovazione tecnologica, e che coinvolga istituzioni, imprese, comunità scientifica e cittadini.

Le strategie di contrasto focalizzate esclusivamente sulla rimozione delle microplastiche già presenti nell'ambiente risultano insufficienti se non accompagnate da misure strutturali di prevenzione e riduzione delle emissioni primarie e secondarie. La frammentazione continua dei manufatti plastici e l'aumento della produzione globale di plastica rischiano altrimenti di vanificare gli sforzi di bonifica e trattamento.

In questo quadro, la prevenzione alla fonte rimane l'asse portante di qualsiasi strategia efficace, ma deve essere affiancata da interventi di mitigazione capaci di intercettare le microplastiche lungo i principali vettori di trasporto, come i sistemi idrici, fognari e di gestione delle acque meteoriche, nonché da una gestione dei rifiuti orientata a ridurre l'abbandono e la dispersione ambientale. La gestione dei rifiuti, in particolare, assume una funzione di raccordo tra prevenzione e mitigazione, agendo come barriera operativa per limitare la formazione e la mobilitazione di microplastiche secondarie.

Un ulteriore elemento centrale dell'approccio integrato è rappresentato dal ruolo delle politiche, della governance e della società. L'allineamento tra strumenti regolatori, incentivi economici, responsabilità estesa del produttore ed educazione ambientale è essenziale per assicurare coerenza tra obiettivi ambientali e pratiche operative. In assenza di un adeguato quadro normativo e di un coinvolgimento attivo di cittadini e operatori economici, anche le soluzioni tecnologiche più avanzate rischiano di rimanere marginali o di essere applicate in modo disomogeneo.

Le prospettive future sono orientate verso politiche globale e multilivello che riconoscono esplicitamente la necessità di intervenire lungo l'intero ciclo di vita delle plastiche. Strumenti come il Regolamento (UE) 2023/2055 e il Piano d'Azione "Inquinamento Zero" riflettono questa impostazione, ponendo obiettivi quantitativi di riduzione delle emissioni di microplastiche e rafforzando il legame tra prevenzione, gestione dei rifiuti e controllo dei rilasci ambientali.

Dal punto di vista scientifico e tecnico, le prospettive future indicano la necessità di proseguire nello sviluppo di metodologie standardizzate di monitoraggio, indicatori affidabili e strumenti di valutazione del rischio ecotossicologico, al fine di colmare le attuali lacune conoscitive sugli effetti a lungo termine delle microplastiche sugli ecosistemi e sulla salute umana. In questo contesto, le valutazioni di ciclo di vita (LCA) assumono un ruolo sempre più rilevante come strumento di supporto alle decisioni, consentendo di confrontare diverse opzioni di intervento e di evitare il trasferimento degli impatti tra comparti ambientali o fasi del ciclo di vita.

In prospettiva, l'efficacia delle strategie di mitigazione dipenderà dalla capacità di integrare conoscenze scientifiche, innovazione tecnologica e strumenti di governance in un quadro coerente e adattabile ai diversi contesti territoriali. Nei Paesi con infrastrutture avanzate, ciò potrà tradursi nell'ottimizzazione dei sistemi esistenti e nell'introduzione di tecnologie avanzate; nei contesti a risorse limitate, invece, sarà prioritario rafforzare i servizi di base di raccolta e gestione dei rifiuti, adottando soluzioni graduali e sostenibili.

Inoltre, per l'identificazione e l'analisi delle microplastiche sono necessari anche test di laboratorio avanzati che utilizzano spettroscopia ottica, fluorescenza a raggi X e tecniche di microscopia ottica per caratterizzare i polimeri recuperati e gestire le microplastiche anche nel loro ruolo di vettori per il trasporto di altri contaminanti chimici, come i PFAS.

6. TECNOLOGIE DI RIMOZIONE DELLE MICROPLASTICHE DALLE ACQUE

Il presente capitolo ha lo scopo di presentare le tecnologie di trattamento ad oggi esistenti (consolidate ed emergenti) per la rimozione e la bonifica delle microplastiche dal comparto acqua, sia essa potabile, reflua, superficiale, marina o sotterranea.

Le tecnologie possono essere suddivise in:

- tecnologie **fisiche**
- tecnologie **biologiche**
- tecnologie **chimiche**
- tecnologie **fisico/chimiche**
- soluzioni **ibride e integrate** [trattamenti convenzionali negli impianti di trattamento acque potabili, Drinking Water Treatment Plants (DWTP) e WWTP, e emergenti come Zone umide artificiali]

Tecnologie	Convenzionali	Emergenti	Matrici
Fisiche	Coagulazione/flocculazione, sedimentazione, filtrazione (sabbia, carbone attivo)	Sedimentazione / flottazione avanzata	Acque potabili, sotterranee, superficiali
	Filtrazione a membrana (MBR, UF, OI)	Elettrocoagulazione	
		Focalizzazione acustica	Acque superficiali
		Degradazione fisica	Acque superficiali
		Fotodegradazione (luce UV)	Acque superficiali, reflue
		Trattamento termico (pirolisi e gassificazione)	Acque superficiali, suolo
		Estrazione magnetica	Acque superficiali, sotterranee
Biologiche	Giardino pluviale (drenaggio urbano) con cella di bioretention	Biodegradazione (batterica, fungina, biostimolazione)	Acque meteoriche superficiali, sotterranee, reflue, ambienti marini, suolo, sedimenti
			Acque meteoriche, reflue (come trattamento terziario)
Chimiche		Degradazione chimica (ossidazione, idrolisi)	Acque superficiali
		Ossidazione elettrochimica	Acque superficiali, sotterranee, ambienti marini, acque reflue, suolo
Fisico/chimiche	Adsorbimento		Acque superficiali, acque sotterranee
Soluzioni ibride e integrate	DWTP e WWTP (trattamenti primari, secondari, terziari)	Zone umide artificiali (constructed wetlands)	Acqua superficiale potabile, reflua

Tabella 1: Tecnologie di trattamento applicabili per la rimozione delle microplastiche dall'acqua.

6.1. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE POTABILI

Gli impianti di trattamento dell'acqua potabile prelevano frequentemente acqua da diverse fonti, tra cui acque superficiali, acque sotterranee e acqua marina, tutte potenzialmente soggette a contaminazione da microplastiche (MPs) (ITRC, 2023).

6.1.1. TECNOLOGIE CONSOLIDATE

Le tecnologie di trattamento classiche per le acque potabili prevedono i trattamenti fisici simili a quelli usati per le acque reflue ad eccezione del trattamento secondario (dato il minor contenuto organico e migliore qualità delle acque potabili): **la coagulazione, flocculazione e agglomerazione classica, spesso combinate con processi di sedimentazione o flocculazione e filtrazione** (a sabbia e carboni attivi o a membrane) (Pivokonsky et al., 2018; Nikiema et al., 2020; Novotna et al., 2019), Ali et al., 2021; Hu et al., 2021).

Il trattamento dell'acqua potabile inizia con le operazioni di grigliatura e dissabbiatura, seguite dall'aggiunta di solfato di alluminio (allume) per i processi di coagulazione e flocculazione. Successivamente, la miscela viene quindi convogliata nelle vasche di sedimentazione, dove le particelle più pesanti si depositano sul fondo. L'acqua potabile viene in seguito sottoposta a filtrazione (generalmente filtro a sabbia, con l'eventuale integrazione di un filtro a carbone attivo) ed infine distribuita per il consumo finale (Figura 4).

L'efficienza del trattamento dell'acqua potabile per la rimozione delle MPs dipende da diversi fattori, tra cui la provenienza dell'acqua grezza, concentrazioni e dimensioni delle MPs, dalla configurazione dell'impianto (singolo processo o combinazioni di processi), dalle specifiche caratteristiche del processo (dosaggio e tipologia di flocculanti), nonché dalle potenziali interazioni delle MPs con altre sostanze chimiche, quali cloro e composti del cloro o composti organici (Kelkar et al., 2019; Napper et al., 2015): tali interazioni possono influenzare sia l'efficienza del trattamento sia la valutazione delle prestazioni. La comprensione di queste interazioni rappresenta tuttora una lacuna conoscitiva nel campo del trattamento delle MPs (Nikiema et al., 2020).

L'impiego di tecnologie con filtrazione a membrana o tecnologie emergenti come l'elettrocoagulazione, sembra possa portare ad una efficienza di rimozione maggiore, come suggerito da alcuni studi (ITRC, 2023).

Categoria di trattamento	Maturità tecnologia	Tecnologia trattamento	Vantaggi / Efficienze	Riferimenti
Fisico	Tecnologie consolidate	Coagulazione e agglomerazione classiche	Efficienza di rimozione delle MPs del 70–83% (coagulazione /flocculazione combinata con sedimentazione o flottazione e filtrazione su sabbia e carbone attivo); possibilità di integrazione sequenziale con altre tecnologie	Pivokonsky et al. (2018)
		Filtrazione a membrane (osmosi inversa, ultrafiltrazione, nanofiltrazione, ecc.)	Efficienza di rimozione delle MPs fino al 99,9% per bioreattori a membrana nella fase terziaria; combinabile con altre tecnologie	Ali et al. (2021); Hu et al. (2021)
	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Sedimentazione / flottazione	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 61% utilizzando coagulanti a base di sali di ferro e alluminio; combinabile con altre tecnologie	Padervand et al. (2020)
		Elettrocoagulazione	Efficienza di rimozione delle MPs >90%, fino al 99,2% a pH 7,5; tecnologia ecocompatibile ed efficiente, particolarmente efficace per polimeri persistenti (PE, PET, nylon); più conveniente grazie all'uso di reazioni elettrochimiche anziché agenti chimici o microrganismi	Perren, Wojtasik e Cai (2018)
Sequenze di trattamento WWTP/DWTP	Tecnologie consolidate	Trattamento secondario (fanghi attivi, bioreattori, chiarificatori secondari)	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 50–98%; tecnologie ampiamente utilizzate negli impianti convenzionali	Ali et al. (2021)
		Trattamento terziario (filtrazione, coagulazione/flocculazione, ozono)	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 50–98%; tecnologie consolidate sul mercato	Ali et al. (2021)
		Coagulazione-flocculazione e filtrazione su sabbia	Efficienza complessiva del 70%	Pivokonsky et al. (2018)
		Coagulazione-flocculazione, sedimentazione, sabbia e carbone attivo granulare	Efficienza complessiva dell'81%	Pivokonsky et al. (2018)
		Coagulazione-flocculazione, sedimentazione, flottazione, filtrazione su sabbia e carbone attivo granulare	Efficienza complessiva dell'83%	Pivokonsky et al. (2018)

Tabella 2: Tecnologie di trattamento per la rimozione delle microplastiche (MPs) dall'acqua potabile (ITRC, 2023).

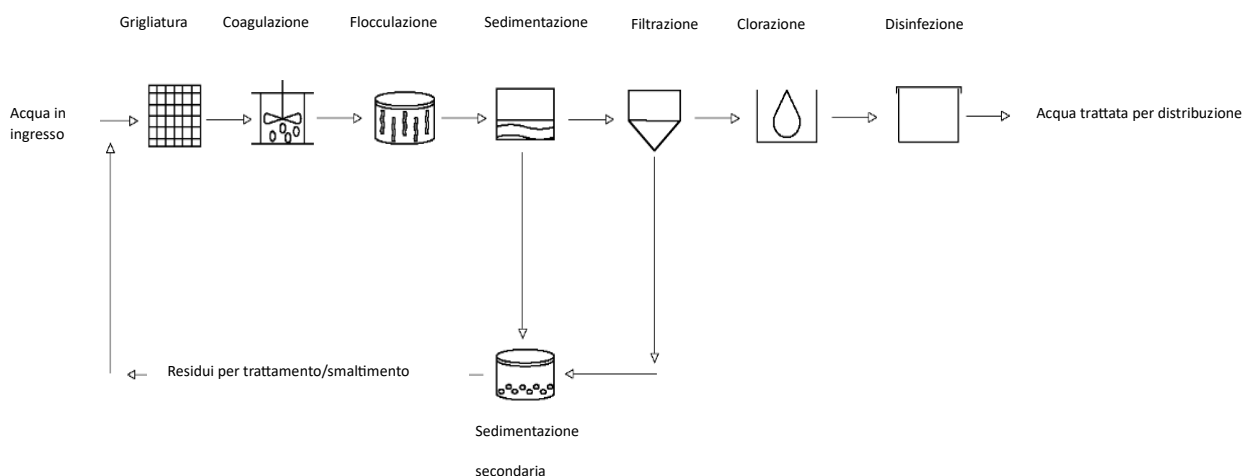


Figura 4: Fasi del trattamento convenzionale fisico dell'acqua potabile (Fonte ITRC, 2023).

6.1.2. TECNOLOGIE EMERGENTI

Tra le **tecnologie emergenti** per il trattamento delle acque potabili in letteratura si trova principalmente la elettrocoagulazione, la sedimentazione/flottazione e marginalmente anche la Fotodegradazione / Fotocatalisi (ITRC, 2023).

L'elettrocoagulazione utilizza reazioni elettrochimiche (rilasciando ioni metallici dagli elettrodi), al posto di agenti chimici o biologici, durante le quali vengono prodotti idrossidi di Fe^{3+} o Al^{3+} che, entrando in collisione con le particelle inquinanti inducono la coagulazione e catturano i polimeri. In fase sperimentale si sono osservate efficienze di rimozione delle MPs superiori al 90% (Perren, Wojtasik, e Cai, 2018; Garcia-Segura et al., 2017).

6.2. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE REFLUE

6.2.1. TECNOLOGIE CONSOLIDATE

Gli impianti di trattamento delle acque reflue (WWTP) ricevono frequentemente acqua da diverse fonti, tra cui scarichi domestici e industriali tutte con presenza di MPs di diverse tipologie, tra le quali le fibre rappresentano frazione più abbondante (25–75%) seguite da frammenti (15–65%), film (8–24%), microsfele (5–12%), schiume (1–3%) e altre tipologie (1–2%) (ITRC, 2023).

Attualmente nessuna delle tecnologie di trattamento comunemente impiegate nei depuratori di acque reflue è stata progettata specificamente per la rimozione delle particelle plastiche. Tali tecnologie sono state originariamente sviluppate per la rimozione e la neutralizzazione dei nutrienti (in particolare azoto e fosforo) nonché dei solidi sospesi dalle acque reflue. I processi meccanici, biologici e chimici utilizzati nei WWTPs possono intercettare in modo incidentale alcune particelle solide — ad esempio tramite filtrazione o inglobamento nei flocculi biologici e nei precipitati dei nutrienti — ma risultano poco efficaci nei confronti delle microplastiche, che sono generalmente di dimensioni ridotte e presentano caratteristiche morfologiche e chimiche complesse. Per questo

motivo, le microplastiche continuano a rappresentare una sfida significativa per i sistemi di trattamento convenzionali, rendendo necessario un miglioramento sostanziale delle prestazioni dei WWTPs per mitigare la crescente minaccia dell'inquinamento da microplastiche (Ibrahim, N., 2025).

Gli impianti convenzionali di trattamento delle acque reflue (WWTP) sono in grado di rimuovere oltre il 90% delle MPs dalle acque reflue nelle diverse fasi di trattamento:

- Trattamento preliminare e primario: dissabbiatori, rimozione dei grassi, sedimentazione primaria;
- Trattamento secondario: reattori a fanghi attivi, bioreattori a membrana⁸, chiarificatori secondari;
- Trattamento terziario: filtrazione, coagulazione/flocculazione, ozono.

Le efficienze di rimozione dipendono dalle dimensioni delle MPs, dalla loro densità e dal tempo di sedimentazione. La percentuale non rimossa di MPs nell'effluente, a valle del trattamento, rimane ancora significativa e svolge un ruolo importante nello scarico di MPs nei corpi idrici recettori. Inoltre, tra il 50% e l'85% delle MPs può essere trattenuto nei biosolidi di depurazione (fanghi di depurazione trattati), che vengono ampiamente applicati ai terreni agricoli e possono contribuire alla contaminazione del suolo. La distruzione delle MPs nei WWTP è considerata trascurabile, non essendoci tecnologie specifiche per la loro eliminazione oltre ai processi di trattamento convenzionali (dissabbiatura, flottazione superficiale, sedimentazione, filtrazione e bioreattori). Le efficienze di rimozione delle MPs nelle diverse fasi dei WWTP sono state stimate sulla base di studi pubblicati tra il 2015 e il 2021 e sono illustrate nella Figura 5 (ITRC, 2023).

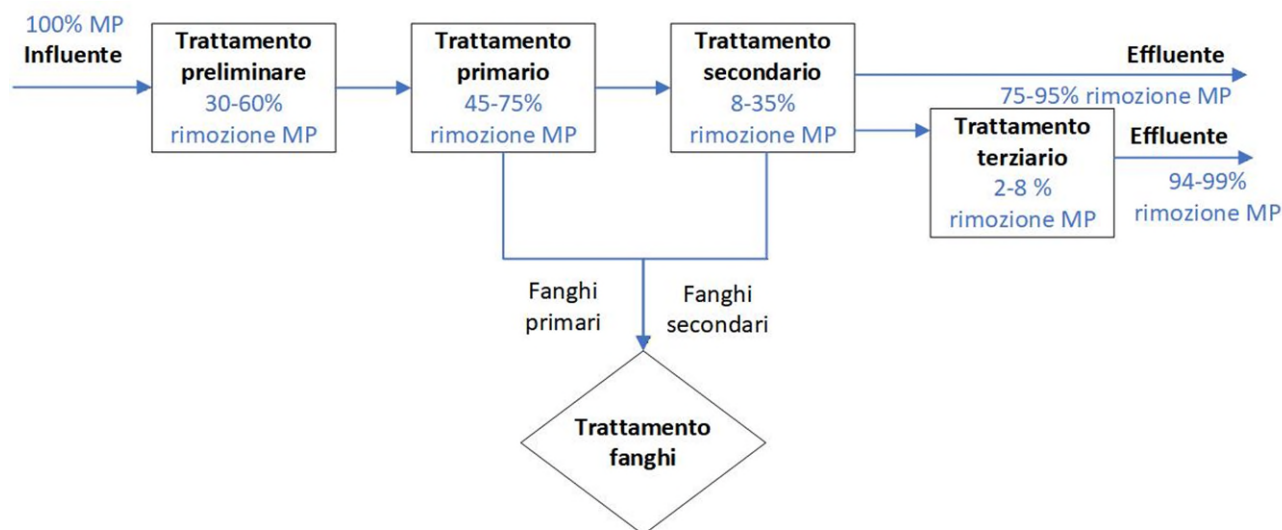


Figura 5: Stima concettuale di rimozione delle MPs nelle diverse fasi di trattamento delle MPs (modificato da ITRC, 2023).

⁸ Il bioreattore a membrana (MBR) è una variante del processo a fanghi attivi che integra un processo a membrana, come microfiltrazione o ultrafiltrazione (ITRC, 2023).

6.2.2. TECNOLOGIE EMERGENTI

Le tecnologie emergenti si focalizzano sulla degradazione delle microplastiche, mentre quelle consolidate le separano fisicamente.

Tra le tecnologie emergenti si distinguono: degradazione microbica, processi di ossidazione avanzata e trattamenti ai WWTP (Hu et al., 2021).

Biodegradazione: questa tecnologia sfrutta batteri, funghi, alghe o specifici consorzi microbici capaci di usare i polimeri plastici come fonte di carbonio (ITRC, 2023).

L'ossidazione avanzata (o elettrochimica): si basa sulla generazione in situ di radicali ossidanti (ad esempio radicali ossidrilici) mediante processi elettrochimici diretti e indiretti. Tali radicali degradano le MPs rompendo i legami polimerici e trasformandole in molecole non tossiche, quali acqua e anidride carbonica.

Fotodegradazione (Fotocatalisi): gli studi per i trattamenti delle acque reflue si sono concentrati sulla degradazione fotocatalitica delle MPs (ITRC, 2023). La fotocatalisi impiega l'irradiazione con luce UV e materiali semiconduttori per spezzare e degradare le catene polimeriche.

Trattamenti a membrana: anche se risultano efficaci nella rimozione delle MPs non sono generalmente progettati per questo scopo. I trattamenti a membrana vengono utilizzati sia come trattamenti autonomi per acque ad elevato contenuto di solidi disciolti totali, sia in combinazione con i processi di trattamento secondario o terziario (es. osmosi inversa) negli impianti di depurazione (ITRC, 2023).

Categoria di trattamento	Maturità della Tecnologia	Tecnologia di trattamento	Vantaggi / Efficienze	Riferimenti
Biologico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Biodegradazione	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 75–99%; possibile utilizzo di consorzi di organismi come strategia di trattamento	Gan e Zhang (2019); Han et al. (2017); Hu et al. (2021); Pathak e Navneet (2017)
Chimico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Ossidazione elettrochimica	Efficienza di rimozione delle MPs del 58%, fino all'86,8% con l'aggiunta di un ossidante; tempi di trattamento rapidi; particolarmente efficace per la distruzione di MPs e nanoplastiche (NP), riducendone dimensioni e massa e favorendo la mineralizzazione delle NP	Kiendrebeogo et al. (2021)
Fisico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Elettro coagulazione	Efficienza di rimozione delle MPs >90%, fino al 99,2% a pH 7,5; tecnologia particolarmente efficace per polimeri persistenti (PE, PET, nylon); più conveniente grazie all'uso di reazioni elettrochimiche anziché agenti chimici o microrganismi	Perren, Wojtasik e Cai (2018)
		Fotodegradazione (luce UV)	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 100% nei processi fotocatalitici; trasformazione di alcune plastiche (PE, PP, PVC) in combustibili C ₂	Hu et al. (2021)
Sequenze di trattamento WWTP	Tecnologie consolidate	Trattamento primario (dissabbiatore, rimozione dei grassi, sedimentazione primaria)	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 60–90%; processi e apparecchiature comuni nei depuratori convenzionali	Ali et al. (2021)
		Trattamento primario (grigliatura/dissabbiatura e sedimentazione)	Efficienza media del 31,8% (per fase e complessiva)	Ziajahromi et al. (2017)
		Trattamento primario (dissabbiatori aerati e canali di ossidazione)	Efficienza del 16,5% (per fase e complessiva)	Lv et al. (2019)
		Trattamento primario (dissabbiatore aerato, sedimentatore primario)	Efficienza del 58,84 ± 8,05% (per fase e complessiva)	Yang et al. (2019)
		Aerazione secondaria o trattamento biologico, flocculazione o sedimentazione, e disinfezione UV o decolorazione	Efficienza media del 68% (per fase) e del 78,1% (complessiva)	Ziajahromi et al. (2017)
		Trattamento secondario (fanghi attivi, bioreattori, chiarificatori secondari)	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 50–98%; tecnologie ampiamente utilizzate negli impianti convenzionali	Ali et al. (2021)
		Trattamento terziario (filtrazione, coagulazione/flocculazione, ozono)	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 50–98%; tecnologie consolidate sul mercato	Ali et al. (2021)

Tabella 3: Potenziali tecnologie di trattamento per la rimozione delle microplastiche (MPs) dalle acque reflue.

6.3. GESTIONE DEI RIFIUTI DERIVANTI DAGLI IMPIANTI DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE (WWTP/DWTP)

Come descritto nei paragrafi precedenti, gli impianti di trattamento delle acque reflue e potabili non distruggono le MPs ma le trasferiscono da una fase all'altra.

I **fanghi** intrappolano una quota rilevante delle MPs rimosse durante il trattamento delle acque e rappresentano una probabile via di ricontaminazione dell'ambiente anche dopo il loro trattamento (stabilizzazione a calce, il compostaggio, la digestione anaerobica o l'essiccamento termico). I fanghi (biosolidi) vengono trattenuti nei WWTP per un periodo relativamente breve e successivamente smaltiti in discarica, inceneriti per la produzione di energia o utilizzati in agricoltura come fonte di nutrienti.

L'**incenerimento** dei biosolidi derivanti dal trattamento delle acque reflue rappresenta il metodo di smaltimento meno comune, non garantendo però la distruzione completa delle MPs (le ceneri pesanti costituiscono una potenziale fonte di MPs). Sono in corso di studio usi alternativi dei biosolidi provenienti dai DWTP come additivi per il cemento o come produzione di piastrelle ceramiche smaltate (ITRC, 2023).

Le membrane usate nella filtrazione delle acque possono costituire una fonte di MPs per la loro composizione plastica e per la loro funzione di trattenimento di MPs.

I **concentrati derivanti dai processi di filtrazioni** a membrana sono una ulteriore fonte di contaminazione di MPs. I pochi studi sul loro possibile trattamento identificano l'uso potenziale combinato di luce UV e biossido di titanio per la rimozione foto ossidativa o dell'elettrodialisi o della nanofiltrazione/osmosi inversa potenziata, ma non hanno affrontato specificamente la rimozione delle MPs (ITRC, 2023).

6.4. TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE DOLCI SUPERFICIALI

La maggior parte degli studi sulle microplastiche (MPs) nelle acque superficiali si è concentrata nei sistemi marini, mentre meno del 4% delle pubblicazioni riguarda gli ambienti di acqua dolce (Lambert e Wagner, 2018) (ITRC, 2023).

6.4.1. TECNOLOGIE CONSOLIDATE

Attualmente, le opzioni di trattamento delle MPs nelle acque superficiali da diverse origini (ad es. dallo scarico di acque reflue domestiche, dal ruscellamento o infiltrazione delle acque meteoriche da suoli agricoli contenenti biosolidi dei WWTP, dal percolato delle discariche, dagli effluenti industriali e degli impianti di depurazione o dalla deposizione atmosferica) sono limitate e presentano analogie con il trattamento dell'acqua potabile e dell'acqua sotterranea (es. **filtrazione fisica a membrane**) e con le tecnologie utilizzate negli impianti di trattamento delle acque reflue (WWTP).

6.4.2. TECNOLOGIE EMERGENTI

Le tecnologie emergenti (in fase di sviluppo o a scala di laboratorio) sono rappresentate nella Tabella 4 tuttavia, tali sistemi in situ sono principalmente rivolti alle MPs a bassa densità (localizzate in prossimità della superficie dell'acqua) e alle macroplastiche che possono degradarsi e contribuire alla formazione di MPs nell'ambiente (ESE Magazine, 2021, ITRC, 2023).

Alcune delle tecnologie emergenti sono descritte in seguito.

Creazione di zone umide artificiali (Constructed Wetlands, "CW"): Rappresentano un'opzione primaria di gestione per le MPs trasportate dalle acque superficiali tra le sorgenti di inquinamento e i corpi idrici recettori e possono essere integrate con diverse tecnologie di mitigazione in una catena di trattamento (Chen et al., 2021; Hassan et al., 2021; Wang, Hernández Crespo et al., 2021), ad esempio come trattamento terziario dell'effluente. Le CW possono essere progettate in modo da favorire la sedimentazione dei solidi sospesi all'interno della vegetazione. Le piante contribuiscono alla rimozione di MPs principalmente attraverso tre meccanismi, prevalentemente fisici di filtrazione e sedimentazione, secondariamente chimico/fisici mediante l'adsorbimento tramite la flora nelle zone umide artificiali e marginalmente possono anche subire processi di biodegradazione ad opera di organismi (Chen et al., 2021; Wang, Hernández Crespo et al., 2021, Hou, Y. Et al., 2026) (Figura 6): regolazione della rizosfera, metabolismo fisiologico e sinergia ecologica e marginalmente anche Per limitare la rimobilizzazione delle MPs durante eventi erosivi di grande entità (es. piogge intense o deflussi stagionali), i sedimenti contenenti MPs accumulati nei bacini di sedimentazione richiedono pulizie periodiche e un corretto smaltimento (ITRC, 2023).

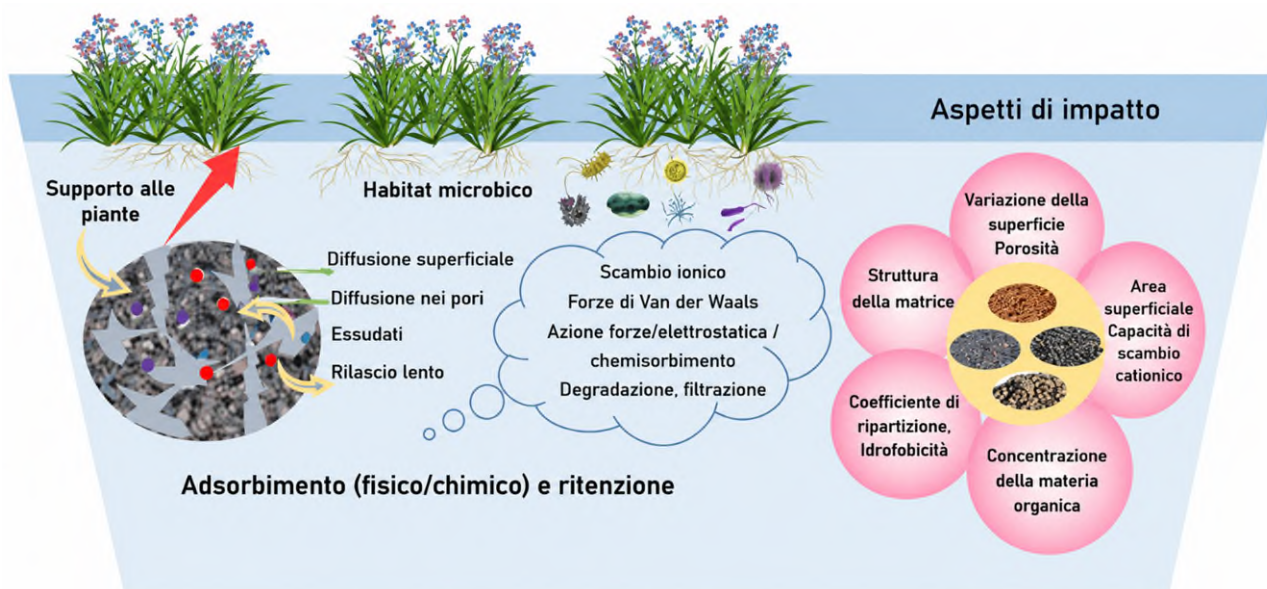


Figura 6: Meccanismi di rimozione delle zone umide artificiali (Fonte: Hou, Y. Et al., 2026).

Biodegradazione: questa tecnologia sfrutta, in situ o ex situ, batteri, funghi, alghe o specifici consorzi microbici capaci di usare i polimeri plastici come fonte di carbonio (Gan e Zhang, 2019; Han et al., 2017; Pathak e Navneet, 2017; Roager e Sonnenschein, 2019; Yoshida et al., 2016; Paço et al., 2017). Il processo di biodegradazione delle MPs comprende principalmente quattro fasi,

frammentazione (tramite biofilm), depolimerizzazione (mediante enzimi extracellulari), penetrazione delle molecole depolimerizzate all'interno delle cellule microbiche e mineralizzazione delle molecole di piccole dimensioni mediante enzimi intracellulari (ITRC, 2023).

Degradazione chimica: La degradazione per via chimica avviene attraverso reazioni di idrolisi o di ossidazione. Entrambi i processi riducono il peso molecolare dei polimeri, rendendoli più fragili e facilitandone la frammentazione, ma differiscono per agenti scatenanti, velocità e tipi di plastiche colpite. **L'idrolisi** è una reazione chimica in cui l'acqua rompe i legami chimici del polimero, particolarmente efficace per plastiche contenenti legami esterei come il polietilene tereftalato (PET) (Nikhar et al. (2024). **L'ossidazione chimica o elettrochimica** si basa sulla generazione in situ di radicali ossidanti (ad esempio radicali ossidrilici) mediante processi elettrochimici diretti e indiretti. Tali radicali degradano le MPs rompendo i legami polimerici e trasformandole in molecole non tossiche, quali acqua e anidride carbonica (ITRC, 2023).

Estrazione magnetica: questa tecnologia si basa sull'adsorbimento delle MPs su superfici metalliche (ossidi di ferro, idrossidi di magnesio nanotubi di carbonio magnetici o nanoparticelle) per far aderire, raggruppare ed estrarre le plastiche dall'acqua (Hu et al., 2021; Tang et al., 2021).

Focalizzazione acustica: sfrutta onde acustiche e vibrazioni piezometriche per isolare e concentrare fisicamente i campioni di microplastiche nell'acqua (Akiyama et al., 2020; Perera e Piyasena, 2022). La tecnologia di focalizzazione acustica è attualmente oggetto di studio come metodo per isolare le MPs nei campioni acquosi. I risultati preliminari indicano che tale tecnica è promettente per l'isolamento delle MPs, sebbene siano necessarie specifiche considerazioni in relazione alle dimensioni e alla densità delle particelle (ITRC, 2023).

Fotodegradazione (fotocatalisi): il meccanismo della fotocatalisi consiste nella conversione dell'energia dei fotoni in energia chimica e nella generazione di diverse specie reattive mediante l'impiego di materiali semiconduttori ad ampio bandgap, quali biossido di titanio, ossido di zinco e ossido ferroso, in interazione con sorgenti luminose (irradiazione con luce UV). Tali specie reattive innescano il processo di degradazione dei polimeri, portando alla scissione delle catene e alla degradazione del materiale (ITRC, 2023).

Adsorbimento: per la cattura delle MPs le tecnologie di adsorbimento avanzato utilizzano bioreattori a membrana per ridurre il numero di polimeri di MPs negli effluenti (Hu et al., 2021), idrossidi doppi stratificati zinco alluminio (LDH) su scala nanometrica o microalghe verdi (Tang et al., 2021).

Categoria di trattamento	Maturità della Tecnologia	Tecnologia di trattamento	Vantaggi / Efficienze	Riferimenti
Biologico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Biodegradazione	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 75–99%; possibile utilizzo di consorzi di organismi come strategia di trattamento	Gan e Zhang (2019); Han et al. (2017); Hu et al. (2021); Pathak e Navneet (2017)
Chimico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Degradazione chimica (ossidazione, idrolisi)	Perdita di peso delle MPs fino al 56% in sistemi tipo Fenton; basata su tecnologie già utilizzate per altri contaminanti	Hu et al. (2021)
		Ossidazione elettrochimica	Efficienza di rimozione delle MPs del 58%, fino all'86,8% con l'aggiunta di un ossidante; tempi di trattamento rapidi; particolarmente efficace per la distruzione di MPs e nanoplastiche (NP), riducendone dimensioni e massa e favorendo la mineralizzazione delle NP	Kiendrebeogo et al. (2021)
Fisico	Tecnologie consolidate	Filtrazione a membrane (osmosi inversa, ultrafiltrazione, nanofiltrazione, ecc.)	Efficienza di rimozione delle MPs fino al 99,9% per bioreattori a membrana nella fase terziaria; combinabile con altre tecnologie	Ali et al. (2021); Hu et al. (2021)
	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Sedimentazione / flottazione	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 61% utilizzando coagulanti a base di sali di ferro e alluminio; combinabile con altre tecnologie	Padervand et al. (2020)
		Estrazione magnetica	Efficienza di rimozione del 78–84% per MPs di dimensioni medie e del 92% per MPs di piccole dimensioni ed efficiente per polimeri persistenti (PE, PET, nylon); potenziale applicazione alla rimozione delle MPs dai biosolidi	Tang et al. (2021)
		Focalizzazione acustica	Consente l'applicazione mirata delle tecniche di rimozione	Akiyama et al. (2020)
		Degradazione fisica	Consente la trasformazione delle MPs per facilitare l'applicazione delle tecnologie di trattamento	Lambert e Wagner (2018)
		Fotodegradazione (luce UV)	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 100% nei processi fotocatalitici; trasformazione di alcune plastiche (PE, PP, PVC) in combustibili C ₂	Hu et al. (2021)
		Trattamento termico (pirolisi e gassificazione)	Riduzione del peso delle MPs del 54% mediante processi avanzati di ossidazione catalitica con idrolisi idrotermale	Hu et al. (2021)
Fisico / Chimico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Adsorbimento	Efficienza di rimozione delle MPs del 100% a pH 4 e del 37% a pH 9 per nanoplastiche (idrossidi doppi stratificati, LDH); elevata capacità di adsorbimento; efficace per nanoplastiche	Hu et al. (2021)
Sequenze di trattamento WWTP	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Zone umide artificiali (constructed wetlands)	Efficienza di rimozione fino al 100%	Chen et al., 2021; Hassan et al., 2021; Wang, Hernández Crespo et al., 2021

Tabella 4: Possibili tecnologie di trattamento per la rimozione delle microplastiche (MPs) dall'acqua superficiale.

6.5.TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE MARINE

L'ambiente marino, in quanto recettore finale delle plastiche, ha accumulato la maggior parte delle MPs rilasciate dalle diverse sorgenti. Alcuni studi indicano gli estuari dei fiumi (es. Fiume Yangtze in Cina, Li, Lu et al., 2020) come i principali contributori di MPs agli oceani (Lebreton et al., 2017) rispetto ai fiumi interni (ITRC, 2023) possibilmente per il maggiore accumulo.

Le tecniche di trattamento delle acque superficiali possono essere applicate anche al trattamento delle acque marine pur tenendo in considerazione l'effetto dell'elevata salinità. Nella maggior parte dei casi, gli interventi di bonifica difficilmente svolgeranno un ruolo significativo nella riduzione delle MPs nelle acque marine; tuttavia, di seguito sono descritte alcune tecnologie specifiche e percorsi di distruzione applicabili all'ambiente marino.

Biodegradazione: risultati sperimentali di laboratorio hanno individuato che un fungo naturalmente presente in ambiente marino (*Zalerion maritimum*), è in grado di utilizzare il polietilene (PE), determinando una riduzione sia della massa sia delle dimensioni delle MPs, richiedendo un apporto minimo di nutrienti nell'ambiente marino (ITRC, 2023).

Ossidazione elettrochimica: Il sistema di base comprende due elettrodi, anodo e catodo, collegati a una fonte di alimentazione. In presenza di un adeguato apporto energetico e di un elettrolita di supporto, si formano specie fortemente ossidanti che interagiscono con i contaminanti e ne determinano la degradazione. l'ossidazione elettrochimica (EO) non è ancora stata applicata a sistemi di trattamento su larga scala per il trattamento delle MPs in ambiente marino, ma è una tecnologia consolidata per il trattamento delle acque reflue per la rimozione di contaminanti organici. L'ambiente marino offre condizioni favorevoli all'applicazione della tecnologia, poiché le elevate concentrazioni saline possono fungere da elettrolita e facilitare il passaggio della corrente e la produzione di agenti ossidanti che contribuisce alla degradazione delle plastiche e alla mineralizzazione micro e nanoplastiche (ITRC, 2023).

Categoria di trattamento	Maturità della Tecnologia	Tecnologia di trattamento	Vantaggi / Efficienze	Riferimenti
Biologico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Biodegradazione	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 75–99%; possibile utilizzo di consorzi di organismi come strategia di trattamento	Gan e Zhang (2019); Han et al. (2017); Hu et al. (2021); Pathak e Navneet (2017)
Chimico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Ossidazione elettrochimica	Efficienza di rimozione delle MPs del 58%, fino all'86,8% con l'aggiunta di un ossidante; tempi di trattamento rapidi; particolarmente efficace per la distruzione di MPs e nanoplastiche (NP), riducendone dimensioni e massa e favorendo la mineralizzazione delle NP	Kiendrebeogo et al. (2021)

Tabella 5: Possibili tecnologie di trattamento per la rimozione delle microplastiche (MPs) dalle acque marine.

6.6.TECNOLOGIE DI TRATTAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE SOTTERRANEE

La bonifica delle microplastiche (MPs) nelle acque sotterranee è ancora in una fase iniziale di sviluppo. Il trattamento delle acque sotterranee contaminate da MPs può essere effettuato ex situ e in situ.

6.6.1. TRATTAMENTO EX SITU

Le acque sotterranee contaminate da MPs possono essere trattate ex situ mediante sistemi di pump and treat (P&T), nei quali l'acqua pompata dai pozzi viene veicolata verso un sistema di trattamento in superficie che provvede alla rimozione dei contaminanti. Le acque sotterranee destinate all'uso potabile possono essere trattate mediante i processi di trattamento dell'acqua potabile (DWTP), quali coagulazione, flocculazione, sedimentazione/flottazione, filtrazione (ad esempio su sabbia e carbone attivo granulare) e processi a membrana. Altre tecnologie di trattamento di carattere più sperimentale includono catene di trattamento (mediante coagulazione e ultrafiltrazione), elettrocoagulazione e estrazione magnetica (ITRC, 2023).

6.6.2. TRATTAMENTO IN SITU

Le tecnologie in Situ per la degradazione delle MPs nelle acque sotterranee sono in fase sperimentale e non sono state testate nelle condizioni operative di interesse. Tra le tecnologie potenzialmente applicabili sono state individuate diverse tecnologie di biodegradazione mediante l'utilizzo di microorganismi o funghi, ad opera di funghi o batteri o tramite consorzi microbici con possibile biostimolazione (l'applicazione di nutrienti, fertilizzanti, tensioattivi naturali e nanoparticelle, unitamente all'ottimizzazione delle condizioni ambientali, per promuovere la biodegradazione delle plastiche in situ) (ITRC, 2023).

Categoria di trattamento	Maturità della Tecnologia	Tecnologia di trattamento	Vantaggi / Efficienze	Riferimenti
Biologico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Biodegradazione	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 75-99%; possibile utilizzo di consorzi di organismi come strategia di trattamento	Gan e Zhang (2019); Han et al. (2017); Hu et al. (2021); Pathak e Navneet (2017)
Chimico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Ossidazione elettrochimica	Efficienza di rimozione delle MPs del 58%, fino all'86,8% con l'aggiunta di un ossidante; tempi di trattamento rapidi; particolarmente efficace per la distruzione di MPs e nanoplastiche (NP), riducendone dimensioni e massa e favorendo la mineralizzazione delle NP	Kiendrebeogo et al. (2021)
Fisico	Tecnologie consolidate	Filtrazione a membrane (osmosi inversa, ultrafiltrazione, nanofiltrazione, ecc.)	Efficienza di rimozione delle MPs fino al 99,9% per bioreattori a membrana nella fase terziaria; combinabile con altre tecnologie	Ali et al. (2021); Hu et al. (2021)
	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Sedimentazione / flottazione	Efficienza di rimozione delle MPs pari al 61% utilizzando coagulanti a base di sali di ferro e alluminio; combinabile con altre tecnologie	Padervand et al. (2020)
		Elettrocoagulazione	Efficienza di rimozione delle MPs >90%, fino al 99,2% a pH 7,5; tecnologia particolarmente efficace per polimeri persistenti (PE, PET, nylon); più conveniente grazie all'uso di reazioni elettrochimiche anziché agenti chimici o microrganismi	Perren, Wojtasik e Cai (2018)
		Estrazione magnetica	Efficienza di rimozione del 78-84% per MPs di dimensioni medie e del 92% per MPs di piccole dimensioni; efficiente per polimeri persistenti (PE, PET, nylon); potenziale applicazione alla rimozione delle MPs dai biosolidi	Tang et al. (2021)
Fisico / Chimico	Tecnologie in sviluppo o a scala di laboratorio	Adsorbimento	Efficienza di rimozione delle MPs del 100% a pH 4 e del 37% a pH 9 per nanoplastiche (idrossidi doppi stratificati, LDH); elevata capacità di adsorbimento; efficace per nanoplastiche	Hu et al. (2021)

Tabella 6: Potenziali tecnologie di trattamento per la rimozione delle microplastiche (MPs) dalle acque sotterranee.

6.7. LINEE GENERALI DI SVILUPPO DELLA RICERCA SCIENTIFICA E TECNOLOGICA

La ricerca scientifica e tecnologica in ambito di micro e nano plastiche è in rapida evoluzione: sono qui indicate le principali linee di sviluppo.

- Implementazione di modelli completi per la previsione del modo in cui le microplastiche si muovono e interagiscono con le diverse matrici ambientali (*Fate and Transport*).
- Valutazione dei potenziali rischi per la salute umana e per l'ambiente.
- Comprensione dei meccanismi di trasferimento delle microplastiche nella catena trofica.
- Riconoscimento e quantificazione dei fattori che determinano la tossicità e i relativi effetti sulla salute umana e sugli ecosistemi;
- Identificazione e sviluppo delle migliori strategie e tecnologie per la mitigazione, la riduzione e la gestione delle microplastiche, che vanno dalla ricerca di alternative economicamente vantaggiose alla plastica, alle strategie per il riutilizzo e la valorizzazione dei rifiuti plastici, alle tecnologie innovative per l'intercettazione e il contenimento delle particelle e per la bonifica in situ.
- Messa a punto e standardizzazione di strumenti e metodi per il campionamento e l'analisi delle microplastiche nelle diverse matrici ambientali (questo ambito è trattato dalla seconda parte di questo documento).

BIBLIOGRAFIA PARTE I

Abafe Ovokeroye Akpojevwe, Harrad Stuart, Abdallah Mohamed Abou-Elwafa (2024). *Assessment of human dermal absorption of flame retardant additives in polyethylene and polypropylene microplastics using 3D human skin equivalent models*. Environment International Volume 186, April 2024, 108635. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108635>

Acarer, S. (2023). A review of microplastic removal from water and wastewater by membrane technologies. *Water Science & Technology*, 88(1), 199-219.

Agosti, R., (2025). *Campionamento, analisi e monitoraggio delle microplastiche e macroplastiche presenti nel fiume Ticino e nei suoi affluenti all'interno dell'area urbana di Pavia*. Tesi di laurea magistrale, Università degli Studi di Pavia.

Ahmad, T., Gul, S., Peng, L., Mehmood, T., Huang, Q., Ahmad, A., ... & Zinck, P. (2025). Microplastic mitigation in urban stormwater using green infrastructure: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 23(4), 999-1024.

Akiyama, Yoshitake, Takatoshi Egawa, Kiyoshi Koyano, and Hiroshi Moriwaki. 2020. *Acoustic focusing of microplastics in microchannels: A promising continuous collection approach*. *Sensors and Actuators B: Chemical* 304:127328. doi: <https://doi.org/10.1016/j.snb.2019.127328>.

Akiyama, Yoshitake, Takatoshi Egawa, Kiyoshi Koyano, and Hiroshi Moriwaki. 2020. *Acoustic focusing of microplastics in microchannels: A promising continuous collection approach*. *Sensors and Actuators B: Chemical* 304:127328. doi: <https://doi.org/10.1016/j.snb.2019.127328>.

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, 130205.

Ali, Imran, Tengda Ding, Changsheng Peng, Iffat Naz, Huibin Sun, Juying Li, and Jingfu Liu. 2021. *Micro- and nanoplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, removal, fate, Impacts and remediation technologies – A critical review*. *Chemical Engineering Journal* 423:130205. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130205>.

Ali, S. S., Alsharbaty, M. H. M., Al-Tohamy, R., et al. (2024). *Microplastics as an Emerging Potential Threat: Toxicity, Life Cycle Assessment, and Management*. **Toxics**, 12(12), 909. <https://doi.org/10.3390/toxics12120909>

ASTM D6400-21 – Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities. <https://www.astm.org/Standards/D6400.htm>

Beghetto, V., Sole, R., Buranello, C., Al-Abkal, M., & Facchin, M. (2021). Recent advancements in plastic packaging recycling: A mini-review. *Materials*, 14(17), 4782. <https://www.mdpi.com/1996-1944/14/17/4782>

Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., & Bettinetti, R. (2020). *Microplastic Contamination in Freshwater Environments: A Review, Focusing on Interactions with Sediments and Benthic Organisms*. *Environments*, 7.

Bhattacharya, Piyal., (2016). *A review on the Impacts of microplastic beads used in cosmetics*. *Acta Biomed. Sci* 3.4.

Blackburn, K. & Green, D. (2021). *The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown*. *Ambio*, 51:518–530. Disponibile su: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34185251/>

Boots, B., Russell, C.W. and Green, D.S. (2019). *Effects of microplastics in soil ecosystems: Above and below ground*. *Environmental Science & Technology*, 53(19), pp. 11496–11506.

Boucher, J. & Friot, D. (2017) *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*. Gland, Switzerland: IUCN. Disponibile su: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>

Browne, M.A., Ros, M., Johnston, EL. (2020) *Pore-size and polymer affect the ability of filters for washing-machines to reduce domestic emissions of fibres to sewage*. *PLoS ONE* 15(6): e0234248. Disponibile su: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234248>.

Centro Studi Ecoreati – Legambiente (2026). Unione Europea e microplastiche: quadro normativo e prospettive. <https://centrostudiecoreati.org/normativa/unione-europea-e-le-microplastiche/>

Chia, W. Y., Tang, D. Y. Y., Khoo, K. S., Lup, A. N. K., & Chew, K. W. (2020). Nature's fight against plastic pollution: Algae for plastic biodegradation and bioplastics production. *Environmental Science and Ecotechnology*, 4, 100065.

Chimenos, J. M., M. Segarra, M. A. Fernández, and F. Espiell. 1999. *Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator*” *Journal of Hazardous Materials* 64 (3):211-222. doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00246-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00246-5).

Cho, Y., Shim, W. J., Ha, S. Y., Han, G. M., Jang, M., & Hong, S. H. (2023). Microplastic emission characteristics of stormwater runoff in an urban area: Intra-event variability and influencing factors. *Science of the Total Environment*, 866, 161318. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969722084224>

Chouchene, K., Patrício Silva, A.L., Costa, A., Marinho, A., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. & da Costa, J.P. (2025) *Textile microfibers: emissions, quantification and analytical characterization. A household laundry perspective*. *Green Analytical Chemistry*, 14, 100293. Disponibile su: [doi:10.1016/j.greeac.2025.100293](https://doi.org/10.1016/j.greeac.2025.100293).pdf

Chowdhury, S. R., Razzak, S. A., Hassan, I., Hossain, S. Z., & Hossain, M. M. (2023). Microplastics in freshwater and drinking water: sources, impacts, detection, and removal strategies. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(11), 673.

Citterich, F., Giudice, A. L., & Azzaro, M. (2023). A plastic world: A review of microplastic pollution in the freshwaters of the Earth's poles. *Science of The Total Environment*, 869, 161847. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972300462X>

Colzi, I., Renna, L., Bianchi, E., Castellani, M.B., Coppi, A., Pignattelli, S., Loppi, S. and Gonnelli, C. (2022). *impact of microplastics on growth, photosynthesis and essential elements in Cucurbita pepo L.* Journal of Hazardous Materials, 423, p. 127238.

Commission Regulation (EU) 2023/2055 amending Annex XVII to REACH as regards synthetic polymer microparticles. Official Journal of the European Union.
<https://echa.europa.eu/microplastics>

D'Amato, A., Nicolli, F., Paleari, S., Schluep, M., Specker, A., Tuscano, J., Piscitello, C., & Wilts, H. (2023). The fate of EU plastic waste.

European Environment Agency – European Topic Centre on Circular Economy and Resource Use (ETC/CE Report 2023/2). <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-ce/products/etc-ce-report-2023-2-the-fate-of-eu-plastic-waste/>

DiBlasi, C. J.; Li, H.; Davis, A. P.; Ghosh, U. Rimozione e destino degli inquinanti idrocarburici aromatici policiclici in un impianto urbano di bioritenzione delle acque meteoriche. *Ambiente. Sci. Technol.* 2009, 43 (2), 494– 502, DOI: 10.1021/es802090g
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es802090g>

Dijkstra, F. A., Zhu, B., & Cheng, W. (2021). Root effects on soil organic carbon: a double-edged sword. *New Phytologist*, 230(1), 60-65. <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.17082>

Ding, L., Huang, D., Ouyang, Z. and Guo, X., (2022). *The effects of microplastics on soil ecosystem: A review.* Current Opinion in Environmental Science & Health, 26, p. 100344

Eamrat, R., Pussayanavin, T., Tanatvanit, S., Niyomong, Y., Kwamman, K., Rujakom, S., & Taweesan, A. (2025). Unveiling microfiber emissions: A Comprehensive analysis of household washing activities and mitigation measures. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11, 101070.

Earth Day Network, 2022. End Plastic Pollution. Fact Sheet: Single-Use Plastics
https://www.earthday.org/fact-sheet-single-use-plastics/#_ftn3

Eberhard, T. et al. (2024). *Systematic review of microplastics and nanoplastics in indoor and outdoor air: identifying a framework and data needs for quantifying human inhalation exposures.* Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology, 34:185–196. Disponibile su: <https://doi.org/10.1038/s41370-023-00634-x>

Elsamahy, T., Al-Tohamy, R., Abdelkarim, E. A., et al. (2023). *Strategies for efficient management of microplastics to achieve life cycle assessment and circular economy.* Environmental Monitoring and Assessment, 195, 1361. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11955-7>

Environmental Protection Agency (EPA), *Microplastics Research*, Last updated on March 19, 2026. Disponibile su: <https://www.epa.gov/water-research/microplastics-research>

Enyoh CE, Shafea L, Verla AW, Verla EN, Qingyue W, Chowdhury T, Paredes M. (2020). *Microplastics Exposure Routes and Toxicity Studies to Ecosystems: An Overview*. *Environ Anal Health Toxicol*. 2020 Mar;35(1):e2020004. doi: 10.5620/eaht.e2020004. Epub 2020 Mar 25. PMID: 32570999; PMCID: PMC7308665. Disponibile su <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32570999/>

Enyoh, C. E., & Verla, A. W. (2019). *We are breathing Plastic; Don't Just Look down, Look up*. Paper presented at the 3rd IMSU World Environment Day International Conference. Disponibile su: https://www.researchgate.net/publication/333660245_We_are_breathing_Plastic_Don't_Just_Look_down_Look_up

European Chemicals Agency (ECHA) (2023). European Chemicals Agency (ECHA) (s.d.) *Microplastics*. Disponibile su: <https://echa.europa.eu/it/hot-topics/microplastics>.

European Commission (2018) *A European Strategy for Plastics in a Circular Economy*. COM(2018) 28 final. Bruxelles: Commissione Europea. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52018DC0028>

European Commission (2020) *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe*. COM(2020) 98 final. Bruxelles: Commissione Europea. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020DC0098>

European Commission (2021) *Communication from the Commission: Pathway to a Healthy Planet for All – EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil'*. COM(2021) 400 final. Bruxelles: Commissione Europea. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52021DC0400>

European Commission (2022) *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions — EU Strategy for Sustainable and Circular Textiles*. COM(2022) 141 final. Bruxelles: Commissione Europea. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022DC0141>

European Commission (2023) *Commission Delegated Regulation (EU) 2023/2772 of 31 July 2023 supplementing Directive 2013/34/EU of the European Parliament and of the Council as regards sustainability reporting standards*. GUUE L, 22.12.2023. Disponibile su: http://data.europa.eu/eli/reg_del/2023/2772/oj

European Commission (2023) *EU action against microplastics*. Lussemburgo: Ufficio delle Pubblicazioni dell'Unione Europea. Disponibile su: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/048dd075-6e47-11ee-9220-01aa75ed71a1>

European Commission (2023). EU actions to tackle microplastics pollution in the context of the European Green Deal. <https://centrostudiecoreati.org/normativa/unione-europea-e-le-microplastiche/>

European Commission. (2018). A European strategy for plastics in a circular economy. European Commission, Brussels, COM (2018) 28 final.

Facciola A, Visalli G, Pruiti Ciarello M, Di Pietro A. Newly Emerging Airborne Pollutants: Current Knowledge of Health Impact of Micro and Nanoplastics. *Int J Environ Res Public Health*. 2021 Mar 15;18(6):2997. doi: 10.3390/ijerph18062997. PMID: 33803962; PMCID: PMC7998604. Disponibile su: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33803962/>

Galli, P. (2025). Microplastiche: sfida globale tra nuove tecnologie, regolamenti e ricerca scientifica. *GreenPlanner Magazine*, 20 ottobre 2025. <https://www.greenplanner.it/2025/10/20/microplastiche-tecnologie-regolamenti-ricerca-scientifica/>

Gan, Zhiqiang, and Houjin Zhang. 2019. *PMBD: a Comprehensive Plastics Microbial Biodegradation Database*. Database 2019. doi: 10.1093/database/baz119.

Gao, M., Liu, Y. and Song, Z. (2019). *Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in lettuce (Lactuca sativa L. var. ramosa Hort)*. *Chemosphere*, 237, p. 124482.

Garcia-Segura, Sergi, Maria Maesia S. G. Eiband, Jailson Vieira de Melo, and Carlos Alberto Martínez-Huitle. 2017. *Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies*. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 801:267-299. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>.

Geyer, Roland, Jenna R. Jambeck, and Kara Lavender Law. 2017. *Production, use, and fate of all plastics ever made*. *Science Advances* 3 (7):e1700782. doi: doi:10.1126/sciadv.1700782.

Ghosh, S., Sane, A., Gohil, S., Vashishtha, V., Kumar, S. K., & Kumaraswamy, G. (2025). Mechanism of microplastic and nanoplastic emission from tire wear. *Soft Matter*, 21(15), 2782-2786.

Gilbreath, A., McKee, L., Shimabuku, I., Lin, D., Werbowski, L. M., Zhu, X., ... & Rochman, C. (2019). Multiyear water quality performance and mass accumulation of PCBs, mercury, methylmercury, copper, and microplastics in a bioretention rain garden. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 5(4), 04019004. <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/JSWBAY.0000883>

Global Water Service, GWS (2026). Microplastiche, acqua potabile e salute umana

Goukeh, M. N., Ssekimpi, D., Asefaw, B. K., Zhang, Z. (2025) *Occurrence of per- and polyfluorinated substances, microplastics, pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants in landfill leachate: A review*. *Total Environmental Engineering*, 3, 100019. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.teengi.2025.100019>

Goukeh, M. N., Ssekimpi, D., Asefaw, B. K., Zhang, Z. (2025) *Occurrence of per- and polyfluorinated substances, microplastics, pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants in landfill leachate: A review*. *Total Environmental Engineering*, 3, 100019. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.teengi.2025.100019>

Government of Canada (2017) *Microbeads in Toiletries Regulations (SOR/2017-111)*. Ottawa: Government of Canada. Disponibile su: <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2017-111>

Governo della Repubblica Italiana (2021) *Decreto Legislativo 8 novembre 2021, n. 196 – Attuazione della direttiva (UE) 2019/904 sulla riduzione dell'incidenza di determinati prodotti di plastica sull'ambiente*. Gazzetta Ufficiale n. 285 del 30 novembre 2021. Disponibile su: <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2021/11/30/21G00210/sg>

Governo della Repubblica Italiana (2023) *Decreto Legislativo 23 febbraio 2023, n. 18 – Attuazione della direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2020, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano*. Gazzetta Ufficiale n. 55 del 6 marzo 2023, S.O. n. 8. Disponibile su: <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2023/03/06/23G00025/sg>

Governo della Repubblica Italiana (2025) *Decreto Legislativo 19 giugno 2025, n. 102 – Disposizioni integrative e correttive del decreto legislativo 23 febbraio 2023, n. 18*. Gazzetta Ufficiale n. 153 del 4 luglio 2025, S.O. n. 24. Disponibile su: <https://www.normattiva.it/uri-res/N2Ls?urn:nir:stato:decreto.legislativo:2025-06-19:102>

Grbic, Jelena, Brian Nguyen, Edie Guo, Jae Bem You, David Sinton, and Chelsea M. Rochman. 2019. *Magnetic Extraction of Microplastics from Environmental Samples*. Environmental Science & Technology Letters 6 (2):68-72. doi: 10.1021/acs.estlett.8b00671.

Guo, J.J., Huang, X.P., Xiang, L., Wang, Y.Z., Li, Y.W., Li, H., Cai, Q.Y., Mo, C.H. and Wong, M.H. (2020). *Source, migration and toxicology of microplastics in soil*. Environment International, 137, p. 105263. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>

Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). *A Global Perspective on Microplastics*. Journal of Geophysical Research: Oceans, 125, e2018JC014719. Disponibile su: <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>

Han, Xu, Weidong Liu, Jian-Wen Huang, Jiantao Ma, Yingying Zheng, Tzu-Ping Ko, Limin Xu, Ya-Shan Cheng, Chun-Chi Chen, and Rey-Ting Guo. 2017. *Structural insight into catalytic mechanism of PET hydrolase*. Nature Communications 8 (1):2106. doi: 10.1038/s41467-017-02255-z.

He, H. (2024) *APAC Regulations on Plastic Microbeads in Cosmetic Products*, CHEMLINKED, 26 Sett. Disponibile su: [APAC Regulations on Plastic Microbeads in Cosmetic Products | ChemLinked](#)

Hou, Y., Ren, B., Xue, Z., Li, P., Song, J., & Zhao, Y. (2026). *Constructed wetlands for emerging contaminants removal: Current status of antibiotics, microplastics, and their effects on nutrient transformation processes*. Emerging Contaminants, 12(2), Article 100673

Houses of the Oireachtas (2019) *Microbeads (Prohibition) Act 2019*. Dublino: Stationery Office. Disponibile su: <https://www.irishstatutebook.ie/eli/2019/act/52/enacted/en/html>

<https://doi.org/10.1002/anie.201410770>

https://environment.ec.europa.eu/strategy/plastics-strategy_en

<https://gwsonline.it/acqua/microplastiche-acqua-potabili-e-salute-umana/>

<https://iwaponline.com/wst/article/88/1/199/95676/A-review-of-microplastic-removal-from-water-and>

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-025-01833-8>

<https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-023-06677-y>

<https://link.springer.com/article/10.1007/s44169-025-00098-0>

<https://link.springer.com/article/10.1007/s44169-025-00098-0>

<https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC10674966/>
<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acsestwater.1c00017>
<https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2025/sm/d5sm00074b>
<https://sdg.iisd.org/news/oecd-report-examines-policy-scenarios-for-ending-plastic-pollution-by-2040/>
<https://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/plastic%20waste/UNEP-CHW.16-6-Add.3-Rev.1.English.pdf>
[https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440\(23\)01566-9](https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440(23)01566-9)
<https://www.nature.com/articles/s43247-025-02980-0>
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389420310128>
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894721017939>
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165993618305247>
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S266601642400464X>
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666498420300570>
<https://www.unep.org/news-and-stories/story/everything-you-should-know-about-microplastics>
<https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>

Hu, Kunsheng, Wenjie Tian, Yangyang Yang, Gang Nie, Peng Zhou, Yuxian Wang, Xiaoguang Duan, and Shaobin Wang. 2021. *Microplastics remediation in aqueous systems: Strategies and technologies*. Water Research 198:117144. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117144>.

Hu, Kunsheng, Wenjie Tian, Yangyang Yang, Gang Nie, Peng Zhou, Yuxian Wang, Xiaoguang Duan, and Shaobin Wang. 2021. Microplastics remediation in aqueous systems: Strategies and technologies. Water Research 198:117144. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117144>.

Huang, M., Zhu, Y., Chen, Y. and Liang, Y. (2023). *Microplastics in soil ecosystems: Soil fauna responses to field applications of conventional and biodegradable microplastics*. Journal of Hazardous Materials, 441, p. 129943

Hunt, W. F.; Smith, J. T.; Jadlocki, S. J.; Hathaway, J. M.; Eubanks, P. R. Rimozione degli inquinanti e mitigazione del flusso di picco tramite una cellula di bioritenzione nella zona urbana di Charlotte, N.C.J. *Environ. Ing.* 2008, 134 (5), 403– 408, DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:5(403). <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%290733-9372%282008%29134%3A5%28403%29>

Hurley R. R., Nizzetto L. (2018) *Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks*. Current Opinion in Environmental Science & Health. Volume 1, February 2018, Pages 6-11. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.006>

Hurley, R.R., Woodward, J.C. and Rothwell, J.J. (2017). *Ingestion of microplastics by fresh-water tubifex worms*. Environmental Science & Technology, 51(21), pp. 12844–12851.

Ibrahim, N., Rahman, A. M. N. A. A., Shafiq, M. D., Lockman, Z., Jaafar, M., & Kameda, Y. (2025). Microplastic pollution: sources, degradation mechanisms, analytical advances, and mitigation strategies for environmental sustainability. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 263(1), 1-42.

Interstate Technology Regulatory Council (ITRC) *Microplastics Outreach Toolkit*, 2024. Disponibile su: <https://MPs-toolkit.itrcweb.org/>

ITRC – Interstate Technology & Regulatory Council (2023). *Microplastics Guidance Document*. Washington, DC. Disponibile su: <https://MPs-1.itrcweb.org/>

ITRC – Interstate Technology & Regulatory Council (2023). *Microplastics Guidance Document*. Washington, DC. Disponibile su: <https://MPs-1.itrcweb.org/>

Iwata, T. (2015). Biodegradable and bio-based polymers: Future prospects of eco-friendly plastics. *Angewandte Chemie International Edition*, 54, 3210–3215.

Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020)., Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review, *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6, 2664–2675. <https://doi.org/10.1039/D0EW00397B>

Jahandari A. (2023) *Microplastics in urban atmosphere: Sources, occurrences, distribution, and potential health implications*. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 12 (2023), 100346. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100346>

Japan Bioplastics Association (JBPA). Green Plastics Certification System.

Kang, J., Liu, X., Dai, B., Liu, T., Haider, F. U., Zhang, P., ... & Cai, J. (2025). Tyre wear particles in the environment: sources, toxicity, and remediation approaches. *Sustainability*, 17(12), 5433. <https://www.mdpi.com/2071-1050/17/12/5433>

Kang, J., Liu, X., Dai, B., Liu, T., Haider, F. U., Zhang, P., Habiba, & Cai, J. (2025). *Tyre Wear Particles in the Environment: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches*. *Sustainability*, 17(12), 5433. <https://doi.org/10.3390/su17125433>

Kaushik, A., Peter, A. E., van Pinxteren, M., Scholz-Böttcher, B. M., & Herrmann, H. (2025). Composition, interactions and resulting inhalation risk of micro-and nano-plastics in urban air. *Communications Earth & Environment*, 6(1), 985.

Khan, S., Naushad, M., Iqbal, J., et al. (2023). *Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review*. *Environmental Chemistry Letters*, 21, 1–22.

Kiendrebeogo, M., M. R. Karimi Estahbanati, A. Khosravanipour Mostafazadeh, P. Drogui, and R. D. Tyagi. 2021. *Treatment of microplastics in water by anodic oxidation: A case study for polystyrene*. *Environmental Pollution* 269:116168. doi: 10.1016/j.envpol.2020.116168.

Koe, Weng Shin, Jing Wen Lee, Woon Chan Chong, Yean Ling Pang, and Lan Ching Sim. 2020. *An overview of photocatalytic degradation: photocatalysts, mechanisms, and development of photocatalytic membrane*. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (3):2522-2565. doi: 10.1007/s11356-019-07193-5.

Koelmans, A. A., Nor, N. H. M., 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.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135419301794>

Kumar, S., Tripathi, A., Yadhav, S., Mishra, S. and Ghangrekar, M.M. (2025). *Interactions of Microplastics with Microbial Communities and the Food Web/Plants*. In *Microplastics in the Environment* (eds R.Y. Surampalli, T.C. Zhang, B.M. Al-Hashimi, C.-M. Kao, M.M. Ghangrekar, P. Bhunia and S. Das). doi: 10.1002/9781394251100.ch11.

Kye, H., Kim, J., Ju, S., Lee, J., Lim, C., & Yoon, Y. (2023). Microplastics in water systems: A review of their Impacts on the environment and their potential hazards. *Heliyon*, 9(3).

Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., ... & Reisser, J. (2018). Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific reports*, 8(1), 4666. <https://www.nature.com/articles/s41598-018-22939-w>

Li, R., Yu, L., Chai, M., Wu, H. and Zhu, X. (2020). *The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China*. *Science of The Total Environment*, 708, 135025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135025>

Li, W., Zu, B., Yang, Q., Guo, J. & Li, J. (2023). *Sources, distribution, and environmental effects of microplastics: a systematic review*. *RSC Advances*, 13, 15566–15574. Disponibile su: <https://doi.org/10.1039/d3ra02169f>

Liang, B. et al. (2021). *Underestimated health risks: polystyrene micro- and nanoplastics jointly induce intestinal barrier dysfunction by ROS-mediated epithelial cell apoptosis*. *Particle and Fibre Toxicology*, 18(1):20.

Liu, J., Hu, Z., Du, F., Tang, W., Zheng, S., Lu, S., An, L. & Ding, J. (2023). Environment education: A first step in solving plastic pollution. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1130463. <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2023.1130463/full>

Manhas, S., Anjal, A., Malva, T., Gupta, P., Sharma, T., Kumar, M., Sharma, V., Nab, Z., Arya, V., Rattan, R., Popescu, S. & Sharma, V. (2025). *Ubiquitous presence of microplastics with implication on soil health and plant development*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197, 1043. Disponibile su: <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14360-4>

Manshoven, S., Smeets, A., Malarciuc, C. & Tenhunen, A. (2022) *Microplastic pollution from textile consumption in Europe*. Eionet Report – ETC/CE 2022/1. European Topic Centre on Circular Economy and Resource Use

Martellone, L., Lucentini, L., Mattei, D., De Vincenzo, M., Favero, G., Bogialli, S., Rosso, B. (2021). *Strategie di campionamento di microplastiche*. Istituto Superiore di Sanità, Roma.

Meijer, L.J.J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., Lebreton L. (2021) *More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean*. Sci Adv. 2021 Apr 30;7(18):eaaz5803. Disponibile su: [doi: 10.1126/sciadv.aaz5803](https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803)

Miao, F., Liu, Y., Gao, M., Yu, X., Xiao, P., Wang, M., ... & Wang, X. (2020). Degradation of polyvinyl chloride microplastics via an electro-Fenton-like system with a TiO₂/graphite cathode. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 123023.

Miller, S. A. (2022). *The capabilities and deficiencies of life cycle assessment to address the plastic problem*. Frontiers in Sustainability, 3, 1007060. <https://doi.org/10.3389/frsus.2022.1007060>

Moran, K., E. Miller, Mendez M., S. Moore, A. Gilbreath, Sutton R., and D Lin. 2021. *Synthesis of microplastic sources and pathways to urban runoff. SFEI Technical Report: SFEI Contribution #1049*. Richmond, CA: San Francisco Estuary Institute.
https://www.sfei.org/sites/default/files/biblio_files/Final_OPC_MPS_Stormwater_Conceptual_Model_s_Report.pdf.

Nature, 626, 45–57. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06939-zn>

New Zealand Government (2017) Waste Minimisation (Microbeads) Regulations 2017. Disponibile su: <https://www.legislation.govt.nz/regulation/public/2017/0291/latest/whole.html>

Nielsen, T. D., Hasselbalch, J., Holmberg, K., & Stripple, J. (2020). Politics and the plastic crisis: A review throughout the plastic life cycle. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 9(1), e360. <https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wene.360>

Nikhar, S., Kumar, P., & Chakraborty, M. (2024). A review on microplastics degradation with MOF: Mechanism and action. *Next Nanotechnology*, 5, 100060. <https://doi.org/10.1016/j.nxnano.2024.100060>

Nikiema, Josiane, Javier Mateo-Sagasta, Zipporah Asiedu, Dalia Saad, and B Lamizana. 2020. *Water pollution by plastics and microplastics: a review of technical solutions from source to sea*. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme (UNEP). Disponibile su: <https://hdl.handle.net/10568/110544>

Nongdren, L., Reddy, S.L., Samal, B., Vanapalli, K.R. and Dubey, B.K. (2025). *Case Studies on Microplastic Contamination with a Focus on the Impact of the COVID-19 Pandemic*. In *Microplastics in the Environment* (eds R.Y. Surampalli, T.C. Zhang, B.M. Al-Hashimi, C.-M. Kao, M.M. Ghangrekar, P. Bhunia and S. Das). Disponibile su: <https://doi.org/10.1002/9781394251100.ch22>.

Novotna, Katerina, Lenka Cermakova, Lenka Pivokonska, Tomas Cajthaml, and Martin Pivokonsky. 2019. *Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs*. *Science of The Total Environment* 667:730-740. Disponibile su: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.431>.

Obermaier, N., & Pistocchi, A. (2022). A preliminary European-scale assessment of microplastics in urban wastewater and urban runoff, *Frontiers in Environmental Science*, 10, Article 912323. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.912323>

OECD (2022) *Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*. Parigi: OECD Publishing. Disponibile su: <https://doi.org/10.1787/de747aef-en>

Oliveira, Thiago M. B. F., Francisco W. P. Ribeiro, Simone Morais, Pedro de Lima-Neto, and Adriana N. Correia. 2022. *Removal and sensing of emerging pollutants released from (micro)plastic degradation: Strategies based on boron-doped diamond electrodes*. *Current Opinion in Electrochemistry* 31:100866. doi: <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2021.100866>.

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2024). *Policy scenarios for eliminating plastic pollution by 2040*. OECD Environment Policy Papers, OECD Publishing.

Osman, Ahmed I., et al. (2023). *Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review*. *Environmental Chemistry Letters* 21.4.

Paço, Ana, Kátia Duarte, João P. da Costa, Patrícia S. M. Santos, R. Pereira, M. E. Pereira, Ana C. Freitas, Armando C. Duarte, and Teresa A. P. Rocha-Santos. 2017. *Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus Zalerion maritimum*. *Science of The Total Environment* 586:10-15. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.017>.

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2006) *Regolamento (CE) n. 1907/2006 del Parlamento europeo e del Consiglio del 18 dicembre 2006 concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH)*. GUUE L 396, 30.12.2006, pp. 1-849. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1907/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2019) *Direttiva (UE) 2019/904 del Parlamento europeo e del Consiglio del 5 giugno 2019 sulla riduzione dell'incidenza di determinati prodotti di plastica sull'ambiente*. GUUE L 155, 12.6.2019, pp. 1-19. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2020) *Direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2020 concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione)*. GUUE L 435, 23.12.2020, pp. 1-62. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2022) *Direttiva (UE) 2022/2464 del Parlamento europeo e del Consiglio del 14 dicembre 2022 che modifica il regolamento (UE) n. 537/2014, la direttiva 2004/109/CE, la direttiva 2006/43/CE e la direttiva 2013/34/UE per quanto riguarda la rendicontazione societaria di sostenibilità (CSRD)*. GUUE L 322, 16.12.2022, pp. 15-80. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/dir/2022/2464/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2023) *Regolamento (UE) 2023/2055 della Commissione del 25 settembre 2023 che modifica l'allegato XVII del regolamento (CE) n. 1907/2006 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*. GUUE L 238, 27.9.2023, pp. 67-88. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/reg/2023/2055/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2024) *Regolamento (UE) 2024/1781 del Parlamento europeo e del Consiglio del 13 giugno 2024 che istituisce un quadro per l'elaborazione*

di specifiche di progettazione ecocompatibile per prodotti sostenibili, modifica la direttiva (UE) 2020/1828 e il regolamento (UE) 2023/1542 e abroga la direttiva 2009/125/CE (ESPR). GUUE L, 28.6.2024. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2024/1781/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2024) *Decisione Delegata (UE) 2024/1441 della Commissione dell'11 marzo 2024 che integra la direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio stabilendo una metodologia per misurare le microplastiche nelle acque destinate al consumo umano*. GUUE L, 23.5.2024. Disponibile su: http://data.europa.eu/eli/dec_del/2024/1441/oj

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2024) *Regolamento (UE) 2024/1257 del Parlamento europeo e del Consiglio del 24 aprile 2024 relativo all'omologazione dei veicoli a motore e dei motori, nonché di sistemi, componenti ed entità tecniche indipendenti destinati a tali veicoli, per quanto riguarda le emissioni e la durabilità delle batterie (Euro 7)*. GUUE L, 19.7.2024. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1257/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2025) *Direttiva (UE) 2025/2360 del Parlamento europeo e del Consiglio del 12 novembre 2025 sul monitoraggio e la resilienza del suolo (Soil Monitoring Law)*. GUUE L, 26.11.2025. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/dir/2025/2360/oj>

Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea (2025) *Regolamento (UE) 2025/2365 del Parlamento europeo e del Consiglio del 12 novembre 2025 sulla prevenzione delle perdite di pellet di plastica per ridurre l'inquinamento da microplastiche*. GUUE L, 26.11.2025. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/reg/2025/2365/oj>

Pathak, Vinay Mohan, and Navneet. 2017. *Review on the current status of polymer degradation: a microbial approach*. Bioresources and Bioprocessing 4 (1):15. doi: 10.1186/s40643-017-0145-9.

Perera, Lumala Nelum, and Menake E. Piyasena. 2022. *Acoustic focusing of microplastics in microfabricated and steel tube devices: An experimental study on the effects from particle size and medium density*. Separation and Purification Technology 288:120649. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120649>.

Perera, Lumala Nelum, and Menake E. Piyasena. 2022. *Acoustic focusing of microplastics in microfabricated and steel tube devices: An experimental study on the effects from particle size and medium density*. Separation and Purification Technology 288:120649. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120649>.

Periyasamy, A. P., & Tehrani-Bagha, A. (2022). A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. *Polymer Degradation and Stability*, 199, 109901. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141391022000878>

Perren, William, Arkadiusz Wojtasik, and Qiong Cai. 2018. *Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation*. ACS Omega 3 (3):3357-3364. doi: 10.1021/acsomega.7b02037.

Phonsy, P. D., Anju. S. G., K. P. Jyothi, Suguna Yesodharan, and E. P. Yesodharan. 2015. *"Semiconductor Mediated Photocatalytic Degradation of Plastics and Recalcitrant Organic Pollutants in Water: Effect of Additives and Fate of Insitu Formed H2O2"*. Journal of Advanced Oxidation Technologies 18 (1):85-97. doi: doi:10.1515/jaots-2015-0111.

Pivokonsky, M., L. Cermakova, K. Novotna, P. Peer, T. Cajthaml, and V. Janda. 2018. *Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water*. Science of the Total Environment 643:1644-1651. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102.

Plastic circular economy: Our approach. <https://www.unido.org/plastic-circular-economy/our-approach>

PlasticsEurope, Operation Clean Sweep® - Obiettivo: zero dispersione di granuli. Disponibile su: https://www.opcleansweep.eu/application/files/1616/3005/1981/OCS_Manual_IT.pdf

Prata, J. C., Da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for Sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159.

Prata, J. C., Patrício Silva, A. L., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Walker, T. R., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. (2019). Solutions and integrated strategies for the control and mitigation of plastic and microplastic pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(13), 2411. <https://doi.org/10.3390/ijerph16132411>

República Portuguesa (2021) *Decreto-Lei n.º 69/2021, de 30 de julho – Proíbe a colocação no mercado de cosméticos rinse-off que contenham microplásticos*. Diário da República n.º 147/2021, Série I. Disponibile su: <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/69-2021-168697992>

République Française (2016) *Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages*, art. 124. Journal Officiel de la République Française n° 0184 du 9 août 2016. Disponibile su: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000033016237/>

République Française (2017) *Décret n° 2017-291 du 6 mars 2017 relatif aux conditions de mise en œuvre de l'interdiction de la mise sur le marché des produits cosmétiques rincés à usage d'exfoliation ou de nettoyage comportant des particules plastiques solides*. Journal Officiel de la République Française n° 0057 du 8 mars 2017. Disponibile su: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000034154540>

Ririe, A.K. et al. (2025). *Impact of Microplastic Exposure on Human Health: A Systematic Review of Mechanisms, Biomarkers, and Clinical Outcomes*. Cureus, 17

Roager, Line, and Eva C. Sonnenschein. 2019. *Bacterial Candidates for Colonization and Degradation of Marine Plastic Debris*. Environmental Science & Technology 53 (20):11636-11643. doi: 10.1021/acs.est.9b02212.

Rosso, B., Bravo, B., Gregoris, E., Barbante, C., Gambaro, A., & Corami, F. (2023). Quantification and chemical characterization of plastic additives and small microplastics (< 100 µm) in highway road dust. *Toxics*, 11(11), 936.

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.

Shah, M. P. and G. YıldızTöre(eds.). (2025). Microplastics (MPs) in Wastewater: Determination-Treatment Methods and Effects on Climate Change, *Environmental Science and Engineering*, <https://doi.org/10.1007/978-3-031-76949-8>

Shahariar, M. N. K., Holsen, T. M., & Baki, A. B. (2026). Fate and distribution of microplastics in a small-scale drinking water treatment plant: Evidence from a year-long monitoring Campaign. *Journal of Water Process Engineering*, 87, 109993.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714426005519>

Sistema di certificazione per plastiche biobased e biodegradabili. <https://www.jbpaweb.net/english/>

Sveriges Riksdag (1998, agg. 2018) *Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter*, § 14 b (modifica relativa alle microparticelle plastiche nei prodotti cosmetici risciacquabili, in vigore dal 1° luglio 2018). Disponibile su: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998944-om-forbud-m-m-i-vissa-fall_sfs-1998-944/

Talvitie, Julia, Anna Mikola, Arto Koistinen, and Outi Setälä. 2017. *Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies*. Water Research 123:401-407. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>.

Tang, Ye, Suhua Zhang, Yinglong Su, Dong Wu, Yaping Zhao, and Bing Xie. 2021. *Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes*. Chemical Engineering Journal 406:126804. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>.

Tang, Ye, Suhua Zhang, Yinglong Su, Dong Wu, Yaping Zhao, and Bing Xie. 2021. Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes. *Chemical Engineering Journal* 406:126804. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>

Tursi, A., Baratta, M., Easton, T., Chatzisyneon, E., Chidichimo, F., De Biase, M. & De Filpo, G. (2022) *Microplastics in aquatic systems, a Comprehensive review: origination, accumulation, Impact, and removal technologies*. RSC Advances, 12(44), pp.28318–28340. Disponibile su: [doi:10.1039/D2RA04713F](https://doi.org/10.1039/D2RA04713F)

Uheida, Abdusalam, Hugo Giraldo Mejía, Mohamed Abdel-Rehim, Wael Hamd, and Joydeep Dutta. 2021. *Visible light photocatalytic degradation of polypropylene microplastics in a continuous water flow system*. Journal of Hazardous Materials 406:124299. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124299>.

UK Government (2017) *The Environmental Protection (Microbeads) (England) Regulations 2017*, SI 2017/1312. Londra: The Stationery Office. Disponibile su: <https://www.legislation.gov.uk/ukxi/2017/1312/contents/made>

UNEP (2015) *Plastic in Cosmetics: Are we polluting the environment through our personal care? Plastic ingredients that contribute to marine microplastic litter*. United Nations Environment Programme (UNEP). Disponibile su: [Plastic in cosmetics. Are we polluting the environment through our personal care? | UNEP - UN Environment Programme](#)

UNEP, 2025. Everything you should know about microplastics

United Nations Environment Programme (UNEP). (2023). Technical guidelines on the environmentally sound management of plastic wastes. Basel Convention,

UNEP/CHW.16/6/Add.3/Rev.1.

United Nations Industrial Development Organization (UNIDO) (2024).

United States Congress (2015) *Microbead-Free Waters Act of 2015*. Public Law 114-114. Disponibile su: <https://www.congress.gov/bill/114th-congress/house-bill/1321>

USEPA. 2018. *Guide to air cleaners in the home. 2nd edition. Portable air cleaners, furnace and HVAC filters*. EPA 402-F-08-004. Washington, DC: US Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/default/files/2018-07/documents/guide_to_air_cleaners_in_the_home_2nd_edition.pdf.

Vidal, F., van der Marel, E. R., Kerr, R. W. F., McElroy, C., Schroeder, N., Mitchell, C., Rosetto, G., Chen, T. T. D., Bailey, R. M., Hepburn, C., Redgwell, C., Williams, C. K. (2024). Designing a circular carbon and plastics economy for a sustainable future.

Vijayaraghavan, K., Biswal, B. K., Adam, M. G., Soh, S. H., Tsen-Tieng, D. L., Davis, A. P., ... & Balasubramanian, R. (2021). Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 292, 112766. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479721008288>

Wang, J., Coffin, S., Sun, C., Schlenk, D. and Gan, J. (2019). *Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm Eisenia fetida in soil*. Environmental Pollution, 249, pp. 776–784. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.102>

Wang, P., Shi, Y.-Z., Guan, Q (2025). *The Microplastic–PFAS Nexus: From Co-Occurrence to Combined Toxicity in Aquatic Environments*. Toxics 2025, 13, 1041. Disponibile su: <https://doi.org/10.3390/toxics13121041>

WBCSD Tire Industry Project (2024). *Tire Industry Project: Commitment to addressing tire and road wear particles*. Geneva: World Business Council for Sustainable Development.

Werbowski, L. M., Gilbreath, A. N., Munno, K., Zhu, X., Grbic, J., Wu, T., ... & Rochman, C. M. (2021). Urban stormwater runoff: a major pathway for anthropogenic particles, black rubbery fragments, and other types of microplastics to urban receiving waters. *ACS ES&T Water*, 1(6), 1420-1428.

Wong, N. H., Chai, C. S., Bamgbade, J. A., Ma, G. F., & Hii, G. W. (2021). Detection of microplastics in bottled water. In *Materials science forum* (Vol. 1030, pp. 169-176). Trans Tech Publications Ltd.

https://www.scientific.net/MSF.1030.169?utm_source=researcher_app&utm_medium=referral&utm_campaign=RESR_MRKT_Researcher_inbound

World Health Organization (WHO) (1997). *Determination of airborne fibre number concentrations: a recommended method, by phasecontrast optical microscopy (membrane filter method)*. Disponibile su: <https://www.who.int/publications/i/item/9241544961>

World Health Organization (WHO) (2019). *Microplastics in drinking-water*. World Health Organization. Disponibile su: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>.

World Health Organization, WHO (2019). *Microplastics in Drinking-water*
Yang, Zhan, Fan Lü, Hua Zhang, Wei Wang, Liming Shao, Jianfeng Ye, and Pinjing He. 2021. *Is incineration the terminator of plastics and microplastics?* Journal of Hazardous Materials 401:123429. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123429>.

Yee MS, Hii LW, Looi CK, Lim WM, Wong SF, Kok YY, Tan BK, Wong CY, Leong CO. (2021). *Impact of Microplastics and Nanoplastics on Human Health*. Nanomaterials (Basel). 2021 Feb 16;11(2):496. doi: 10.3390/nano11020496. PMID: 33669327; PMCID: PMC7920297. Disponibile su: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33669327/>

Yoshida, S., K. Hiraga, T. Takehana, I. Taniguchi, H. Yamaji, Y. Maeda, K. Toyohara, K. Miyamoto, Y. Kimura, and K. Oda. 2016. *A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)*. Science 351 (6278):1196-9. doi: 10.1126/science.aad6359.

Zhang, X., Li, Y., Ouyang, D., Lei, J., Tan, Q., Xie, L., Li, Z., Liu, T., Xiao, Y., Farooq, T.H. and Wu, X. (2021). *Systematical review of interactions between microplastics and microorganisms in the soil environment*. Journal of Hazardous Materials, 418, p. 126288.

Zhang, X., Li, Y., Ouyang, D., Lei, J., Tan, Q., Xie, L., Li, Z., Liu, T., Xiao, Y., Farooq, T.H. and Wu, X., (2021). *Systematical review of interactions between microplastics and microorganisms in the soil environment*. Journal of Hazardous Materials, 418, p. 126288.

Zhang, Y., Cai, C., Gu, Y., Shi, Y. and Gao, X. (2022). *Microplastics in plant-soil ecosystems: A meta-analysis: Uncited references*. Environmental Pollution, p. 119718. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119718>

Zhong, H.-B., Yu, Y.-L., Kao, C.-M., Surampalli, R.Y., Zhang, T.C. and Al-Hashimi, B.M. (2025). *Microplastics in the Environment*. In Microplastics in the Environment (eds R.Y. Surampalli, T.C. Zhang, B.M. Al-Hashimi, C.-M. Kao, M.M. Ghangrekar, P. Bhunia and S. Das). <https://doi.org/10.1002/9781394251100.ch8>.

Zhou, W., Wang, Q., Wei, Z., Jiang, J. and Deng, J. (2023). *Effects of microplastic type on growth and physiology of soil crops: Implications for farmland yield and food quality*. Environmental Pollution, 326, p. 121512. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121512>

Ziajahromi, S., P. A. Neale, L. Rintoul, and F. D. Leusch. 2017. *Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics*. Water Res 112:93-99. doi: 10.1016/j.watres.2017.01.042.

PARTE II - RASSEGNA DELLE METODICHE ANALITICHE E DI CAMPIONAMENTO DELLE MICROPLASTICHE IN MATRICI ACQUOSE

7. INTRODUZIONE

Questa Parte II del presente documento si concentra sulle tematiche analitiche specifiche all'analisi delle microplastiche nelle acque destinate al consumo umano. Questa scelta è stata adottata per ragioni sia metodologiche sia di complessità analitica. Le acque di scarico e le acque sotterranee presentano infatti criticità significative che richiederebbero approfondimenti dedicati e protocolli analitici differenziati. Una discussione di tali criticità esula dagli obiettivi del presente documento.

Nelle acque di scarico civili e industriali, la matrice è caratterizzata da elevati carichi di sostanza organica (COD tipicamente 200-800 mg/L O₂ negli scarichi civili, fino a diversi g/L in alcuni reflui industriali), solidi sospesi totali (SST) nell'ordine di 150-400 mg/L, e presenza di biofilm batterici che aderiscono alle superfici delle microplastiche alterandone le proprietà fisiche (densità, idrofobicità) e spettroscopiche. Il pre-trattamento di tali matrici richiede sequenze di digestione enzimatica (proteasi, lipasi, amilasi) seguita da ossidazione controllata e separazioni densimetriche. La rappresentatività temporale costituisce un'ulteriore criticità per le acque di scarico: gli scarichi civili mostrano variazioni marcate dei carichi (picchi mattutini e serali), mentre gli eventi meteorici in sistemi misti introducono diluizioni improvvise o sovraccarichi idraulici che alterano le concentrazioni di microplastiche fino a un ordine di grandezza.

Le acque sotterranee, pur presentando carichi organici generalmente inferiori, introducono problematiche specifiche legate alla presenza di particelle inorganiche fini (argille, ossidi di ferro e manganese, carbonati) con dimensioni sovrapponibili a quelle delle microplastiche (1-100 µm) e morfologie spesso difficilmente distinguibili (frammenti irregolari, aggregati). L'identificazione spettroscopica mediante µ-FTIR o micro-Raman richiede quindi algoritmi di discriminazione più sofisticati e controlli incrociati (ad esempio verifica della presenza simultanea di bande C-H stretching e C=O stretching caratteristiche dei polimeri, assenti nei minerali). La variabilità geochemica delle acque sotterranee (pH, durezza, presenza di Fe e Mn disciolti) può inoltre influenzare l'efficienza di estrazione e l'adsorbimento su filtri.

La scelta di concentrarsi sulle acque destinate al consumo umano consente di mantenere una coerenza metodologica lungo l'intera filiera campionamento, preparazione, identificazione, valorizzando l'esperienza laboratoristica già consolidata presso i laboratori Assoreca su questa matrice e fornendo raccomandazioni operative direttamente applicabili nell'ambito della Decisione Delegata (UE) 2024/1441 e della futura inclusione delle microplastiche nell'elenco di controllo della Direttiva 2020/2184.

8. STANDARD INTERNAZIONALI DI RIFERIMENTO

Attraverso l'esame degli standard trasversali, delle linee guida per il campionamento e la preparazione del campione, fino ai metodi di identificazione e quantificazione, il capitolo evidenzia come l'integrazione tra documenti ISO e ASTM consenta ai laboratori di strutturare procedure robuste e scientificamente fondate. Ne emerge un sistema di riferimento articolato, indispensabile per affrontare in modo rigoroso lo studio delle microplastiche e per favorire l'armonizzazione delle pratiche analitiche a livello internazionale.

L'esperienza dei laboratori Assoreca nell'implementazione di questi standard evidenzia come la reale sfida non sia tanto la comprensione formale delle norme, quanto la loro traduzione operativa in procedure di laboratorio (SOP) robuste, verificabili attraverso controlli di qualità rigorosi e tracciabili in ogni fase analitica

La Tabella di sotto sintetizza i metodi discussi nei paragrafi successivi.

Metodo	Note
Standard Trasversali e di Inquadramento	
ISO 24187:2023	Definisce principi, terminologia e requisiti generali per l'analisi delle microplastiche presenti nell'ambiente
Serie ISO 5667	Riferimento generale per la progettazione dei piani di campionamento, la conservazione dei campioni e il campionamento delle acque potabili
Standard per il campionamento e la preparazione dei campioni	
ASTM D8332-20	Descrive la raccolta dei campioni, gli assetti di filtrazione, il controllo dei blank di campo e le cautele per ridurre la contaminazione procedurale
ASTM D8333-20	disciplina la preparazione del campione per successive determinazioni
Standard per l'identificazione e la quantificazione analitica	
ISO 16094-2:2025	Riferimento per l'identificazione delle microplastiche in acque a basso contenuto di solidi sospesi mediante spettroscopia vibrazionale (FTIR e Raman) accoppiata a microscopia
ISO/DIS 16094-3	Dedicato ai metodi termoanalitici (in fase di sviluppo)
ASTM D8489-23	Metodo per la determinazione di dimensione, distribuzione, forma e concentrazione di particelle mediante analizzatore dinamico d'immagine; non fornisce identificazione polimerica
ASTM D8401-24	Disciplina l'identificazione e la quantificazione mediante Py-GC/MS
Joint Research Centre, Analytical methods to measure microplastics in drinking water	Definisce una metodologia armonizzata per campionare, analizzare e riportare la presenza di

microplastiche nell'acqua destinata al consumo umano
--

8.1 STANDARD TRASVERSALI E DI INQUADRAMENTO

ISO 24187:2023 definisce principi, terminologia e requisiti generali per l'analisi delle microplastiche presenti nell'ambiente. Non prescrive un singolo metodo analitico, ma fornisce il quadro concettuale utile per descrivere in modo coerente campionamento, preparazione del campione, identificazione, quantificazione e comunicazione dei risultati. Lo standard è applicabile a tutte le matrici ambientali, incluse le acque, i sedimenti, il suolo e il biota.

La **serie ISO 5667** costituisce il riferimento generale per la progettazione dei piani di campionamento, la conservazione dei campioni e il campionamento delle acque potabili. Pur non essendo dedicata specificamente alle microplastiche, offre i principi metodologici di base da integrare con gli standard specifici per questa matrice emergente.

8.2 STANDARD PER IL CAMPIONAMENTO E LA PREPARAZIONE DEL CAMPIONE

Per gli aspetti di campionamento e preparazione del campione, la serie ISO 16094 rappresenta il quadro tecnico di riferimento per le acque a basso contenuto di solidi sospesi, ma il presidio operativo più consolidato resta oggi la combinazione tra i principi generali della serie ISO 5667 e gli standard ASTM applicativi. In questa logica, **ASTM D8332-20** descrive in modo concreto la raccolta dei campioni, gli assetti di filtrazione, il controllo dei blank di campo e le cautele necessarie per ridurre la contaminazione procedurale.

ASTM D8333-20 completa il quadro pre-analitico disciplinando la preparazione del campione per successive determinazioni mediante tecniche IR, Raman e Py-GC/MS. Nel complesso, questi documenti sono utili non perché impongano un unico schema operativo, ma perché aiutano il laboratorio a costruire procedure tracciabili, coerenti con la matrice e con la tecnica analitica scelta.

8.3 STANDARD PER L'IDENTIFICAZIONE E LA QUANTIFICAZIONE ANALITICA

ISO 16094-2:2025 costituisce oggi il riferimento più diretto per l'identificazione delle microplastiche in acque a basso contenuto di solidi sospesi, incluse le acque destinate al consumo umano, mediante tecniche spettroscopiche vibrazionali. Lo standard definisce requisiti per acquisizione spettrale, matching con librerie di riferimento, modelli statistici di campionamento del filtro e criteri di validazione.

Il seguito della serie chiarisce che i metodi spettroscopici vibrazionali e i metodi termo-analitici appartengono a percorsi distinti. **ISO 16094-3** è infatti dedicato ai metodi termo-analitici, mentre **ASTM D8489-23** si concentra sulla caratterizzazione dimensionale e morfologica delle particelle e **ASTM D8401-24** disciplina in modo specifico l'identificazione e la quantificazione mediante Py-GC/MS.

Nel loro insieme, questi riferimenti non eliminano la necessità di validazione interna, ma forniscono un lessico comune e criteri tecnici sempre più utili per rendere confrontabili i risultati tra laboratori.

Nella pratica operativa, il passaggio dalle linee guida internazionali al metodo analitico validato richiede un processo iterativo di adattamento, verifica sperimentale e documentazione accurata.

L'esperienza dei laboratori Assoreca in questo percorso è descritta in dettaglio nel Capitolo 11, dove si illustra come gli standard JRC siano stati tradotti in un metodo interno validato per le acque destinate al consumo umano.

9. CAMPIONAMENTO DELLE MICROPLASTICHE NELLE ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO

La letteratura scientifica pubblicata nel periodo 2020-2025 evidenzia un'evoluzione significativa delle strategie di campionamento, dei protocolli di controllo qualità (QA/QC) e delle metodiche di preparazione del campione per l'analisi delle microplastiche nelle matrici acquose. A questa base bibliografica si affianca oggi l'esperienza maturata nei laboratori Assoreca, che conferma sul piano operativo la centralità di sistemi chiusi, volumi elevati, materiali a basso background e controlli continui della contaminazione procedurale. In questo senso, il dato di letteratura e la pratica laboratoristica convergono su un punto essenziale: nelle acque destinate al consumo umano l'affidabilità del risultato dipende non solo dalla tecnica analitica finale, ma dalla coerenza dell'intera filiera, dal prelievo in pressione positiva fino alla gestione dei blank, delle prove di recupero e dei criteri di reporting.

9.1 EVOLUZIONE DELLE STRATEGIE DI CAMPIONAMENTO

Nel passaggio dalla letteratura alla pratica operativa si osserva una chiara transizione dal grab sampling verso sistemi di filtrazione in linea e in pressione positiva, senza stoccaggio intermedio, con serie di filtri dedicate al campione e ai bianchi procedurali. Questa impostazione, coerente con ASTM D8332 e con i requisiti UE per le acque potabili, consente di trattare volumi elevati riducendo l'esposizione alla contaminazione atmosferica e migliorando la tracciabilità del campionamento.

Anche la letteratura sulle acque reflue ha fornito indicazioni utili sul tema della rappresentatività, mostrando che il campionamento composito su 24 ore descrive meglio la variabilità temporale dei carichi. Nel presente documento questo richiamo ha però valore soprattutto metodologico: per le acque destinate al consumo umano il focus resta sui sistemi chiusi, sui materiali a basso background e sulla capacità di trattare volumi elevati senza aumentare il rischio di contaminazione.

Studi condotti nell'ambito dell'applicazione ad alta portata (throughput, ossia la capacità di un sistema di processare un determinato numero di campioni nell'unità di tempo) del metodo ASTM D8332 hanno dimostrato la fattibilità del prelievo di 1500 litri in circa 45 minuti mediante sistemi a cascata di setacci (cascade sieving, serie di filtri con apertura di maglia progressivamente decrescente) in acciaio inox, con ridotta esposizione alla contaminazione atmosferica (Bryksa et al., 2024).

Nella pratica laboratoristica, la configurazione di campionamento viene quindi dimensionata insieme al target dimensionale, al volume minimo da trattare e alla successiva strategia analitica, evitando di separare fase di prelievo e fase di identificazione come passaggi indipendenti. L'esperienza operativa mostra, infatti, che rappresentatività del campione e qualità del dato si costruiscono già in campo (per i dettagli operativi completi si veda Capitolo 11, sezioni 11.1.3-11.1.4).

9.2 RELAZIONE TRA VOLUME DI CAMPIONAMENTO E LIMITE DIMENSIONALE (DL)

La letteratura scientifica recente documenta una relazione sistematica, ma non lineare, tra volume di campionamento e limite dimensionale minimo analizzabile, indicato. Studi condotti su reti idriche europee hanno evidenziato che, per un DL pari a circa 1 μm , volumi dell'ordine di 1 litro risultano generalmente sufficienti, in quanto la concentrazione di particelle inferiori a 10 μm è tipicamente

elevata e volumi maggiori comporterebbero carichi particellari analiticamente difficili da gestire. Al contrario, per DL compresi tra 6 e 20 μm , i volumi necessari aumentano significativamente, raggiungendo centinaia di litri o scale dell'ordine di 0,2-2,5 m^3 (Weber et al., 2021; Schymanski et al., 2021).

Ne deriva che il volume di campionamento non può essere definito indipendentemente dalla frazione dimensionale target. Più correttamente, i dati descrivono un andamento non lineare: volumi ridotti possono essere sufficienti per particelle molto piccole, mentre per le frazioni comprese tra alcuni micrometri e alcune decine di micrometri il volume deve crescere sensibilmente per contenere il rischio di conteggi nulli e migliorare la robustezza statistica.

Limite dimensionale target	Ordine di grandezza del volume campionato	Indicazione operativa
circa 1 μm	circa 1 L	Concentrazioni attese relativamente elevate; volumi maggiori possono aumentare il carico particellare e la complessità analitica.
6-20 μm	centinaia di litri	La minore frequenza di particelle richiede volumi più alti per contenere il rischio di conteggi nulli e migliorare la robustezza statistica.
$\geq 20 \mu\text{m}$	centinaia di litri - 0,2-2,5 m^3	Nelle acque potabili trattate le particelle sono rare; il volume del campione diventa determinante per rappresentatività e affidabilità del dato.
Sistema chiuso (riferimento minimo)	$\geq 1000 \text{ L}$	Coerente con orientamento UE per matrici a bassa concentrazione.

Tabella 1: Relazione indicativa tra limite dimensionale e volume di campionamento nelle acque potabili (sintesi dalla letteratura 2020-2025).

La Figura 1 restituisce in forma sintetica la relazione tra soglia dimensionale target e ordine di grandezza del volume di campionamento richiesto nelle matrici a bassa concentrazione.

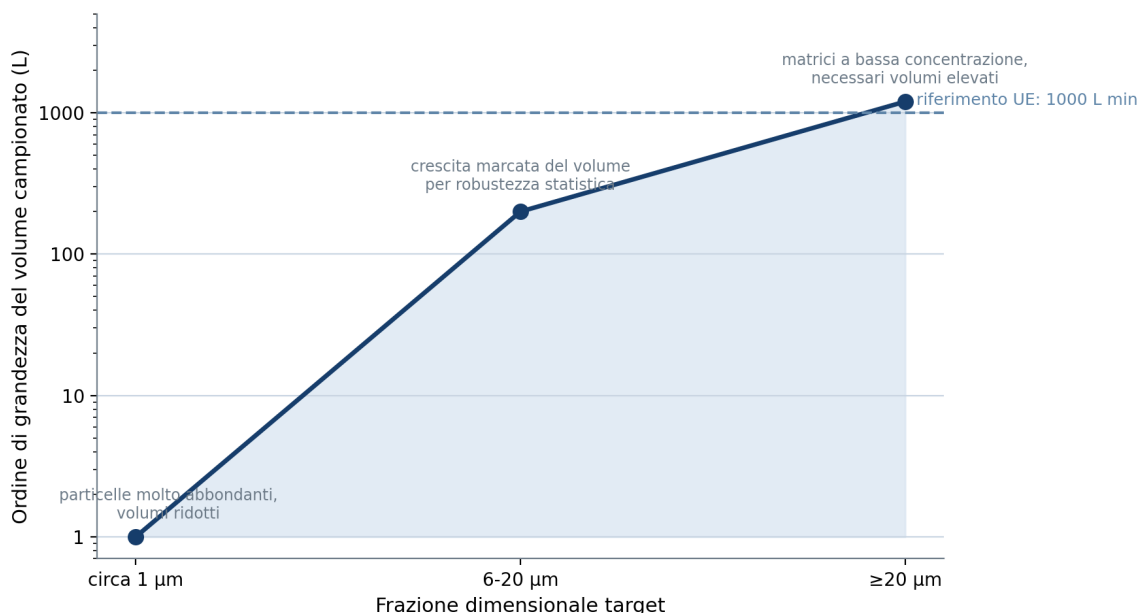


Figura 1: Relazione concettuale tra frazione dimensionale target e ordine di grandezza del volume campionato, con indicazione del riferimento minimo UE di 1000 L.

Questa relazione pone un problema metodologico rilevante: la scelta del volume di campionamento richiede una conoscenza preliminare delle dimensioni attese delle microplastiche, informazione che può non essere disponibile in matrici mai investigate in precedenza. In assenza di dati pregressi, un approccio conservativo consiste nell'adozione di volumi maggiori o nell'esecuzione di campionamenti a volumi crescenti, verificando ex post la rappresentatività del campione attraverso l'analisi della distribuzione dimensionale osservata.

9.3 CAMPIONAMENTO $\geq 20 \mu\text{m}$ E SCALA VOLUMETRICA NELLE ACQUE POTABILI

Gli studi recenti che hanno investigato microplastiche $\geq 20 \mu\text{m}$ in acque potabili trattate riportano concentrazioni generalmente inferiori a 1-2 particelle/L. In tale contesto, campionamenti nell'ordine delle centinaia di litri fino a diversi metri cubi risultano necessari per ridurre il rischio di non rilevazione - situazione nota come zero counts (conteggi nulli dovuti all'estrema rarità delle particelle nel volume analizzato) - e per migliorare l'affidabilità statistica (Pittroff et al., 2021; Dronjak et al., 2022; Bäuerlein et al., 2022).

I volumi operativi tipici sono: fino a 1500 L per acque a basso contenuto di solidi sospesi (es. acque potabili), fino a 5000 L per acque reflue (secondo ASTM D8332), con sistema di setacciatura a cascata 500-212-20 μm .

Studi basati su filtrazione in linea frazionata (cascata 100-20-5 μm) su diversi metri cubi (m^3) hanno mostrato che, anche con campioni di diversi m^3 , le concentrazioni finali possono risultare inferiori ai limiti di quantificazione (LOQ). L'analisi della letteratura evidenzia inoltre che gli studi su acqua potabile con campionamento $\geq 1000 \text{ L}$ in sistema chiuso risultano estremamente limitati. L'unico caso esplicitamente documentato è un prototipo ad alta portata conforme ad ASTM D8332, sviluppato per matrici fluviali (Bryksa et al., 2024).

9.4 CRITICITÀ METODOLOGICHE E ASPETTI ANCORA APERTI

Nonostante i significativi progressi, la letteratura recente evidenzia criticità ancora non pienamente armonizzate.

Contaminazione procedurale e blank

Numerosi studi riportano la presenza di particelle nei blank (bianchi analitici, ossia campioni "vuoti" sottoposti all'intero procedimento per quantificare la contaminazione introdotta dal processo). Le principali fonti includono fibre aerodisperse, polveri, acqua ultrapura non filtrata, materiali di consumo e DPI. È stato osservato che il limite di rilevabilità effettivo risulta spesso determinato dal livello di contaminazione di fondo piuttosto che dalla sensibilità strumentale (Munno et al., 2023; de Frond et al., 2022).

Variabilità inter-laboratorio e armonizzazione

Studi di interconfronto hanno mostrato differenze significative nei risultati tra laboratori diversi. L'assenza di procedure operative standardizzate (SOP, Standard Operating Procedures) pienamente armonizzate per il reporting rappresenta una delle principali cause di non comparabilità (de Frond et al., 2022; Müller et al., 2020).

Scelta della frazione dimensionale e dimensione di maglia (mesh)

La dimensione di maglia dei filtri (mesh, apertura dei fori espressa in μm) influenza sostanzialmente le concentrazioni riportate: reti $\geq 300 \mu\text{m}$ sottostimano la frazione fine, filtri $\leq 20 \mu\text{m}$ aumentano la sensibilità ma con rischio di intasamento (Watkins et al., 2021; Schymanski et al., 2021).

Trattamenti di digestione e interferenze

I protocolli di rimozione della materia organica possono influenzare il tasso di recupero (recovery, percentuale di microplastiche effettivamente trattenute rispetto a quelle aggiunte con lo spiking, ossia l'aggiunta di una quantità nota per validare il metodo).

Interferenze da carbon black (nerofumo, pigmento che assorbe la radiazione IR mascherando il segnale polimerico) e fluorescenza sono documentate (Hu et al., 2023; Schymanski et al., 2021).

Rappresentatività statistica e rischio di non rilevazione

Per matrici a bassa concentrazione, come le acque potabili trattate, il rischio di non rilevazione dovuto a conteggi prossimi allo zero è concreto, in particolare per particelle $\geq 20 \mu\text{m}$. La letteratura evidenzia come la dimensione del campione debba essere definita in funzione della frazione dimensionale target per garantire un'adeguata affidabilità statistica dei risultati.

Criticità metodologica	Evidenza ricorrente 2020-2025	Implicazioni operative e regolatorie
Contaminazione procedurale e blank	Presenza di particelle nei blank di laboratorio e di campo; il limite di rilevabilità effettivo dipende spesso dal rumore di fondo.	Necessità di blank sistematici, materiali low-background, ambienti controllati e criteri

		trasparenti di correzione dei risultati.
Variabilità inter-laboratorio	Differenze nei risultati dovute a SOP, librerie spettrali, criteri di matching e gestione del QA/QC.	Spinta verso standard condivisi, interconfronti e armonizzazione dei criteri di identificazione e reporting.
Frazione dimensionale e mesh	Reti >300 µm tendono a sottostimare la frazione fine; filtri ≤20 µm aumentano la sensibilità ma anche il rischio di intasamento.	La soglia dimensionale target deve essere dichiarata e coerente con il volume campionato e con la tecnica analitica impiegata.
Digestione e interferenze	Recovery e identificazione dipendono dalla matrice; carbon black, fluorescenza, biofilm e residui organici possono impedire il riconoscimento polimerico.	Servono prove di recupero, spiking o validazione interna e, quando necessario, tecniche complementari o strategie di conferma.
Rappresentatività statistica e zero counts	Nelle acque trattate a bassa concentrazione è concreto il rischio di non rilevazione per rarità delle particelle.	Il volume di campionamento va dimensionato in funzione della frazione dimensionale target e della concentrazione attesa.

Tabella 2: Evidenze metodologiche ricorrenti nella letteratura 2020–2025 e implicazioni per il quadro regolatorio.

L'esperienza dei laboratori Assoreca suggerisce di formalizzare questi aspetti in SOP dedicate: controllo dei DPI e dei materiali, filtrazione preventiva dei reagenti, verifica periodica dei bianchi procedurali, prove di fortificazione su classi dimensionali coerenti con i filtri impiegati e definizione a priori dei criteri di accettazione spettrale. In assenza di questo presidio, l'armonizzazione resta solo formale.

10. RASSEGNA DEI METODI ANALITICI PRINCIPALI

Il presente capitolo descrive le principali tecniche disponibili per l'identificazione e la quantificazione delle microplastiche nelle matrici acquose a basso contenuto di solidi sospesi. Le tecniche trattate sono:

- Micro-FTIR (μ -FTIR) – Microscopia infrarossa in trasformata di Fourier
- Micro-Raman – Spettroscopia Raman accoppiata a microscopio ottico
- LDIR – Laser Direct Infrared Imaging (imaging infrarosso con laser a cascata quantica accordabile)
- Metodi termo-analitici – in particolare Py-GC-MS (Pyrolysis Gas Chromatography-Mass Spectrometry)

La scelta tra queste tecniche non dipende solo dalle prestazioni teoriche, ma da una combinazione di fattori operativi: il limite dimensionale target (DL, come discusso al § 9.2), il volume di campione, il throughput richiesto, il livello di automazione disponibile e il tipo di output atteso nel referto di analisi.

Le due tecniche spettroscopiche più diffuse – μ -FTIR e micro-Raman – sono descritte in dettaglio nelle Sezioni 10.1 e 10.2 rispettivamente, e messe a confronto nella Sezione 10.3. I metodi particella-risolta (μ -FTIR e micro-Raman) sono preferiti quando si richiedono conteggio, dimensione, forma e identificazione polimerica delle singole particelle; i metodi termo-analitici come Py-GC-MS sono più adatti alla quantificazione massica o all'analisi di frazioni molto fini.

Indipendentemente dalla tecnica scelta, i punti critici per la qualità del dato sono: controllo della contaminazione procedurale, tracciabilità dei volumi campionati, uso di blank e prove di recupero, documentazione dei criteri di matching spettrale e trasparenza sul campo di applicazione del metodo.

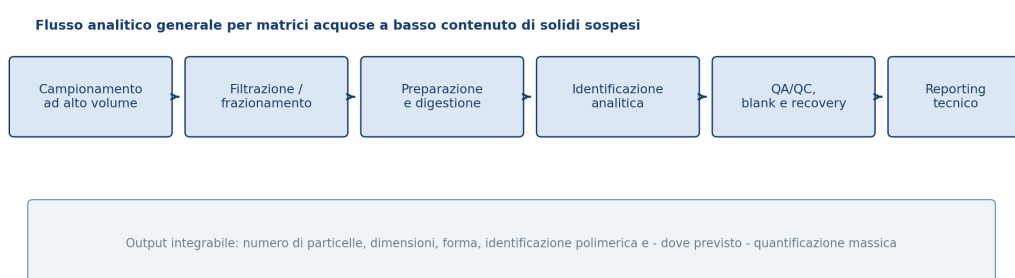


Figura 2: Flusso analitico generale per il monitoraggio delle microplastiche in matrici acquose a basso contenuto di solidi sospesi.

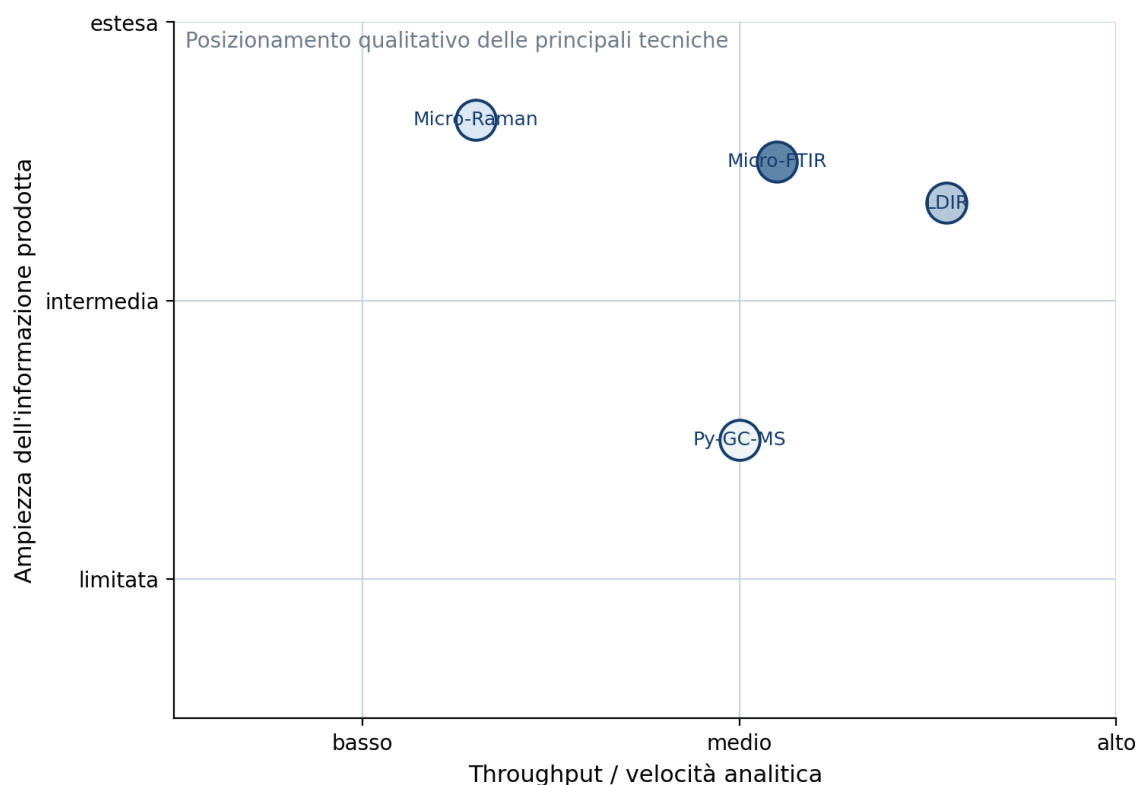


Figura 3: Posizionamento qualitativo delle principali tecniche in funzione del throughput e dell'ampiezza dell'informazione prodotta.

10.1 Spettroscopia Infrarossa in Trasformata di Fourier (FTIR)

10.1.1 Principio del metodo

La spettroscopia infrarossa (IR) si basa sull'interazione tra la radiazione elettromagnetica e la materia. Nella regione del medio infrarosso (MIR, 4000–400 cm⁻¹, pari a lunghezze d'onda di 2,5–25 μm), la radiazione ha energia sufficiente per eccitare le vibrazioni molecolari, cioè le oscillazioni degli atomi attorno alle loro posizioni di equilibrio. Quando la frequenza della radiazione coincide con quella di un modo vibrazionale, la molecola assorbe energia e la trasmittanza diminuisce. Lo spettro IR registra questa attenuazione in funzione del numero d'onda.

In spettroscopia IR si utilizza il numero d'onda $\tilde{\nu}$ (cm⁻¹) come variabile indipendente: $\tilde{\nu} = 1/\lambda$, dove λ è la lunghezza d'onda in cm.

Modello dell'oscillatore armonico

Un legame chimico può essere modellato come un sistema di due masse (atomi) collegate da una molla di costante elastica k (N/m). La frequenza di vibrazione fondamentale è descritta dalla relazione:

$$\tilde{\nu} = (1 / 2\pi c) \cdot \sqrt{(k / \mu)}$$

dove c = velocità della luce (cm/s) e $\mu = (m_1 \cdot m_2) / (m_1 + m_2)$ è la massa ridotta.

Da questa relazione discendono due criteri pratici:

Forza del legame (k): legami più forti vibrano a numeri d'onda più alti. Lungo un periodo della tavola periodica (da sinistra a destra), l'aumento della forza di legame sposta l'assorbimento verso frequenze più elevate: ad esempio O-H stretching a 3300–3600 cm^{-1} , N-H a 3200–3400 cm^{-1} , C-H a 2800–3100 cm^{-1} .

Massa degli atomi (μ): atomi più pesanti vibrano a numeri d'onda più bassi. Scendendo lungo un gruppo della tavola periodica, la massa aumenta e la frequenza cala: ad esempio C-H stretching a 2800–3100 cm^{-1} vs Si-H a 2050–2200 cm^{-1} .

Regola di selezione IR

Affinché una vibrazione sia attiva nell'infrarosso, deve essere associata a una variazione del momento dipolare durante il moto. Le vibrazioni simmetriche in molecole simmetriche (es. stretching simmetrico della CO_2) non soddisfano questo requisito e risultano IR-inattive. Questa regola è complementare a quella del Raman (variazione della polarizzabilità), il che rende le due tecniche spesso complementari nell'analisi strutturale.

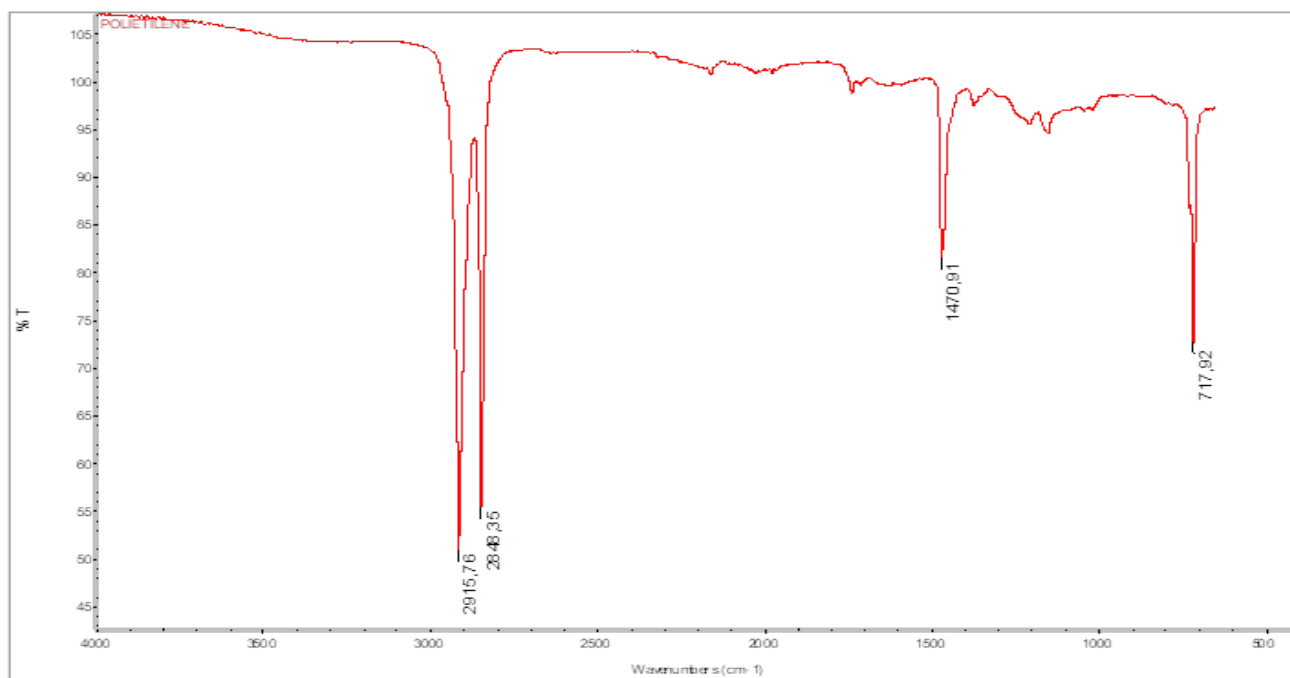
Tipi di vibrazioni

I modi vibrazionali si dividono in stretching (variazione della distanza interatomica, simmetrico o asimmetrico) e bending (variazione dell'angolo di legame: scissoring, rocking, wagging, twisting). Il numero di bande effettivamente osservate può essere inferiore ai modi teorici (per vibrazioni IR-inattive, degenerate, troppo deboli o fuori intervallo) o superiore (per overtone e bande di combinazione, generalmente deboli).

Per una molecola non lineare con N atomi esistono $3N - 6$ modi normali; per una lineare, $3N - 5$.

Frequenze di gruppo e regione fingerprint

I gruppi funzionali assorbono in intervalli di numeri d'onda caratteristici, relativamente indipendenti dalla struttura molecolare complessiva (es. C=O tra 1650 e 1750 cm^{-1}). Questi picchi, nella regione 4000–1500 cm^{-1} , consentono l'identificazione dei legami presenti. La zona 1500–400 cm^{-1} ("regione fingerprint") è unica per ogni molecola e permette l'identificazione univoca mediante confronto con librerie spettrali.



Esempio: nello spettro FTIR del polietilene si identificano: 2915 cm⁻¹ (stretching asimmetrico CH₂), 2845 cm⁻¹ (stretching simmetrico CH₂), 1470 cm⁻¹ (scissoring CH₂), 717 cm⁻¹ (rocking CH₂).

10.1.2 Strumentazione: da IR dispersivo a FTIR

Uno spettrometro FTIR utilizza un interferometro di Michelson per acquisire simultaneamente tutte le frequenze IR, ottenendo un interferogramma che viene convertito in spettro tramite trasformata di Fourier. Rispetto agli spettrometri dispersivi classici, offre rapporto segnale/rumore elevato, alta velocità di acquisizione e ottima riproducibilità.

Accoppiato a un microscopio ottico, lo strumento diventa micro-FTIR (μ-FTIR): il fascio infrarosso viene focalizzato su aree di pochi micrometri e può scansionare l'intera superficie di un filtro tramite detector FPA (Focal Plane Array), acquisendo migliaia di spettri simultaneamente.

10.1.3 Modalità di acquisizione

I microscopi μ-FTIR moderni operano in tre modalità principali:

- **Trasmissione:** il fascio attraversa la particella depositata su un supporto trasparente all'IR (es. CaF₂). Fornisce la qualità spettrale migliore, ma richiede particelle di spessore adeguato.
- **Transflessione:** il fascio attraversa la particella, viene riflesso da un supporto metallico (filtri dorati o alluminati) e la attraversa nuovamente. È lo standard corrente per le analisi su filtri di monitoraggio delle acque.
- **Micro-ATR (Attenuated Total Reflectance):** una punta di germanio o diamante viene posta a contatto con la particella. Indicata per particelle opache o spesse, ma richiede buon contatto meccanico, difficile da ottenere su frammenti piccoli e irregolari.

10.1.4 Preparazione del campione per μ -FTIR

La preparazione del campione è una fase critica per la qualità del risultato. Le fasi tipiche sono:

- **Filtrazione:** il campione acquoso viene filtrato su membrane appropriate (CaF_2 , allumina, filtri metallici a seconda della modalità di analisi). La scelta del filtro deve essere compatibile con la modalità IR utilizzata.
- **Rimozione della materia organica:** digestione chimica (H_2O_2 , reagente di Fenton) o enzimatica (proteinasasi K) per ridurre biofouling e interferenze organiche sugli spettri.
- **Asciugatura:** i filtri devono essere completamente anidri. Anche tracce di acqua residua generano bande O-H intense che mascherano regioni spettrali diagnostiche.
- **Concentrazione e sottocampionamento:** le particelle possono essere concentrate su filtri di diametro ridotto per ottimizzare i tempi di analisi FPA. Il sottocampionamento deve essere documentato e tracciabile.

10.1.5 Limiti della tecnica

- **Saturazione del segnale:** particelle troppo spesse bloccano il fascio in trasmissione, generando spettri illeggibili.
- **Scattering (effetto Mie):** particelle molto irregolari o sferiche distorcono la linea di base, complicando il matching automatico con le librerie.
- **Sensibilità all'acqua:** anche umidità residua compromette la qualità dello spettro nella regione O-H.
- **Particelle scure (black plastics, tire wear particles):** il nerofumo (carbon black) assorbe in tutto lo spettro IR, mascherando i picchi polimerici.
- **Degradazione e biofouling:** la foto-ossidazione introduce nuovi gruppi funzionali (carbonilici, idrossilici) che abbassano i punteggi di matching con le librerie di polimeri vergini.
- **Gestione dei dati FPA:** le mappature generano dataset di svariati gigabyte per campione, richiedendo software specializzato.

10.2 Spettroscopia Micro-Raman

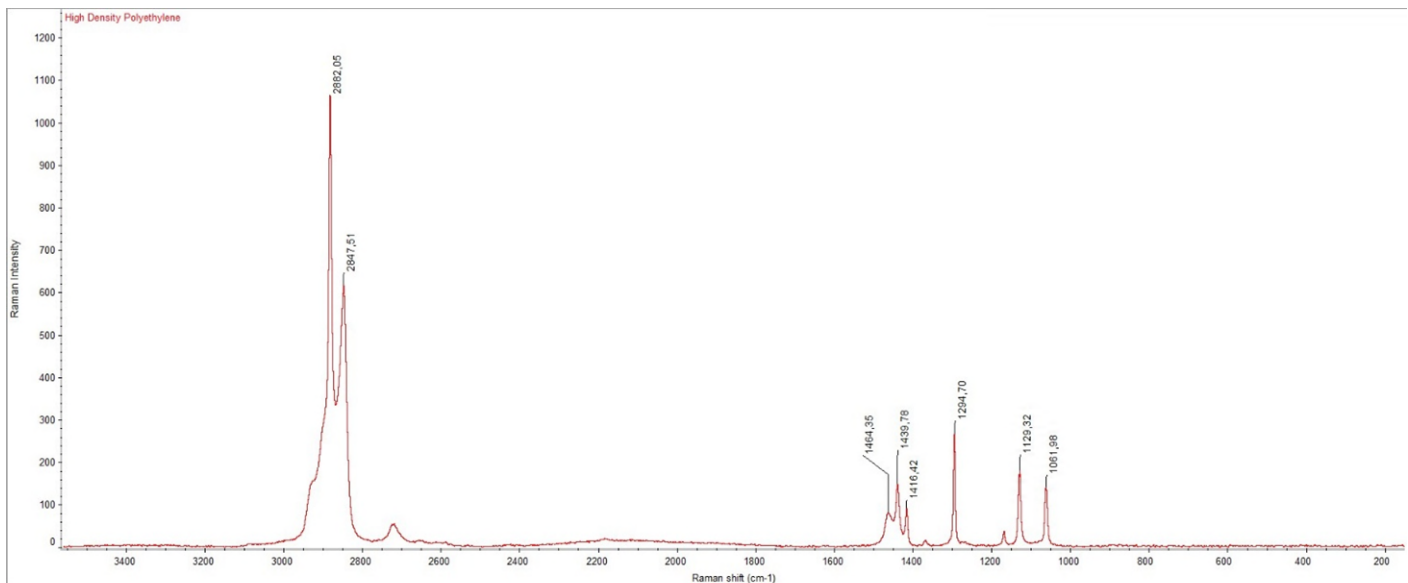
10.2.1 Principio del metodo

La spettroscopia Raman si basa sull'effetto Raman, descritto da C.V. Raman nel 1928. Quando un fascio laser monocromatico colpisce una molecola, la grande maggioranza dei fotoni viene diffusa elasticamente alla stessa frequenza della luce incidente (diffusione Rayleigh). Una piccolissima frazione (circa 1 fotone su 10^6 - 10^8) viene diffusa in modo anelastico: l'energia del fotone diffuso differisce da quella incidente di un valore pari all'energia di un modo vibrazionale. Questa differenza, lo shift Raman (cm^{-1}), consente l'identificazione del materiale.

Per essere attivo Raman, un modo vibrazionale deve essere associato a una variazione della polarizzabilità molecolare. Questo criterio è complementare alla regola di selezione IR (variazione del momento dipolare): nelle molecole con centro di simmetria, le vibrazioni IR-attive sono Raman-

inattive e viceversa (regola di mutua esclusione). Nei polimeri, privi di centro di simmetria, molte vibrazioni sono attive in entrambe le tecniche, ma con intensità relative diverse.

Esempio: nello spettro Raman del polietilene ad alta densità (HDPE): 2882/2848 cm^{-1} (stretching asimmetrico/simmetrico CH_2), 1462/1439/1416 cm^{-1} (bending CH_2), 1294 cm^{-1} (twisting CH_2), 1129/1061 cm^{-1} (stretching asimmetrico/simmetrico C-C).



10.2.2 Strumentazione: il micro-Raman

Il micro-Raman accoppia uno spettrometro Raman a un microscopio ottico. Il laser viene focalizzato sul campione attraverso l'obiettivo, raggiungendo uno spot di diametro fino a $\sim 1 \mu\text{m}$. La luce diffusa viene raccolta, filtrata per rimuovere la componente Rayleigh (filtro notch o edge), separata da un monocromatore e rivelata da un detector CCD raffreddato. La sorgente laser è tipicamente a 532 nm, 633 nm o 785 nm: la scelta è un compromesso tra risoluzione spaziale (laser a 532 nm) e riduzione della fluorescenza (laser a 785 nm).

10.2.3 Preparazione del campione per micro-Raman

- La preparazione è analoga a quella per μ -FTIR, con alcune specificità:
- Filtrazione: si usano membrane in policarbonato, allumina o acciaio inossidabile. I filtri in policarbonato non interferiscono con gli spettri Raman dei principali polimeri target.
- Rimozione della materia organica: digestione chimica o enzimatica per ridurre la fluorescenza di fondo.
- Asciugatura: meno critica rispetto alla μ -FTIR, ma l'umidità può aumentare la fluorescenza e degradare la qualità ottica dell'immagine.
- Concentrazione: le particelle possono essere concentrate su filtri di piccolo diametro per ridurre i tempi di mappatura.

10.2.4 Mappatura Raman

Una funzionalità avanzata del micro-Raman è la mappatura chimica: il laser viene spostato punto per punto sull'area del filtro, acquisendo uno spettro per ogni posizione. L'elaborazione permette di ricostruire immagini chimiche che mostrano la distribuzione spaziale dei diversi polimeri. Questa funzionalità è particolarmente utile per campioni densi o per la caratterizzazione di aggregati complessi. Il limite principale è il tempo: l'analisi di un filtro da 47 mm con risoluzione 1–5 μm può richiedere molte ore.

10.2.5 Limiti della tecnica

- **Fluorescenza:** il principale limite nei campioni ambientali. Pigmenti, additivi e materiale organico residuo generano una fluorescenza di fondo che può coprire il segnale Raman, rendendo lo spettro non interpretabile. Si riduce con laser a 785 nm e con adeguata digestione del campione.
- **Tempi di analisi:** le mappature su aree estese sono lente; i sistemi punto-per-punto sono nettamente più lenti rispetto all'FPA-FTIR.
- **Fotodegradazione:** il laser focalizzato può riscaldare localmente il campione. È necessario controllare potenza e tempo di esposizione.
- **Costo strumentale:** elevato, paragonabile a sistemi μ -FTIR con FPA.

10.3 Confronto tra Micro-Raman e Micro-FTIR

10.3.1 Principi fisici a confronto

Le due tecniche condividono l'obiettivo di identificare il polimero tramite lo spettro vibrazionale, ma sfruttano fenomeni fisici complementari. La tavola seguente ne riassume le principali differenze operative.

Caratteristica	Micro-FTIR	Micro-Raman
Fenomeno fisico	Assorbimento IR (variazione del momento dipolare)	Diffusione anelastica (variazione della polarizzabilità)
Sorgente	Radiazione IR (interferometro)	Laser monocromatico (visibile o NIR)
Risoluzione spaziale	~5–20 μm (dipende dalla modalità)	~1 μm (dipende dalla λ del laser)
Limite dimensionale pratico	~10–20 μm	~1–5 μm
Sensibilità all'acqua	Alta (assorbimento O–H intenso nel MIR)	Bassa
Interferenza da fluorescenza	Nessuna (tecnica immune)	Frequente nei campioni ambientali
Particelle scure / black plastics	Problematiche (assorbimento totale IR)	Più gestibili (specie con laser 785 nm)
Librerie spettrali	Ampie, consolidate, standardizzate	In crescita, meno standardizzate

Velocità di analisi del filtro	Alta con FPA (imaging simultaneo)	Bassa per mappature punto-per-punto
Distruttività	Non distruttiva	Non distruttiva (rischio fotodegradazione)
Criticità preparazione campione	Alta (anidricità obbligatoria)	Minore (compatibile con umidità residua)
Modalità operative	Trasmissione, transflessione, micro-ATR	Prevalentemente retroriflessione

10.3.2 Risoluzione spaziale e particelle piccole

Il micro-Raman offre una risoluzione spaziale nettamente superiore rispetto alla μ -FTIR, grazie alla lunghezza d'onda più corta della radiazione laser rispetto all'infrarosso. Uno spot di $\sim 1 \mu\text{m}$ permette in linea di principio l'analisi di particelle molto piccole; nella pratica, il segnale Raman diminuisce con le dimensioni della particella e il rapporto segnale/rumore pone il limite pratico di identificazione affidabile intorno a $1\text{--}5 \mu\text{m}$ in condizioni ottimali.

La μ -FTIR, limitata dalla lunghezza d'onda più lunga dell'IR, raggiunge risoluzioni di $5\text{--}20 \mu\text{m}$. Il detector FPA consente di acquisire migliaia di spettri simultaneamente, coprendo aree ampie in tempi ragionevoli, ma non supera il limite diffrattivo.

In sintesi: per particelle $>20 \mu\text{m}$ entrambe le tecniche sono adeguate; per particelle tra 1 e $20 \mu\text{m}$ il micro-Raman offre un vantaggio significativo; sotto $1 \mu\text{m}$, nessuna delle due garantisce identificazione affidabile con configurazioni convenzionali.

10.3.3 Fluorescenza: vantaggio della μ -FTIR

Questo è probabilmente il vantaggio comparativo più rilevante della μ -FTIR nei campioni ambientali. Le microplastiche prelevate dall'ambiente sono quasi sempre pigmentate o ricoperte da biofouling. Sotto eccitazione laser, questi componenti generano spesso una fluorescenza intensa che può coprire completamente il segnale Raman.

La μ -FTIR opera nell'infrarosso e non innesca fenomeni di fluorescenza, garantendo spettri leggibili anche su plastiche pesantemente colorate o contaminate. Questo vantaggio si riduce quando il campione è stato adeguatamente digerito per rimuovere il materiale organico superficiale.

Per il micro-Raman, l'uso di un laser a 785 nm (NIR) riduce significativamente la fluorescenza rispetto a 532 nm (verde), pur senza eliminarla del tutto.

10.3.4 Librerie spettrali: vantaggio della μ -FTIR

L'FTIR ha una storia molto più lunga dell'analisi Raman nel settore dei polimeri. Le librerie commerciali e open-source di spettri IR sono vaste, standardizzate e validate su ampia gamma di materiali, rendendo il riconoscimento automatico di PE, PP, PS, PET, PVC statisticamente affidabile e riproducibile tra laboratori diversi.

Le librerie Raman per polimeri sono in rapida crescita. Sono disponibili database pubblici come SLoPP e SLoPP-E (Spectral Libraries of Plastic Particles, Munno et al., 2020, *Analytical Chemistry*) e librerie commerciali come KnowItAll. La standardizzazione è tuttavia ancora inferiore rispetto all'FTIR, e la variabilità spettrale legata alle condizioni di acquisizione (lunghezza d'onda laser, risoluzione, potenza) rende più difficile la comparabilità tra laboratori.

10.3.5 Velocità di analisi e automazione

La μ -FTIR con FPA è attualmente la tecnica più veloce per l'analisi di un intero filtro: l'imaging su ampie aree riduce i tempi a poche ore anche per filtri da 47 mm. Il software di elaborazione automatizzata è maturo e largamente disponibile in commercio.

Il micro-Raman in modalità punto-per-punto è significativamente più lento. Le configurazioni con detector a linea o laser a linea (line mapping) migliorano il throughput, ma rimangono inferiori all'FPA-FTIR per l'analisi di filtri interi. Sistemi Raman automatizzati stanno emergendo commercialmente.

10.3.6 Uso complementare delle due tecniche

Nella pratica di laboratorio, le due tecniche non sono alternative ma complementari. Una strategia efficace consiste nell'utilizzare la μ -FTIR (o LDIR, Sezione 10.4) per uno screening rapido dell'intero filtro, identificando la maggior parte delle particelle $>10\ \mu\text{m}$, e il micro-Raman per la caratterizzazione di particelle selezionate: quelle $<10\ \mu\text{m}$, quelle con spettri IR non interpretabili (per fluorescenza, pigmentazione o degradazione), o quelle per cui si richiede un'identificazione di conferma.

Questo approccio consente di bilanciare throughput analitico, qualità del dato e costi operativi in funzione degli obiettivi specifici del monitoraggio.

10.4 Laser Direct Infrared Imaging (LDIR / QCL-LDIR)

10.4.1 Principio

La tecnica LDIR utilizza un laser a cascata quantica (QCL) accordabile per illuminare il campione a lunghezze d'onda infrarosse selezionate, mentre un detector ad array acquisisce l'immagine di assorbimento dell'area illuminata. A differenza della μ -FTIR tradizionale, che acquisisce lo spettro punto per punto, LDIR cattura l'informazione spettrale di aree più ampie in tempi significativamente ridotti.

10.4.2 Punti di forza e limiti

- Elevata velocità di acquisizione: significativamente più rapida della μ -FTIR convenzionale, indicata per laboratori con alto volume di campioni.
- Automazione spinta: riduce l'intervento dell'operatore e migliora la riproducibilità.
- Compatibilità con librerie IR: stesso principio μ -FTIR, librerie spettrali interoperabili.

- Limite dimensionale: la risoluzione spaziale è generalmente superiore a 20 μm , inferiore a quella della $\mu\text{-FTIR}$ con FPA.
- Conformità normativa: l'applicazione richiede verifica della conformità ai requisiti ISO 16094-2 e documentazione delle prestazioni su campioni rappresentativi.

10.5 Pyrolysis Gas Chromatography-Mass Spectrometry (Py-GC-MS)

10.5.1 Principio

La Py-GC-MS combina la pirolisi (degradazione termica controllata in atmosfera inerte) con la separazione gascromatografica e l'identificazione mediante spettrometria di massa dei prodotti di pirolisi. In condizioni standardizzate, ciascun polimero produce un pirogramma caratteristico che consente l'identificazione del tipo polimerico e, mediante calibrazione, la quantificazione della massa totale presente.

10.5.2 Preparazione del campione per Py-GC-MS

A differenza delle tecniche spettroscopiche ($\mu\text{-FTIR}$, micro-Raman), la preparazione del campione per Py-GC-MS richiede l'impiego di filtri in materiale termicamente inerte, in vetro o quarzo: le temperature di pirolisi (tipicamente 600–1000 °C) decomporrebbero un filtro in policarbonato o cellulosa, generando prodotti di degradazione del filtro stesso che si sovrappongono al pirogramma del polimero target e ne compromettono l'interpretazione.

- **Filtrazione:** il campione acquoso viene filtrato su membrana in fibra di vetro o quarzo, con lo stesso schema di campionamento impiegato per le altre tecniche ma con il vincolo specifico sul materiale del filtro.
- **Sottocampionamento:** una porzione del filtro, ritagliata o punzonata, viene introdotta nel cup di pirolisi (sample cup). Diversi studi su acque indicano che l'analisi dell'intero filtro, quando le dimensioni del cup lo consentono, riduce l'errore rispetto all'estrapolazione da una sotto-porzione.
- **Essiccazione:** il filtro deve essere anidro prima dell'inserimento nel cup, per evitare la formazione di vapore acqueo che disturbi il segnale gascromatografico.
- **Omogeneizzazione (criomacinazione):** per matrici dove le particelle non sono distribuite uniformemente sul filtro, la criomacinazione (cryo-milling) del filtro migliora la rappresentatività del sottocampione e l'accuratezza della quantificazione.
- **Pre-condizionamento del cup:** prima della pirolisi vera e propria, il cup viene tipicamente mantenuto per alcuni minuti in zona di preriscaldamento (90–100 °C circa) sotto flusso di gas inerte, per rimuovere aria residua e composti semi-volatili che potrebbero sovraccaricare il rivelatore MS.

Il controllo di qualità prevede l'analisi di bianchi procedurali prima e dopo le sessioni analitiche; in caso di concentrazioni elevate nei bianchi, è prassi condizionare la colonna cromatografica ad alta temperatura per rimuovere i residui prima di riprendere le analisi.

Va segnalata l'incompatibilità di materiale tra le tecniche spettroscopiche (filtri in policarbonato, allumina o metallo) e la Py-GC-MS (filtri in vetro o quarzo): qualora si intenda sottoporre lo stesso punto di prelievo a entrambe le tipologie di analisi, è necessario predisporre filtri paralleli con materiale compatibile per ciascuna tecnica, pianificando di conseguenza lo schema di campionamento.

10.5.3 Punti di forza

- Quantificazione massica: fornisce la massa totale del polimero, indipendentemente da forma, dimensione e numero delle particelle.
- Analisi di frazioni sub-micrometriche: poiché non richiede imaging ottico, può rilevare plastica in frazioni non accessibili a μ -FTIR e micro-Raman.
- Elevata sensibilità: rileva quantità molto piccole di polimero in matrici complesse.
- Analisi di miscele: identifica la coesistenza di più polimeri nello stesso campione.

10.5.4 Limiti e complementarità

La Py-GC-MS è una tecnica distruttiva. Non fornisce informazioni su numero, forma e dimensione delle particelle. Il suo utilizzo ottimale è come metodo complementare rispetto alle tecniche particella-risolta: per la quantificazione massica, per campioni in cui il conteggio non è l'obiettivo primario, o per la validazione di approcci di screening.

10.6 Conclusioni

Nessuna delle tecniche descritte in questo capitolo è universalmente superiore: la scelta dipende dal target analitico, dalle risorse disponibili e dal tipo di output richiesto.

μ -FTIR e micro-Raman sono le tecniche particella-risolta di riferimento. La μ -FTIR offre maggiore velocità (specialmente con FPA), librerie spettrali più consolidate, assenza di interferenze da fluorescenza e modalità operative versatili. Il micro-Raman raggiunge risoluzioni spaziali sub-micrometriche, è meno sensibile all'acqua e gestisce meglio le particelle scure. L'uso complementare delle due tecniche rappresenta la strategia più robusta per campioni complessi o per obiettivi che richiedono la copertura di un ampio intervallo dimensionale.

LDIR si posiziona come alternativa rapida alla μ -FTIR per laboratori ad alto volume, con risoluzione spaziale inferiore ma throughput superiore. Py-GC-MS è il metodo di riferimento per la quantificazione massica e l'analisi di frazioni sub-micrometriche.

In tutte le configurazioni, la qualità del dato dipende in misura determinante dalla preparazione del campione, dal controllo dei blank procedurali, dalla tracciabilità dei volumi campionati e dalla documentazione dei criteri di matching spettrale. Questi aspetti devono essere definiti prima della scelta strumentale ed esplicitamente riportati nei referti di analisi.

11. L'ESPERIENZA DEI LABORATORI ASSORECA

11.1 INTRODUZIONE

L'inquinamento da microplastiche rappresenta una delle sfide ambientali e tossicologiche più complesse e urgenti del nostro tempo. La pervasività di questi frammenti in ogni ecosistema globale ha reso indispensabile non solo il loro monitoraggio, ma anche la loro precisa caratterizzazione chimica e dimensionale. Per comprendere appieno le dinamiche di distribuzione e l'impatto di questi inquinanti, la comunità scientifica e gli enti regolatori necessitano di dati analitici che siano robusti, affidabili e, soprattutto, comparabili su larga scala.

In questo panorama, le tecniche di spettroscopia vibrazionale – specificamente la spettroscopia infrarossa a trasformata di Fourier (FTIR) e la spettroscopia Raman – si sono affermate come il "gold standard" per l'identificazione inequivocabile della composizione polimerica delle microplastiche. Tuttavia, la grande eterogeneità delle matrici ambientali e la storica proliferazione di protocolli indipendenti per il campionamento, l'estrazione e l'analisi hanno a lungo ostacolato la riproducibilità e la confrontabilità dei dati tra diversi istituti di ricerca.

Per superare questa frammentazione metodologica, il Joint Research Centre (JRC) della Commissione Europea ha promosso lo sviluppo e l'implementazione di metodi standardizzati, fornendo un contesto rigoroso e armonizzato per il monitoraggio delle microplastiche. L'adozione del metodo JRC segna un punto di svolta fondamentale, passando dalla sperimentazione individuale a un approccio analitico sistemico e validato.

Questo capitolo è dedicato alla presentazione dell'esperienza condivisa di un network di laboratori Assoreca che ha implementato il metodo JRC per il monitoraggio e la misurazione delle microplastiche nelle acque destinate al consumo umano, mediante strumentazione FTIR e Raman. L'obiettivo è illustrare il passaggio dalla teoria del protocollo alla sua applicazione pratica in contesti operativi.

11.1.1 DAL RIFERIMENTO EUROPEO AL METODO ANALITICO INTERNO

Il documento tecnico del JRC dedicato all'acqua potabile (il cui titolo ufficiale è Analytical methods to measure microplastics in drinking water, culminato poi nelle linee guida pratiche del 2024/2025) è un vero e proprio spartiacque per la sicurezza idrica in Europa.

Nasce da un'esigenza legale molto precisa: la Direttiva Europea sulle Acque Potabili (UE) 2020/2184 aveva previsto, all'articolo 13, lo sviluppo di una metodologia per la misurazione delle microplastiche in vista del loro inserimento nell'elenco di controllo dei contaminanti emergenti, imponendo alla Commissione Europea di trovare un metodo unico e standardizzato per misurarle.

L'11 marzo 2024, basandosi proprio sul lavoro del JRC, l'UE ha adottato ufficialmente questo metodo con la Decisione Delegata (UE) 2024/1441.

Tuttavia, il passaggio da una linea guida tecnico-scientifica internazionale a una pratica di laboratorio quotidiana richiede un rigoroso processo di adattamento e validazione. A partire dalle basi fornite dal documento tecnico del JRC e nel rispetto dei requisiti fissati dalla Decisione Delegata (UE) 2024/1441, i laboratori del network Assoreca hanno sviluppato e validato metodi analitici interni coerenti con le rispettive dotazioni strumentali e con le matrici trattate.

Questo percorso operativo traduce i principi teorici e le raccomandazioni europee in procedure standardizzate applicabili nei contesti laboratoristici reali. In particolare, ha consentito di:

1. calibrare le fasi di pre-trattamento in funzione delle matrici acquose tipicamente gestite dai laboratori del network;
2. ottimizzare le routine strumentali di spettroscopia vibrazionale e di analisi d'immagine, con attenzione a risoluzione, tempi di lettura e ripetibilità;
3. codificare procedure di controllo qualità stringenti.

Ne deriva un approccio analitico robusto, ripetibile e aderente al quadro regolatorio europeo, finalizzato a fornire ai gestori idrici e alle autorità di controllo dati confrontabili, tracciabili e scientificamente affidabili.

11.1.2 DEFINIZIONI E PARAMETRI DI RIFERIMENTO

Per garantire l'omogeneità dei dati raccolti a livello europeo, le indagini analitiche devono attenersi rigorosamente alla seguente categorizzazione morfologica e dimensionale.

Classificazione Morfologica

1. Microplastica (Particella): oggetto solido, insolubile in acqua (solubilità < 2 g/L), composto interamente o parzialmente da polimeri sintetici o naturali modificati, con dimensioni massime ≤ 5 mm e rapporto lunghezza/larghezza ≤ 3 .
2. Fibra di microplastica: Elemento polimerico con lunghezza massima ≤ 15 mm e rapporto lunghezza/larghezza > 3 .

Classificazione Dimensionale (Diametro Sferico Equivalente)

La metodologia si applica a particelle tra 20 μm e 5000 μm , suddivise nei seguenti intervalli obbligatori per la refertazione:

Classe	Intervallo dimensionale (Diametro Sferico Equivalente)
Classe I	Da 20 μm a < 50 μm
Classe II	Da 50 μm a < 100 μm
Classe III	Da 100 μm a < 300 μm
Classe IV	Da 300 μm a < 1000 μm
Classe V	Da 1000 μm a < 5000 μm

Polimeri Prioritari da Identificare

Le librerie spettrali dei laboratori devono obbligatoriamente includere i seguenti 10 polimeri ad alta prevalenza:

1. Polietilene (PE)
2. Polipropilene (PP)
3. Polietilene tereftalato (PET)
4. Polistirene (PS)
5. Polivinilcloruro (PVC)
6. Poliammide (PA)
7. Poliuretano (PU)
8. Polimetilmetacrilato (PMMA)
9. Politetrafluoroetilene (PTFE)
10. Policarbonato (PC)

11.1.3 PROTOCOLLO DI CAMPIONAMENTO E PREVENZIONE DELLE CONTAMINAZIONI

Il campionamento rappresenta la fase più critica del processo. L'ubiquità delle microplastiche atmosferiche e industriali richiede procedure di contenimento rigorose per evitare falsi positivi.

Configurazione del Sistema di Filtrazione

Il prelievo deve avvenire convogliando l'acqua in pressione positiva direttamente dal punto di prelievo a una serie di quattro filtri posti in serie, senza stoccaggio intermedio in recipienti, salvo comprovate impossibilità tecniche o di sicurezza.

1. Filtro A (Campionamento): Porosità 100 µm (raccoglie le frazioni grossolane).
2. Filtro B (Campionamento): Porosità 20 µm (raccoglie le frazioni fini).
3. Filtro C (Bianco Procedurale): Porosità 100 µm.
4. Filtro D (Bianco Procedurale): Porosità 20 µm.

Volumi e Precauzioni

1. Volume minimo: Deve essere campionato un volume non inferiore a 1000 litri per punto di prelievo.
2. Filtrazione dei reagenti: Qualsiasi liquido impiegato nel lavaggio o trattamento del campione deve essere preventivamente filtrato a 0,45 µm.
3. Abiti e ambiente: Devono essere adottati Dispositivi di Protezione Individuale (DPI) in materiali non polimerici (es. cotone naturale al 100%) e attrezzature in vetro o metallo per prevenire la contaminazione incrociata.

11.1.4 CONTROLLO QUALITÀ E VALUTAZIONE DEI RECUPERI

Prima della validazione del metodo, ogni laboratorio deve dimostrare l'efficienza del proprio sistema tramite prove di fortificazione (spiking) dell'acqua con particelle note.

- Composizione del materiale di test: Utilizzare particelle appartenenti ad almeno due polimeri prioritari diversi, di cui uno con densità superiore all'acqua (es. PET) e uno con densità inferiore (es. PE).
- Quantità: Inserire un numero di particelle compreso tra 50 e 150 per ciascuna prova.
- Verifica Filtro A (100 μm): Utilizzare particelle di dimensioni comprese tra 120 e 200 μm .
- Verifica Filtro B (20 μm): Utilizzare particelle di dimensioni comprese tra 30 e 70 μm .
- Criterio di Accettabilità: Il test è superato se il tasso di recupero si attesta nell'intervallo tra il 60% e il 140% ($100\% \pm 40\%$).

È bene sottolineare che la valutazione del recupero debba essere pianificata ed eseguita con attenzione poiché presenta non poche criticità. Attualmente, infatti, non sono presenti sul mercato materiali di riferimento certificati di MP che siano caratterizzati accuratamente per dimensione e composizione. Pertanto, è compito del laboratorio procedere alla caratterizzazione delle miscele o degli standard singoli acquistati (o preparati internamente) prima di eseguire le prove di recupero.

Inoltre, l'aggiunta di quantità esigue di microparticelle (nell'ordine del centinaio) per valutarne il recupero presenta ulteriori difficoltà: perdita delle microparticelle, possibile disomogeneità dimensionale, bassa rappresentatività statistica e possibilità di sovrastima per contaminazione. Pertanto, le soluzioni più utilizzate per ovviare a queste situazioni possono prevedere: l'utilizzo di pastiglie solubili contenenti MP da inserire direttamente nel campione di acqua, l'analisi di un range dimensionale prefissato e maggiormente rappresentativo od al contrario monodimensionale, l'utilizzo di particelle chiaramente distinguibili (ad es. colorate) da quelle tipicamente presenti come contaminanti.

Gestione dei Bianchi Procedurali

Per stabilire la linea di base della contaminazione di laboratorio, è richiesta l'analisi di almeno 10 bianchi procedurali (Filtri C e D) per calcolare media (μ) e deviazione standard (σ). Se un bianco corrente supera il limite di $\mu + 3\sigma$, l'intera sessione analitica deve essere sottoposta a revisione per individuare la fonte di contaminazione.

10.1.5 PREPARAZIONE E TRATTAMENTO DEL CAMPIONE

Metodo Diretto: L'analisi spettroscopica può avvenire direttamente sui filtri di raccolta originali, a condizione che questi siano compatibili con la strumentazione (assenza di fluorescenza, interferenze di diffusione, eccessiva rugosità o assorbimento in modalità trasmissione).

Metodo per Trasferimento: In caso di incompatibilità, il materiale particolato deve essere risospeso in liquido e trasferito su un supporto analitico alternativo.

Trattamento Matrice: Sono ammesse operazioni di separazione densimetrica o trattamenti chimico/enzimatici per eliminare interferenti quali materia organica naturale, ossidi metallici e minerali.

Regole di Sottocampionamento: Il trasferimento del materiale dovrebbe avvenire idealmente per intero. Qualora si renda necessario un sottocampionamento del materiale raccolto dai filtri A e B, il campione finale sottoposto ad analisi deve rappresentare almeno il 10% del materiale originariamente recuperato dal volume totale di acqua.

11.1.6 ANALISI STRUMENTALE E IDENTIFICAZIONE

La normativa esclude i metodi di sola analisi termica in favore di tecniche ottiche e spettroscopiche che garantiscano il conteggio e la determinazione morfologica.

Fase 1: Analisi d'Immagine

Si impiega la microscopia ottica (ingrandimento minimo 4x) o la mappatura chimica per contare le particelle $\geq 20 \mu\text{m}$. In caso di filtri sovraccarichi, è consentito il sottocampionamento spaziale, purché venga analizzato in modo rappresentativo almeno il 20% della superficie utile del filtro.

Fase 2: Identificazione Chimica

La caratterizzazione polimerica viene effettuata tramite tecniche di spettroscopia vibrazionale:

- Micro-spettroscopia Infrarossa in Trasformata di Fourier (μ -FTIR)
- Micro-spettroscopia Raman (μ -Raman)
- Microscopia IR con laser a cascata quantica (QCL)

Gli spettri acquisiti devono essere confrontati in modo automatizzato o semi-automatizzato con le librerie di riferimento. I criteri per il "match positivo" devono essere rigorosamente stabiliti e validati dal laboratorio prima dell'inizio delle campagne di monitoraggio.

11.1.7 GESTIONE DEI DATI E REPORTING UFFICIALE

La restituzione dei dati analitici alle autorità competenti deve avvenire seguendo standard precisi per consentire l'elaborazione statistica a livello europeo.

Parametri di Classificazione

Ogni singolo elemento rilevato deve essere catalogato secondo quattro parametri:

1. Forma: Distinzione netta tra "Particella" e "Fibra" (basata sui limiti di lunghezza e sul rapporto di forma definiti nel presente documento).
2. Dimensioni: Inserimento in una delle 5 classi dimensionali (solo per le particelle, basato sul diametro sferico equivalente).
3. Composizione (per le particelle): Assegnazione a una delle seguenti tre macro-categorie:
 - a. Polimero Prioritario (appartenente alla lista dei 10).
 - b. Polimero Sintetico / Naturale modificato (non presente nella lista prioritaria).
 - c. Altro (minerali, polimeri naturali puri) o Materiale Non Identificato.
4. Tipo di Polimero (per le fibre): Laddove le dimensioni e il limite strumentale lo consentano, si procede all'identificazione chimica. In caso contrario, la fibra viene registrata come "non identificata".

Calcolo delle Concentrazioni

Il dato finale deve esprimere la concentrazione di microplastiche come numero di elementi (particelle o fibre) per metro cubo di acqua. Se durante la fase analitica o di preparazione è stato applicato un sottocampionamento (di volume, di materiale o di area del filtro), i dati bruti devono essere matematicamente scalati in modo proporzionale per riflettere correttamente l'abbondanza nel volume originario campionato.

Registro delle Informazioni Supplementari (Metadati Obbligatori)

Per garantire la tracciabilità e la riproducibilità, il rapporto di prova deve tassativamente includere le seguenti 6 informazioni a corredo:

1. Il volume totale di acqua filtrata.
2. Il luogo, la data e l'ora delle operazioni di campionamento e di analisi in laboratorio.
3. Una descrizione dettagliata dei protocolli di trattamento adottati sul campione.
4. La specifica tecnica spettroscopica e il modello di strumento impiegato.
5. I dettagli esatti di ogni eventuale fase di sottocampionamento effettuata.
6. La composizione chimica di qualsiasi componente in plastica facente parte dell'apparato di campionamento o delle attrezzature di laboratorio.

Qualsiasi deviazione tecnica dal presente metodo ufficiale, deve essere accompagnata da un'adeguata giustificazione scientifica.

11.2 ASPETTI DI MONITORAGGIO DEL RISULTATO E QUALITÀ DEL DATO

11.2.1 CONTROLLO RIGOROSO DELLE CONTAMINAZIONI (I "BIANCHI")

Le microplastiche (specialmente le fibre di PET dai vestiti o frammenti da attrezzature di laboratorio) fluttuano nell'aria e sono presenti nell'acqua di rete. Il monitoraggio del dato inizia dalla misurazione del "rumore di fondo" introdotto dagli operatori stessi.

Bianchi procedurali: Processare campioni di sola acqua ultrapura attraverso tutti gli step (digestione, filtrazione, analisi FTIR/Raman) esattamente come i campioni reali. Se il bianco contiene microplastiche, queste devono essere sottratte dal conteggio finale del campione.

Mitigazione ambientale: Uso di cappe a flusso laminare, camici in puro cotone, filtrazione preventiva di tutti i reagenti e utilizzo esclusivo di vetreria (evitando contenitori in plastica).

11.2.2 VALUTAZIONE DELL'EFFICIENZA DEL METODO (TASSI DI RECUPERO)

Prima di analizzare matrici ambientali incognite, i laboratori devono dimostrare di non "perdere" la plastica durante le fasi di estrazione e digestione chimica (necessarie per rimuovere la materia organica).

Campioni fortificati (Spiked samples): Si inserisce un numero noto di microplastiche di riferimento (es. microsferiche di polistirene o frammenti di polietilene di dimensioni note) in una matrice pulita.

Si calcola quindi il tasso di recupero (% Recovery) a fine analisi. Il metodo JRC richiede tassi di recupero elevati e costanti per validare le procedure di preparazione del campione.

11.2.3 CRITERI DI ACCETTABILITÀ DEGLI SPETTRI (HIT QUALITY INDEX)

Sia l'FTIR che il Raman si basano su software che confrontano lo spettro incognito con librerie preesistenti, restituendo un punteggio di somiglianza (spesso chiamato Hit Quality Index o HQI, basato su correlazioni di Pearson o algoritmi simili).

Soglie di confidenza: Un aspetto cruciale della qualità del dato è definire a priori quale punteggio rende un'identificazione "valida". Un HQI basso (es. < 60-70%) indica un'elevata incertezza e rischia di generare falsi positivi.

Validazione esperta: I software automatizzati possono essere ingannati da spettri rumorosi, miscele di polimeri o interferenze della matrice (es. umidità o biofilm). La supervisione umana sui risultati incerti rimane uno standard di qualità imprescindibile.

12. RACCOMANDAZIONI E BUONE PRATICHE PER IL CAMPIONAMENTO E L'ANALISI

Il presente capitolo costituisce una sintesi operativa delle principali raccomandazioni per campionamento e analisi delle microplastiche nelle acque destinate al consumo umano a partire dall'esperienza dei laboratori Assoreca. Si precisa che, ad oggi, le discussioni a livello normativo sulle tecniche analitiche per microplastiche non sono ancora completamente concluse: le raccomandazioni qui fornite si basano sullo stato dell'arte attuale e sulla pratica laboratoristica consolidata, e potranno essere oggetto di revisione con l'evoluzione degli standard internazionali.

12.1 PREPARAZIONE AL CAMPIONAMENTO

La preparazione al campionamento costituisce una fase critica il cui esito condiziona l'affidabilità dell'intera catena analitica. Il primo passaggio consiste nell'identificazione del DL target in funzione della tecnica analitica disponibile presso il laboratorio e della frazione dimensionale di interesse. Il rapporto tra DL, volume di campionamento e affidabilità statistica del risultato è discusso al §9.2 e sintetizzato nella Tabella 1; per le acque destinate al consumo umano il riferimento volumetrico è quello indicato al §9.3.

Definito il volume target, occorre preparare il materiale di campionamento con particolare attenzione alla prevenzione delle contaminazioni. In coerenza con quanto indicato al Cap. 11.1.3 (impiego di attrezzature in vetro o metallo per prevenire la contaminazione incrociata), tutti i contenitori (preferibilmente vetro borosilicato o acciaio inox), i filtri (membrane in policarbonato, allumina anodizzata o acciaio inox) e le superfici di lavoro devono essere sottoposti a verifica preventiva mediante analisi di bianchi dedicati. Eventuali componenti polimerici inevitabili nel circuito di prelievo (es. tubi delle pompe peristaltiche) richiedono equipment blanks specifici per quantificare il rilascio di particelle dal materiale stesso. Il pre-trattamento del materiale prevede risciacquo con acqua ultrapura, asciugatura in ambiente controllato e processamento dei bianchi procedurali con la stessa sequenza analitica del campione reale. Per il criterio di accettabilità del materiale e dei bianchi procedurali si applica quanto stabilito al § 11.1.4.

La catena di custodia deve essere organizzata anticipatamente, predisponendo moduli di registrazione che includano almeno: identificativo univoco del campione, data e ora del prelievo, operatore responsabile, punto di prelievo, condizioni operative rilevate, volume totale processato, numero e tipologia dei filtri utilizzati, eventuali anomalie o deviazioni dal protocollo. La documentazione fotografica del punto di prelievo e della configurazione strumentale costituisce un elemento di tracciabilità utile in fase di interpretazione dei risultati e di confronto tra campagne successive.

12.2 PROCEDURE DI CAMPIONAMENTO

Durante le operazioni di campionamento in campo, il controllo della pulizia delle superfici di contatto rappresenta il primo livello di garanzia della qualità. Tutte le superfici che entreranno in contatto con il campione (bocchelli, raccordi, alloggiamenti filtri) devono essere ispezionate

visivamente e, ove possibile, risciacquate con il campione stesso prima di avviare la filtrazione vera e propria, con un flush iniziale sufficiente a sostituire i volumi morti del sistema.

La prevenzione delle contaminazioni aeree richiede l'adozione di protocolli specifici, in coerenza con i criteri già richiamati nel documento (Cap. 11, DPI in materiali non polimerici quali cotone naturale al 100%): l'operatore deve evitare indumenti sintetici che possono rilasciare fibre, utilizzare guanti certificati polvere-free, e operare in condizioni di protezione dall'aria ambiente; l'eventuale impiego di coperture protettive deve essere coerente con il principio di non introdurre nel circuito materiali polimerici la cui contaminazione non sia stata caratterizzata mediante equipment blank dedicato.

La registrazione delle condizioni operative deve includere parametri che possono influenzare l'efficienza di filtrazione o introdurre variabilità: temperatura dell'acqua (che influisce sulla viscosità e quindi sulla portata), pressione di esercizio del sistema di distribuzione (in caso di prelievo da rete), torbidità visiva (presenza di particolato che può intasare prematuramente i filtri), eventuale presenza di cloro residuo. La documentazione fotografica dovrebbe includere: vista generale del punto di prelievo, dettaglio della configurazione dei filtri, eventuale presenza di particolato visibile sui filtri post-campionamento, e stato dei bianchi di campo.

12.3 GESTIONE E TRASPORTO DEI CAMPIONI

Al termine del campionamento, ciascun filtro deve essere trasferito in contenitori dedicati con chiusura ermetica, evitando contatti con superfici non controllate. I contenitori utilizzabili sono in vetro borosilicato o in alluminio, con sistemi di tenuta che minimizzino l'esposizione del campione all'aria ambiente. L'etichettatura deve essere univoca e resistente, e deve includere almeno: codice identificativo del campione, data e ora del prelievo, operatore responsabile, tipologia di filtro (materiale, porosità), volume totale processato, indicazione di trattarsi di campione per analisi di microplastiche.

La conservazione deve avvenire in condizioni che minimizzino il rischio di contaminazione secondaria e di degradazione del campione. I contenitori devono essere mantenuti in posizione chiusa e, ove opportuno, sigillati per evidenziare eventuali aperture accidentali. La maggior parte dei polimeri termoplastici (PE, PP, PET, PS) è stabile a temperatura ambiente, ma alcuni polimeri (es. PVC plastificato, poliuretani) possono subire fenomeni di migrazione di additivi o degradazione foto-ossidativa se esposti per lunghi periodi a luce o temperature elevate; un approccio conservativo prevede pertanto la conservazione al riparo dalla luce diretta in ambiente refrigerato dedicato.

12.4 CONTROLLO QUALITÀ DEL CAMPIONAMENTO

Il controllo qualità del campionamento è strutturato su tre livelli: bianchi di campo, campioni replicati, validazione inter-laboratorio o inter-operatore.

I bianchi di campo (*field blanks*) costituiscono lo strumento principale per quantificare il contributo della contaminazione ambientale e procedurale. Essi consistono in filtri trattati con la stessa sequenza operativa del campione reale. Il criterio di accettabilità dei bianchi è quello stabilito al § 11.1.4 (controllo statistico $\mu + 3\sigma$ su una serie di bianchi procedurali). Valori superiori al limite

indicano criticità operative che devono essere investigate mediante analisi di causa radice; come richiamato al § 9.4, le principali fonti di contaminazione documentate in letteratura per i bianchi includono fibre aerodisperse, polveri, acqua ultrapura non filtrata, materiali di consumo e dispositivi di protezione individuale (Munno et al., 2023; de Frond et al., 2022).

I campioni replicati, prelevati contestualmente nello stesso punto e con lo stesso protocollo, consentono di valutare la riproducibilità del campionamento e l'omogeneità della matrice. Per le acque potabili, dove le concentrazioni sono basse e la distribuzione delle microplastiche può essere disomogenea (sedimentazione in tubazioni, accumuli locali nella rete), la variabilità tra repliche può essere elevata. Coefficienti di variazione (CV%) elevati nei regimi di bassa concentrazione sono attesi e coerenti con una distribuzione poissoniana delle particelle nel volume campionato, e non indicano necessariamente problemi metodologici. Quando la variabilità tra repliche supera sistematicamente il 100%, è opportuno investigare possibili problemi di omogeneizzazione del campione, intasamento differenziale dei filtri o perdite durante il trasferimento.

Infine, la registrazione di anomalie o deviazioni dal protocollo standard è essenziale per l'interpretazione dei risultati e per l'identificazione di aree di miglioramento. Eventi da registrare includono: intasamento prematuro dei filtri (che può indicare presenza inattesa di particolato o errori di dimensionamento del volume), rotture o malfunzionamenti delle pompe, presenza di particelle macroscopiche visibili sui filtri (che possono richiedere analisi supplementari), interruzioni o variazioni non pianificate delle condizioni operative.

12.5 SCELTA DELLA TECNICA ANALITICA

La scelta della tecnica analitica deve essere guidata da una valutazione integrata dei seguenti fattori: limite dimensionale target, throughput richiesto, necessità di identificazione polimerica univoca rispetto al semplice conteggio, disponibilità di librerie spettrali validate, competenze tecniche del personale, vincoli di costo e di durata strumentale.

Come discusso al Capitolo 10, le tecniche spettroscopiche vibrazionali (μ -FTIR e micro-Raman) consentono l'attribuzione polimerica univoca mediante confronto con librerie spettrali di riferimento. Esse presentano limitazioni di throughput, che diventano significative quando il numero di particelle da identificare per filtro è elevato o quando si richiedono mappature ad alta risoluzione su aree estese.

Le tecniche LDIR basate su laser a cascata quantica (QCL) offrono un compromesso vantaggioso fra throughput e identificazione polimerica a fronte di una risoluzione spaziale inferiore rispetto a μ -FTIR e di un costo strumentale più elevato. La pirolisi accoppiata a gascromatografia-spettrometria di massa (Py-GC-MS), discussa al § 10.5, costituisce un approccio complementare utile per la quantificazione massica o per polimeri specifici difficilmente distinguibili mediante IR/Raman, ma è tecnica distruttiva e priva di risoluzione morfologica sulle singole particelle.

La disponibilità di librerie spettrali validate rappresenta un elemento critico per l'affidabilità dell'identificazione automatica. Le librerie commerciali coprono la maggior parte dei polimeri commodity (PE, PP, PET, PVC, PS, PU, PMMA, PA), ma possono presentare lacune per polimeri

speciali, copolimeri o materiali invecchiati o degradati i cui spettri differiscono significativamente dal polimero vergine. L'esperienza Assoreca indica che l'implementazione di una libreria custom, arricchita con spettri di microplastiche reali estratte da campioni ambientali e sottoposte a processi di invecchiamento accelerato (UV, termico, ossidativo), può migliorare l'accuratezza dell'identificazione automatica. La libreria custom consente in particolare di adottare soglie HQI di accettazione più conservative senza penalizzare il tasso di identificazione, riducendo così la frequenza di falsi positivi.

12.6 VALIDAZIONE E CONTROLLO QUALITÀ ANALITICO

La validazione del metodo analitico per le microplastiche segue i principi generali della ISO/IEC 17025:2017 § 7.2 (selezione, verifica e convalida dei metodi); il successivo monitoraggio della validità dei risultati nel tempo si conforma ai requisiti del § 7.7 (carte di controllo e verifiche periodiche). Per quanto applicabile alla natura particellare della matrice, si fa riferimento anche alla ISO 8466 per linearità e limite di rilevabilità.

I parametri di validazione da determinare includono: limite di rilevabilità dimensionale (DL), ripetibilità intra-giorno e riproducibilità inter-giorno del conteggio particellare, accuratezza dell'identificazione polimerica (mediante confronto con standard certificati o materiali di riferimento), tasso di recupero su campioni fortificati. Per quest'ultimo parametro, particolarmente critico, campioni di acqua ultrapura fortificati con microplastiche di riferimento (sfere di polistirene monodisperse, frammenti di PE/PP caratterizzati dimensionalmente, fibre di PET) vengono processati con l'intero protocollo analitico, e il numero di particelle recuperate viene confrontato con il numero teorico aggiunto. Il criterio di accettabilità per il tasso di recupero è quello recepito al § 11.1.4 dalla Decisione Delegata (UE) 2024/1441. Recuperi prossimi all'estremo inferiore dell'intervallo possono indicare perdite durante la filtrazione (adsorbimento su pareti, attraversamento dei filtri per porosità inadeguata) o criticità nell'identificazione automatica; recuperi prossimi all'estremo superiore richiedono verifica di possibile contaminazione o di errori di conteggio. Il CV% sulle repliche è un indicatore complementare della stabilità del metodo.

La definizione di criteri di qualità spettrale è essenziale per l'identificazione polimerica automatica. L'Hit Quality Index (HQI), discusso al § 11.2.3, quantifica il grado di somiglianza tra lo spettro sperimentale e lo spettro di riferimento in libreria mediante algoritmi di correlazione o di distanza spettrale.

Il valore minimo accettabile e gli eventuali *threshold* più conservativi adottati dal laboratorio per ridurre i falsi positivi (in particolare in presenza di interferenti spettrali quali cellulosa, lignina, carbonati) sono coerenti con le indicazioni del Glossario e del § 11.2.3. Gli spettri al di sotto della soglia di accettabilità devono essere sottoposti a verifica manuale da parte di un operatore esperto, mediante ispezione delle bande caratteristiche e confronto con spettri di riferimento multipli.

12.7 GESTIONE E REPORTING DEI RISULTATI

Il reporting dei risultati rispetta i principi di trasparenza e tracciabilità richiesti dalla ISO/IEC 17025:2017 § 7.8 e i requisiti specifici della normativa di riferimento (Decisione Delegata UE

2024/1441 per le acque potabili). Il rapporto di prova specifica con chiarezza la tecnica analitica utilizzata (μ -FTIR, micro-Raman, LDIR o combinazione di tecniche), i parametri strumentali principali (risoluzione spaziale, intervallo spettrale acquisito, numero di scansioni per spettro, algoritmo di identificazione automatica, soglia HQI adottata), e la configurazione di campionamento (volume totale processato, tipologia e porosità dei filtri, eventuali pre-trattamenti).

I risultati sono espressi come concentrazione numerica (numero di particelle per litro), eventualmente disaggregata per classi dimensionali e per tipologia polimerica. La distribuzione dimensionale segue le classi di refertazione obbligatorie indicate al § 11.1.2; la composizione polimerica riporta la percentuale di PE, PP, PET, PS, PVC, altri polimeri identificati e percentuale di particelle non identificate. Ove rilevante, sono incluse informazioni morfologiche (percentuale di fibre, frammenti, film, sfere) secondo le categorie già trattate.

Eventuali limitazioni del metodo o criticità riscontrate durante l'analisi (es. presenza di interferenti spettrali, particelle con HQI insufficiente per identificazione univoca, intasamento precoce dei filtri, anomalie nei bianchi) sono segnalate in una sezione dedicata del rapporto («Note tecniche» o «Commenti analitici»). Questa trasparenza è essenziale non solo per la corretta interpretazione dei risultati da parte del committente, ma anche per la tracciabilità delle prestazioni del metodo nel tempo e per l'identificazione delle aree di miglioramento continuo, in linea con i principi del sistema qualità ISO 9001:2015 e ISO/IEC 17025:2017.

BIBLIOGRAFIA PARTE II

Bäuerlein, P.S. et al. (2022). Fate of microplastics in the drinking water production. Water Research. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118790>

Bryksa, J. et al. (2024). High throughput application of ASTM D8332. MethodsX. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2024.102680>

de Frond, H. et al. (2022). Monitoring microplastics in drinking water: An interlaboratory study. Chemosphere. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134282>

Dronjak, L. et al. (2022). Screening of microplastics in water and sludge lines of a DWTP. Water Research. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119185>

Harrold, Z. et al. (2022). A Peristaltic Pump and Filter-Based Method. ACS ES&T Water. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00270>

Horton, A.A. et al. (2021). Semi-automated analysis of microplastics in complex wastewater samples. Environmental Pollution. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115841>

Hu, W. et al. (2023). Modification of fluorescence staining method. ESPR. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26226-8>

Malekzadeh, M. et al. (2025). Microplastics in tap water: A systematic review. Ecotoxicology and Environmental Safety. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118347>

Müller, Y.K. et al. (2020). Microplastic analysis - are we measuring the same? Analytical and Bioanalytical Chemistry. <https://doi.org/10.1007/s00216-019-02311-1>

Munno, K. et al. (2023). Patterns of microparticles in blank samples. Chemosphere. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138883>

Pittroff, M. et al. (2021). Microplastic analysis in drinking water based on fractionated filtration. ESPR. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12467-y>

Prata, J.C. et al. (2021). Contamination issues in microplastics analytics. J. Hazardous Materials. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>

Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., Gerdts, G. (2017). An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. Analytical Methods, 9(9), 1499-1511. <https://doi.org/10.1039/C6AY02476A>

Schymanski, D. et al. (2021). Analysis of microplastics in drinking water: minimum requirements. ABC. <https://doi.org/10.1007/s00216-021-03498-y>

Sheriff, I. et al. (2024). Discrepancies in microplastics sampling in WWTPs. J. Water Process Eng. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106072>

Simon, M., van Alst, N., Vollertsen, J. (2018). Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*, 142, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019>

Watkins, L. et al. (2021). What You Net Depends on if You Grab. *EST*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03019>

Weber, F. et al. (2021). Investigation of microplastics in drinking water of a German city. *STOTEN*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143421>

Wong, C.S. & Weisberg, S.B. (2024). Accreditation process for microplastics in drinking water. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141568>

Umurhan, Y., Songsart-Power, M., Limbu, T.B., Phan, T. (2025). Applications of Raman spectroscopy for microplastic detection and characterization: a comprehensive spectral reference. *Environmental Science and Pollution Research*, 32, 28630-28677. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-37224-3>

Primpke, S., Wirth, M., Lorenz, C., Gerdt, G. (2018). Reference database design for the automated analysis of microplastic samples based on Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 410, 5131-5141. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1156-x>

Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>

Norme ISO:

ISO 24187:2023 - Principles for the analysis of microplastics present in the environment. International Organization for Standardization, Ginevra. Pubblicazione: settembre 2023. <https://www.iso.org/standard/78039.html>

ISO 16094-2:2025 - Water quality - Analysis of microplastic in water - Part 2: Vibrational spectroscopy methods for waters with low content of suspended solids including drinking water. International Organization for Standardization, Ginevra. Edizione 1, pubblicazione: settembre 2025. <https://www.iso.org/standard/84460.html>

ISO/DIS 16094-3 - Water quality - Analysis of microplastic in water - Part 3: Thermo-analytical methods for waters with low content of suspended solids including drinking water. Documento in sviluppo / Draft International Standard. <https://www.iso.org/standard/84463.html>

ISO 3696:1987 - Water for analytical laboratory use - Specification and test methods. International Organization for Standardization, Ginevra. <https://www.iso.org/standard/9169.html>

ISO 5667 (serie) - Water quality - Sampling. International Organization for Standardization, Ginevra. In particolare: ISO 5667-1:2023 (Guida alla progettazione dei programmi di campionamento); ISO 5667-3:2018 (Conservazione e trattamento dei campioni); ISO 5667-5:2006 (Campionamento di acqua potabile).

World Health Organization (2019). Microplastics in drinking-water. WHO, Geneva. ISBN 978-92-4-151619-8. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>

Norme ASTM:

ASTM D8332-20 - Standard Practice for Collection of Water Samples with High, Medium, or Low Suspended Solids for Identification and Quantification of Microplastic Particles and Fibers. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2020. <https://www.astm.org/d8332-20.html>

ASTM D8333-20 - Standard Practice for Preparation of Water Samples with High, Medium, or Low Suspended Solids for Identification and Quantification of Microplastic Particles and Fibers Using Pyrolysis-GC/MS, IR, or Raman Spectroscopy. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2020. <https://www.astm.org/d8333-20.html>

ASTM D8489-23 - Standard Test Method for Determination of Microplastics Particle and Fiber Size, Distribution, Shape, and Concentration in Waters with High to Low Suspended Solids Using a Dynamic Image Particle Size and Shape Analyzer. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2023. <https://www.astm.org/d8489-23.html>

ASTM D8401-24 - Standard Test Method for Identification of Polymer Type and Quantity of Microplastic Particles and Fibers in Waters with High to Low Suspended Solids Using Pyrolysis-Gas Chromatography/Mass Spectrometry. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2024. <https://www.astm.org/d8401-24.html>

Normativa dello Stato della California:

California SB 1422 (2018) - Safe Drinking Water Act: microplastics. California State Legislature. Attuazione: California State Water Resources Control Board, Resolution No. 2022-0032, Policy Handbook for Microplastics in Drinking Water, 2022. Metodi approvati: SWB-MP1 (Raman spectroscopy), SWB-MP2 (Infrared spectroscopy).

Legislazione europea:

Direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2020, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione). Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, L 435, 23.12.2020, pp. 1-62. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>

Decisione Delegata (UE) 2024/1441 della Commissione, dell'11 marzo 2024, che integra la Direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio stabilendo una metodologia per misurare le microplastiche nelle acque destinate al consumo umano. Gazzetta ufficiale dell'Unione europea, L, 2024/1441, 28.5.2024. https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_del/2024/1441/oj

Documenti tecnici JRC:

Belz, S., Cella, C., Geiss, O., Gilliland, D., La Spina, R., Mèhn, D., Sokull-Kluettgen, B. (2024). Analytical methods to measure microplastics in drinking water: review and evaluation of methods. EUR 31885

EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-68-13860-1, JRC136859, <https://doi.org/10.2760/109944>

Mèhn, D., Cella, C., Bucher, G., Fumagalli, F.S., El Hadri, H., Gilliland, D. (2025). Analysing microplastics in drinking water. Publications Office of the European Union, Luxembourg. JRC143205. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC143205>

Legislazione italiana:

D.Lgs. 23 febbraio 2023, n. 18 - Attuazione della direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2020, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, Serie Generale n. 55, 6.3.2023.

D.Lgs. 18 luglio 2025, n. 102 - Disposizioni integrative e correttive al decreto legislativo 23 febbraio 2023, n. 18, recante attuazione della direttiva (UE) 2020/2184. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 2025.



ASSORECA | P.le Rodolfo Morandi 2, 20121 Milano | segreteria@assoreca.it | +39 02 87156233 | C.F. 97142760152
assoreca.it



aderente
CONFINDUSTRIA SERVIZI
INNOVATIVI E TECNOLOGICI