



UNIONE EUROPEA
Fondo Sociale Europeo



Università degli Studi di Messina

TESI PER IL CONSEGUIMENTO DEL TITOLO DI DOTTORE DI RICERCA

CORSO DI DOTTORATO IN BIOLOGIA APPLICATA E MEDICINA SPERIMENTALE

CURRICULUM IN SCIENZE BIOLOGICHE E AMBIENTALI

XXXVII CICLO

SSD BIO/07

Inquinamento da dispositivi di protezione individuale (DPI) al tempo del COVID-19: valutazione degli impatti ambientali e degli effetti su modelli sperimentali

Candidata PhD:

Mariachiara Costanzo

Supervisor:

Professoressa Nunziacarla Spanò

Coordinatore: Professoressa Esposito Emanuela

Anno Accademico 2024/2025

Abstract:

L'uso di dispositivi di protezione individuale (DPI) come maschere, guanti e visiere è stata una precauzione necessaria per contrastare la diffusione del Coronavirus durante la pandemia COVID-19, come sottolineato dall'organizzazione mondiale della sanità (OMS). In particolare, le mascherine chirurgiche e i guanti sono stati considerati le protezioni individuali più diffuse durante l'emergenza sanitaria mondiale. Da un punto di vista ecologico, tali DPI potrebbero avere effetti negativi sugli organismi e sull'ambiente marino, legato allo smaltimento improprio di tali dispositivi e alla loro permanenza in ambiente naturale. Come già noto, i DPI sono costituiti da diversi polimeri, tra cui polipropilene, poliacrilonitrile e altri polimeri sintetici non degradabili. Una volta immessi impropriamente nell'ambiente marino, questi strumenti di protezione possono essere interessati da processi di degradazione e frammentazione che ne riducono le dimensioni, esponendo il biota marino a tali inquinanti. È stato necessario implementare piani di gestione dei rifiuti da parte le amministrazioni di tutto il mondo, per poter mitigare il conseguente impatto sull'ambiente a causa di questo nuovo tipo di rifiuto. Tuttavia, l'impatto dovuto da questo inquinamento plastico non è stato del tutto mitigato, a causa di uno smaltimento non del tutto corretto, per cui una grossa quantità di DPI e conseguenti microplastiche derivate sono finite in ambiente marino. Tra le cause dirette osservate a causa di questo inquinamento sulla fauna marina vi è senza dubbio l'impigliamento, nonché l'ingestione, che possono portare alla morte degli organismi marini di dimensioni maggiori. Ma sono soprattutto le frazioni più piccole, i detriti plastici causati dalla frammentazione dei DPI, che entrano stabilmente all'interno della rete trofica marina a partire dai suoi livelli più bassi, da organismi invisibili a occhio nudo che li trasferiscono ai livelli trofici superiori attraverso la biomagnificazione, minacciando l'intero ecosistema. Le ricerche effettuate sull'inquinamento marino da DPI, seppur in crescita, sono ancora carenti, soprattutto quelle a carattere sperimentale. Questo studio ha avuto pertanto, un primo obiettivo di raccolta dei dati di abbondanza relativi a tale tipo di inquinamento attraverso l'utilizzo combinato della revisione della letteratura scientifica e della

Citizen Science. Una seconda parte dello studio ha avuto come scopo la valutazione di potenziali effetti avversi delle microparticelle plastiche sugli organismi animali marini attraverso saggi sperimentali in laboratorio. Gli organismi modello utilizzati sono stati *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) e *Danio rerio* (Hamilton, 1822), modelli sperimentali ampiamente utilizzati e dalla riconosciuta validità. Dal nostro studio è comunque risultato un maggiore effetto negativo, su un modello sperimentale di organismo filtratore come *M. galloprovincialis*, da parte dei micro-frammenti a concentrazione ambientale (10 mg/l) provenienti da mascherine, rispetto a quelli provenienti da guanti. Un evento di mortalità di massa ha influenzato i risultati dell'esposizione ad un mix di frammenti di guanti e mascherine a concentrazione dieci volte superiore a quella ambientale (100 mg/l). Nel test di tossicità condotto su zebrafish esposto a micro-frammenti di guanti a concentrazione ambientale (10 mg/l) e dieci volte superiore (100 mg/l), sono stati monitorati la sopravvivenza, la schiusa e lo sviluppo delle larve fino a 96 hpf. Non è stata rilevata nessuna variazione su nessuno dei parametri investigati, cioè significa che il corion potrebbe agire come barriera per proteggere l'embrione fino a 48-72 hpf. Ulteriori analisi serviranno a verificare questi risultati e a chiarire l'origine delle differenze rilevate tra i diversi DPI testati. La raccolta di dati empirici, insieme al monitoraggio ambientale, saranno determinanti nei prossimi anni per valutare quali possono essere gli effetti dell'inquinamento dovuto ai DPI sugli organismi viventi, per poterne anche prevedere l'impatto sull'ecosistema acquatico su larga scala.

Sommario

1. Introduzione.....	8
1.1 Inquinamento da microplastiche in ambiente marino	11
1.1.1 Interazioni tra MPs e organismi vegetali in ambiente marino	13
1.1.2 Interazioni tra MPs e organismi animali in ambiente marino	15
1.2 La pandemia del COVID-19	18
1.3 Processo di degradazione dei DPI: una fonte emergente di microplastiche/microfibre secondarie in ambiente marino costiero	25
1.4 Composizione chimica delle mascherine monouso	28
1.5 Interazione degli organismi marini con i rifiuti dovuti alla pandemia COVID-19	30
1.6 Il ruolo della Citizen Science nel monitoraggio ambientale durante la pandemia COVID-19	33
1.7 Scopo della tesi.....	35
2. Materiali e metodi	37
2.1 Dati Desktop: raccolta ed elaborazione dei dati provenienti da Citizen Sciences	37
2.2 Frammentazione dei DPI.....	38
2.3 Esposizione di <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamark, 1819) ai frammenti di DPI	39
2.3.1 Organismo modello	39
2.3.2 Preparazione degli animali e disegno sperimentale	40
2.3.3 Analisi istologiche.....	42
2.3.4 Determinazione della Malondialdeide (MDA)	43
2.4 Esposizione di (<i>Danio rerio</i> Hamilton, 1822) ai frammenti di DPI mediante Z-FET (Fish Embryo Toxicity)	44
2.4.1 Organismo modello	44
2.4.2 Preparazione degli animali e disegno sperimentale	44
2.4.3 Saggio di tossicità sugli embrioni di Zebrafish (Z-FET)	47
2.4.4 Indagine di espressione della malondialdeide (MDA)	50
2.5 Analisi dei dati.....	50
3. RISULTATI	51
3.1 Raccolta dati da Citizen Sciences e letteratura scientifica	51
3.2.1 Analisi istologica.....	57
3.2.2 Determinazione dei livelli di MDA.....	60
3.3 Esposizione di (<i>Danio rerio</i> Hamilton, 1822) ai frammenti di DPI mediante Z-FET (Fish Embryo Toxicity)	61
3.3.1 Risultati morfologici e malformazioni.....	61
3.3.2 Sopravvivenza e schiusa	62
3.3.3 Indagine sull'espressione della Malondialdeide negli embrioni di Zebrafish esposti ai frammenti di DPI	63
4. Discussioni	65
5. Conclusioni.....	74
Bibliografia	76

Indice delle figure

Figura 1. Meccanismo di trasferimento trofico delle microplastiche. Fonte: (Marcharla et al., 2024).	10
Figura 2. Monitoraggio dispositivi di protezione individuale lungo la costa Messinese post COVID-19. Foto: Mariachiara Costanzo	21
Figura 3. A Nuova Delhi sparisce lo smog: ecco un confronto della capitale dell'India pre e post lockdown imposto a causa dell'emergenza Coronavirus. Fonte: la repubblica https://www.repubblica.it/dossier/cronaca/coronavirus-wuhan-2020/2020/04/23/video/coronavirus_dalla_cappa_di_smog_al_cielo_limpido_nuova_delhi_prima_e_dopo_il_lockdown-422538384/	24
Figura 4. Lo scatto di Ralph Pace che ha vinto il primo premio della categoria “Ambiente” dell’edizione 2021 del World Press Photo raffigurante un esemplare di <i>Zalophus californianus</i> che si imbatte in una mascherina abbandonata nelle acque a largo di Monterey. Fonte: https://www.arte.it/notizie/italia/il-2020-in-un-abbraccio-ecco-i-vincitori-del-world-press-photo-18235	25
Figura 5. I rifiuti marini a seguito della pandemia: una minaccia imminente per l’ambiente marino.	27
Figura 6. Differenti tipi di mascherine in uso e in fase di ricerca. Fonte: (Das et al., 2020)	30
Figura 7. Interazioni di organismi animali con dispositivi medici inquinanti, in ambiente sia terrestre che acquatico. Fonte: https://www.covidlitter.com .	32
Figura 8. Fasi di frammentazione di una mascherina in laboratorio.	38
Figura 9. Frammenti di materiale plastico, risultanti dalla frammentazione di guanti (sx) e mascherine (dx).	39
Figura 10. Immagine esplicativa di <i>M. galloprovincialis</i> fonte: https://www.researchgate.net/figure/Mytilus-galloprovincialis-Lamarck-1819-8_fig2_355882208 , The Effects of Shellfish Consumption Frequency for Human Health ((Irkin & Irkin, 2021)).	40
Figura 11. Fasi di dissezione dei mitili in laboratorio.	42
Figura 12. Zebtec stand-alone Tecniplast.	45
Figura 13. Fasi di selezione degli embrioni sotto stereoscopio Zeiss Discovery V8 (Carl Zeiss, Jena, Germany).	46
Figura 14. Fasi di preparazione di embrioni e larve per foto/video stereomicroscopio Leica M205 C.	48
Figura 15. Immagini live di embrioni di zebrafish ottenute allo stereomicroscopio Leica M205 C.	48
Figura 16. Immagini live di larve di zebrafish ottenute allo stereomicroscopio Leica M205 C.	49
Figura 17. Branchie di <i>M. galloprovincialis</i> osservate al microscopio ottico con ingrandimento 40 x, colorate con ematossilina eosina, provenienti da vasca di controllo. Non si evidenziano significative anomalie.	58
Figura 18. Branchie di <i>M. galloprovincialis</i> esposte a 10 mg/L di frammenti di guanti (A) e 10 mg/L di frammenti di mascherine (B), colorate con ematossilina eosina, osservate al microscopio ottico con ingrandimento 40x. Il cerchio verde indica il deposito di lipofusina, il cerchio azzurro l’infiltrazione di emociti con agglomerati, la freccia nera presenza di reazione granulocitaria, la freccia arancio un’alterazione epitelio e il cerchio giallo presenza di vacuolizzazione.	58
Figura 19. Ghiandola digestiva di <i>M. galloprovincialis</i> , osservate al microscopio ottico con ingrandimento a 20x, provenienti da vasca di controllo colorate con ematossilina ed eosina.	59
Figura 20. A) Ghiandola digestiva di <i>M. galloprovincialis</i> esposte a 10 mg/L di frammenti di guanti; B) Ghiandola digestiva di <i>M. galloprovincialis</i> esposte a 10 mg/L di frammenti di mascherine. Colorazione ematossilina ed eosina, osservate al microscopio ottico con ingrandimento a 40x. Il cerchio verde indica il deposito di lipofusina, il cerchio azzurro l’infiltrazione di emociti con agglomerati, la freccia nera presenza di reazione granulocitaria, la freccia arancio un’alterazione epitelio e il cerchio giallo presenza di vacuolizzazione.	60

Figura 21. Contenuto di MDA in branchie (G) e ghiandola digestiva (DG) di <i>M. galloprovincialis</i> esposti a frammenti di guanti (GLV) (10 mg/L), e mascherine (MSK) (10 mg/L). I dati sono presentati come media $\pm$ e deviazione standard (SD). La significatività statistica è stata determinata usando una analisi ANOVA della varianza ad una via, seguita da un test Bonferroni post hoc per comparazioni multiple tra tutti i gruppi. Il p-value corrispondente a ***P < 0.001, indica le differenze significative.....	60
Figura 22. Immagini morfologiche di zebrafish esposti a contaminazione di micro-frammenti di guanti. Le immagini sono state effettuate dalla vista laterale con uno stereo microscopio con ingrandimento 30x.	62
Figura 23. Tasso di sopravvivenza degli embrioni di zebrafish esposti alle due diverse concentrazioni di frammenti di guanti (G).....	62
Figura 24. Tasso di schiusa degli embrioni di zebrafish esposti alle due diverse concentrazioni di frammenti di guanti (G).	63
Figura 26. Contenuto di MDA di larve esposte a frammenti di guanti (G) (10 mg/L, 100mg/l). I dati sono presentati come media $\pm$ e deviazione standard (SD). La significatività statistica è stata determinata usando una analisi ANOVA della varianza ad una via, seguita d seguita da un test Bonferroni post hoc per comparazioni multiple tra tutti i gruppi. Il p-value corrispondente a ***P < 0.001, indica le differenze significative.	64

Indice delle tabelle

Table 1. Principali fonti di immissione in ambiente ed impatti ecologici dell'inquinamento da microplastiche.	8
Table 2. Tipi di microplastiche, gamma dimensionale, livello di lisciviazione, tasso di degradazione e tassi di ingestione da parte degli organismi marini.	17
Table 3. Raccolta di articoli scientifici riportanti informazioni quantitative su DPI rilevati in ambiente come inquinanti. Informazioni riportate: fonte bibliografica, sito di campionamento, periodo di raccolta dati, numero dei campioni ritrovati, numero di siti campionati.	51
Table 4. Raccolta di articoli scientifici riportanti informazioni su animali marini, o connessi all'ambiente costiero, entrati in contatto con DPI, a livello ambientale o sperimentale, e potenziali effetti rilevati. Informazioni riportate: fonte bibliografica, specie animale interessata, effetti rilevati.	53
Table 5. Dati raccolti attraverso fonti di Citizen Science sull'interazione della fauna con i DPI. Informazioni riportate: Fonte, area geografica, tipologia di interazione, nome scientifico della specie o del genere, DPI rilevato (MSK: mascherina; Glv: guanti).....	54

1.Introduzione

L'inquinamento da microplastiche (MPs) è diventato una minaccia crescente per il delicato equilibrio degli ecosistemi marini, spingendo negli ultimi anni la comunità scientifica a condurre ricerche approfondite, sperimentali e su campo, e a interagire con le governances per attuare misure di mitigazione. La presenza di queste microscopiche particelle plastiche negli ecosistemi acquatici ha generato una notevole apprensione a causa del loro potenziale impatto esteso sulla vita marina e sul benessere umano. Sono classificate come MPs le piccole particelle di natura plastica con dimensioni inferiori a 5 mm. Tali detriti antropogenici, sono diventati importanti inquinanti negli habitat acquatici dell'intero globo terrestre (Kye et al., 2023). Le MPs si originano da fonti multiple, come la frammentazione di grandi rifiuti plastici, la degradazione dei tessuti sintetici, e lo scarico deliberato di piccoli oggetti di plastica da parte di cittadini nei centri urbani e delle attività industriali di vario genere (Periyasamy & Tehrani-Bagha, 2022). Queste particelle sono ulteriormente classificate come primarie, quando prodotte direttamente da processi industriali per un utilizzo commerciale, e secondarie, quando derivate dalla rottura di detriti plastici di dimensioni maggiori per attività antropica o naturale (Kefer et al., 2021). Sono molteplici gli ambiti in cui vengono prodotte e utilizzate apposite MPs come additivi a prodotti per utilizzo umano, quali articoli per la cura personale, tessuti sintetici, fibre, abrasivi industriali, che contengono quindi MPs primarie fabbricate in maniera specifica. La formazione di MPs secondarie è invece spesso casuale e indiretta, avvenendo per frammentazione di rifiuti plastici abbandonati in ambiente terrestre e acquatico, tra cui sacchetti di plastica, bottiglie e attrezzi da pesca, che sono costantemente degradati in ambiente naturale dalla luce solare, dall'azione delle onde e vari processi biologici che coinvolgono organismi viventi (Arpia et al., 2021; S. Ghosh et al., 2023).

Table 1. Principali fonti di immissione in ambiente ed impatti ecologici dell'inquinamento da microplastiche.

Fonti di scarico	Origine delle MPs	Percorso ambientale	Rischio	Impronta geografica	Impatto ecologico	Bibliografia
1. Scarichi urbani	Polvere di pneumatici, particelle di usura stradale,	Sistemi di drenaggio delle acque meteoriche, tracimazioni	Scarichi intasati	Città e periferie	Accumulo nelle zone umide urbane	(Lehel & Murphy, 2021; Stang et al., 2022a; Y.

	frammenti di microplastica	fognarie combinate				Zhou et al., 2023)
2. Scarichi industriali	Fibre, perline, pellet e frammenti microplastici	Scarichi di acque reflue, sversamenti accidentali, emissioni in atmosfera	Contaminazione dei sedimenti e bioaccumulo nella fauna selvatica	Poli industriali e aree costiere	Impatti sulla qualità dell'aria e sul benessere umano	(Akhbarizadeh et al., 2019; Y. Zhou et al., 2023)
3. Rifiuti di plastica	Frammentazione di detriti plastici, microfibre di tessuti sintetici	Percolato di discarica, trasporto fluviale, polvere portata dal vento	Immissione di microplastiche nella catena alimentare	Globale, con concentrazioni più elevate nei paesi in via di sviluppo	Inquinamento da microplastiche in ambienti remoti e incontaminati	(Petersen & Hubbart, 2021)
4. Vernici	Particelle di plastica microscopiche utilizzate nelle vernici e nei rivestimenti	Lisciviazione e nel terreno e nell'acqua durante gli agenti atmosferici e l'usura	Distruzione del biota del suolo	Aree urbane ed extraurbane, cantieri	Accumulo di microplastiche e negli ecosistemi urbani e potenziale impatto sulla salute umana	(Lee et al., 2023; Singh & Bhagwat, 2022)
5. Prodotti per la cura personale	Microplastiche aggiunte a cosmetici, dentifrici e altri prodotti	Impianti di trattamento delle acque reflue, che alla fine raggiungono l'ambiente	Esposizione cronica della vita acquatica alle microplastiche	Ampiamente utilizzato, con un impatto anche sulle comunità remote	Presenza di microplastica nei tessuti umani e implicazioni cruciali per la salute	(W. Huang et al., 2021; Stang et al., 2022b)
6. Tessili sintetici	Microfibre rilasciate durante il lavaggio dei tessuti sintetici	Impianti di trattamento delle acque reflue, che alla fine raggiungono l'ambiente	Contaminazione da microplastica di acqua e sedimenti	Globale, in aumento con la crescita del consumo di abbigliamento	Presenza di microplastiche e nell'aria interna e potenziali rischi di inalazione	(Kacprzak & Tijning, 2022; Sadia et al., 2022)
7. Deposizione atmosferica	Microplastiche trasportate dalle correnti eoliche di varia provenienza	Polvere portata dal vento, trasporto atmosferico, precipitazioni	Contaminazione globale di terra, acqua e aree remote	Impatti sulla biodiversità e sul benessere umano attraverso l'inalazione di microplastiche	Valutazione della dispersione e dell'accumulo di microplastiche in vari comparti ambientali	(Emenike et al., 2023; Veerasingam et al., 2020)

Questi detriti plastici entrano negli oceani in misura significativa, con stime che indicano milioni di tonnellate metriche all'anno. L'effetto cumulativo di questo afflusso ha contaminato gli habitat

naturali, rappresentando una grave minaccia per le varie specie che vivono in questi ecosistemi (Henderson & Green, 2020).

Le conseguenze che le MPs possono avere sulla vita marina sono varie, potendo causare un impedimento fisico che può limitare movimento degli animali marini, l'ostruzione del tratto gastrointestinale a seguito di ingestione e provocare lesioni di vario tipo (Osman et al., 2023). Una volta ingeriti, questi detriti possono causare scarso assorbimento degli alimenti, modifiche al comportamento alimentare e risultare anche fatali. L'internalizzazione può avvenire direttamente, da detriti dispersi in acqua o attraverso le prede che avevano a loro volta ingerito le MPs, nel processo noto come biomagnificazione (Figura 1).

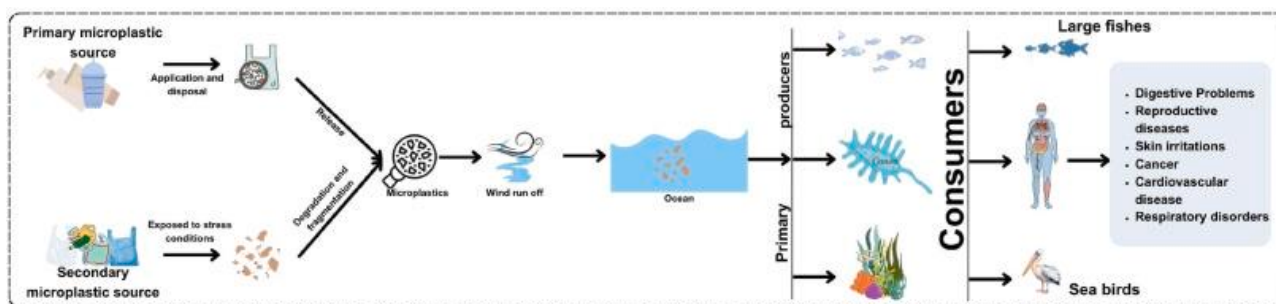


Figura 1. Meccanismo di trasferimento trofico delle microplastiche. Fonte: (Marcharla et al., 2024).

Inoltre, le MPs possono fungere da trasportatori chimici, assorbendo sostanze inquinanti provenienti dall'ambiente e rilasciandole nei tessuti degli organismi viventi (Yu & Singh, 2023a). L'inquinamento da MPs ha implicazioni che si estendono oltre il dominio acquatico, risultato potenzialmente minaccioso anche salute umana (S. Ghosh et al., 2023). Mps sono state rinvenute ad esempio nei frutti di mare, spesso organismi filtratori non selettivi, che possono pertanto giungere all'interno del corpo umano una volta ingeriti interi, accumulandosi così nei nostri corpi (M. Smith et al., 2018). Le conseguenze a lungo termine per la salute umana dell'accumulo di micro- e nanoplastiche sono a tutt'oggi in gran parte sconosciute, ma diversi studi hanno collegato la presenza di MPs nel corpo umano a fenomeni di infiammazione, genotossicità e disfunzione endocrina (Yuan et al., 2022). Infatti, oltre all'inquinamento da materie plastiche del quale sono evidenti all'occhio umano i segni e la presenza negli oceani, nelle zone costiere e in ambiente terrestre, sono proprio le frazioni più piccole, invisibili all'occhio umano, che possono interagire con le specie viventi a diversi livelli

trofici, dai microorganismi ai grandi animali (Ziani et al., 2023). Inoltre, l'inquinamento da detriti plastici, ha anche importanti conseguenze socioeconomiche sulle attività umane connesse all'ambiente, come ad esempio le comunità costiere che dipendono dalle risorse marine, vulnerabili a eventuali ricadute da interruzioni della pesca, del turismo ed altri settori connessi al mare. Per tali ragioni è cresciuta l'importanza della sensibilizzazione a questo problema ambientale, anche al fine di evitare una crisi che possa portare al collasso di equilibri naturali e sociali (Osman et al., 2023). L'educazione ambientale risulta fondamentale a ridurre al minimo il rischio di una over produzione di MPs connessa alla produzione di rifiuti, incoraggiando abitudini di consumo responsabili e coltivando una cultura di alternative sostenibili, oltre che la prevenzione e la riduzione nell'utilizzo di fonti dirette ed indirette (Kumar et al., 2021). Accordi di collaborazione internazionale sono essenziali per stabilire norme mondiali per la gestione dei detriti plastici e del rilascio delle frazioni più piccole, facilitando le conoscenze, la sensibilizzazione e la promozione di sviluppi tecnologici atti a ridurre il problema. Negli anni recenti sono sorti numerosi progetti, a volte su iniziativa personale di gruppi di cittadini e giovani studenti sensibili al problema, che hanno portato alla realizzazione di enormi dispositivi di filtrazione o allo sviluppo di innovative procedure di degradazione enzimatica, allo scopo di ridurre, per eliminazione fisica i detriti plastici dagli ecosistemi acquatici. Anche la realizzazione di materiali sostenibili come alternative, quali la plastica biodegradabile e i materiali d'origine biologica, possono ridurre potenzialmente l'afflusso futuro di particelle di plastica negli ecosistemi (Mahmud et al., 2022).

1.1 Inquinamento da microplastiche in ambiente marino

L'attuale necessità in ambiente marino è quella di meglio identificare e gestire la rete che porta all'immissione di MPs, di comprendere meglio le loro interazioni con il biota al fine di proteggere la salute degli ecosistemi marini, scongiurando cambiamenti irreversibili nel delicato equilibrio che li caratterizza (S. Ghosh et al., 2023).

La contaminazione da MPs rappresenta un pericolo complesso e crescente per gli ecosistemi acquatici, considerando i diversi impatti sugli organismi marini e la capacità di perturbare il delicato

equilibrio di questi ambienti. L'impatto delle MPs sull'ecosistema è ampio, influenzando sulla sua parte fisica, sugli equilibri chimici e biologici degli oceani. Tali detriti possono facilmente inserirsi nell'ecosistema a tutti i livelli della rete trofica, e il loro trasferimento coinvolge dagli organismi più grandi e semplici da monitorare, alle specie planctoniche più piccole (Costa et al., 2020). L'ingestione avviene non solo attraverso l'assunzione diretta ma anche attraverso l'assorbimento da parte dei tessuti dell'organismo, alterando i meccanismi di trasferimento trofico (Nelms et al., 2018; Seeley et al., 2020).

La presenza, ormai ben documentata, di microplastiche nei sedimenti marini, influenza la stabilità di questo comparto, provocando cambiamenti nei cicli dei nutrienti, nelle dinamiche delle popolazioni microbiche e conseguentemente sulla struttura degli ecosistemi bentonici (Nelms et al., 2018). Le caratteristiche fisico-chimiche determinano la trasmissione trofica delle MPs, meccanismo dove non solo le dimensioni, ma anche le caratteristiche della superficie giocano un ruolo importante nel potenziale di bioaccumulo microplastico in ambiente marino (Miller et al., 2020). Da non trascurare poi i potenziali effetti sub-letali sulle specie marine, quali cambiamenti nel comportamento e nell'alimentazione (Albano, Panarello, Di Paola, Capparucci, et al., 2021a). Inoltre, la natura abrasiva dei detriti microplastici può causare lesioni, portando a problemi permanenti delle strutture fisiche e del loro ruolo funzionale, causando alterazioni della fitness riproduttiva negli animali colpiti (Lee et al., 2023).

Le interazioni chimiche tra MPs e ambiente marino possono condurre ad una migliore comprensione del loro impatto sui fondali oceanici e sull'ambiente circostante. Saud et al. hanno indagato sui fenomeni di lisciviazione di varie sostanze chimiche, che in condizioni ambientali diverse influenzano la tossicità e la persistenza delle MPs negli ambienti marini (Saud et al., 2023). Un altro studio ha meglio chiarito i diversi livelli di patogenicità delle comunità microbiche associate ai detriti microplastici (Zhong et al., 2023). Questi meccanismi sollevano preoccupazioni circa il potenziale ruolo delle MPs nella diffusione di microrganismi nocivi, aggiungendo un ulteriore risvolto alle implicazioni ecologiche di questo tipo di inquinamento. La recente scoperta di geni resistenti agli

antibiotici nei microrganismi associati alle MPs, sottolinea inoltre un loro indiretto contributo alla diffusione della resistenza agli antibiotici negli ecosistemi marini (Nath et al., 2023). Anche i meccanismi complessi per cui le MPs interferiscono con i percorsi di segnalazione ormonale sono stati recentemente approfonditi, così come gli effetti sui cambiamenti nell'espressione genica che persistono tra le generazioni negli organismi esposti alle MPs, suscitando preoccupazioni in merito alla dinamica delle popolazioni (Poma et al., 2023). Recenti ricerche, utilizzando tecniche molecolari, hanno permesso di identificare specifici taxa microbici più frequentemente associati a MPs, approfondendo il loro ruolo nelle complesse interazioni dell'ecosistema marino (Merbt et al., 2022). I detriti microplastici sembrano inoltre poter influenzare la distribuzione delle specie viventi. Infatti, modifiche sulla biodiversità e sulla struttura delle comunità marine sono sempre più spesso attribuite all'influenza selettiva di MPs specifiche su ben determinate specie marine, sottolineando l'importanza di strategie di conservazione studiate su misura (Bhuyan, 2022). Esaminando gli adattamenti genomici di diverse specie, è emerso che mentre alcune di esse sono resilienti grazie ad una maggiore plasticità genetica, altre risultano più vulnerabili. Questo evidenzia l'importanza di strategie di conservazione su misura che tengano conto della diversità genetica delle specie chiave negli ecosistemi marini (Bove et al., 2023). Dai vari studi sperimentali che stanno via via chiarendo meglio gli effetti dell'inquinamento da MPs sul biota marino emerge in modo univoco la necessità di un approccio analitico mirato ad individuare le aree regionali maggiormente affette da tale inquinamento, orientando poi l'attenzione alle strategie di mitigazione localizzate. Solo una collaborazione globale, sulla base delle esperienze specifiche, può fornire gli strumenti necessari per affrontare questo problema ormai ampiamente diffuso (Onyena et al., 2021).

1.1.1 Interazioni tra MPs e organismi vegetali in ambiente marino

I detriti microplastici presenti negli ambienti marini rappresentano un rischio significativo per gli organismi vegetali, a partire dal fitoplancton. Gli effetti possono essere suddivisi in tre categorie: fisica, chimica ed ecologica (Duis & Coors, 2016). Le MPs possono fisicamente interrompere i normali processi vitali e, a causa delle loro dimensioni microscopiche, queste particelle possono

essere assorbite dal fitoplancton. La loro capacità di assorbire e/o distorcere la luce solare è un problema rilevante per i processi fotosintetici essenziali per questi organismi, i quali possono risultare parzialmente compromessi. Questa interferenza con il processo fondamentale della produzione di energia degli organismi vegetali, produttori primari, ha ripercussioni a cascata su tutto l'ecosistema marino. Inoltre, l'accumulo di MPs sulla superficie dell'acqua può causare la formazione una barriera fisica che limita la penetrazione della luce solare, impedendo la fotosintesi non solo al fitoplancton distribuito nella colonna d'acqua, ma anche agli organismi vegetali bentonici (Al-Sid-Cheikh et al., 2018).

La composizione chimica stessa delle MPs introduce sostanze naturalmente non presenti nell'ambiente marino; pertanto, queste particelle possono liberare attraverso lisciviazione additivi e plastificanti nell'acqua, rilasciando composti potenzialmente tossici. L'esposizione a queste sostanze chimiche può compromettere la fisiologia degli organismi del fitoplancton, influenzando sui tassi di crescita e sopravvivenza (Long et al., 2015), con conseguenze molto gravi per l'intera rete trofica marina. Infatti, come principali produttori primari, gli organismi del fitoplancton fungono da fonte di nutrimento essenziale per lo zooplancton, i piccoli pesci e moltissimi altri organismi marini filtratori, bentonici e non. Qualsiasi alterazione sull'abbondanza e stato salute della comunità del fitoplancton può causare una reazione a catena con effetti negativi sugli organismi che da essi dipendono per l'alimentazione (Naselli-Flores & Padisák, 2023). Questi squilibri ecologici innescano ripercussioni sulle specie marine più grandi, causando quindi anche gravi perdite a livello commerciale quando interessano pesci economicamente importanti, attività di pesca e la sicurezza alimentare (Sumaila & Tai, 2020).

Allo stesso modo, macroalghe pluricellulari e fanerogame marine, sono organismi vegetali che formano importanti associazioni bentoniche in acque costiere poco profonde, fornendo una varietà di servizi ecosistemici quali il sequestro del carbonio, l'habitat fisico per diverse specie e hanno un ruolo fondamentale nella stabilizzazione dei sedimenti costieri. Una volta introdotte negli habitat costituiti dalle praterie marine, le MPs possono interagire con questi delicati ecosistemi in diversi modi. Tali

detriti possono agire fisicamente su tali organismi accumulandosi nei loro tessuti, essendo stati trovati nelle cellule e nei tessuti di piante marine nel corso di diverse ricerche (Gerstenbacher et al., 2022). Questa interazione fisica ha il potenziale di ostacolare importanti processi biologici quali l'assorbimento di nutrienti, la fotosintesi e il loro accrescimento. Le MPs possono anche ostacolare la diffusione dei gas e delle sostanze nutritive all'interno di questi organismi vegetali, sconvolgendo i fini equilibri che gli consentono di accrescersi formando le praterie. Inoltre, la capacità delle MPs di assorbire e rilasciare una vasta gamma di inquinanti nell'acqua marina circostante, quali metalli pesanti e inquinanti organici persistenti (Prata et al., 2019), può potenzialmente alterare gli equilibri cellulari e fisiologici degli organismi vegetali con i quali vengono a contatto. Nonostante tali processi rimangano ancora non del tutto compresi, essi potenzialmente possono portare a diminuiti tassi di crescita, alterazione dell'efficacia riproduttiva e maggiore vulnerabilità alle malattie (Zimmermann et al., 2021). L'insieme degli effetti dello stress indotto, direttamente o indirettamente, da MPs sulle praterie marine, si andrebbero a ripercuotere sulla complessa rete di vita marina che dipende da questi habitat (Yu & Singh, 2023b). Molte specie di pesci importanti dal punto di vista commerciale si basano su questo habitat come area di nursery, ai quali forniscono riparo e sostentamento ai loro stadi giovanili. Qualsiasi perturbazione di questi equilibri finirebbe col danneggiare l'abbondanza e la diversità degli oceani, influenzando indirettamente la pesca e altre attività umane (Duffy et al., 2019). Gli organismi vegetali marini, sia essi unicellulari che piante vere e proprie, sono componenti essenziali degli ecosistemi costieri, e svolgono un ruolo cruciale nel mantenere la salute e l'equilibrio degli ecosistemi marini. Preservare questi habitat dalle minacce dell'inquinamento antropico, quali le MPs, non è essenziale solo per la salute dei produttori primari marini, ma rappresenta quindi un passo fondamentale verso il mantenimento di un buono stato di salute generale degli ecosistemi costieri di tutto il mondo.

1.1.2 Interazioni tra MPs e organismi animali in ambiente marino

Gli organismi dello zooplancton sono piccoli animali che si muovono passivamente sfruttando le correnti acquatiche, svolgendo un ruolo cruciale nelle reti trofiche marine quale intermediario critico

tra i produttori primari (come il fitoplancton) e livelli trofici superiori (consumatori secondari) (Albano, Panarello, Di Paola, D'Angelo, et al., 2021a). A causa dello stile alimentare di questi organismi, filtratori non selettivi, lo zooplancton è una componente particolarmente sensibile agli impatti delle MPs in ambiente acquatico. Tali detriti possono infatti essere ingeriti direttamente dai piccoli organismi dello zooplancton, (es. i copepodi e il krill), che li scambiano per particelle di cibo. L'ingestione di MPs rappresenta anche in questo caso una duplice minaccia, in quanto non solo introduce una sostanza indigeribile nell'organismo, quindi priva di potere nutritivo, ma ha anche il potenziale di causare dei danni fisici (Alfonso et al., 2023). Infatti, la natura abrasiva delle microparticelle di plastica può portarle a danneggiare le delicate strutture interne del tratto gastro intestinale di questi organismi, riducendone di conseguenza la loro capacità di nutrirsi, e a cascata di riprodursi. Le MPs possono fisicamente interferire con l'efficienza di filtrazione dello zooplancton, diminuendo la loro capacità di catturare e assorbire le particelle di nutrimento (Albano, Panarello, Di Paola, Capparucci, et al., 2021a).

L'interferenza con lo zooplancton può avere un effetto a cascata su tutta la rete trofica marina, in quanto tali organismi svolgono un ruolo cruciale nel trasferimento di energia dalle fonti di produzione primaria a livelli trofici superiori (Yadav & Kumar, 2023). La riduzione dell'efficienza alimentare può inoltre mettere a rischio le dinamiche delle popolazioni di zooplancton, influenzando sulla crescita e la sopravvivenza degli organismi (Samat et al., 2020). Infatti, l'esposizione sperimentale alle MPs è stata collegata a cambiamenti nel comportamento ed efficienza riproduttiva e sullo sviluppo di vari organismi dello zooplancton (Bai et al., 2021). Questi cambiamenti nel successo riproduttivo hanno implicazioni per l'abbondanza e la composizione delle popolazioni di zooplancton, con conseguenze potenzialmente di vasta portata per l'ecosistema marino, considerato nel suo insieme (Ndah et al., 2022a).

Le MPs hanno poi un impatto sulla fauna marina di dimensioni maggiori, come i pesci, mammiferi e uccelli marini. Le MPs sono ingerite da questi organismi principalmente attraverso il consumo di prede contaminate, ma a volte anche in maniera diretta (es. tartarughe marine che scambiano detriti

plastici per meduse, un loro alimento comune). Allo stesso modo, i contaminanti spesso associati alle MPs possono accumularsi nei tessuti dello zooplancton e, attraverso fenomeni di biomagnificazione, essere trasferite in grandi quantità alle loro specie predatorie, e via via ai livelli trofici superiori (Jaishankar et al., 2014). Nel complesso quindi, i detriti microplastici possono causare danni fisici al tratto gastrointestinale degli organismi animali che li ingeriscono, e danni indiretti per effetto dei contaminanti che trasferiscono ad essi, causando effetti di tossicità (Y. Li et al., 2023).

L'impatto delle MPs sulla componente animale degli ecosistemi marini ha poi più estese conseguenze ecologiche attraverso le ricadute a cascata sui vari livelli trofici; infatti, i cambiamenti nell'abbondanza e nella salute delle popolazioni di prede (es. zooplancton), influiscono sulla loro disponibilità per gli organismi più grandi, loro predatori (es. pesci), influenzando quindi le dinamiche preda-predatore su ampia scala (Srinivasu & Gayatri, 2005). Inoltre, l'aumento indiscriminato e la distribuzione di detriti plastici nei grandi oceani marini, o in modelli a più piccola scala come il Mar Mediterraneo, possono influenzare la distribuzione, geografica e batimetrica, e il comportamento di organismi marini di grandi dimensioni, influenzando quindi la composizione e le misure di conservazione degli ecosistemi marini (Coyle et al., 2020). La Tabella 2 riporta evidenze di interazione di varia natura da parte degli organismi animali marini.

Table 2. Tipi di microplastiche, gamma dimensionale, livello di lisciviazione, tasso di degradazione e tassi di ingestione da parte degli organismi marini.

Tipologia microplastica	Intervallo dimensionale (µm)	Grado di lisciviazione (mg/kg)	Principali PoP adsorbiti	Tasso di ingestione di MPs da parte degli organismi marini	Tasso di degradazione (giorni)	Bibliografia
Polyethylene (PE)	10–5000	0.01–1	PCBs, PAHs	1-100 particelle/individuo al giorno (zooplancton), 0.1–1 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce)	100–1000	(Botterell et al., 2019; Ndah et al., 2022b)
Polypropylene (PP)	1–1000	0.001–0.1	DDT, DDE	0.01–0.1 particelle/individuo al giorno (zooplancton), 0.001–0.01 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce)	200–2000	(Alfonso et al., 2023; Malinowski et al., 2023)
Polystyrene (PS)	10–5000	0.1–10	BPA, BPS	10-100 particelle/individuo al giorno	50–500	(Cole et al., 2016)

Polyvinyl Chloride (PVC)	10–5000	0.001–0.01	Diossine, Furani	(zooplankton), 0.1–1 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce) 0.001–0.01 particelle/individuo al giorno (zooplankton), 0.0001–00.001 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce)	300–3000	(Alfonso et al., 2023; Kefer et al., 2021)
Polyethylene Terephthalate (PET)	10–1000	0.0001–0.001	Nonilfenolo	0.1–1 particelle/individuo al giorno (zooplankton), 0.01–0.1 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce)	400–4000	(Alfonso et al., 2023; Botterell et al., 2019)
Nylon	1–1000	0.01–0.1	Microplastiche	1–10 particelle/individuo al giorno (zooplankton), 0.1–1 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce)	200–2000	(Alfonso et al., 2023)
Acrylic	1–1000	0.001–0.01	Metalli pesanti	0.01–0.1 particelle/individuo al giorno (zooplankton), 0.001–0.01 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce)	100–1000	(Alfaro-Núñez et al., 2021; Cole et al., 2016)
Polyurethane (PU)	1–1000	0.1–1	Ftalati	10–100 particelle/individuo al giorno (zooplankton), 0.1–1 particelle/g di peso corporeo al giorno(pesce)	50–500	(Cole et al., 2016)
Plastica biodegradabile	1–1000	Variable	Nessuno	I dati disponibili sono limitati, probabilmente variano a seconda dello stadio di biodegradazione e dell'organismo	30–365	(K. Ghosh & Jones, 2021; Nasrabadi et al., 2023)
Fibre naturali	10–5000	N/A	N/A	I dati disponibili sono limitati, probabilmente variano a seconda del tipo di fibra e dell'organismo	30–365	(Waldschläger et al., 2022)

1.2 La pandemia del COVID-19

Il focolaio di COVID-19 ha avuto origine nella città di Wuhan, capitale della provincia cinese di Hubei, il 29 dicembre 2019 (C. Huang et al., 2020; P. Zhou et al., 2020). Al di fuori della Cina, il primo caso della malattia è stato confermato, rispettivamente il 13 gennaio 2020 in Thailandia (Joseph, 2020) seguito a breve distanza temporale con il primo caso riportato in Giappone il 16

gennaio 2020 (fonte: OMS, 2020). Per ridurre la diffusione al di fuori della Cina, la città di Wuhan e altre città della regione, sono state poste in isolamento a partire dal 23 gennaio 2020 (fonte: BBC, 2020). Da allora, il coronavirus che causa la malattia COVID-19, si è diffuso in altre regioni dell'Asia, dell'Europa, del Nord America, del Sud America, dell'Africa e dell'Oceania, trasformandosi in una pandemia globale entro marzo (Camilla et al., 2020; Chan et al., 2020). Per ostacolare la diffusione dell'infezione a livello mondiale, le autorità nazionali e internazionali hanno emanato diverse strategie preventive, tra cui l'isolamento, il lavaggio delle mani, l'uso di dispositivi di protezione individuale (DPI), l'uso di soluzioni disinfettanti e l'imposizione di un'adeguata distanza sociale (Qian & Jiang, 2022). A seguito della pandemia diffusa in tutto il pianeta, in Italia, le autorità hanno imposto il "lockdown", a partire dall'11 marzo 2020; l'emergenza sanitaria si è conclusa a livello globale il 05 maggio 2023, dopo oltre 3 anni dal suo inizio nella città di Wuhan. Questo a causa dell'elevata trasmissibilità dell'agente eziologico del virus SARS CoV-2, che ha causato la morte di quasi 7 milioni di persone in tutto il mondo.

I coronavirus appartengono a una grande famiglia di virus a RNA a singolo filamento, a senso positivo, con involucro di circa 30 kb. Infettano un'ampia varietà di ospiti e vengono divisi in quattro generi α , β , γ e δ in base alla struttura genomica. I coronavirus α e β , infettano solo i mammiferi. I coronavirus sono costituiti da quattro proteine strutturali; Spike (S), di membrana (M), involucro (E) e nucleocapside (N). La proteina Spike è costituita da una glicoproteina trimerica transmembrana che sporge dalla superficie virale che determina la diversità dei coronavirus e il tropismo dell'ospite, ovvero la capacità di localizzarsi o ad accumularsi prevalentemente in un organo, tessuto o cellula (Jan et al., 2003). Le persone infette mostrano sintomi evidenti a livello polmonare, con conseguenti condizioni infiammatorie che causano gravi danni alle cellule alveolari, portando a un elevato accumulo di liquidi. Ciò porta a sintomi come tosse secca, febbre, dolore al petto, dolori muscolari, affaticamento, brividi, e sintomi simili alla polmonite che portano a una condizione definita sindrome da distress respiratorio acuto (ARDS) (Yuki et al., 2020). Se l'infiammazione diventa grave, il virus entra nel circolo sanguigno provocando uno shock settico e un'insufficienza multiorgano portando

alla condizione chiamata sindrome da risposta infiammatoria sistemica (SIRS). Al 13 aprile 2024 (ultima data di aggiornamento ufficiale) il numero di casi della pandemia di COVID-19 confermati in tutto il mondo era superiore a 700 milioni, con il coinvolgimento di 231 tra Stati sovrani e territori. Del totale dei casi riscontrati, 7 milioni avevano portato alla morte del paziente, con una percentuale di guarigione di oltre il 99% (fonte <https://www.worldometers.info/coronavirus/>). Il COVID-19 ha avuto un'incidenza mondiale incredibile a livello economico, sociale, istituzionale e scientifico. Nonostante le mascherine monouso siano state realizzate principalmente per la protezione degli operatori sanitari al fine di prevenire i rischi professionali, anche i cittadini comuni hanno dovuto adottare l'uso delle mascherine durante l'epidemia di SARS nel 2003, dell'epidemia H1N1 nel 2009 e del COVID-19 nel 2019 (Elachola et al., 2020; Yang et al., 2011). Il corretto smaltimento di tali dispositivi medici è essenziale, in quanto qualsiasi rifiuto medico può contenere tracce di agenti infettivi. Tracce del virus SARS-CoV-2 sono state infatti rilevate per 6-8 ore sulla plastica e fino a 7 giorni sulla superficie esterna della mascherina, ma con una densità cellulare inferiore di circa lo 0,1% rispetto all'inoculo originale (Neeltje et al., 2020). Tuttavia, l'enorme aumento di utilizzo dei DPI, ha portato alle amministrazioni di tutto il mondo a non riuscire a gestire bene il loro smaltimento, in quanto le tecnologie di trattamento per distruggere i patogeni eventualmente presenti sui DPI, si basano su processi termici come sterilizzazione in autoclave, incenerimento, e trattamento al plasma o a microonde. Non di meno, la quantità di rifiuti generata durante il COVID-19, ha nettamente superato la capacità disponibile per il trattamento dei rifiuti di materiali pericolosi, andando a impattare notevolmente sull'ambiente. Attualmente, infatti, ancora una grande quantità di rifiuti non trattati è rimasta nelle discariche, i quali potrebbero o meno essere veicolo di patogeni, ma comunque presentarsi in futuro come inquinante emergente per l'ambiente (Das et al., 2020).

Per quanto la pandemia COVID-19 abbia subito un decremento nel 2023, gli effetti collaterali sull'ambiente costiero e marino sono tangibili e probabilmente persisteranno per molto tempo (Barouki et al., 2021). L'inquinamento da plastica negli oceani è innegabilmente una grande minaccia per il nostro pianeta, in quanto rappresenta un grave pericolo per la vita marina, gli ecosistemi e, in

ultima analisi, il benessere dell'intero pianeta. Il volume impressionante di rifiuti di plastica che ogni anno entra nei nostri oceani non solo devasta gli habitat marini, ma contamina anche le reti trofiche, mettendo in pericolo innumerevoli specie. Le aree costiere sono importanti zone per il collegamento degli ecosistemi terrestri e marini; tuttavia, l'impatto antropico su queste aree è sempre più evidente (Wu et al., 2023), aggravato dalla presenza dei DPI che inevitabilmente aumenta l'inquinamento da microplastiche a causa delle loro frammentazione e degradazione nel tempo (Khan et al., 2023). Nella Figura 2 sono riportati alcuni reperti di DPI procurati durante uno dei monitoraggi del presente studio, lungo la costa Messinese nel post pandemia COVID-19.

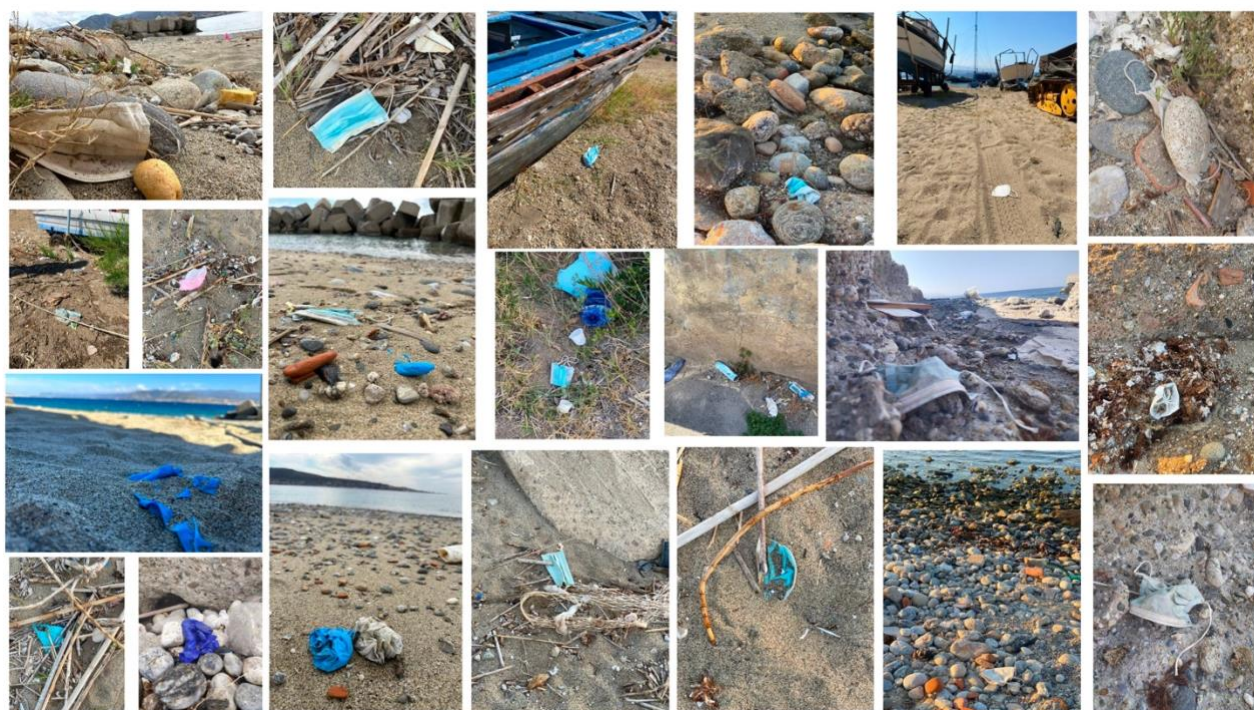


Figura 2. Monitoraggio dispositivi di protezione individuale lungo la costa Messinese post COVID-19. Foto: Mariachiara Costanzo

La persistenza della plastica nell'ambiente marino, unita ai suoi effetti nocivi sulla biodiversità e sul delicato equilibrio degli ecosistemi, minaccia le fondamenta stesse della vita sulla Terra. Gli inquinanti marini come la plastica modificano notevolmente le caratteristiche fisiche, chimiche, biologiche delle zone costiere e oceaniche il che influisce sulla produttività degli ecosistemi minacciando la diversità marina (Li et al., 2016). Secondo Peng et al., 2021 più di 25.000 tonnellate di plastica associata alla pandemia sono state scaricate nell'oceano, così come confermato da (De-la-Torre & Aragaw, 2021; Haddad et al., 2021) i quali hanno identificato che la maggior parte dei DPI

lungo le coste era imputabile al post COVID-19, in quanto rappresentati per oltre il 95% da maschere facciali scartate, considerando che nel contesto della pandemia COVID-19, l'uso dei DPI è stato uno dei modi più efficaci e convenienti per prevenire la trasmissione del virus. Nel tentativo di rallentare la trasmissione del virus è stato indetto il lockdown in diverse aree del mondo causando una riduzione della valutazione degli ecosistemi dagli operatori scientifici del settore, come, ad esempio, diminuzione delle indagini sulla pesca, con conseguente calo delle osservazioni necessarie per la gestione e la conservazione degli habitat marini (Santora et al., 2021). L'aumento esponenziale dell'utilizzo dei DPI ha aggravato il problema di inquinamento da plastica in mare, problema già esistente ma che si è ulteriormente aggravato a causa dello scorretto smaltimento di quest'ultimi, tale per cui questo tipo di rifiuto plastico potrebbe diventare il rifiuto più frequente in ambiente marino ritrovato lungo le coste (Ardusso et al., 2021). L'uso dei DPI non è stato solo promosso, ma anche imposto, da vari governi, il che ha portato in primo luogo a un massiccio aumento della domanda e di conseguenza a un considerevole consumo di DPI, in particolare di maschere facciali (Prata et al., 2020). Per tale motivo, la pandemia globale di COVID-19 ha portato a un largo consumo sia da parte di operatori del settore sanitario che dai comuni cittadini per proteggersi della trasmissione del virus (De-la-Torre & Aragaw, 2021). Nel giugno 2020 in Cina, infatti, venivano prodotte 200 milioni di mascherine al giorno, ma in soli quattro mesi la produzione è aumentata più di venti volte (Aragaw, 2020), infatti i dati doganali mostrano che la Cina ha esportato 530,7 milioni di mascherine dal 1° marzo 2020 (Shruti et al., 2020). In un rapporto pubblicato di recente, è stato stimato che 1,56 miliardi di maschere facciali siano entrate negli oceani nel 2020, un numero sconcertante, con preoccupanti effetti dannosi sulla vita marina (fonte: OceanAsia, 2020). Si è creata così, una nuova sfida sullo smaltimento di questi oggetti in plastica, senza, inizialmente, specifiche precise sul loro corretto smaltimento, determinando un aumento di maschere, guanti e oggetti usa e getta (SUP) negli ambienti costieri di tutto il mondo (De-la-Torre & Aragaw, 2021; Ormaza-Gonzalez et al., 2021; Patrício Silva et al., 2020).

È un dato di fatto che l'emergere della pandemia COVID-19 ha influenzato tutti gli aspetti della vita quotidiana nel mondo, nonché la qualità dell'ambiente ecologico (Picó & Barceló, 2023), determinando effetti sia positivi che negativi a tutti i livelli. Tra gli effetti positivi ambientali vi sono la diminuzione dell'inquinamento atmosferico, dell'inquinamento acustico e la riduzione dell'emissione gas serra. La diffusione del coronavirus ha creato di fatto, un calo drastico sul consumo energetico globale e sulle emissioni di gas serra senza precedenti, dovuto al lockdown imposto dalle istituzioni (L. V. Smith et al., 2021). Durante il periodo di chiusura, infatti, ci sono state restrizioni sui trasporti che riguardavano il traffico degli aerei internazionali, il traffico navale e commerciale, che ha portato a ridurre sostanzialmente le emissioni di CO₂. Durante il 2020 in confronto al 2019 c'è stato un calo del 7,8% delle emissioni di CO₂ dovuto al consumo dei combustibili fossili (Liu et al., 2020). Confrontando i dati prima e dopo il lockdown, a causa della diminuzione delle attività turistiche marine, inoltre, in uno studio sulla barriera corallina, la densità dei pesci di barriera e le specie pescate sono aumentate di circa il 143% per quanto riguarda la densità complessiva dei pesci e del 215% delle specie pescate (Lecchini et al., 2021; Patterson Edward et al., 2021). In ogni caso, nonostante l'influenza positiva istantanea, non sono ancora chiari gli effetti a lungo termine del COVID-19 sull'ambiente, anche se è noto che le emissioni di CO₂ sono una delle cause principali del cambiamento climatico e del forte aumento delle temperature globali così come segnalato da Lacis et al., 2010. Nella figura 3 è riportata una foto di confronto della capitale dell'India, Nuova Delhi, prima e dopo la chiusura imposta dallo stato. I tassi di emissioni sono nettamente calati a seguito del lockdown imposto. Tra effetti negativi a livello ambientale, vi è un aumento dell'inquinamento da plastica nonché a livello sociale, una profonda crisi economica a livello globale. Sebbene tali problemi ambientali fossero già presenti prima della pandemia, di certo con la pandemia COVID-19 si sono ulteriormente esacerbati (Saadat et al., 2020).



Figura 3. A Nuova Delhi sparisce lo smog: ecco un confronto della capitale dell'India pre e post lockdown imposto a causa dell'emergenza Coronavirus. Fonte: la repubblica https://www.repubblica.it/dossier/cronaca/coronavirus-wuhan-2020/2020/04/23/video/coronavirus_dalla_cappa_di_smog_al_cielo_limpido_nuova_delhi_prima_e_dopo_il_lockdown-422538384/

Si stima che circa il 90% dei detriti marini sia composto da plastica, polistirolo e materiali da imballaggio. Un'ulteriore preoccupazione riguarda le microplastiche (MPs) sempre più presenti nei nostri mari e oceani che, a causa della loro piccola dimensione, sono persistenti in tutto l'ambiente acquatico e spesso vengono scambiate per cibo e quindi mangiate dagli organismi marini compromettendone la loro sopravvivenza (De-la-Torre et al., 2023). Questi includono fitoplancton, zooplancton, coralli, ricci di mare, pesci, e altri organismi animali e vegetali, dai più bassi livelli trofici fino ad arrivare ai più elevati.

Inoltre, le acque costiere e i sedimenti sono potenzialmente esposti alla contaminazione virale SARS-CoV-2 e ai farmaci utilizzati per combattere la pandemia di COVID-19, in quanto sono la destinazione finale di liquami urbani terrestri non trattati e dei rifiuti medici. I rischi per la fauna selvatica e gli ecosistemi aumentano quando questi affluenti contaminati si riversano in mare. Studi nelle acque costiere italiane (Audino et al., 2021) e Alaska (Mathavarajah et al., 2021) hanno dimostrato che la potenziale contaminazione da SARS-CoV2 mette a rischio i mammiferi marini vulnerabili, come balene, delfini, e foche (Figura 4).



Figura 4. Lo scatto di Ralph Pace che ha vinto il primo premio della categoria “Ambiente” dell’edizione 2021 del World Press Photo raffigurante un esemplare di Zalophus californianus che si imbatte in una mascherina abbandonata nelle acque a largo di Monterey. Fonte: <https://www.arte.it/notizie/italia/il-2020-in-un-abbraccio-ecco-i-vincitori-del-world-press-photo-18235>

Tuttavia, va detto che il virus COVID-19 nell’acqua di mare è molto instabile a causa di fattori fisici e chimici come la temperatura, salinità, e luce che ne influenzano la sopravvivenza (Desdouits et al., 2021). Senza un oceano sano, essenziale per la biodiversità, la regolazione del clima, la produzione di cibo e ossigeno, le conseguenze per la vita marina e la società umana potrebbero essere catastrofiche.

1.3 Processo di degradazione dei DPI: una fonte emergente di microplastiche/microfibre secondarie in ambiente marino costiero

Ciò che è emerso a seguito della pandemia, nelle indagini ambientali effettuate sia in ambiente marino che terrestre, è che i potenziali impatti dovuti alla presenza e seguente degradazione dei DPI, sono stati in prima battuta del tutto trascurati a favore dei problemi sanitari più urgenti, determinando indirettamente il virus SARS-CoV2 quale ulteriore causa di inquinamento da plastica a causa del successivo smaltimento inadeguato dei rifiuti da esso derivati. Come riportato da diversi autori (Patrício Silva et al., 2021; e Prata et al., 2020), il recepimento e l’attuazione delle normative sulla riduzione della plastica già vigenti sono stati bloccati e rinviati, dando priorità alla salute umana rispetto alla salute dell’ambiente. A causa della difficoltà dei ricercatori di raggiungere i luoghi da monitorare durante il lockdown, è emersa la difficoltà nel mantenere la continuità dei programmi di

monitoraggio dell'inquinamento da plastica nell'ambiente marino costiero. I programmi di ricerca sul campo sono stati interrotti, escludendo dunque la possibilità per i ricercatori di raccogliere dati empirici (Ammendolia & Walker, 2022).

Altra conseguenza ambientale della pandemia è stato l'improvviso aumento della domanda e dell'uso di prodotti in plastica monouso (SUP) (Klemeš et al., 2020), non limitata solo agli ospedali e quindi agli operatori del settore, ma estesa ai comuni cittadini. Poiché la maggior parte dei polimeri di cui sono costituiti i DPI non sono biodegradabili, questi possono persistere in ambiente per anni. Le plastiche, di cui sono costituiti la maggior parte dei dispositivi di protezione, tra cui guanti, mascherine, visiere e contenitori disinfettanti, sono polimeri prodotti dal petrolio o dal gas (Derraik, 2002; Rios et al., 2007; R. C. Thompson et al., 2009) e sono state ampiamente utilizzate grazie alle loro caratteristiche di leggerezza, durata, inerzia e resistenza alla corrosione (fonte: PlasticEurope, 2010). Dallo sviluppo della prima plastica moderna nel 1907, molte tecniche di produzione sono state migliorate, rendendo possibile la produzione di massa di una varietà di materie plastiche. Ciò ha portato a un ampio uso della plastica in molteplici applicazioni (Andrady, 2011). Dagli anni '40, la quantità di plastica prodotta è aumentata rapidamente, raggiungendo 230 milioni di tonnellate nel 2009, pari all'8% della produzione globale di petrolio (R. C. Thompson et al., 2009).

Nel 2019, l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ha dichiarato l'emergenza sanitaria globale, in risposta all'infezione causata dal Corona virus (Acter et al., 2020); ciò ha causato un aumento delle plastiche monouso, legato soprattutto, all'utilizzo dei dispositivi di protezione individuale, ovvero uno dei modi più efficaci ed economici per prevenire il contagio. Per questo motivo, il massiccio aumento di domanda e uso di mascherine e guanti (Prata et al., 2020; Rakib et al., 2021), ha reso questi DPI un tipo di rifiuto marino molto diffuso (Ardusso et al., 2021). I dispositivi di protezione individuale, a seconda delle loro caratteristiche chimiche, vanno incontro a diversi destini, in base alla loro densità specifica possono galleggiare o affondare sul fondo dell'oceano, (De-la-Torre & Aragaw, 2021; Hasan et al., 2023) ed essere sottoposti a erosione meccanica e/o degradazione dovuta ai raggi UV per irradiazione solare, che porta questi rifiuti a

trasformarsi in microplastiche secondarie (Aragaw & Mekonnen, 2021; Cabrejos-Cardena et al., 2023). La graduale perdita delle proprietà meccaniche della plastica ne facilita la frammentazione in seguito a sollecitazioni meccaniche. Si tratta di un processo che altera poco la massa complessiva dei rifiuti plastici, ma che causa la produzione di detriti microplastici (range dimensionale 5 mm - 1 μ m) che andranno a impattare inevitabilmente sugli organismi marini (Figura 5).

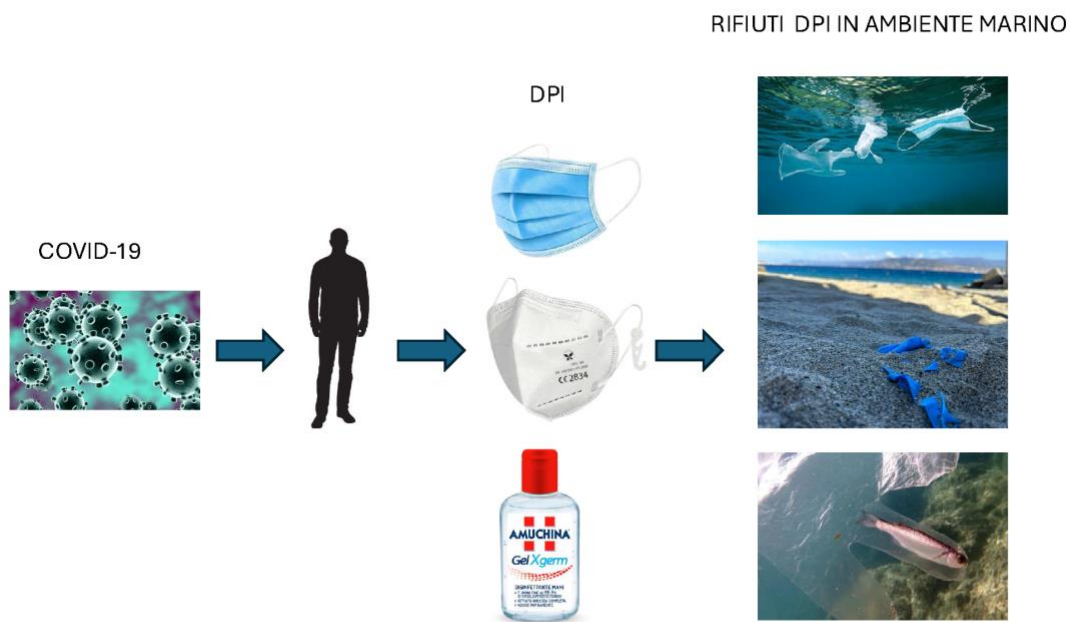


Figura 5. I rifiuti marini a seguito della pandemia: una minaccia incombente per l'ambiente marino.

Le indagini sulla degradazione fisico-chimica dei dispositivi di protezione individuale in condizioni ambientali controllate e non controllate, sono in gran parte carenti. I DPI una volta raggiunto l'ambiente marino sono sottoposti a condizioni meteorologiche che ne alterano le caratteristiche fisico-chimiche. Ad esempio, mascherine in polipropilene (PP) hanno mostrato una significativa diminuzione del loro grado di cristallinità e rottura della microstruttura fibrosa dopo essere state estratte dall'ambiente marino (De-la-Torre et al., 2022a). La foto-ossidazione di molecole come PP (polipropilene) e PE (polietilene) induce fragilità del materiale portando alla sua frammentazione e al rilascio di MPs (particelle di plastica più piccole di 5 mm) e nanoplastiche (NP; particelle di plastica più piccole di 1 μ m) (Forero López et al., 2021). Le stime di MPs e NPs rilasciate dalle maschere monouso esposte a irradiazione di luce UV in una soluzione acquosa sotto continua

agitazione raggiungono centinaia di migliaia di particelle per maschera (Morgana et al., 2021; Rathinamoorthy & Balasaraswathi, 2022; Saliu et al., 2021). In particolare, l'esposizione alla luce UV induce la scissione della catena e la successiva ossidazione della struttura polimerica determinando la frammentazione e degradazione delle mascherine. La presenza di rifiuti plastici nell'oceano è stata ampiamente discussa da Cordova et al., 2021. Durante la pandemia COVID-19 sono stati utilizzati una quantità abnorme di DPI aggravando il problema del corretto smaltimento (Aragaw et al., 2022; Dioses-Salinas et al., 2022; Pizarro-Ortega et al., 2022). Il corona Virus ha portato un'incapacità da parte delle amministrazioni di tutto il mondo (Chowdhury et al., 202; De-la-Torre et al., 2021; Dioses-Salinas et al., 2022) a gestire e affrontare in modo efficiente il drastico aumento dei rifiuti sanitari generati sia dai comuni cittadini che da strutture sanitarie, ai quali in ugual misura è stato richiesto di indossare dispositivi di protezione individuale al fine di prevenire il contagio. A causa del possibile fallimento della gestione sostenibile, l'uso diffuso di mascherine è diventato la principale causa di inquinamento da MPs e MFs (microfibre) nei sistemi acquatici di tutto il mondo. Per diversi motivi, che possono essere rispettivamente la cattiva gestione dei rifiuti da parte delle autorità competenti, o l'inciviltà del comune cittadino, le mascherine scartate finiscono quindi sulla costa diventando una fonte emergente di microfibre secondarie e particelle di microplastiche (Wang et al., 2021).

1.4 Composizione chimica delle mascherine monouso

Per rispondere all'emergenza sanitaria da COVID-19, le mascherine chirurgiche sono state equiparate ai DPI (articolo 16 comma 1 DL 17 marzo 2020 n°18) con la funzione principale di proteggere gli individui dal contrarre e trasmettere le infezioni virali da SARS-CoV-2. Oggigiorno, sono disponibili in commercio tre tipi di mascherina: mascherina respiratoria N95, FFP2 mascherina chirurgica o medica, mascherina monouso non certificata (Das et al., 2020; Ho et al., 2020). I materiali in assoluto più utilizzati sono il polipropilene, poliuretano, poliacrilonitrile, polistirene, policarbonato, polietilene o poliestere (Aragaw, 2020; Arduzzo et al.,

2021; Potluri & Needham, 2005). Il motivo del largo utilizzo di questi materiali è dovuto sia alla sua natura idrofobica che rende la maschera impermeabile, sia alla sua struttura porosa che rende la maschera assorbente, garantendo così un microclima ottimale tra il viso e la mascherina. La maggior parte delle mascherine in commercio sono realizzate con un materiale specifico chiamato tessuto non tessuto, o in breve TNT. Per produrre maschere vengono utilizzati due diversi tipi di TNT: TNT spunbond e TNT meltblown(Xu & Ren, 2021). Il primo, TNT spunbond, viene utilizzato per realizzare gli strati esterni perché è anti-goccia, quindi idrorepellente. All'interno di questi strati è compreso un diverso numero di strati di TNT meltblown, che sono responsabili dell'azione filtrante. Nelle maschere chirurgiche è presente un solo strato mentre nelle FFP2 ed FFP3 sono presenti rispettivamente due, tre o più strati(Aragaw, 2020; Fadare & Okoffo, 2020). La capacità filtrante del TNT meltblown varia a seconda della sua qualità e soprattutto del carico elettrostatico del materiale, e a seconda della lavorazione la capacità filtrante può variare anche del 20 o 30 %. Il meccanismo di filtraggio delle mascherine mediche avviene tramite diffusione browniana, intrappolamento, collisione inerziale, sedimentazione gravitazionale e adsorbimento elettrostatico. Tuttavia, la maggior parte delle mascherine attualmente disponibili sono realizzate in polipropilene, che non è degradabile, causando un forte inquinamento ambientale. Gli studi condotti da (Fernández-Arribas et al., 2021) hanno riportato il rilascio di esteri organo fosfati da varie mascherine chirurgiche ed FFP2-FFP3.

Le sostanze chimiche adsorbite nelle microplastiche possono penetrare nei tessuti dopo l'ingestione e/o contatto, provocando bioaccumulo e inducendo effetti eco-tossicologici (Issac & Kandasubramanian, 2021). È necessario adottare un metodo sostenibile con un'efficienza superiore a quelle disponibili per ridurre tale tipo di inquinamento. Di recente è stata quindi ideata una maschera di origine biologica in cui è stato utilizzato un biopolimero di glutine di grano che è stato elettrofilato in membrane di nanofibre e, successivamente, carbonizzate a oltre 700 °C per formare una struttura a rete. Questa rete può fungere da filtro insieme a quantità molto basse di

lanosol per creare una mascherina completamente biologica e biodegradabile in grado di ridurre efficacemente la trasmissione di malattie infettive (Das et al., 2020). Nella Figura 6 sono illustrate differenti tipi di mascherine in uso e in fase di ricerca, per poter garantire la protezione dell'individuo compatibilmente con la sostenibilità ambientale.

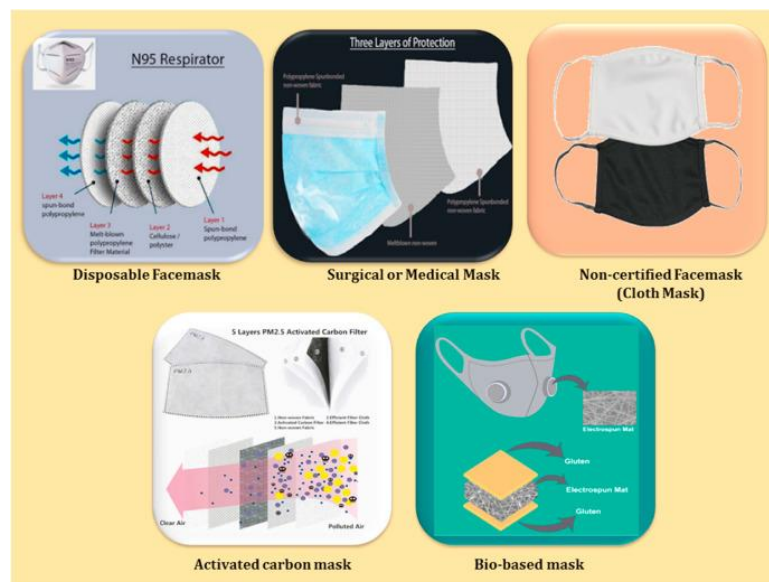


Figura 6. Differenti tipi di mascherine in uso e in fase di ricerca. Fonte: (Das et al., 2020)

1.5 Interazione degli organismi marini con i rifiuti dovuti alla pandemia COVID-19

L'enorme utilizzo dei dispositivi di protezione individuali ha aggravato la situazione di inquinamento da plastica in ambiente, sia terrestre che marino. Ciò è stato dovuto all'iniziale ignoranza e negligenza da parte del comune cittadino a smaltire i DPI come rifiuti medici, e successivamente all'incapacità delle amministrazioni di gestire una quantità di rifiuti a livello mondiale, prodotta a livelli esponenziali ed in maniera troppo repentina per i normali meccanismi di gestione. Una volta raggiunto l'ambiente, i materiali plastici di cui sono composti questi dispositivi vanno incontro a degradazione e frammentazione, influenzando di conseguenza sia la flora che la fauna che ne entrano in contatto. In ambiente marino, sono stimate circa 267 specie a essere in varia misura colpite dall'inquinamento da plastica, in seguito a ingestione,

impigliamento e strangolamento, tra i più colpiti circa l'86% delle tartarughe marine, il 44% degli uccelli marini, e il 43% dei mammiferi marini. Oltre a effetti evidenti dovuti a lesioni, blocchi intestinali, annegamento, gli organismi marini sono soggetti anche agli effetti meno evidenti macroscopicamente, causati dalle microplastiche (Klemeš et al., 2020). A causa delle loro dimensioni più piccole, questi detriti plastici risalgono lungo la rete trofica marina, arrivando fino all'uomo che ingerisce animali marini interi (compresi di tratto gastro-intestinale) nella sua dieta abituale, ingerendo anche le MPs.

Interessante come, i rifiuti plastici in ambiente marino sembra possano inoltre fungere da substrato per l'insediamento e la proliferazione di invertebrati marini, organismi vegetali e microorganismi (Cesarini et al., 2022; Crocetta et al., 2020). Indagini sull'impatto che hanno i rifiuti DPI, sono stati effettuate coinvolgendo organismi di vari taxa (Ammendolia et al., 2022; Hiemstra et al., 2021). In particolare, Hiemstra et al., 2021 affronta gli effetti dei rifiuti generati dalla pandemia COVID-19 segnalando il problema dei rifiuti da COVID-19 come una nuova minaccia emergente per vita animale. Nel loro studio viene presentato il primo caso di un pesce intrappolato in un guanto medico e di vari uccelli, tra i quali gabbiani (*Larus sp.* Linnaeus, 1758), falchi pellegrini (*Falco peregrinus* Tunstall, 1771) cigni (*Cygnus olor* Gmelin, 1789), germani reali (*Anas platyrhynchos* Linnaeus, 1758), pettirossi americani (*Turdus migratorius* Linnaeus, 1766), che utilizzano le mascherine come materiale per costruire il loro nido. Inoltre, vengono citati i casi riportati online, su <https://www.covidlitter.com>, di interazioni di animali con rifiuti di DPI, quali granchi (*Carcinus maenas* Linnaeus, 1758), pesce palla (*Sphoeroides testudineus* Linnaeus, 1758), ricci (*Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758), pipistrelli (*Eptesicus serotinus* Schreber, 1774) e volpi (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). Fukuoka et al., 2022 ha segnalato in *Chelonia Mydas* (Linnaeus, 1758) una tartaruga verde giovane, la presenza di mascherine nelle feci, così come Gallo Neto et al., 2021, ha reso noto la morte di un pinguino di magellano

Spheniscus magellanicus, (J.R. Forster, 1781) trovato sulla spiaggia di Juquehy, São Sebastião, Brasile, a seguito dell'ingestione di una mascherina.

Nella figura 7 sono riportate alcune immagini di organismi animali che interagiscono con DPI (mascherine e guanti) incontrati nel loro ambiente naturale a seguito di dispersione in ambiente di questi ultimi da parte dell'uomo. L'interazione con questi rifiuti non si limita solo all'impigliamento, ma all'utilizzo dei DPI come materiale da nido (interazione con comportamento riproduttivo) o addirittura come gioco. I casi più impattanti sono caratterizzati dall'ingestione e dall'intrappolamento, che talvolta ha determinato la morte degli organismi animali.

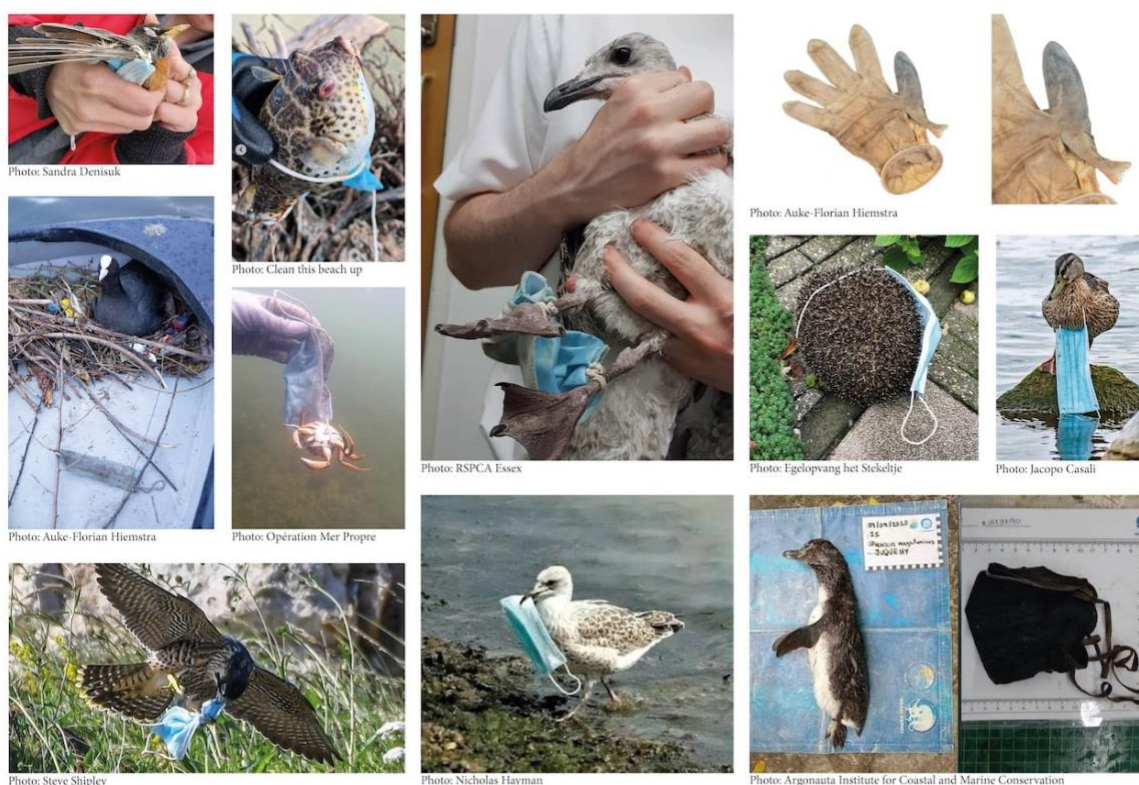


Figura 7. Interazioni di organismi animali con dispositivi medici inquinanti, in ambiente sia terrestre che acquatico. Fonte: <https://www.covidlitter.com>.

Nel periodo da aprile 2020 a marzo 2022, sono state raccolte attraverso la piattaforma Covid-litter ottantasei reperti fotografici, in cui ogni cittadino ha condiviso le osservazioni delle interazioni degli organismi con i dispositivi di protezione individuale. Nei rapporti sono state riportate le date di osservazione (mese, anno), il paese, il nome della specie osservata e l'osservatore o reporter che ha documentato. Ad esempio, la prima interazione con i rifiuti COVID-19 è stata segnalata nei Paesi Bassi, durante l'operazione di pulizia denominata "PLASTIC SPOTTER" svoltasi nei canali di Leiden nell'agosto del 2020. Le piattaforme di Citizen Science come le applicazioni mobili Marine Debris Tracker, Litterati, Clean Swell e siti web come Covid-litter sono diventati cruciali per la raccolta di dati utili al monitoraggio della dispersione e di eventuali impatti di tali rifiuti sulla fauna di tutto il mondo.

1.6 Il ruolo della Citizen Science nel monitoraggio ambientale durante la pandemia COVID-19

Ogni anno più di 10 milioni di tonnellate di plastica finiscono negli oceani (Jambeck et al., 2015), processo che ha sempre suscitato l'interesse della comunità scientifica, attenta all'impatto ecologico marino che ne può derivare. Purtroppo, una delle conseguenze della pandemia COVID-19 è stato l'enorme utilizzo di dispositivi di protezione individuale (DPI) per prevenire la diffusione del virus. L'abbandono di questi rifiuti, in gran parte costituiti da plastica, in seguito alla cattiva gestione del loro smaltimento, ha suscitato preoccupazione sulle conseguenze ambientali a lungo termine che potrebbero indirettamente derivare dalla pandemia (Hiemstra et al., 2021; Kuttralam-Muniasamy et al., 2022; Patrício Silva et al., 2021; Prata et al., 2020). Per tale motivo è stato necessario raccogliere dati relativi a questa nuova improvvisa tipologia di inquinamento, attraverso monitoraggi a intervalli regolari. Per il monitoraggio di questi rifiuti sanitari, oltre alla raccolta diretta dei dati da parte dei ricercatori, un approccio che si è rivelato valido è stato usufruire della cosiddetta Citizen Science, ovvero la scienza dei cittadini, un complesso di attività collegate ad una ricerca scientifica a cui partecipano semplici cittadini. Nel caso specifico, ha coinvolto volontari che campionando i rifiuti di

DPI provenienti da qualsiasi matrice ambientale, in qualsiasi parte del mondo, hanno contribuito a creare una rete dati altrimenti impossibile da costruire con la ricerca classica, durante un periodo di forti limitazioni imposte ai cittadini (Ammendolia et al., 2021; Thiel et al., 2021). Mantenere infatti, la continuità, dei piani di monitoraggio durante la pandemia COVID-19 è stato difficile soprattutto a fronte delle restrizioni locali, regionali, nazionali ed internazionali. Il ruolo dei cittadini è stato fondamentale nell'identificazione della distribuzione geografica dei DPI in diverse parti del mondo, essenziale per avere una fotografia d'insieme sull'inquinamento ambientale diffuso e indiscriminato causato dalla pandemia. Ottenere un ampio data-set geospaziale e temporale è imprescindibile per sviluppare strategie di mitigazione atte a ridurre l'inquinamento dei DPI, che si è rivelato un problema globale in crescita (Canning-Clode et al., 2020; Patrício Silva et al., 2020, 2021; Prata et al., 2020).

Durante il periodo pandemico, a partire dal 2019, le amministrazioni di tutto il mondo hanno emanato delle restrizioni sugli spostamenti di ogni ordine a tutti i cittadini, al fine di poter contenere il contagio da COVID-19. Nell'ambito di tali restrizioni, la pandemia ha dimostrato l'importanza della Citizen Science (CS), ovvero l'importanza di coinvolgere individui "non specialisti" in una ricerca scientifica, raccogliendo dati altrimenti impossibili da ottenere. Affinché i progetti di CS garantiscano la qualità dei dati raccolti, i progetti devono fornire informazioni chiare agli "scienziati cittadini", con metodi di campionamento semplici e possibilità di registrare i dati facilmente (Bonney et al., 2009). I progetti incentrati sulla raccolta dei detriti di plastica costieri hanno prodotto metodi scientificamente riproducibili e grandi data-set da parte di cittadini di tutte le età, dai bambini di scuola elementare in Cile (Hidalgo-Ruz & Thiel, 2013) agli studenti di scuola superiore alle Bahamas (Ambrose et al., 2019). Le iniziative di Citizen Science sono state facilmente accessibili al pubblico, soprattutto nel periodo della pandemia, in quanto molte di esse sono disponibili tramite applicazioni mobili, ad esempio Clean Swell dell'Ocean Conservancy, fornendo dati in tempo reale durante la pandemia. Nel corso del 2020 ad esempio, attraverso l'utilizzo di questa App, i cittadini che hanno aderito al progetto di CS hanno segnalato e rimosso un totale di 107.219 pezzi di DPI (Ocean

Conservancy, 2021). Ciò è particolarmente rilevante perché durante la pandemia molti programmi governativi, accademici e ONG sono stati cancellati a causa delle restrizioni, che avrebbe causato un deficit di informazioni sulla presenza di questi inquinanti emergenti.

Si evince quindi che la Citizen Science è stata fondamentale nell'identificazione della distribuzione geografica dei DPI in diverse parti del mondo, in tempo reale, dando la possibilità a livello internazionale di implementare lo sforzo collettivo per raggiungere gli obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite (Walker, 2021).

1.7 Scopo della tesi

Il presente studio intende porre l'attenzione su un nuovo tipo di inquinamento da plastica dovuto al cattivo smaltimento dei dispositivi di protezione individuale (DPI) e sui suoi effetti sull'ecosistema.

La comunità scientifica e l'opinione pubblica stanno prestando sempre maggiore attenzione all'ambiente e all'inquinamento da plastica in ambiente marino. Questo studio si concentra in particolare sulla valutazione dei DPI, come nuova fonte di inquinamento emergente; l'interesse nasce da una significativa mancanza di informazioni su questo tipo di inquinamento. Pertanto, si è cercato di affrontare la questione analizzando la presenza e la distribuzione dei DPI attraverso un approccio diverso da quello classico, caratterizzato solo da campionamenti diretti, rappresentato dall'utilizzo anche della Citizen Science, ovvero la raccolta di dati desktop relativi a tale tipo di inquinamento a partire da segnalazioni di comuni cittadini, nell'ambito di progetti scientifici, per capirne in primis il livello di inquinamento derivato da tali dispositivi.

Una prima parte della ricerca è stata quindi svolta mediante raccolta di materiale foto e video attraverso piattaforme social come Facebook, Instagram, Tik-Tok, e un ulteriore aiuto è stato rappresentato da siti internet come Covid-litter, o App come Marine Debris Tracker, Litterati, Clean Swell. Per una maggior completezza di informazione sull'impatto e la distribuzione di questi strumenti di protezione a livello mondiale, è stata effettuata una raccolta bibliografica volta alla valutazione della presenza dei DPI come fonte di inquinamento plastico nell'ambiente marino.

La seconda parte dello studio è stata a carattere sperimentale, volta a investigare la potenziale tossicità legata alle microplastiche (MPs) e microfibre (MFs) derivate dai DPI. Si è cercato di investigare gli effetti sugli organismi acquatici dei DPI, quando in seguito alla loro degradazione e frammentazione, rilasciano microparticelle con conseguente possibile ingestione da parte degli organismi marini. La fase sperimentale dello studio è stata condotta su due diversi organismi modello: *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) e *Danio rerio* (Hamilton, 1822). La scelta è ricaduta su modelli noti e ampiamente utilizzati nella ricerca scientifica, in quanto vi è una buona conoscenza della fisiologia, anatomia e biologia di questi organismi. Ciò permette di comprendere fenomeni biologici fondamentali, che sono poi applicabili ai vertebrati superiori, in base al presupposto che le informazioni acquisite sui principi biologici fondamentali dell'organismo modello, si mantengono attraverso la scala evolutiva. La scelta delle concentrazioni di DPI da testare è stata influenzata dalle concentrazioni ambientali rilevate in studi di indagine ambientale, moltiplicando poi questa concentrazione base al fine di testare gli eventuali effetti di una sovraesposizione. Utilizzando un approccio multidisciplinare basato su una risposta legata allo stress ossidativo, quale l'espressione della malondialdeide (MDA), sono state studiate le possibili implicazioni biologiche dell'inquinamento da MPs dovuto alla frammentazione dei DPI.

Aumentare le conoscenze su questi processi e le loro conseguenze sull'ambiente e gli organismi viventi, risulta urgente e indispensabile per affrontare al meglio la crisi globale dovuta dall'inquinamento da plastica, cercando come comunità scientifica di chiarire i potenziali danni all'ecosistema marino e meglio sostenere le governance nel pianificare piani di recupero/ripristino delle condizioni naturali sul nostro pianeta.

2. Materiali e metodi

2.1 Dati Desktop: raccolta ed elaborazione dei dati provenienti da Citizen Sciences

Il monitoraggio dei rifiuti medici dovuti al COVID-19 può essere condotto in maniera diversa, in base all'accessibilità dell'area di interesse o alle risorse disponibili. Al momento non esistono procedure standardizzate e accettate a livello internazionale per il rilevamento dei rifiuti Dpi (De-la-Torre & Aragaw, 2021; Haddad et al., 2021). Viene fatta tuttavia una distinzione se si tratta di ambiente marino o urbano. In ambiente marino, per monitorare le lunghe aree di costa vengono utilizzati comunemente i transetti e campionamento manuale (Ammendolia et al., 2021), mentre in ambiente acquatico, le più utilizzate sono le mante e le reti (Cordova et al., 2021; Okuku et al., 2021). Per la nostra raccolta dati, la ricerca di reperti provenienti da collezioni non scientifiche si è basata sul rilevamento di foto pubbliche e post sui social media in piattaforme globalmente molto utilizzate come Facebook, Instagram, Twitter. Un'altra importante via di raccolta dati è stata rappresentata da alcune App come Marine Debris Tracker, Litterati, CleanSwell, Marine Pollution Project e siti online come Covid Litter. La ricerca è stata effettuata successivamente al decadere del lockdown imposto dalle istituzioni per contenere il contagio del virus, quindi a partire da metà 2020. Le parole chiave utilizzate nella ricerca on-line sono state: facemasks, COVID-19, waste COVID-19, pollution masks and gloves. L'approccio di questa collezione si basa sull'impatto dei DPI in termini di distribuzione, effetto e inquinamento. Le interazioni degli organismi con i DPI, osservate nelle immagini selezionate, sono state classificate in cinque categorie: ingerito, materiale utilizzato per il nido, impigliato, intrappolato, gioco.

Durante la revisione della letteratura scientifica, sono state effettuate ricerche delle stringhe selezionate sui database internazionali Scopus, PubMed, Web of Science e Google Scholar, senza limitazioni temporali, a partire dal 2019, in riferimento agli studi già pubblicati che riguardavano l'inquinamento post COVID-19. Le informazioni estratte dagli articoli scientifici riguardavano il nome del primo autore, l'anno di pubblicazione, il paese oggetto della segnalazione, la tipologia di

DPI segnalato (guanti o mascherine), e la specie animale venuta in contatto con il rifiuto, sia marino che terrestre.

2.2 Frammentazione dei DPI

Per lo svolgimento delle fasi sperimentali di questo studio sono stati utilizzati due diverse tipologie di DPI, le mascherine chirurgiche e i guanti monouso, molto utilizzati durante la pandemia da COVID-19. I DPI utilizzati erano vergini, ma considerando la natura monouso degli stessi erano assimilabili agli stessi appena utilizzati. Prima della frammentazione in laboratorio, la struttura in alluminio e quella elastica sono state rimosse dalle mascherine (Figura 8). La frammentazione sperimentale di mascherine facciali e guanti è stata realizzata con semplici forbici e mortaio seguendo il protocollo già applicato in un recente studio (Sendra et al., 2022a) così da ridurre i frammenti fino alle dimensioni di microplastiche ($> 5\text{mm}$) (Figura 9). I frammenti ottenuti sono quindi stati fotografati servendosi di una Axiocam 208 color camera (Carl Zeiss, Jena, Germany) montata su uno stereomicroscopio Zeiss Discovery V8 (Carl Zeiss, Jena, Germany). La dimensione dei frammenti provenienti sia da mascherine che guanti ottenuti dalla frammentazione è stata quindi misurata attraverso l'utilizzo del software ImageJ.



Figura 8. Fasi di frammentazione di una mascherina in laboratorio.



Figura 9. Frammenti di materiale plastico, risultanti dalla frammentazione di guanti (sx) e mascherine (dx).

2.3 Esposizione di *Mytilus galloprovincialis* (Lamark, 1819) ai frammenti di DPI

2.3.1 Organismo modello

Il *M. galloprovincialis* (Figura 8), è un mollusco bivalve dotato di una conchiglia di carbonato di calcio a due valve uguali, appartenente alla famiglia *Mytilidae*, ordine *Mytiloida*, classe *Bivalvia*, phylum *Mollusca*. Questi molluschi hanno un'ampia distribuzione geografica, e sono ben rappresentati in Mar Mediterraneo e nella fascia costiera dell'Oceano Atlantico orientale. Sono organismi filtratori non selettivi, così come tutti i lamellibranchi, dotati cioè di branchie a lamelle, che contemporaneamente assorbono ossigeno e trattengono il cibo, inoltre sono animali sessili, ovvero adesi a substrati, tramite il bisso, a formare colonie (della Malva et al., 2024).

I mitili sono da secoli oggetto di interesse commerciale da parte dell'uomo, sia mediante raccolte da letti selvatici nella maggior parte dei paesi europei costieri come fonte di cibo, l'esca per pesca e come fertilizzante (Voultsiadou et al., 2009). La produzione di mitili, basata sulla raccolta di giovani esemplari selvatici e sul loro trasferimento in luoghi più sicuri, è iniziata nel Medioevo. Attualmente, i molluschi selvatici sono ancora raccolti in diversi paesi, anche se sono state sviluppate nuove tecniche di raccolta dei giovanili (ad es. utilizzando corde o conchiglie come substrato per

l'insediamento delle larve planctoniche). Inoltre, in alcuni paesi europei sono state implementate tecniche di incubazione che consentono la produzione di giovanili (Piferrer et al., 2009). Secondo i dati FAO, quattro paesi (Spagna, Italia, Francia e Paesi Bassi) hanno rappresentato la maggior parte della produzione di mitili dell'UE nel 2016 (82% in peso e valore).

Grazie alle loro caratteristiche biologiche e alla strategia alimentare, nonché a una buona conoscenza della fisiologia di questo organismo, il *M. galloprovincialis* viene considerato da anni un organismo modello in eco-tossicologia, per lo studio di moltissimi inquinanti emergenti, come recentemente per le microplastiche (Alesci et al., 2023; Stara et al., 2020a, 2021a). L'elevata capacità di bioaccumulo dell'organismo e la limitata capacità di metabolizzare gli xenobiotici rendono il *M. galloprovincialis* un bioindicatore perfetto per fornire informazioni sulla qualità dell'ambiente che lo circonda (Bordignon et al., 2024; Danovaro et al., 2004).



Figura 10. Immagine esplicativa di *M. galloprovincialis* fonte: https://www.researchgate.net/figure/Mytilus-galloprovincialis-Lamarck-1819-8_fig2_355882208, *The Effects of Shellfish Consumption Frequency for Human Health* (Irkin & Irkin, 2021)).

2.3.2 Preparazione degli animali e disegno sperimentale

Nel presente studio, *M. galloprovincialis* (Lamarck, 1819), bivalve endemico del Mar Mediterraneo, è stato utilizzato come organismo modello per valutare l'effetto combinato di mascherine e guanti. Le cozze sono state acquistate da un allevamento locale di mitili presso il Lago Faro SRL, Frutti di mare, Messina, Italia). Un totale di 320 animali (lunghezza media = $6,21 \pm 0,14$ cm) sono stati ospitati in laboratorio per 10 giorni per acclimatarsi con acqua di mare aerata, prima di condurre gli esperimenti. Per l'acclimatazione, i mitili sono stati mantenuti per due settimane a parametri stabili di: temperatura

$23,03 \pm 0,6^{\circ}\text{C}$; $\text{pH } 7,54 \pm 0,16$; salinità $31,79 \pm 1,37$; e con un fotoperiodo impostato a 12 ore di luce e 12 ore di buio. Gli organismi sono stati alimentati con una miscela di alghe commerciale (OceanMagik Live Phytoplankton Blend, AlgaeBarn, Colorado, US).

Per la determinazione delle concentrazioni di frammenti di DPI da testare è stata utilizzata come fonte di riferimento uno studio recente di Sendra et al., 2022, selezionando quindi la concentrazione 10 mg/L, sia per i frammenti provenienti da guanti che da mascherine. La concentrazione selezionata di 10 mg/L è stata scelta in base alla dose ambientale riportata nello studio di riferimento (Sendra et al., 2022). In più, al fine di valutare una potenziale esposizione acuta ambientale, si è scelto di utilizzare una concentrazione in sommatoria dei due diversi DPI testati nello studio per un totale di 100 mg/L.

I mitili sono stati divisi in quattro vasche/gruppi sperimentali da 40 litri, ciascun gruppo in tripla replica. I gruppi sono stati divisi come segue: un gruppo di controllo ($n=40$) con solo acqua di mare sterilizzata; un gruppo ($n=40$) esposto frammenti provenienti da maschere facciali con concentrazione di 10 mg/l, un gruppo ($n=40$) esposto a esposto frammenti provenienti da guanti con concentrazione di 10 mg/l, e un ultimo gruppo ($n=40$) esposto a entrambi i contaminanti, sia mascherine che guanti concentrazione in sommatoria per un totale di 100 mg/l. Gli organismi sono stati mantenuti in condizioni controllate, con parametri come da stabulazione (aerazione, temperatura $23,03 \pm 0,6^{\circ}\text{C}$, $\text{pH } 7,54 \pm 0,16$, salinità $31,79 \pm 1,37$, fotoperiodo 12L:12D) per sette giorni. Tutte le soluzioni, controllo e sperimentali sono state parzialmente rinnovate ogni 24 ore per garantire una costante esposizione agli inquinanti. Venti mitili sono stati campionati in maniera casuale da ciascun gruppo il settimo giorno di esposizione per le successive analisi. Branchie e ghiandole digestive sono state campionate (Figura 11) e fissate in formalina tamponata in acqua di mare al 10% per analisi istologiche, e parte conservate a -80°C per ulteriori analisi molecolari.



Figura 11. Fasi di dissezione dei mitili in laboratorio.

2.3.3 Analisi istologiche

Sono stati campionati per le analisi istologiche un totale di 45 esemplari, prelevati dai tre differenti gruppi giunti a fine esposizione: 15 dalle tre repliche di controllo; 15 dalle tre repliche esposte a frammenti provenienti da maschere facciali con concentrazione di 10 mg/l, 15 dalle tre repliche esposte a esposto frammenti provenienti da guanti con concentrazione di 10 mg/l; nessun esemplare è stato campionato dalle repliche esposte a entrambi i contaminanti, sia mascherine che guanti concentrazione in sommatoria per un totale di 100 mg/l, a causa della mortalità di massa avvenuta a 48h dall'inizio dell'esperimento. Al settimo giorno di esposizione, sono stati prelevate dagli

esemplari, branchie (G) e ghiandole digestive (DG) e immediatamente fissate in formalina tamponata al 10% per 24 ore. Successivamente alle 24 ore, il protocollo scelto, ha previsto un lavaggio con acqua corrente e una disidratazione attraverso una serie di alcool crescenti a partire dall'alcool 50 fino all'alcool assoluto. Successivamente i campioni sono stati chiarificati in xilene e infine inclusi in paraffina per il successivo taglio al microtomo EG11504 (Leica Biosystems) in sezioni da 5µm. Le sezioni ottenute sono state colorate con ematossilina eosina (H&E) (Marino et al., 2016; Stara et al., 2021b). Per le osservazioni e valutazioni istopatologiche è stato utilizzato un microscopio ottico (Leica DM6 B, Leica Microsystems GmbH, Ernst-Leitz-Strasse, Wetzlar, Germania), dotato di fotocamera integrata (Leica DFC 7000T) a diversi ingrandimenti: 10x, 20x, 40x, 63x e 100x. Le immagini che sono state acquisite e sono state elaborate con il software Leica Application Suite X (LASX).

2.3.4 Determinazione della Malondialdeide (MDA)

I tessuti delle branchie e della ghiandola digestiva (n= 15 per ciascun pool di repliche) sono stati scongelati e pesati separatamente. Per la valutazione della perossidazione lipidica è stato utilizzato il metodo delle sostanze reattive all'acido tiobarbiturico leggermente modificato (TBARS) in riferimento allo studio di (Aguilar Diaz De Leon & Borges, 2020). I tessuti sono stati raccolti e omogeneizzati in tampone KCl. L'omogenato è stato centrifugato a 4000 rpm e il surnatante è stato prelevato per l'analisi. A ciascun campione è stata aggiunta una soluzione di acido tiobarbiturico (TBA) e acido tricloroacetico (TCA). I campioni sono stati poi riscaldati a 55° C per 60 minuti per permettere la reazione tra i perossidi lipidici e il TBA, formando un complesso colorato. Dopo il raffreddamento, i campioni sono stati centrifugati e l'assorbanza del surnatante è stata misurata a 532 nm utilizzando un lettore di micropiastre. I risultati sono stati espressi come concentrazione equivalente di malondialdeide (MDA) utilizzando una curva standard MDA. Questo metodo ha consentito di quantificare il livello di perossidazione lipidica nei tessuti dei molluschi, fornendo un'indicazione dell'entità dello stress ossidativo.

2.4 Esposizione di (*Danio rerio* Hamilton, 1822) ai frammenti di DPI mediante Z-FET (Fish Embryo Toxicity)

2.4.1 Organismo modello

Lo zebrafish (*Danio rerio* Hamilton, 1822) è un modello sperimentale utilizzato nella ricerca di base, embriologia e nei saggi eco-tossicologici da molti anni (Brundo et al., 2016; Chinen et al., 2003; D'Iglio et al., 2023; Jonz & Nurse, 2006; Limonta et al., 2019; Mohamedien et al., 2023; Salvaggio et al., 2016; Q. Zhang et al., 2016), e allo stesso tempo ampiamente utilizzato perché ormai molto studiato, affidabile e relativamente economico. Gli zebrafish sono facili da mantenere in laboratorio, con elevata fecondità e stadi embriologici ben visibili e valutabili (W. Y. Chen et al., 2004; Helterline et al., 2007; Lammer et al., 2009; Watzke et al., 2007). Presentano inoltre somiglianze con gli esseri umani a vari livelli, sia molecolari, strutturali e fisiologici, nonché nel sistema respiratorio, nel sistema cardiovascolare e nel sistema immunitario; di conseguenza è stata dimostrata una buona corrispondenza di tossicità di questi organismi con la tossicità nei mammiferi (H. Liu et al., 2017; Rahbar et al., 2016; X. Wang et al., 2016).

2.4.2 Preparazione degli animali e disegno sperimentale

Per la sperimentazione oggetto di questo studio sono stati utilizzati riproduttori di Zebrafish wild-type di un anno di età allevati presso il dipartimento CHIBIOFARAM, nell'istituto di patologia comparata sperimentale, forense e acquatica "Slavko Bambir" dell'Università degli studi di Messina. I pesci sono stati alimentati con cibo secco commerciale due volte al giorno. Dopo una fase routinaria di stabulazione degli animali all'interno dell'istituto, si è quindi provveduto a verificare la formazione delle coppie all'interno del branco e quindi le stesse sono state trasferite in impianto "Zebtec Stand Alone" (Tecniplast, Italy) (Figura 12), allo scopo di ottenere i cicli riproduttivi, necessari per la sperimentazione, in ambiente controllato e uniforme per tutte le coppie, stabulate contemporaneamente in vasche separate, e quindi in condizioni minori di stress e competizione alimentare e riproduttiva tipiche della vita in branchi numerosi.



Figura 12. Zebtec stand-alone Tecniplast.

Allo scopo di incrementare il successo riproduttivo e il numero di uova disponibili, femmine e maschi maturi sono stati posti in un rapporto 2:1 nelle vaschette atte alla riproduzione; ad accoppiamento avvenuto, sono stati selezionati per la fase sperimentale di esposizione ai DPI solo gli embrioni passati allo stadio di blastula, le uova non fecondate sono state raccolte e scartate (Figura 13).



Figura 13. Fasi di selezione degli embrioni sotto stereoscopio Zeiss Discovery V8 (Carl Zeiss, Jena, Germany).

Per la sperimentazione è stata utilizzata una soluzione di embryo medium, priva di contaminanti, nella quale sono stati trasferiti dopo la deposizione e mantenuti prima dell'inizio sperimentazione gli embrioni di zebrafish. La soluzione di embryo medium presenta una concentrazione nota di 15 mM NaCl, 0.5 mM KCl, 1 mM CaCl₂, 1 mM MgSO₄, 0.15 mM KH₂PO₄, 0.05 mM Na₂HPO₄, 0.7 mM NaHCO₃ con pH 7.3 (Di Paola et al., 2022). Per studiare gli effetti e l'eventuale tossicità di mascherine e guanti, è stata utilizzata come fonte di riferimento uno studio recente di Sendra et al., 2022, selezionando quindi due concentrazioni sperimentali di MPs provenienti da DPI da testare: 10 mg/L e 100 mg/L per i frammenti provenienti da guanti. La prima concentrazione selezionata di 10 mg/L è stata scelta in base alla dose ambientale riportata in studi precedenti (Sendra et al., 2022),

mentre la seconda concentrazione corrisponde alla dose dieci volte superiore a quella ritrovata in ambiente, scelta al fine di testare gli effetti di un sovradosaggio.

Per eseguire il test di tossicità sono state utilizzate nove piastre da 24 pozzetti nelle quali sono state trasferite le uova fecondate, una per ogni pozzetto. I gruppi sperimentali, tutti in tre repliche, sono stati suddivisi come segue: un gruppo di controllo; un gruppo è stato esposto ad una soluzione con 10 mg/L di frammenti di guanti (concentrazione ambientale); un gruppo, al fine di testare l'eventuale tossicità acuta di questi contaminanti, è stato esposto a soluzione sperimentale con concentrazione di micro-frammenti di guanti dieci volte superiore a quella ritrovata in ambiente (Sendra et al., 2022a), ovvero 100 mg/L.

2.4.3 Saggio di tossicità sugli embrioni di Zebrafish (Z-FET)

Tutte le piastre per l'esposizione degli embrioni al contaminante più quella di controllo, sono state mantenute ad una temperatura di incubazione di 26,5°, con un ciclo luce/buio: 14/10. Le osservazioni sono state effettuate ogni 24h, 48h, 72h, 96h (ore post fertilizzazione). Alle 96 ore le larve sono state campionate per effettuare le successive analisi. L'esperimento è stato ripetuto tre volte per ottenere una validità statisticamente rilevante. Per registrare video, scattare foto e per stimare le percentuali di schiusa e mortalità degli embrioni è stato utilizzato uno stereomicroscopio Leica M205 C (Figure 14-16).

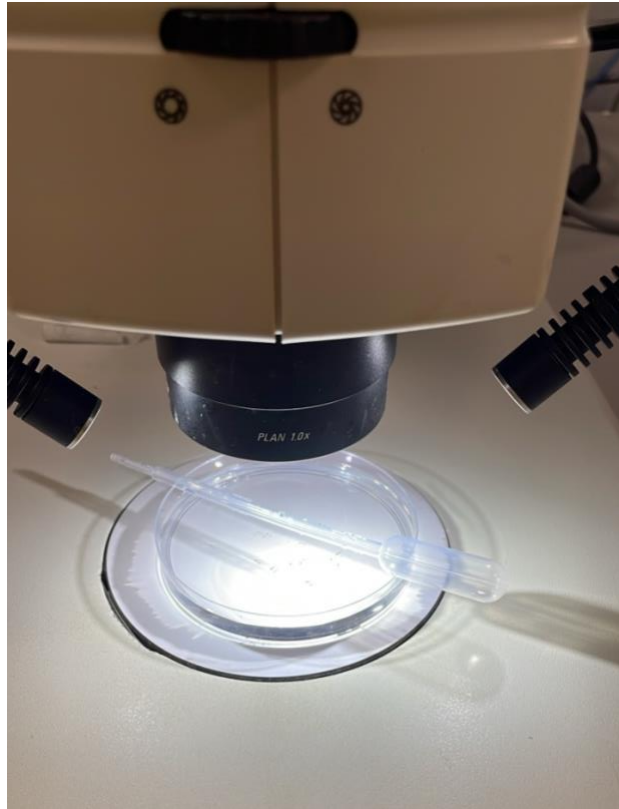


Figura 14. Fasi di preparazione di embrioni e larve per foto/video stereomicroscopio Leica M205 C.

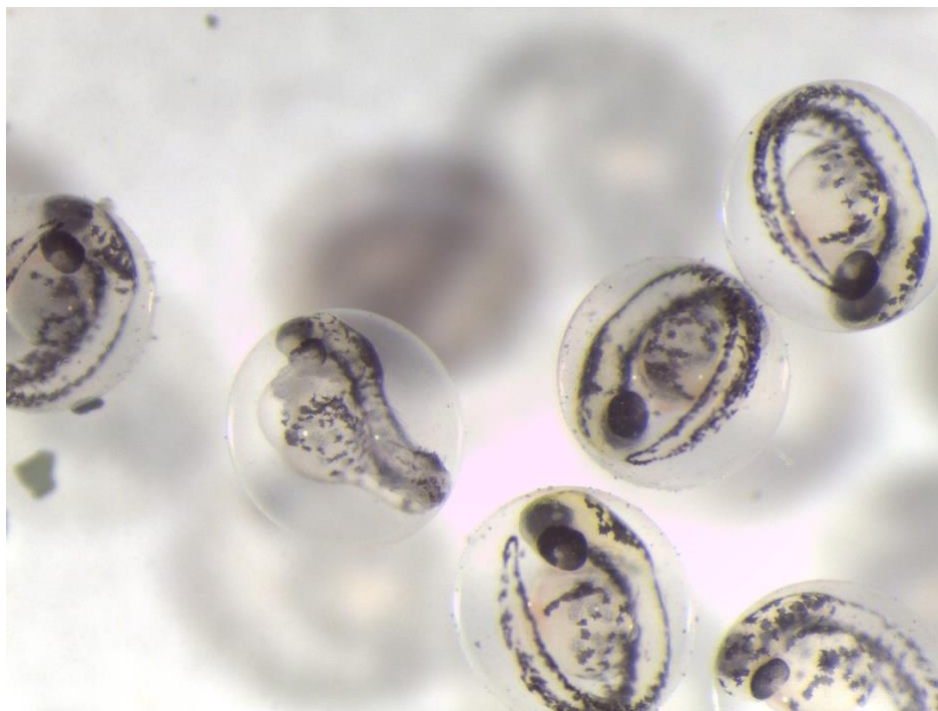


Figura 15. Immagini live di embrioni di zebrafish ottenute allo stereomicroscopio Leica M205 C.

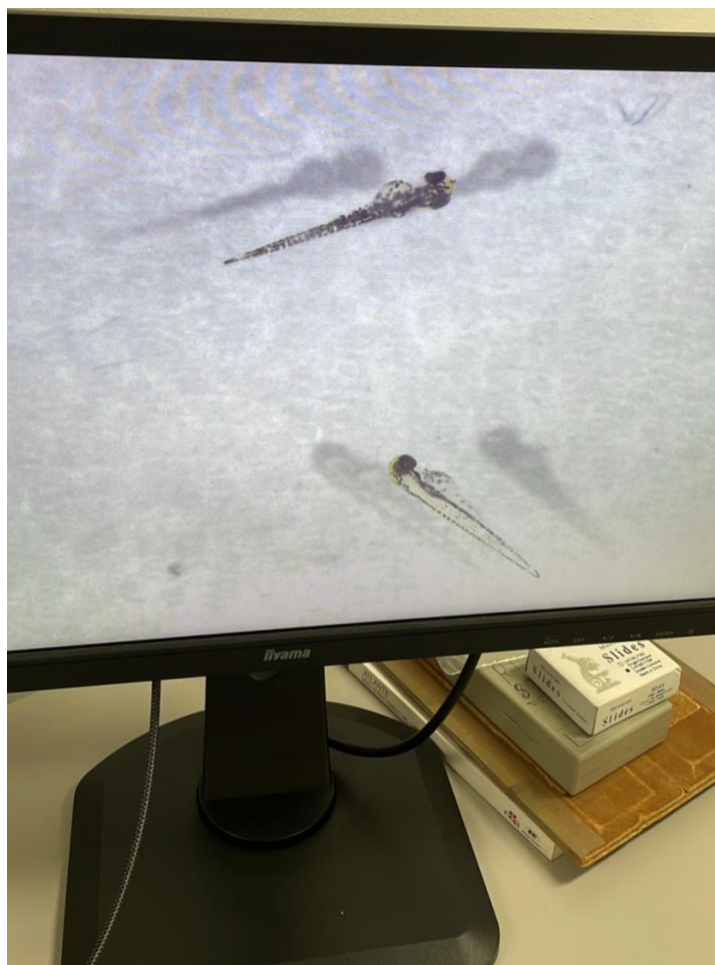


Figura 16. Immagini live di larve di zebrafish ottenute allo stereomicroscopio Leica M205 C.

Inoltre, secondo le linee guida indicate nella 236 OECD ISO 15088, sono stati esaminati quattro endpoint di letalità distinti per individuare anomalie ogni 24 ore:

- Una conseguenza tossica acuta comune che potrebbe potenzialmente verificarsi poche ore dopo l'esposizione è la coagulazione dell'embrione
- Assenza di formazione di somiti: l'embrione non si svilupperà se le somiti non sono evidenti dodici ore dopo la fecondazione
- Mancato distacco della coda dal sacco vitellino: se non si separa 24 ore dopo la fecondazione, l'embrione non cresce normalmente

- Mancanza di battito cardiaco: 30 ore post fecondazione il battito dovrebbe essere facilmente rilevabile. Se è assente l'embrione è morto; sia la coagulazione che la mancanza di battito cardiaco sono stati presi come endpoint di mortalità.

2.4.4 Indagine di espressione della malondialdeide (MDA)

Per la valutazione della perossidazione lipidica è stato utilizzato il metodo (con leggere modifiche) delle sostanze reattive all'acido tiobarbiturico (TBARS) tratto dallo studio di (Aguilar Diaz De Leon & Borges, 2020). Le larve di zebrafish a 96 ore post fertilizzazione per ciascun gruppo, sono state raccolte e omogeneizzate in soluzione di KCl. L'omogenato è stato centrifugato e il surnatante è stato prelevato e utilizzato per l'analisi. A ciascun campione è stata aggiunta una soluzione di acido tiobarbiturico (TBA) e acido tricloroacetico (TCA). I campioni sono stati poi riscaldati a 55° C per 60 minuti per permettere la reazione tra i perossidi e il TBA, formando un complesso colorato. Dopo il raffreddamento, i campioni sono stati centrifugati e l'assorbanza del surnatante è stata misurata a 532 nm utilizzando un lettore di micropiastre. I risultati sono stati espressi come concentrazione equivalente di malondialdeide (MDA) utilizzando una curva standard MDA. Questo metodo ha consentito di quantificare il livello di perossidazione lipidica nelle larve di *Danio rerio*, fornendo un'indicazione dell'entità dello stress ossidativo.

2.5 Analisi dei dati

Tutti i valori nelle figure e nel testo sono espressi come media $\pm$ errore standard (SD) di N numero di esemplari. I risultati sono stati analizzati mediante ANOVA ad una via seguita da un test Bonferroni post hoc per confronti multipli. I dati sono stati testati per la distribuzione normale con il test di Bartlett e sono stati rappresentati come media $\pm$ deviazione standard (SD), (valore P <0.0001). L'analisi statistica è stata eseguita utilizzando il software Graphpad Prism 9.

3. RISULTATI

3.1 Raccolta dati da Citizen Sciences e letteratura scientifica

Sono stati raccolti totale di 42 articoli scientifici ritenuti validi per il presente studio, 26 focalizzati sulla distribuzione e il monitoraggio dei rifiuti da DPI nel mondo, 16 focalizzati sugli effetti dell'esposizione degli organismi a questo tipo di inquinanti e i suoi derivati; inoltre, dalla raccolta dati provenienti da Citizen Science sono state raccolte 31 segnalazioni valide.

Di seguito vengono riportate le tabelle riassuntive relative ad ogni categoria dato raccolto durante la fase desktop, articoli scientifici e fonti da Citizen Sciences.

Gli articoli scientifici sono stati raggruppati sulla base del dato fornito in:

- Articoli che fornivano informazioni quantitative su DPI rilevati in ambiente come inquinanti
- Articoli che fornivano informazioni su animali marini, o connessi all'ambiente costiero, entrati in contatto con DPI, a livello ambientale o sperimentale, e potenziali effetti rilevati

Table 3. Raccolta di articoli scientifici riportanti informazioni quantitative su DPI rilevati in ambiente come inquinanti. Informazioni riportate: fonte bibliografica, sito di campionamento, periodo di raccolta dati, numero dei campioni ritrovati, numero di siti campionati.

Referenza	Area investigata	Periodo raccolta dati	N° campioni	N° siti
(Okuku et al., 2021)	Kenya	Giu 2020	360	13
(Ammendolia et al., 2021)	Canada	Mag/Giu 2020	1306	6
(Rakib et al., 2021)	Bangladesh	Nov 2020/Gen 2021	121	13
(Ribeiro et al., 2022)	Brazil	Giu/lug 2021; Nov/Dic 2021	131	13
(De-la-Torre & Aragaw, 2021)	Perù	Apr/Ott 2020	178	11
(Akarsu et al., n.d.)	Chile	Dic/Mar 2021	497	32
(Ortega-Borchardt et al., 2024)	Mexico	Apr/Sett 2021; Giu/Sett 2022	210	3
(Cordova et al., 2021)	Indonesia	Mar/Apr 2020	492	2

(Akhbarizadeh et al., Iran 2021)		Nov/Dic 2020	2382	9
(Haddad et al., 2021)	Marocco	Feb/Mag 2021	689	11
(Aragaw & Mekonnen, Ethiopia 2022)		Apr/Giu 2021	221	9
(Mghili et al., 2022)	Marocco	Feb/Giu 2021	321	5
(Angelo et al., n.d.)	Philippine	Ott 2021		1
(De-la-Torre et al., 2022b)	Argentina	Mar/Lug 2021	43	15
(Akarsu et al., n.d.)	Turchia	Set 2020	195	3
(Tesfaldet et al., 2022)	Bangkok	Gen/Feb 2021	71	3
(Rathinamoorthy & India Balasaraswathi, 2022)		Giu 2021	2158	2
(Kannan et al., 2023)	India	Mag/Lug 2022	1150	10
(Hatami et al., 2022)	Mar Caspio	Ago/Nov 2021	343	13
(Kutralam-Muniasamy & Mexico city Shruti, 2022)		Dic 2021	689	3
(Sajorne et al., 2022)	Philippine	Set 2021	377	31
(Wenclawiak & USA Weinstein, 2023)		Set 2021	83	10
(De-la-Torre et al., 2022b)	Perù	Mar/Lug 2021	489	36
(Ortega et al., 2023)	Spagna	Mar/Set 2022	83	4
(Hassan et al., 2022)	Egitto-Arabia Saudita	Giu/Ago 2020	513	3
(G. Stokes, 2020)	Giappone	Lug/Ago 2020	70	1

Table 4. Raccolta di articoli scientifici riportanti informazioni su animali marini, o connessi all'ambiente costiero, entrati in contatto con DPI, a livello ambientale o sperimentale, e potenziali effetti rilevati. Informazioni riportate: fonte bibliografica, specie animale interessata, effetti rilevati.

Referenza	Organismo	Effetti sugli organismi
(J. Sun et al., 2021)	<i>Tigriopus japonicus</i>	Riduzione della fecondità
(Kwak & An, 2021a)	<i>Folsomia candida</i>	Riduzione dei tassi di riproduzione e di crescita
(Kwak & An, 2021b)	<i>Eisenia Andrei</i> (Opisthopora)	Alterazioni biochimiche
(Fukuoka et al., 2022)	<i>Chelonia mydas</i> (turtle)	Presenza di maschere nelle feci
(Gallo Neto et al., 2021)	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Mortalità
(D. L. Thompson et al., 2020)	<i>Larus argentatus</i> <i>L. fuscus</i> , <i>L. marinus</i> , <i>Phalacrocorax aristotelis</i> , <i>P. carbo</i>	Impatto sulla dinamica di popolazione/Utilizzo per la costruzione del nido.
(Qualhato et al., 2024a)	<i>Danio rerio</i>	Cardiotossicità/Neurotossicità/Alterazioni comportamentali
(Chomiak et al., 2023)	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Tossicità acuta e cronica
(Fonseca et al., 2024)	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Effetto citotossico
(Santillán et al., 2020)	<i>Lontra felina</i>	Presenza di maschere nelle feci
(Sendra et al., 2022)	<i>Danio rerio</i>	Immunotossicità
(Jemec Kokalj et al., 2022)	<i>Daphnia magna</i>	Nessun effetto sulla mobilità o sulla sopravvivenza testate
(Bringer et al., 2022)	<i>Crossostrea gigas</i>	Mortalità/Aumento dello stress ossidativo/Anomalie nello sviluppo
(Hiemstra et al., 2021)	<i>Sphoeroides testudineus</i>	Intrappolamento/Soffocamento
(Sullivan et al., 2021)	<i>Prochilodus lineatus</i>	Genotossicità
(Hu et al., 2024)	<i>Danio rerio</i>	Aumento dello stress ossidativo e apoptosi

I reperti provenienti da Citizen Science, raccolti su varie piattaforme online, sono stati raggruppati in un'unica lista riportante principalmente le informazioni qualitative dei report, non possedendo gli stessi il rigore scientifico necessario a dare una stima quantitativa valida. La Tabella 5 riporta quindi principalmente informazioni su specie animali e interazione con DPI, sulla base delle informazioni disponibili non sempre uniformi. In particolare, le interazioni riportate sono classificate in cinque categorie: ingerito, trasportato, materiale da nido, impigliato, gioco. Un'ulteriore distinzione viene fatta se si tratta di mascherine o guanti.

Table 5. Dati raccolti attraverso fonti di Citizen Science sull'interazione della fauna con i DPI. Informazioni riportate: Fonte, area geografica, tipologia di interazione, nome scientifico della specie o del genere, DPI rilevato (MSK: mascherina; Glv: guanti).

Fonte	Paese	Interazione	Organismo	DPI	Data osservazione	Data report online
Operation prope mer	France	Trasportato	<i>Octopus vulgaris</i>	Msk	sconosciuto	01-07-2020
Operation prope mer	France	Impigliato	<i>Carcinus maenas</i>	Msk	23-09-2020	23-09-2020
Operation prope mer	France	Impigliato	<i>Carcinus maenas</i>	Msk	23-09-2020	23-09-2020
RSPCA	U.K.	Impigliato	<i>Laridae sp.</i>	Msk	19-07-2020	19-07-2020
RSPCA	U.K.	Impigliato	<i>Anas platyrhynchos</i>	Msk	2020	2021
Roger Lovell	U.K.	Trasportato	<i>Laridae sp.</i>	Msk	sconosciuto	07-08-2020
Leon Neal	U.K.	Trasportato	<i>Laridae sp.</i>	Msk	11-08-2020	11-08-2020
Peter Nicholls	U.K.	Trasportato	<i>Laridae sp.</i>	Msk	11-08-2020	11-08-2020
Nicholas Hayman	U.K.	Trasportato	<i>Laridae sp.</i>	Msk	31-08-2020	01-09-2020
Jacopo Casali	U.K.	Impigliato	<i>Anas platyrhynchos</i>	Msk	sconosciuto	20-09-2020
Amy Blackwell	U.K.	Ingerito	<i>Larus argentatus</i>	Msk	17-07-2021	19-07-2021

Plastic spotter Brandon Hartley and Marie	Netherla nds	Impigliato	<i>Perca fluviatilis</i>	Glv	02-08-2020	
Dierenambulance Noorden Midden- Drenthe	Netherla nds	Impigliato	<i>Anas</i> <i>platyrhynchos</i>	Msk	06-03-2021	07-03-2021
Erwin kompanje	Netherla nds	Impigliato	<i>Laridae sp.</i>	Msk	01-01-2021	07-01-2021
Jaap Bierman	Netherla nds	Trasportato	<i>Larus argentatus</i>	Msk	07-03-2022	This overview
Tiffany Menichetti (Clean this beach up)	U.S.A.	Impigliato	<i>Sphoeroides</i> <i>testudineus</i>	Msk	31-07-2020	31-07-2020
Lancy Cheng	Canada	Impigliato	<i>Larus argentatus</i>	Msk	23-02-2021	23-02-2021
Sandra Denisuk	Canada	Impigliato	<i>Turdus</i> <i>migratorius</i>	Msk	10-04-2020	23-04-2020
Argonauta Institute for Coastal and Marine Conservation	Brazil	Ingerito	<i>Spheniscus</i> <i>magellanicus</i>	Msk	11-09-2020	15-09-2020
Maiju Lenttiniemi	Finland	Nido	<i>Phalacrocorax</i> <i>carbo</i>	Msk	sconosciuto	28-09-2020
Jacopo Casali	Italy	Impigliato	<i>Anas</i> <i>platyrhynchos</i>	Msk	sconosciuto	20-09-2020
Marco Zenatello, Italian Institute for Environmental Protection and Research	Italy	Ingerito	<i>Larus michahellis</i>	Msk	04-03-2021	
Paolo Nicolai	Italy	Gioco	<i>Cygnus olor</i>	Msk	sconosciuto	14-09-2020

Richard T. Mills	Ireland	Trasportato	<i>Larus glaucoides</i>	Msk	03-2022	19-03-2022
Ocean Conservation Namibia	Namibia	Impigliato	<i>Arctocephalus pusillus</i>	Msk	09-07-2021	16-07-2021
Takuya Fukuoaka, Tokyo University of Agriculture and Technology	Japan	Ingerito	<i>Chelonia mydas</i>	Msk	08-2021	09-02-2022
Barbados Sea Turtle Project	Barbados	Impigliato	<i>Eretmochelys imbricata</i>	Msk	25-10-2021	26-10-2021
Institute of Animal Health and Food Safety at University Las Palmas de Gran Canaria	Tenerife	Ingerito	<i>Delphinus delphis</i>	Msk	03-2022	20-05-2022
University of sunshine coast	Australia	Gioco	<i>Zalophus wolfebaeki</i>	Msk	sconosciuto	18-03-2022
University of sunshine coast	Australia	Ingerito	<i>Chelonia mydas</i>	Msk	02-2022	18-03-2022

3.2 Esposizione di *Mytilus galloprovincialis* (Lamark, 1819) ai frammenti di DPI

L'esposizione di *M. galloprovincialis* ai frammenti di DPI nelle diverse concentrazioni testate ha mostrato un andamento del tasso di sopravvivenza degli organismi trattati fortemente influenzato dalla natura degli stessi, con una percentuale di mortalità del 100% al giorno 2 di esposizione delle repliche sottoposte al trattamento con frammenti misti di guanti e mascherine alla concentrazione di 100 mg/L. Questo evento di mortalità massiva ha influenzato i dati che seguono sulle analisi effettuate sugli organismi, in quanto non è stato possibile effettuarle dopo i 7 giorni di esposizione stabiliti come endpoint.

3.2.1 Analisi istologica

L'analisi istologica dei tessuti presi in esame, ovvero branchie e ghiandola digestiva del mollusco bivalve *M. galloprovincialis* esposto a frammenti di DPI, ha mostrato un'inflammatione di tipo infiltrativa significativa nei molluschi esposti a contaminazione di micro-frammenti di guanti. Tuttavia, la reazione più acuta si evince maggiormente nelle branchie piuttosto che nella ghiandola digestiva.

3.2.1.1 Branchie

Gli esemplari esposti a contaminazione da MPs provenienti da guanti frammentati hanno mostrato infiltrazione di emociti con agglomerati, depositi di lipofuscina, aree di vacuolizzazione e reazioni granulocitarie identificabili per il loro basso rapporto citoplasma/nucleo e coinvolti nell'attività fagocitaria (Figura 18A); mentre le branchie del gruppo di controllo non hanno mostrato nessun cambiamento (Figura 17).

Per quanto riguarda invece gli esemplari esposti ai micro-frammenti di mascherine, le condizioni non sono molto diverse dagli esemplari esposti a contaminazione da micro-frammenti di guanti. In questo gruppo non si osserva la presenza di reazione granulocitaria (Figura 18B), i depositi di lipofuscina sono meno evidenti, ma in aggiunta presentano una fusione lamellare.

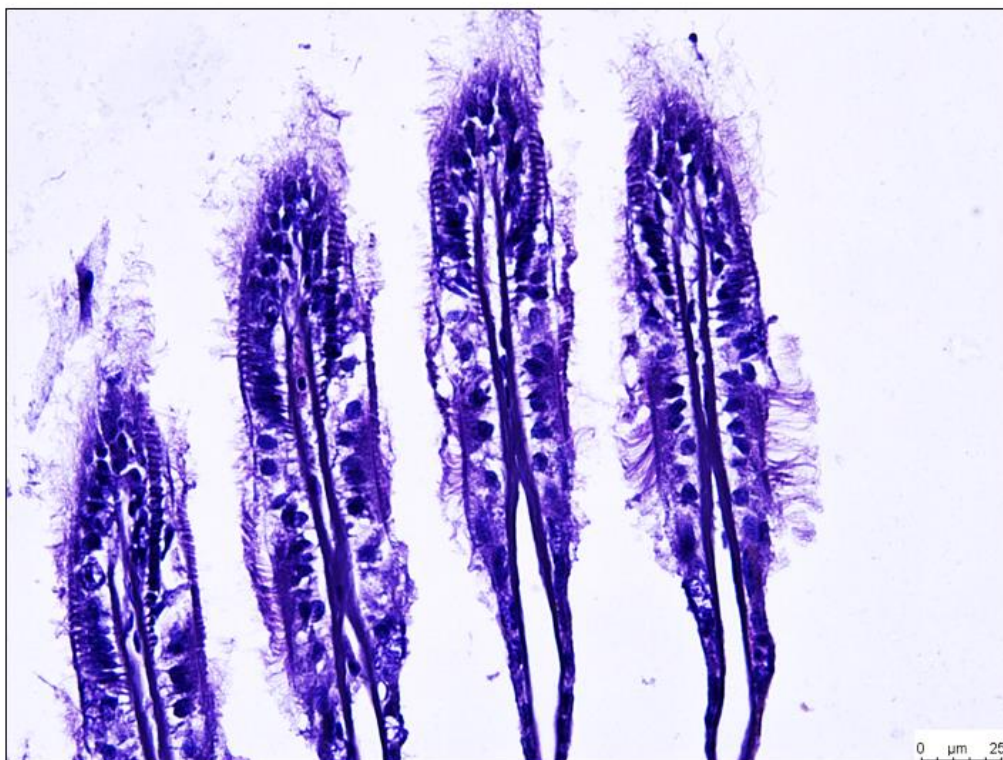


Figura 17. Branchie di *M. galloprovincialis* osservate al microscopio ottico con ingrandimento 40 x, colorate con ematossilina eosina, provenienti da vasca di controllo. Non si evidenziano significative anomalie.

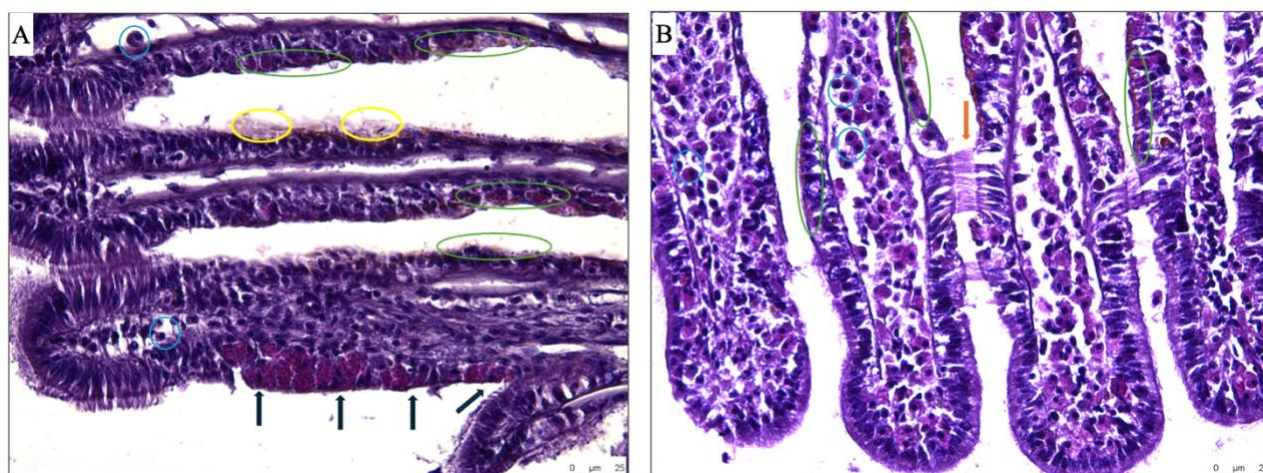


Figura 18. Branchie di *M. galloprovincialis* esposte a 10 mg/L di frammenti di guanti (A) e 10 mg/L di frammenti di mascherine (B), colorate con ematossilina eosina, osservate al microscopio ottico con ingrandimento 40x. Il cerchio verde indica il deposito di lipofuscina, il cerchio azzurro l'infiltrazione di emociti con agglomerati, le frecce nera presenza di reazione granulocitaria, la freccia arancio un'alterazione epitelio e il cerchio giallo presenza di vacuolizzazione.

3.2.1.2 Ghiandola digestiva

I tessuti della ghiandola digestiva del gruppo di controllo non hanno mostrato alcun infiltrato infiammatorio (Figura 19). Nel caso degli organismi esposti a contaminazione di micro-frammenti di guanti, i campioni prelevati hanno mostrato infiltrazione di emociti con agglomerati e vacuolizzazione (Figura 20A). Nei campioni provenienti da repliche esposte a micro-frammenti di mascherine, invece, gli esemplari presentavano reazioni granulomatose con alterazioni e regressione dei tubercoli (Figura 20B) e depositi di lipofuscina sparsi e abbondanti.

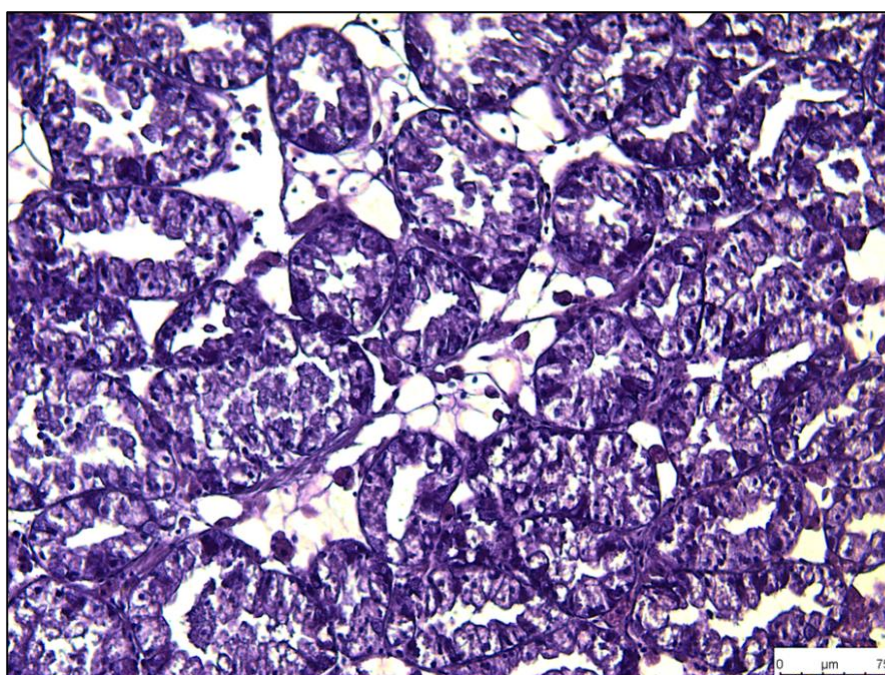


Figura 19. Ghiandola digestiva di *M. galloprovincialis*, osservate al microscopio ottico con ingrandimento a 20x, provenienti da vasca di controllo colorate con ematossilina ed eosina.

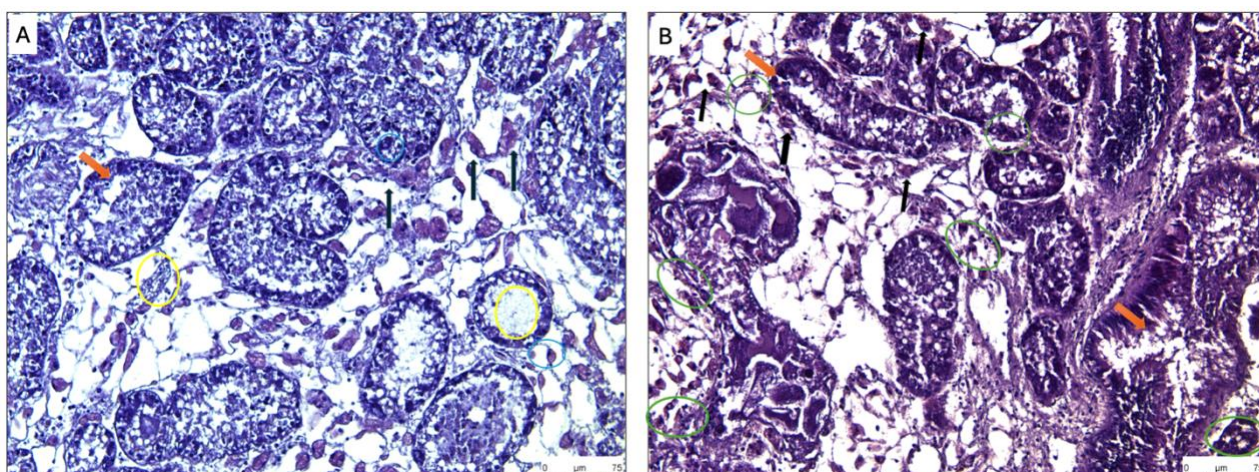


Figura 20. A) Ghiandola digestiva di *M. galloprovincialis* esposte a 10 mg/L di frammenti di guanti; B) Ghiandola digestiva di *M. galloprovincialis* esposte a 10 mg/L di frammenti di mascherine. Colorazione ematossilina ed eosina, osservate al microscopio ottico con ingrandimento a 40x. Il cerchio verde indica il deposito di lipofusina, il cerchio azzurro l'infiltrazione di emociti con agglomerati, la freccia nera presenza di reazione granulocitaria, la freccia arancio un'alterazione epitelio e il cerchio giallo presenza di vacuolizzazione.

3.2.2 Determinazione dei livelli di MDA

I risultati dell'analisi allo spettrofotometro hanno mostrato un aumento dei livelli di MDA, il che potrebbe riflettere una risposta adattativa al trattamento, sebbene questo risultato suggerisca anche un parziale aumento del danno ossidativo. I dati raccolti mostrano un aumento nettamente più alto nelle ghiandole digestive rispetto alle branchie e il più alto livello è presente nel gruppo trattato la presenza in acqua dei frammenti di mascherine (10 mg/L).

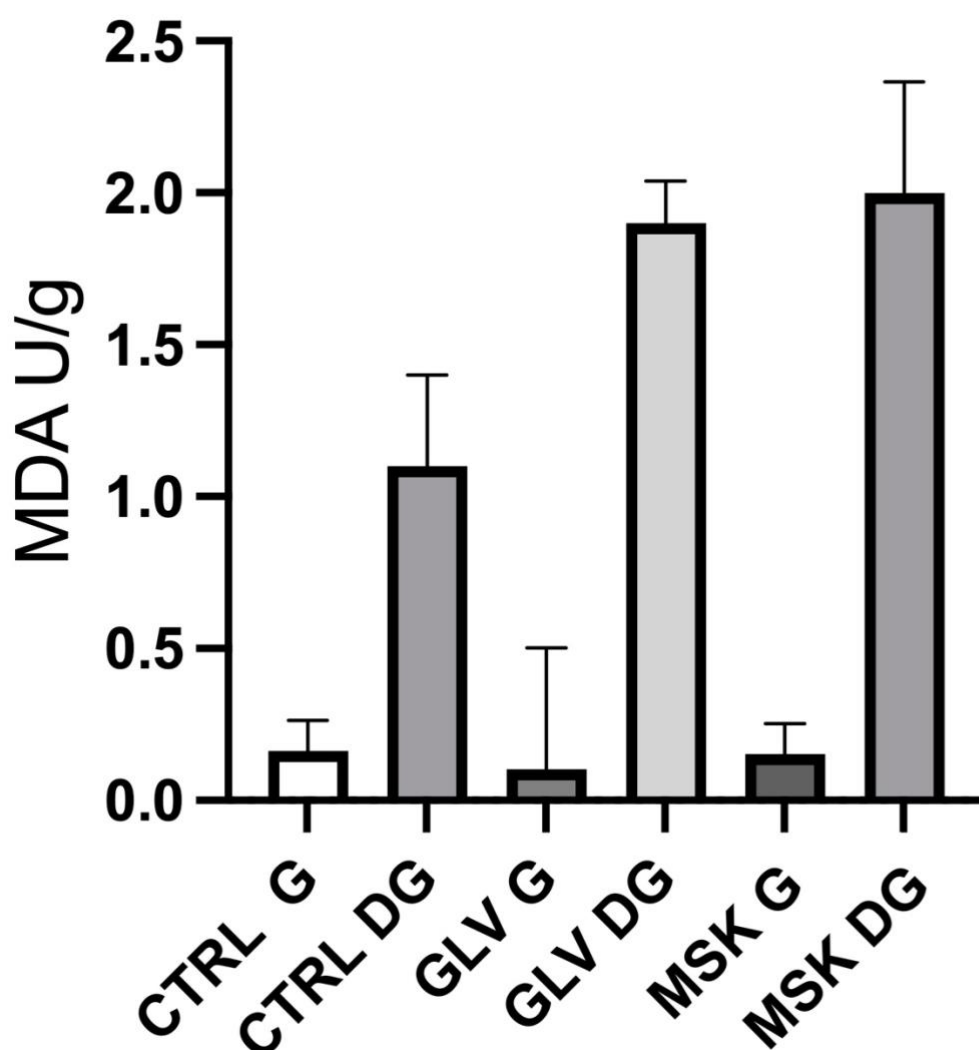


Figura 21. Contenuto di MDA in branchie (G) e ghiandola digestiva (DG) di *M. galloprovincialis* esposti a frammenti di guanti (GLV) (10 mg/L), e mascherine (MSK) (10 mg/L). I dati sono presentati come media $\pm$ e deviazione standard (SD). La significatività

statistica è stata determinata usando una analisi ANOVA della varianza ad una via, seguita da un test Bonferroni post hoc per comparazioni multiple tra tutti i gruppi. Il p-value corrispondente a $***P < 0.001$, indica le differenze significative.

3.3 Esposizione di (*Danio rerio* Hamilton, 1822) ai frammenti di DPI mediante Z-FET (Fish Embryo Toxicity)

3.3.1 Risultati morfologici e malformazioni

Sono state studiate le anomalie morfologiche, durante l'intero periodo di esposizione ai frammenti plastici testati nel corso di questo studio, registrando tutte le alterazioni morfologiche e quelle utili quali indice di tossicità dello sviluppo. Non sono state evidenziate alterazioni morfologiche statisticamente rilevanti nel gruppo esposto rispetto al controllo (Figura 22).

CTRL



10 mg/l



100 mg/l

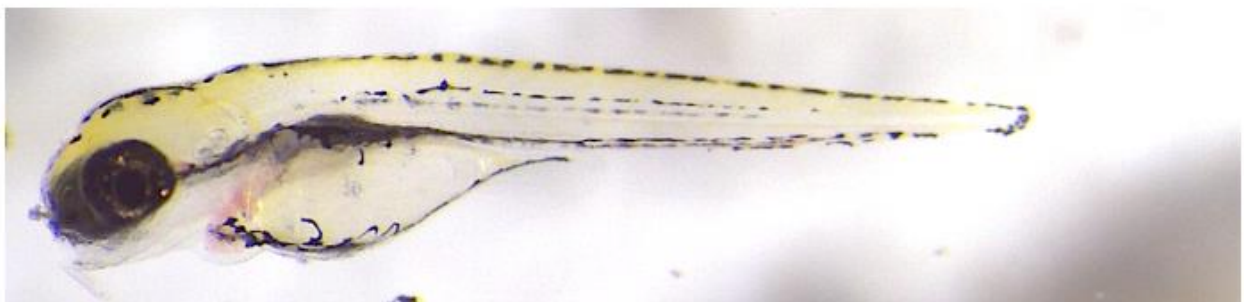


Figura 22. Immagini morfologiche di zebrafish esposti a contaminazione di micro-frammenti di guanti. Le immagini sono state effettuate dalla vista laterale con uno stereo microscopio con ingrandimento 30x.

3.3.2 Sopravvivenza e schiusa

Le larve esposte a concentrazioni note di frammenti di guanti (10mg/L, 100mg/L) non hanno evidenziato particolari picchi di mortalità evidenti rispetto al gruppo di controllo durante il monitoraggio giornaliero da 24 hpf fino a 96 hpf. Osservando il trend di sopravvivenza, nonostante la significatività del gruppo esposto a (100mg/L) rispetto al controllo, essa è comunque inferiore al 3% del numero totale di individui esposti e quindi non rilevante ai fini dell'indagine sulla tossicità (Figura 23). Il tasso di schiusa non ha rilevato particolari variazioni rispetto all'andamento del gruppo di controllo (Figura 24).

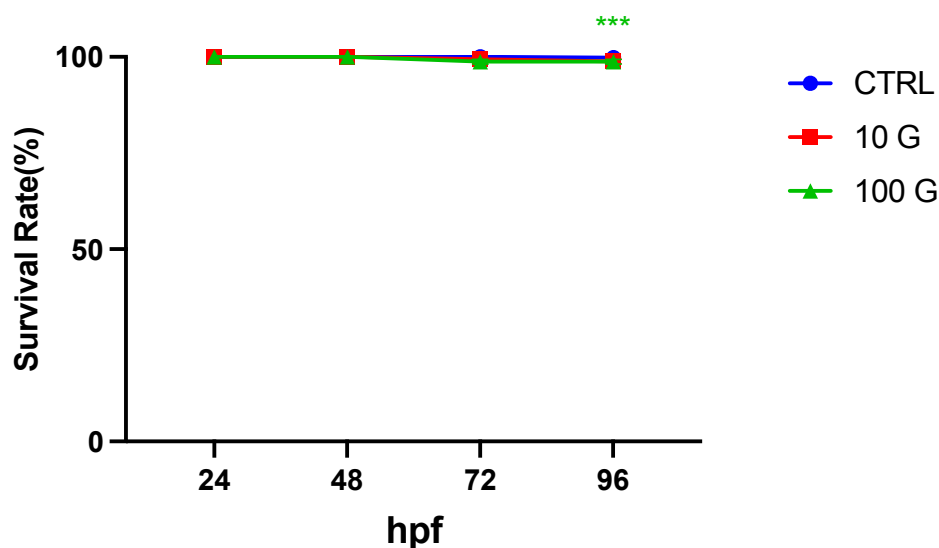


Figura 23. Tasso di sopravvivenza degli embrioni di zebrafish esposti alle due diverse concentrazioni di frammenti di guanti (G).

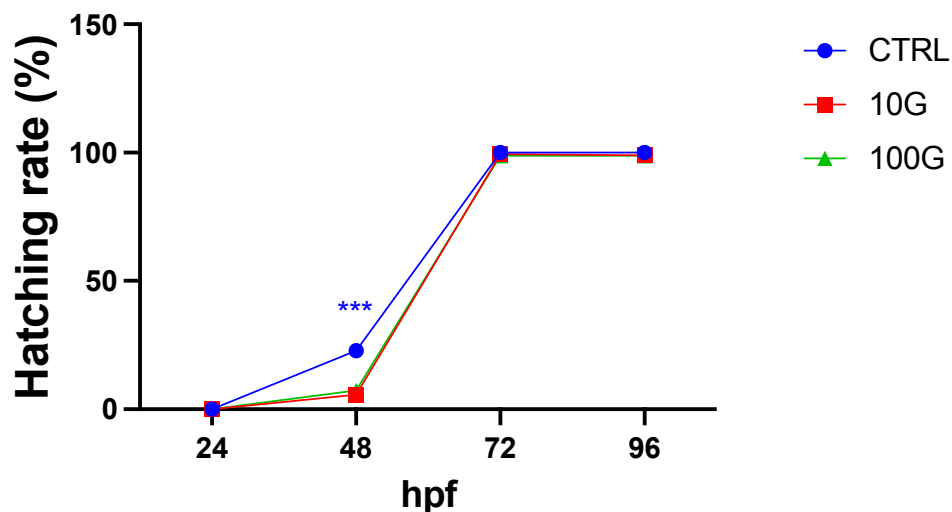


Figura 24. Tasso di schiusa degli embrioni di zebrafish esposti alle due diverse concentrazioni di frammenti di guanti (G).

3.3.3 Indagine sull'espressione della Malondialdeide negli embrioni di Zebrafish esposti ai frammenti di DPI

I livelli di MDA (Malondialdeide) sono stati misurati per indagare lo stress ossidativo come pathway di tossicità acuta. I dati raccolti hanno evidenziato un aumento significativo dei livelli di MDA indice di perossidazione lipidica e correlato all' aumento dello stress ossidativo. La significatività più elevata è stata mostrata dalla concentrazione più elevata di contaminante (100 mg/L) suggerendo un rapporto dose dipendente.

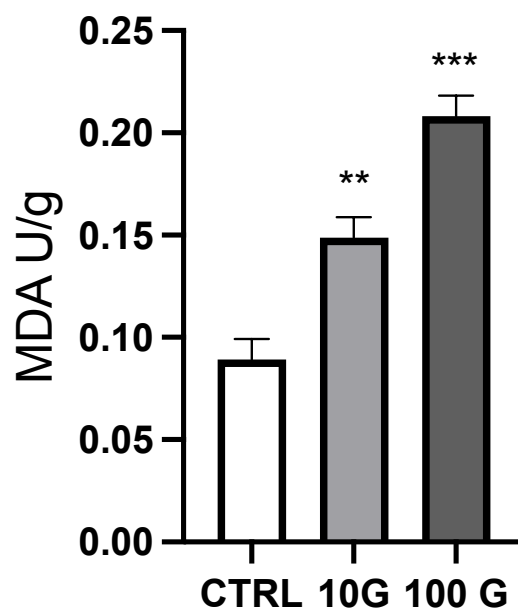


Figura 25. Contenuto di MDA di larve esposte a frammenti di guanti (G) (10 mg/L, 100mg/l). I dati sono presentati come media $\pm$ e deviazione standard (SD). La significatività statistica è stata determinata usando una analisi ANOVA della varianza ad una via, seguita da un test Bonferroni post hoc per comparazioni multiple tra tutti i gruppi. Il p-value corrispondente a *** $P < 0.001$, indica le differenze significative.

4. Discussioni

L'utilizzo e la conseguente immissione in ambiente naturale come rifiuti dei DPI plastici sono aumentati a dismisura negli ultimi anni, a seguito di un'emergenza sanitaria mondiale la cui risoluzione ha avuto priorità assoluta. Una volta giunti nell'ecosistema marino, subiscono processi di degradazione, tra cui fluttuazioni di temperatura, radiazioni ultraviolette, abrasione fisica, ossidazione chimica e biodegradazione (Jemec Kokalj et al., 2022). Tutti questi processi chimico-fisici, riducono il rifiuto plastico a dimensioni più piccole tali da essere definite microplastiche, cioè di dimensioni inferiori a 5 mm, e una volta entrate in ambiente, grazie alle loro piccole dimensioni, possono essere biodisponibili per una più ampia gamma di organismi. Sono state segnalate microplastiche in ambiente marino a tutti i livelli di taxa, dal plancton ai macroinvertebrati fino ai mammiferi marini (Albano, Panarello, Di Paola, Capparucci, et al., 2021b; Albano, Panarello, Di Paola, D'Angelo, et al., 2021b; Bottari et al., 2019; Capillo et al., 2020; De-La-torre et al., 2020; D'Iglio et al., 2022; Kvale et al., 2021; Mancuso et al., 2019; Perez-Venegas et al., 2020; Santillán et al., 2020; Savoca et al., 2019, 2020) e la pandemia COVID-19 ha peggiorato questo tipo di inquinamento (Dioses-Salinas et al., 2022). L'inaspettato aumento dei DPI negli habitat marini, infatti, non rappresenta solo un pericolo per la salute ambientale (Dioses-Salinas et al., 2022; Mohammadi et al., 2022; Saliu et al., 2021), ma può essere veicolo di sostanze chimiche organiche idrofobiche (Hartmann et al., 2017), antibiotici (J. Li et al., 2018) e metalli pesanti (Godoy et al., 2019; Z. Wang et al., 2019). I ricercatori hanno osservato inoltre che lo strato di tessuto non tessuto (TNT) delle mascherine, a seguito anche di parziale degradazione (Aragaw, 2020), rilascia un'elevata quantità di fibre che causano un aumento di microplastiche ambientali che vanno a impattare con la fauna marina. Inoltre, più è prolungata l'esposizione alle radiazioni UV, maggiore è la quantità di microfibre rilasciate in ambiente (Z. Wang et al., 2021). Si ritiene infine che la degradazione dei guanti sia coerente alla degradazione di altri tipi di plastica.

La Citizen Science (CS) è un approccio la cui validità è sempre più riconosciuta a livello globale, applicato in molti settori scientifici e particolarmente nell'ambito delle scienze ambientali ed

ecologiche, in cui i partecipanti non professionisti contribuiscono alla raccolta di dati per far progredire, a loro modo, la ricerca scientifica. Questo risulta un metodo prezioso per gli scienziati e i professionisti delle scienze ambientali ed ecologiche, fornendo informazioni utili dalla presenza diretta su campo con la raccolta, valutazione e gestione dei dati (Lukyanenko et al., 2020). Di essenziale importanza in questo processo risultano aspetti quali il coinvolgimento e la fidelizzazione dei partecipanti, caratteristiche che possono aumentare il livello della qualità dei dati raccolti e la correzione degli errori sistematici, nonché raccogliere considerazioni etiche sulla condivisione dei dati (Geller et al., 2021). Molteplici sono oggi gli esempi di ricerche scientifiche su larga scala condotte grazie alla CS, in ambiti quali la diversità delle applicazioni (Jackson, 2019), la ricerca sulla biodiversità (Geller et al., 2021; Pernat et al., 2024), la valutazione della copertura del suolo (Füchslin et al., 2019), il monitoraggio dello stato sanitario delle foreste (Crocker et al., 2020) e dell'inquinamento marino (Kelly et al., 2020; Locritani et al., 2019; Sandahl & Tøttrup, 2020). Da tenere in grande considerazione quando ci si approccia a studi del genere, sono gli aspetti della riproducibilità e della condivisione dei dati, che se ben condotti possono portare la CS a ricadute molto ampie che abbraccino molteplici topic scientifici altrimenti di difficile lettura (Lukyanenko et al., 2020). Vanno al contempo tenuti in conto i limiti e le sfide che dall'utilizzo della CS tutt'ora emergono nella sua applicazione in molteplici settori scientifici, quali quelli emersi nel corso di questo studio (Lukyanenko et al., 2020). La nostra raccolta dati effettuata su database online accademici e social networks, ha messo a confronto dati scientifici e dati non scientifici evidenziando come quelli non scientifici vengono rilevati e resi disponibili alla comunità in tempi molto più brevi, ma chiaramente con un supporto bibliografico e una validità scientifica, in misura variabile, minori. Non risulta infatti sempre semplice risalire alla fonte esatta dei report, e questo ha portato in fase di elaborazione dei dati ad una forte riduzione del numero di fonti riportate nei risultati come ritenute valide, rispetto ad un totale iniziale di fonti circa quadruplo. Inoltre, le metodiche di rilevamento dei report da CS sono spesso variabili e non ben comparabili, soprattutto su base spaziale, essendo spesso legate a report occasionali e non ad un metodo sistematico quale ad esempio i transetti. Una

caratteristica che rende i report da CS rapidi e facilmente fruibili è anche la loro disponibilità a livello locale nella lingua dell'area geografica interessata, che li rende fruibili ad un pubblico molto ampio. La letteratura scientifica, di contro, ha da sé dei tempi molto più lunghi di decorrenza da quando i ricercatori collezionano dati, ambientali o sperimentali, a quando questi sono resi disponibili per la comunità scientifica, oltre a riferirsi ad un auditing molto più esperto e formato, che ha bisogno di conoscenze più approfondite anche in ambito linguistico, essendo disponibile solo in lingua inglese. I vantaggi della letteratura scientifica sono risultati, anche nel corso della nostra indagine, caratteristiche molto importanti quali la maggiore attendibilità dei dati, supporto bibliografico, metodologia comparabile e ripetibilità. È evidente dai dati raccolti e mostrati in Tabella 3 come gli studi scientifici diano maggior supporto quantitativo, in termini di numerosità di campioni per studio riportato, con alcuni studi che superano i 1000 campioni (Ammendolia et al., 2021), e di siti campionati, fino ad oltre 30 (Sajorne et al., 2022). Anche a livello qualitativo i dati raccolti dalla letteratura scientifica forniscono maggiori informazioni non solo sul tipo di interazione (Gallo Neto et al., 2021), ma anche sugli effetti sugli organismi viventi che entrano in contatto con i detriti plastici (D. L. Thompson et al., 2020). Tuttavia, i dati provenienti da CS risultano comunque essenziali in una visione d'insieme, considerando che consentono di estendere la propria rete di conoscenze enormemente in senso geografico e in un lasso di tempo estremamente breve, scatenando al contempo forte inclusività e sensibilizzazione nel cittadino comune che partecipa a queste iniziative.

Sulla base di quanto discusso, l'interesse della comunità scientifica è notevolmente cresciuto nei confronti dell'inquinamento da DPI e diversi sono gli studi sperimentali che hanno confermato che le mascherine di protezione individuale e i guanti sono fonti considerevole di micro e nanoplastiche in ambiente acquatico (X. Chen et al., 2021; Saliu et al., 2021; Z. Wang et al., 2021). L'ingestione e/o l'impigliamento di maschere facciali per la fauna marina risulta essere talvolta, causa diretta di morte, così come segnalato da (Gallo Neto et al., 2021) in un pinguino di magellano, *Spheniscus magellanicus*, a largo delle coste del Brasile. I rifiuti provenienti dai dispositivi di protezione individuale possono in aggiunta, causare impaccio nel movimento agli animali acquatici,

fino all'annegamento così come segnalato da (Hiemstra et al., 2021), in un pesce d'acqua dolce *Perca fluviatilis*, che è rimasto intrappolato in un guanto di lattice, o come segnalato nel 2020 da Operation Mer Propre, in due granchi *Carcinus maenas*, anch'essi trovati morti a seguito di impigliamento su guanti in lattice. L'utilizzo dei guanti è cresciuto esponenzialmente a causa della pandemia, generando una quantità significativa di rifiuti in ambiente. Fattore aggravante sono gli additivi dei guanti, che ne migliorano le proprietà fisiche e chimiche, o che fungono da stabilizzanti termici (J. Zhang et al., 2016) come metalli pesanti e sostanze chimiche organiche che possono contaminare acqua e terreni (Aalto-Korte et al., 2007; Garçon et al., 2017; Reichel, 2012). Il rilascio di tali sostanze influenza negativamente la fauna marina, in quanto questi materiali plastici sono caratterizzati da proprietà adsorbenti attraverso i quali diversi contaminanti inorganici (Besson et al., 2020; W. Zhang et al., 2020), organici (P. Lei et al., 2020) e farmaceutici (Elizalde-Velázquez et al., 2020) possono essere adsorbiti, accumulati e trasportati.

Sfortunatamente, poco abbondanti sono invece le informazioni a riguardo delle microplastiche eventualmente rilasciate dai dispositivi di protezione individuale in organismi modello quale *M. galloprovincialis*, che ben rappresenta un organismo bioindicatore. Questo bivalve è un organismo filtratore, per cui le branchie, costituiscono la prima interfaccia tra l'organismo e l'acqua circostante. Questi organi svolgono un ruolo importante nell'espletamento di funzioni vitali come alimentazione e respirazione (Stara et al., 2020), di conseguenza subiscono quelli che vengono definiti stress ambientali. I mitili blu *Mytilus edulis* e le i mitili mediterranei *Mytilus galloprovincialis* hanno una comprovata capacità di internalizzare microplastiche in condizioni ambientali (Ward et al., 2019), dal momento che si tratta di organismi filtratori non selettivi (Pagano et al., 2022), e per questo motivo sono organismi ampiamente utilizzati nella valutazione dei rischi dovuti a stressori ambientali di varia natura (S. Zhao et al., 2018). L'efficienza di intrappolamento e ingestione da parte delle branchie è dettata dalla dimensione della microplastica stessa, dalla forma e dall'aggregazione all'interno di matrici biogeniche (Evan Ward & Shumway, 2004; Kach & Ward, 2008; Porter et al., 2018; Rosa et al., 2018). È stato dimostrato che le microplastiche si aggregano nelle branchie e nelle ghiandole

digestive (Avio et al., 2015; Browne et al., 2008; Pittura et al., 2018; Revel et al., 2019) riducendo in modo significativo i tassi di filtrazione (Woods et al., 2018), ma possono traslocare anche nell'emolinfa (Browne et al., 2008). Come dimostrato (C. Sun et al., 2023a), le microplastiche possono fungere da vettori di patogeni negli ambienti marini, danneggiare i mitili e rappresentare una minaccia anche per la salute umana. Sulla base dei risultati ottenuti nella sperimentazione su *M. galloprovincialis* con osservazioni sulle eventuali anomalie a causa di tali contaminanti in organi target, quali branchie e ghiandola digestiva, nei risultati del presente studio è emerso un effetto negativo più acuto nei gruppi sperimentali esposti ai micro-frammenti di mascherine rispetto ai gruppi sperimentali esposti a micro-frammenti di guanti. Infatti, sia il quadro istopatologico che l'analisi della malondialdeide hanno mostrato un effetto avverso maggiore nelle repliche esposte ai frammenti di mascherine, probabilmente a causa della natura chimica dei frammenti e anche di quella fisica, essendo caratterizzate da una forma più irregolare e fibrosa. Inoltre, da segnalare che tutti gli individui del gruppo sperimentale esposto a micro-frammenti di guanti e mascherine in una concentrazione dieci volte superiore a quella ambientale (secondo letteratura), sono arrivati alla morte dopo un tempo di esposizione di 48 ore. Tale dato risulta molto interessante in considerazione del fatto che un evento di mortalità di massa del genere può essere ricondotto a un effetto acuto negativo dei micro-frammenti di DPI, probabilmente a causa anche della tendenza di questi ultimi ad agglomerarsi durante la frammentazione e una volta in acqua, creando particelle di dimensioni maggiori che hanno probabilmente causato questa reazione fortemente negativa rispetto agli altri gruppi sperimentali. Non avendo effettuato analisi ulteriori sui campioni trovati morti in stato già compromesso, non è possibile ad ogni modo avanzare ipotesi ulteriori su questo fenomeno. Tuttavia, anche i gruppi sperimentali esposti a contaminazione di entrambi i contaminanti in concentrazione ambientale hanno mostrato effetti negativi, quali cambiamenti tissutali. Nello specifico quello esposto a micro-frammenti di guanti ha mostrato maggiore reazione infiammatoria rispetto al gruppo sperimentale esposto ai frammenti di mascherine, dimostrata da infiltrazione di emociti con agglomerati, depositi di lipofusina, aree di vacuolizzazione e reazioni granulocitarie più acute; di contro il gruppo esposto ai

frammenti di mascherine, pur avendo depositi di lipofusina meno evidenti e nessuna reazione granulocitaria, ha mostrato un epitelio alterato e fusione lamellare. Dalle osservazioni istologiche effettuate durante il nostro studio, nessun danno stato rilevato nel gruppo di controllo, che ha mostrato una morfologia regolare dell'epitelio branchiale. Queste variazioni possono essere spiegate anche sulla base di osservazioni rilevate nel corso dello studio, con i micro-frammenti di guanti e mascherine avendo densità diversa, rimanevano in sospensione in maniera differente, diventando al contempo diversamente biodisponibili per gli organismi, e quindi in base alla natura chimica dell'inquinante e alla forma, hanno causato diverso effetto infiammatorio infiltrativo come risposta all'esposizione. Com'è noto, infatti, le branchie in questi organismi rappresentano un punto focale dell'infiammazione acuta a vari contaminanti, con una vasta gamma di reazioni avverse (Fogliano et al., 2023; Marcheselli et al., 2010; Sunila, 1988; Venezia et al., 1996). Ulteriori studi saranno necessari a chiarire come la distribuzione nel mezzo acquoso di questi contaminanti frammentati possa aver causato le differenze rilevate, e soprattutto una mortalità massiva nel caso della concentrazione dieci volte superiore a quella ambientale. Così come approfondire la natura chimica dei contaminanti nel dettaglio potrà risultare utile per una maggiore completezza di informazioni in merito. Altro organo target preso in considerazione è stata la ghiandola digestiva in quanto come tutti gli invertebrati, i mitili possono proteggersi attraverso il sistema immunitario, ma diversamente dagli esseri umani che si servono dei leucociti, essi si difendono attraverso gli emociti, la cui funzione è partecipare alla rimozione degli inquinanti tramite gli enzimi lisosomiali e la fagocitosi (Aliko et al., 2015). La ghiandola digestiva è coinvolta nella digestione e nel metabolismo, quindi, accumula sostanze come gli xenobiotici. Pertanto, l'interazione tra le cellule e gli xenobiotici può causare un danno alle cellule della ghiandola digestiva (Faggio et al., 2016; Pagano et al., 2020). Di contro invece, la ghiandola digestiva è l'organo principale per la regolazione metabolica e il sito fondamentale per la detossificazione degli xenobiotici dei bivalvi (Gomes et al., 2012; Pagano et al., 2016). Per questo motivo sia le branchie che la ghiandola digestiva possono considerarsi dei tessuti sentinella per la determinazione della risposta infiammatoria. Dalle osservazioni istologiche

effettuate durante il nostro studio, nessun danno stato rilevato nel gruppo di controllo a carico della ghiandola digestiva. Al contrario i mitili esposti ai micro-frammenti di DPI hanno evidenziato risposta infiammatoria. Nel gruppo esposto a micro-frammenti di guanti è stata riscontrata infiltrazione di emociti con agglomerati e vacuolizzazione, mentre nel gruppo esposto alla contaminazione di frammenti di mascherine si è presentata un'alterazione e regressione dei tubercoli. L'analisi istologica fornisce una misura consolidata dei cambiamenti strutturali e morfologici nei tessuti a carico di branchie e ghiandola digestiva, derivati dall'esposizione a contaminanti e gli effetti mostrati concordano con quelli osservati in altri studi su cozze esposte a microparticelle di polietilene (Bråte et al., 2018; von Moos et al., 2012). Al fine di valutare la perossidazione lipidica causata dai micro-frammenti di DPI, è stato eseguito il test della valutazione dei livelli di MDA. Le risposte riconducibili allo stress ossidativo variano in base al genotipo, età, stato riproduttivo, alimentazione e temperatura; dunque, è necessario pensare a serie più ampia di biomarcatori per capire meglio i percorsi biologici (Magara et al., 2018; Trestrail et al., 2020). La perossidazione lipidica è un meccanismo di danno cellulare nei vertebrati e negli invertebrati e indica danno ossidativo delle cellule e nei tessuti (Wheatley, 2000). È interessante notare che è stato rilevato un incremento significativo nel contenuto di MDA nelle ghiandole digestive rispetto alle branchie, soprattutto nel gruppo esposto alla combinazione di micro-frammenti di mascherine alla concentrazione due ambientale, ovvero 10 mg/l. Il metodo MDA è un metodo sensibile per valutare un danno chimico indotto da xenobiotici su specie acquatiche, tra le quali i mitili (Avery et al., 1996). La malondialdeide è una sostanza organica a tre atomi di carbonio presente in natura come sottoprodotto degli acidi grassi polinsaturi, ed è un indicatore di stress ossidativo (Dizdaroglu & Jaruga, 2012). Per monitorare nei sistemi biologici il livello di malondialdeide, ci si affida alla perossidazione lipidica, che è mediata dai radicali liberi attraverso reazioni a catena (Jornayvaz & Shulman, 2012), sia in vitro che in vivo (Reis & Spickett, 2012). Il bersaglio della specie reattiva è il doppio legame $C=C$ degli acidi grassi polinsaturi che indebolisce il legame $C-H$ formando un radicale libero che subisce l'ossidazione generando perossile radicale. Questo radicale perossilico reagisce con altri acidi grassi polinsaturi in

una reazione a catena. Le specie reattive dell'ossigeno degradano i lipidi polinsaturi, formando malondialdeide (J. Org. Chem., n.d.). Questo composto è un'aldeide reattiva ed è una delle tante specie elettrofile reattive che causano stress tossico nelle cellule e formano composti proteici covalenti denominati "prodotti finali di lipossidazione avanzata (ALE), in analogia ai prodotti finali di glicazione avanzata (AGE) (Farmer & Davoine, 2007). La produzione di questa aldeide viene utilizzata come biomarcatore per misurare il livello di stress ossidativo in un organismo (Jornayvaz & Shulman, 2012). Il nostro studio dopo sette giorni di esposizione non ha evidenziato particolari aumenti di MDA a carico del tessuto branchiale dei gruppi esposti ai contaminanti, questo risultato è in linea con studi simili sullo stesso modello animale (Cole et al., 2020; C. Sun et al., 2023b), nei quali i livelli di perossidazione lipidica nelle branchie nei gruppi esposti a microplastiche non hanno mostrato particolare validità statistica. Al contrario i risultati ottenuti dal nostro studio hanno mostrato un aumento dei livelli di MDA a carico della ghiandola digestiva dei mitili, tale dato è comparabile con risultati ottenuti da (S. Wang et al., 2024). Tuttavia, la conoscenza del danno di micro-frammenti provenienti dalla degradazione dei DPI non è ancora del tutto compresa in entrambi gli organismi modello trattati nel presente lavoro. Studi più approfonditi sugli effetti dell'inquinamento da DPI sugli organismi acquatici sono essenziali, in quanto potranno fornire preziose informazioni sulle dinamiche metaboliche connesse (Hong & Zha, 2019).

Lo zebrafish è un modello ampiamente utilizzato per lo studio di contaminanti ambientali in quanto offre eccezionali vantaggi sperimentali in diversi ambiti della ricerca scientifica quali, ad esempio, lo sviluppo di farmaci (Deveau et al., 2017; Shimada et al., 2014), per lo studio di malattie umane (Lam & Peterson, 2019; Zang et al., 2018; Zizioli et al., 2019), per la tossicologia ambientale (Dai et al., 2014; Garcia et al., 2016; Pereira et al., 2019), nonché quello dello studio di micro e nanoplastiche (Bhagat et al., 2020). Sono parecchi, infatti, i ricercatori che si sono serviti del modello zebrafish per valutare l'accumulo e la tossicità di micro e nanoplastiche (Batel et al., 2018; Cormier et al., 2019; L. Lei et al., 2018; Mak et al., 2019) in questo vertebrato. Come dimostrato da diversi studi le mascherine e i guanti possono contribuire all'inquinamento acquatico rilasciando

microplastiche, infatti lo studio di (Qualhato et al., 2024b) mostra che le microfibre provenienti da mascherine possono alterare lo sviluppo iniziale dello zebrafish; infatti, le mascherine testate nel loro esperimento hanno indotto cambiamenti significativi nei movimenti spontanei e nella frequenza cardiaca negli embrioni di zebrafish, denotando effetti neurotossici e cardiotossici durante le prime fasi di sviluppo. Altri studi hanno riportato che le microplastiche o frammenti di plastica possono inibire lo sviluppo embrionale e aumentare l'attività dei ROS (specie reattive dell'ossigeno) nello zebrafish (De Marco et al., 2022). Nel test di tossicità condotto su zebrafish esposto a micro-frammenti di guanti, sono stati monitorati la sopravvivenza, la schiusa e lo sviluppo delle larve fino a 96 hpf. Non è stata rilevata nessuna variazione su nessuno dei parametri indicati, cioè significa che il corion potrebbe agire come barriera per proteggere l'embrione fino a 48-72 hpf. I micro-frammenti hanno aderito alla superficie del corion ma questo ha prevenuto il contatto con l'embrione, ciò, analogamente ad altri lavori che confermano che il corion previene il contatto diretto con le microplastiche. (Duan et al., 2020; W. Zhao et al., 2019). Tuttavia, è da precisare che risultati ottenuti in questo studio sono limitati al disegno sperimentale utilizzato e dalle condizioni specifiche in cui gli animali sono stati esposti a questi tipi di contaminanti. Riteniamo comunque prezioso questo contributo, utile come ulteriore step per la comprensione dei potenziali effetti dei DPI sia sulla salute che del benessere degli organismi animali.

5. Conclusioni

In conclusione, il presente studio ha esaminato le alterazioni tissutali e morfologiche di possibili contaminanti ambientali, provenienti da micro-frammenti di DPI in organismi modello come *M. galloprovincialis* e *Danio rerio*, rivelando diverse anomalie soprattutto quando la concentrazione dei contaminanti è stata portata a concentrazioni superiori a quella ambientale. La frammentazione dei DPI è risultata essere determinante per gli esiti dei saggi sperimentali, e rappresenta certamente un punto focale di questo genere di studi, meritevole di approfondimenti che correlino meglio quanto avviene in natura con le proiezioni in laboratorio. È importante per far progredire le nostre conoscenze ed escogitare strategie efficaci per mitigare l'impatto ambientale dovuto ai DPI, integrando i risultati di simulazioni in laboratorio con le osservazioni nel mondo reale. Ulteriori approfondimenti applicativi dovrebbero considerare anche la permanenza prolungata in ambiente di rifiuti, che seppur rappresentati da dispositivi monouso hanno lunghi tempi di degradazione, non considerata durante questo studio; infatti, una volta in ambiente, sottoposti a degradazione da parte di raggi UV solari, moto ondoso e deterioramento meccanico occasionale, questi dispositivi possono modificare la loro predisposizione alla frammentazione. Dal nostro studio è comunque risultato un maggiore effetto negativo, su un modello sperimentale di organismo filtratore come *M. galloprovincialis*, da parte dei micro-frammenti a concentrazione ambientale provenienti da mascherine, rispetto a quelli provenienti da quanti. Ulteriori analisi serviranno a chiarire l'origine di queste differenze.

La sensibilizzazione e responsabilizzazione del comune cittadino può risultare determinante, come dimostrato dall'apporto conoscitivo dato dalla Citizen Sciences, che seppur affetto da alcune limitazioni, può giocare un ruolo importante nel monitoraggio dell'inquinamento ambientale. Diventa fondamentale sviluppare soluzioni innovative e sempre migliori strategie di gestione dei rifiuti, nell'ottica della salvaguardia e conservazione dei nostri ecosistemi a lungo termine. Per far ciò, la comunità scientifica ha l'obbligo di fornire studi sempre più approfonditi in merito, supportando le strutture governative nella redazione di piani di recupero e ripristino atti a mantenere quanto più possibile costanti gli equilibri naturali dell'ecosistema marino. La salvaguardia della salute umana

messa a dura prova dalla pandemia da COVID-19, per quanto essenziale da un punto di vista antropocentrico, ha lasciato un innegabile e profondo segno sul nostro ambiente marino, che va ancora compreso nella sua interezza, curato ed arginato con metodi e conoscenze appropriate nello spiacevole caso di nuovi eventi emergenziali futuri.

Bibliografia

- Aalto-Korte, K., Ackermann, L., Henriks-Eckerman, M.-L., Välimaa, J., Reinikka-Railo, H., Leppänen, E., & Jolanki, R. (2007). 1,2-Benzisothiazolin-3-one in disposable polyvinyl chloride gloves for medical use. *Contact Dermatitis*, 57(6), 365–370. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0536.2007.01278.x>
- Acter, T., Uddin, N., Das, J., Akhter, A., Choudhury, T. R., & Kim, S. (2020). Evolution of severe acute respiratory syndrome coronavirus 2 (SARS-CoV-2) as coronavirus disease 2019 (COVID-19) pandemic: A global health emergency. *Science of The Total Environment*, 730, 138996. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138996>
- Aguilar Diaz De Leon, J., & Borges, C. R. (2020). Evaluation of oxidative stress in biological samples using the thiobarbituric acid reactive substances assay. *Journal of Visualized Experiments*, 2020(159). <https://doi.org/10.3791/61122>
- Akarsu, C., Madenli, Ö., & Deveci, E. Ü. (n.d.). *Characterization of littered face masks in the southeastern part of Turkey*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14099-8>/Published
- Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Nabipour, I., Tangestani, M., Abedi, D., Javanfekr, F., Jeddi, F., & Zendehboodi, A. (2021). Abandoned COVID-19 personal protective equipment along the Bushehr shores, the Persian Gulf: An emerging source of secondary microplastics in coastlines. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112386. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112386>
- Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2019). Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(11), 1696–1708. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1649473>
- Albano, M., Panarello, G., Di Paola, D., Capparucci, F., Crupi, R., Gugliandolo, E., Spanò, N., Capillo, G., & Savoca, S. (2021a). The influence of polystyrene microspheres abundance on development and feeding behavior of *Artemia salina* (Linnaeus, 1758). *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(8). <https://doi.org/10.3390/app11083352>
- Albano, M., Panarello, G., Di Paola, D., Capparucci, F., Crupi, R., Gugliandolo, E., Spanò, N., Capillo, G., & Savoca, S. (2021b). The influence of polystyrene microspheres abundance on development and feeding behavior of *Artemia salina* (Linnaeus, 1758). *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(8). <https://doi.org/10.3390/app11083352>
- Albano, M., Panarello, G., Di Paola, D., D'Angelo, G., Granata, A., Savoca, S., & Capillo, G. (2021a). The mauve stinger *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphozoa) plastics contamination, the Strait of Messina case. *International Journal of Environmental Studies*, 78(6), 977–982. <https://doi.org/10.1080/00207233.2021.1893489>
- Albano, M., Panarello, G., Di Paola, D., D'Angelo, G., Granata, A., Savoca, S., & Capillo, G. (2021b). The mauve stinger *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphozoa) plastics contamination, the Strait of Messina case. *International Journal of Environmental Studies*. <https://doi.org/10.1080/00207233.2021.1893489>
- Alesci, A., Di Paola, D., Fumia, A., Marino, S., D'Iglio, C., Famulari, S., Albano, M., Spanò, N., & Lauriano, E. R. (2023). Internal Defense System of *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819): Ecological Role of Hemocytes as Biomarkers for Thiacloprid and Benzo[a]Pyrene Pollution. *Toxics* 2023, Vol. 11, Page 731, 11(9), 731. <https://doi.org/10.3390/TOXICS11090731>
- Alfaro-Núñez, A., Astorga, D., Cáceres-Farías, L., Bastidas, L., Soto Villegas, C., Macay, K., & Christensen, J. H. (2021). Microplastic pollution in seawater and marine organisms across the Tropical Eastern Pacific and Galápagos. *Scientific Reports*, 11(1), 6424. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85939-3>

- Alfonso, M. B., Lindsay, D. J., Arias, A. H., Nakano, H., Jandang, S., & Isobe, A. (2023). Zooplankton as a suitable tool for microplastic research. *Science of The Total Environment*, 905, 167329. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167329>
- Aliko, V., Hajdaraj, G., Caci, A., & Faggio, C. (2015). Copper induced lysosomal membrane destabilisation in haemolymph cells of mediterranean green crab (*Carcinus aestuarii*, Nardo, 1847) from the Narta Lagoon (Albania). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 58(5), 750–756. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132015050244>
- Al-Sid-Cheikh, M., Rowland, S. J., Stevenson, K., Rouleau, C., Henry, T. B., & Thompson, R. C. (2018). Uptake, Whole-Body Distribution, and Depuration of Nanoplastics by the Scallop *Pecten maximus* at Environmentally Realistic Concentrations. *Environmental Science & Technology*, 52(24), 14480–14486. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05266>
- Ambrose, K. K., Box, C., Boxall, J., Brooks, A., Eriksen, M., Fabres, J., Fylakis, G., & Walker, T. R. (2019). Spatial trends and drivers of marine debris accumulation on shorelines in South Eleuthera, The Bahamas using citizen science. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 145–154. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.036>
- Ammendolia, J., Saturno, J., Bond, A. L., O’Hanlon, N. J., Masden, E. A., James, N. A., & Jacobs, S. (2022). Tracking the impacts of COVID-19 pandemic-related debris on wildlife using digital platforms. *Science of The Total Environment*, 848, 157614. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157614>
- Ammendolia, J., Saturno, J., Brooks, A. L., Jacobs, S., & Jambeck, J. R. (2021). An emerging source of plastic pollution: Environmental presence of plastic personal protective equipment (PPE) debris related to COVID-19 in a metropolitan city. *Environmental Pollution*, 269, 116160. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116160>
- Ammendolia, J., & Walker, T. R. (2022). Citizen science: A way forward in tackling the plastic pollution crisis during and beyond the COVID-19 pandemic. *Science of The Total Environment*, 805, 149957. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149957>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Angelo, N., Abreo, S., & Kobayashi, V. (n.d.). *First Evidence of Marine Litter Associated with COVID-19 in Davao Gulf, Mindanao, Philippines*. <https://www.philatlas.com/>
- Aragaw, T. A. (2020). Surgical face masks as a potential source for microplastic pollution in the COVID-19 scenario. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111517. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111517>
- Aragaw, T. A., De-la-Torre, G. E., & Teshager, A. A. (2022). Personal protective equipment (PPE) pollution driven by the COVID-19 pandemic along the shoreline of Lake Tana, Bahir Dar, Ethiopia. *Science of The Total Environment*, 820, 153261. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153261>
- Aragaw, T. A., & Mekonnen, B. A. (2021). Current plastics pollution threats due to COVID-19 and its possible mitigation techniques: a waste-to-energy conversion via Pyrolysis. *Environmental Systems Research*, 10(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s40068-020-00217-x>
- Aragaw, T. A., & Mekonnen, B. A. (2022). Understanding disposable plastics effects generated from the PCR testing labs during the COVID-19 pandemic. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7, 100126. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100126>
- Ardusso, M., Forero-López, A. D., Buzzi, N. S., Spetter, C. V., & Fernández-Severini, M. D. (2021). COVID-19 pandemic repercussions on plastic and antiviral polymeric textile causing pollution on beaches and coasts of South America. *Science of The Total Environment*, 763, 144365. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144365>
- Arpia, A. A., Chen, W.-H., Ubando, A. T., Naqvi, S. R., & Culaba, A. B. (2021). Microplastic degradation as a sustainable concurrent approach for producing biofuel and obliterating hazardous environmental effects: A state-of-the-art review. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126381. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126381>

- Audino, T., Grattarola, C., Centelleghes, C., Peletto, S., Giorda, F., Florio, C. L., Caramelli, M., Bozzetta, E., Mazzariol, S., Di Guardo, G., Lauriano, G., & Casalone, C. (2021). SARS-CoV-2, a Threat to Marine Mammals? A Study from Italian Seawaters. *Animals*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/ani11061663>
- Avery, E. L., Dunstan, R. H., & Nell, J. A. (1996). The detection of pollutant impact in marine environments: Condition index, oxidative DNA damage, and their associations with metal bioaccumulation in the Sydney rock oyster *Saccostrea commercialis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 31(2), 192–198. <https://doi.org/10.1007/BF00212365>
- Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d’Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., & Regoli, F. (2015). Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>
- Bai, Z., Wang, N., & Wang, M. (2021). Effects of microplastics on marine copepods. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 217, 112243. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112243>
- Barouki, R., Kogevinas, M., Audouze, K., Belesova, K., Bergman, A., Birnbaum, L., Boekhold, S., Denys, S., Desseille, C., Drakvik, E., Frumkin, H., Garric, J., Destoumieux-Garzon, D., Haines, A., Huss, A., Jensen, G., Karakitsios, S., Klanova, J., Koskela, I.-M., ... Vineis, P. (2021). The COVID-19 pandemic and global environmental change: Emerging research needs. *Environment International*, 146, 106272. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106272>
- Batel, A., Borchert, F., Reinwald, H., Erdinger, L., & Braunbeck, T. (2018). Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo[a]pyrene to adult zebrafish (*Danio rerio*) gills and zebrafish embryos. *Environmental Pollution*, 235, 918–930. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.028>
- Besson, M., Jacob, H., Oberhaensli, F., Taylor, A., Swarzenski, P. W., & Metian, M. (2020). Preferential adsorption of Cd, Cs and Zn onto virgin polyethylene microplastic versus sediment particles. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111223>
- Bhagat, J., Zang, L., Nishimura, N., & Shimada, Y. (2020). Zebrafish: An emerging model to study microplastic and nanoplastic toxicity. *Science of The Total Environment*, 728, 138707. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138707>
- Bhuyan, M. S. (2022). Effects of Microplastics on Fish and in Human Health. In *Frontiers in Environmental Science* (Vol. 10). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.827289>
- Bonney, R., McCallie, E., & Phillips, T. (2009). *About CAISE Citation: Education (CAISE) Participants*. www.aise.insci.org
- Bordignon, F., Bertolini, C., Bernardini, I., Dalla Rovere, G., Iori, S., Breggion, C., Pastres, R., Boffo, L., Xiccato, G., Matozzo, V., Fabrello, J., Asnicar, D., Ciscato, M., Masiero, L., Marin, M. G., Peruzza, L., Bargelloni, L., Patarnello, T., Milan, M., & Trocino, A. (2024). Spatio-temporal variations of growth, chemical composition, and gene expression in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*): A two-year study in the Venice lagoon under anthropogenic and climate changing scenarios. *Aquaculture*, 578. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2023.740111>
- Bottari, T., Savoca, S., Mancuso, M., Capillo, G., GiuseppePanarello, G., MartinaBonsignore, M., Crupi, R., Sanfilippo, M., D’Urso, L., Compagnini, G., Neri, F., Romeo, T., Luna, G. M., Spanò, N., & Fazio, E. (2019). Plastics occurrence in the gastrointestinal tract of *Zeus faber* and *Lepidopus caudatus* from the Tyrrhenian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 146(July), 408–416. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.003>

- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98–110.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Bove, C. B., Greene, K., Sugierski, S., Kriefall, N. G., Huzar, A. K., Hughes, A. M., Sharp, K., Fogarty, N. D., & Davies, S. W. (2023). Exposure to global change and microplastics elicits an immune response in an endangered coral. *Frontiers in Marine Science*, 9.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1037130>
- Brâte, I. L. N., Blázquez, M., Brooks, S. J., & Thomas, K. V. (2018). Weathering impacts the uptake of polyethylene microparticles from toothpaste in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Science of The Total Environment*, 626, 1310–1318.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.141>
- Bringer, A., Cachot, J., Dubillot, E., Prunier, G., Huet, V., Clérandeau, C., Evin, L., & Thomas, H. (2022). Intergenerational effects of environmentally-aged microplastics on the *Crassostrea gigas*. *Environmental Pollution*, 294, 118600.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118600>
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008a). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*, 42(13), 5026–5031.
<https://doi.org/10.1021/es800249a>
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008b). Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026–5031.
<https://doi.org/10.1021/es800249a>
- Brundo, M. V., Pecoraro, R., Marino, F., Salvaggio, A., Tibullo, D., Saccone, S., Bramanti, V., Buccheri, M. A., Impellizzeri, G., Scuderi, V., Zimbone, M., & Privitera, V. (2016). Toxicity evaluation of new engineered nanomaterials in zebrafish. *Frontiers in Physiology*, 7(APR).
<https://doi.org/10.3389/fphys.2016.00130>
- Cabrejos-Cardena, U., De-la-Torre, G. E., Dobaradaran, S., & Rangabhashiyam, S. (2023). An ecotoxicological perspective of microplastics released by face masks. *Journal of Hazardous Materials*, 443, 130273. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130273>
- Camilla, R., Mirjam, S., Peter, S., Gisela, B., Guenter, F., Claudia, W., Thorbjörn, Z., Verena, T., Christian, J., Wolfgang, G., Michael, S., Christian, D., Patrick, V., Katrin, Z., Sabine, Z., Roman, W., & Michael, H. (2020). Transmission of 2019-nCoV Infection from an Asymptomatic Contact in Germany. *New England Journal of Medicine*, 382(10), 970–971.
<https://doi.org/10.1056/NEJMc2001468>
- Canning-Clode, J., Sepúlveda, P., Almeida, S., & Monteiro, J. (2020). Will COVID-19 Containment and Treatment Measures Drive Shifts in Marine Litter Pollution? *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00691>
- Capillo, G., Savoca, S., Panarello, G., Mancuso, M., Branca, C., Romano, V., D'Angelo, G., Bottari, T., & Spanò, N. (2020). Quali-quantitative analysis of plastics and synthetic microfibers found in demersal species from Southern Tyrrhenian Sea (Central Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 150. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110596>
- Cesarini, G., Secco, S., Battisti, C., Questino, B., Marcello, L., & Scalici, M. (2022). Temporal changes of plastic litter and associated encrusting biota: Evidence from Central Italy (Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113890.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113890>
- Chan, J. F.-W., Yuan, S., Kok, K.-H., To, K. K.-W., Chu, H., Yang, J., Xing, F., Liu, J., Yip, C. C.-Y., Poon, R. W.-S., Tsoi, H.-W., Lo, S. K.-F., Chan, K.-H., Poon, V. K.-M., Chan, W.-M., Ip, J. D., Cai, J.-P., Cheng, V. C.-C., Chen, H., ... Yuen, K.-Y. (2020). A familial cluster of pneumonia associated with the 2019 novel coronavirus indicating person-to-person

- transmission: a study of a family cluster. *The Lancet*, 395(10223), 514–523.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30154-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30154-9)
- Chen, W. Y., John, J. A. C., Lin, C. H., Lin, H. F., Wu, S. C., Lin, C. H., & Chang, C. Y. (2004). Expression of metallothionein gene during embryonic and early larval development in zebrafish. *Aquatic Toxicology*, 69(3), 215–227. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.05.004>
- Chen, X., Chen, X., Liu, Q., Zhao, Q., Xiong, X., & Wu, C. (2021). Used disposable face masks are significant sources of microplastics to environment. *Environmental Pollution*, 285, 117485. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117485>
- Chinen, A., Hamaoka, T., Yamada, Y., & Kawamura, S. (2003). Gene Duplication and Spectral Diversification of Cone Visual Pigments of Zebrafish. *Genetics*, 163(2), 663–675. <https://doi.org/10.1093/GENETICS/163.2.663>
- Chomiak, K. M., Eddingsaas, N. C., & Tyler, A. C. (2023). Direct and Indirect Impacts of Disposable Face Masks and Gloves on Freshwater Benthic Fauna and Sediment Biogeochemistry. *ACS ES&T Water*, 3(1), 51–59. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00358>
- Chowdhury, P., Paul, S. K., Kaisar, S., & Moktadir, Md. A. (2021). COVID-19 pandemic related supply chain studies: A systematic review. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 148, 102271. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tre.2021.102271>
- Cole, M., Liddle, C., Consolandi, G., Drago, C., Hird, C., Lindeque, P. K., & Galloway, T. S. (2020). Microplastics, microfibrils and nanoplastics cause variable sub-lethal responses in mussels (*Mytilus* spp.). *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111552. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111552>
- Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2016). Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. *Environmental Science & Technology*, 50(6), 3239–3246. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05905>
- Cordova, M. R., Nurhati, I. S., Riani, E., Nurhasanah, & Iswari, M. Y. (2021). Unprecedented plastic-made personal protective equipment (PPE) debris in river outlets into Jakarta Bay during COVID-19 pandemic. *Chemosphere*, 268, 129360. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129360>
- Cormier, B., Batel, A., Cachot, J., Bégout, M. L., Braunbeck, T., Cousin, X., & Keiter, S. H. (2019). Multi-Laboratory Hazard Assessment of Contaminated Microplastic Particles by Means of Enhanced Fish Embryo Test With the Zebrafish (*Danio rerio*). *Frontiers in Environmental Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00135>
- Costa, E., Piazza, V., Lavorano, S., Faimali, M., Garaventa, F., & Gambardella, C. (2020). Trophic Transfer of Microplastics From Copepods to Jellyfish in the Marine Environment. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.571732>
- Coyle, R., Hardiman, G., & Driscoll, K. O. (2020). Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes, uptake and exchange in ecosystems. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2, 100010. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.csee.2020.100010>
- Crocetta, F., Riginella, E., Lezzi, M., Tanduo, V., Balestrieri, L., & Rizzo, L. (2020). Bottom-trawl catch composition in a highly polluted coastal area reveals multifaceted native biodiversity and complex communities of fouling organisms on litter discharge. *Marine Environmental Research*, 155, 104875. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104875>
- Crocker, E., Condon, B., Almsaeed, A., Jarret, B., Nelson, C. D., Abbott, A. G., Main, D., & Staton, M. (2020). TreeSnap: A citizen science app connecting tree enthusiasts and forest scientists. *Plants, People, Planet*, 2(1), 47–52. <https://doi.org/10.1002/PPP3.41>
- Dai, Y.-J., Jia, Y.-F., Chen, N., Bian, W.-P., Li, Q.-K., Ma, Y.-B., Chen, Y.-L., & Pei, D.-S. (2014). Zebrafish as a model system to study toxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(1), 11–17. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.2406>

- Danovaro, R., Gambi, C., Luna, G. M., & Mirto, S. (2004). Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): Evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 49(4), 325–333. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2004.02.038>
- Das, O., Neisiany, R. E., Capezza, A. J., Hedenqvist, M. S., Försth, M., Xu, Q., Jiang, L., Ji, D., & Ramakrishna, S. (2020). The need for fully bio-based facemasks to counter coronavirus outbreaks: A perspective. *Science of The Total Environment*, 736, 139611. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139611>
- De Marco, G., Conti, G. O., Giannetto, A., Cappello, T., Galati, M., Iaria, C., Pulvirenti, E., Capparucci, F., Mauceri, A., Ferrante, M., & Maisano, M. (2022). Embryotoxicity of polystyrene microplastics in zebrafish *Danio rerio*. *Environmental Research*, 208, 112552. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112552>
- De-La-torre, G. E., Apaza-Vargas, D. M., & Santillán, L. (2020). Microplastic ingestion and feeding ecology in three intertidal mollusk species from lima, peru. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 55(2), 167–171. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2020.55.2.2502>
- De-la-Torre, G. E., & Aragaw, T. A. (2021). What we need to know about PPE associated with the COVID-19 pandemic in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111879. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111879>
- De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., Fernández Severini, M. D., Forero López, A. D., Mansilla, R., Ayala, F., Castillo, L. M. J., Castillo-Paico, E., Torres, D. A., Mendoza-Castilla, L. M., Meza-Chuquizuta, C., Vizcarra, J. K., Mejía, M., De La Gala, J. J. V., Ninaja, E. A. S., Calisaya, D. L. S., Flores-Miranda, W. E., Rosillo, J. L. E., ... Santillán, L. (2022a). Binational survey of personal protective equipment (PPE) pollution driven by the COVID-19 pandemic in coastal environments: Abundance, distribution, and analytical characterization. *Journal of Hazardous Materials*, 426, 128070. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128070>
- De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., Fernández Severini, M. D., Forero López, A. D., Mansilla, R., Ayala, F., Castillo, L. M. J., Castillo-Paico, E., Torres, D. A., Mendoza-Castilla, L. M., Meza-Chuquizuta, C., Vizcarra, J. K., Mejía, M., De La Gala, J. J. V., Ninaja, E. A. S., Calisaya, D. L. S., Flores-Miranda, W. E., Rosillo, J. L. E., ... Santillán, L. (2022b). Binational survey of personal protective equipment (PPE) pollution driven by the COVID-19 pandemic in coastal environments: Abundance, distribution, and analytical characterization. *Journal of Hazardous Materials*, 426, 128070. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128070>
- De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., Fernández-Severini, M. D., Forero-López, A. D., Dobaradaran, S., & Selvasembian, R. (2023). Face mask structure, degradation, and interaction with marine biota: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100326. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100326>
- De-la-Torre, G. E., Rakib, Md. R. J., Pizarro-Ortega, C. I., & Dioses-Salinas, D. C. (2021). Occurrence of personal protective equipment (PPE) associated with the COVID-19 pandemic along the coast of Lima, Peru. *Science of The Total Environment*, 774, 145774. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145774>
- della Malva, A., Santillo, A., Francavilla, M., Caroprese, M., Marino, R., Sevi, A., & Albenzio, M. (2024). Mussel Culture Farming Systems in the Northern Gargano Coast (Adriatic Sea): Changes in the Nutritional Profile of the *Mytilus galloprovincialis*. *Foods* 2024, Vol. 13, Page 2205, 13(14), 2205. <https://doi.org/10.3390/FOODS13142205>
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Desdouits, M., Piquet, J.-C., Wacrenier, C., Le Mennec, C., Parnaudeau, S., Jousse, S., Rocq, S., Bigault, L., Contrant, M., Garry, P., Chavanon, F., Gabellec, R., Lamort, L., Lebrun, L., Le

- Gall, P., Meteigner, C., Schmitt, A., Seugnet, J. L., Serais, O., ... Le Guyader, F. S. (2021). Can shellfish be used to monitor SARS-CoV-2 in the coastal environment? *Science of The Total Environment*, 778, 146270. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146270>
- Deveau, A. P., Bentley, V. L., & Berman, J. N. (2017). Using zebrafish models of leukemia to streamline drug screening and discovery. *Experimental Hematology*, 45, 1–9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.exphem.2016.09.012>
- Di Paola, D., Capparucci, F., Lanteri, G., Crupi, R., Marino, Y., Franco, G. A., Cuzzocrea, S., Spanò, N., Gugliandolo, E., & Peritore, A. F. (2022). Environmental Toxicity Assessment of Sodium Fluoride and Platinum-Derived Drugs Co-Exposure on Aquatic Organisms. *Toxics*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/toxics10050272>
- D'Iglio, C., Di Fresco, D., Spanò, N., Albano, M., Panarello, G., Laface, F., Faggio, C., Capillo, G., & Savoca, S. (2022). Occurrence of Anthropogenic Debris in Three Commercial Shrimp Species from South-Western Ionian Sea. *Biology*, 11(11), 1616. <https://doi.org/10.3390/biology11111616>
- D'Iglio, C., Famulari, S., Capparucci, F., Gervasi, C., Cuzzocrea, S., Spanò, N., & Di Paola, D. (2023). Toxic Effects of Gemcitabine and Paclitaxel Combination: Chemotherapy Drugs Exposure in Zebrafish. *Toxics*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/toxics11060544>
- Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., Dobaradaran, S., Ben-Haddad, M., & De-la-Torre, G. E. (2022). Face masks invading protected areas: Risks and recommendations. *Science of The Total Environment*, 847, 157636. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157636>
- Dizdaroglu, M., & Jaruga, P. (2012). Mechanisms of free radical-induced damage to DNA. *Free Radical Research*, 46(4), 382–419. <https://doi.org/10.3109/10715762.2011.653969>
- Duan, Z., Duan, X., Zhao, S., Wang, X., Wang, J., Liu, Y., Peng, Y., Gong, Z., & Wang, L. (2020). Barrier function of zebrafish embryonic chorions against microplastics and nanoplastics and its impact on embryo development. *Journal of Hazardous Materials*, 395, 122621. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122621>
- Duffy, J. E., Benedetti-Cecchi, L., Trinanes, J., Muller-Karger, F. E., Ambo-Rappe, R., Boström, C., Buschmann, A. H., Byrnes, J., Coles, R. G., Creed, J., Cullen-Unsworth, L. C., Diaz-Pulido, G., Duarte, C. M., Edgar, G. J., Fortes, M., Goni, G., Hu, C., Huang, X., Hurd, C. L., ... Yaakub, S. M. (2019). Toward a coordinated global observing system for seagrasses and marine macroalgae. *Frontiers in Marine Science*, 6(JUL). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00317>
- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. In *Environmental Sciences Europe* (Vol. 28, Issue 1, pp. 1–25). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>
- Elachola, H., Ebrahim, S. H., & Gozzer, E. (2020). COVID-19: Facemask use prevalence in international airports in Asia, Europe and the Americas, March 2020. *Travel Medicine and Infectious Disease*, 35, 101637. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tmaid.2020.101637>
- Elizalde-Velázquez, A., Subbiah, S., Anderson, T. A., Green, M. J., Zhao, X., & Cañas-Carrell, J. E. (2020). Sorption of three common nonsteroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) to microplastics. *Science of The Total Environment*, 715, 136974. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136974>
- Emenike, E. C., Okorie, C. J., Ojeyemi, T., Egbemhenghe, A., Iwuozor, K. O., Saliu, O. D., Okoro, H. K., & Adeniyi, A. G. (2023). From oceans to dinner plates: The impact of microplastics on human health. *Heliyon*, 9(10). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20440>
- Evan Ward, J., & Shumway, S. E. (2004). Separating the grain from the chaff: particle selection in suspension- and deposit-feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300(1), 83–130. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.03.002>

- Fadare, O. O., & Okoffo, E. D. (2020). COVID-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment. *Science of The Total Environment*, 737, 140279. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140279>
- Faggio, C., Pagano, M., Alampì, R., Vazzana, I., & Felice, M. R. (2016). Cytotoxicity, haemolymphatic parameters, and oxidative stress following exposure to sub-lethal concentrations of quaternium-15 in *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology*, 180, 258–265. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.10.010>
- Farmer, E. E., & Davoine, C. (2007). Reactive electrophile species. *Current Opinion in Plant Biology*, 10(4), 380–386. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pbi.2007.04.019>
- Fernández-Arribas, J., Moreno, T., Bartolí, R., & Eljarrat, E. (2021). COVID-19 face masks: A new source of human and environmental exposure to organophosphate esters. *Environment International*, 154, 106654. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106654>
- Fonseca, T., Edo, C., Vilke, J. M., Astudillo-Pascual, M., Gonçalves, J. M., & Bebianno, M. J. (2024). Impact of face masks weathering on the mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Water Emerging Contaminants and Nanoplastics*, 3(1). <https://doi.org/10.20517/wecn.2023.57>
- Forero López, A. D., Truchet, D. M., Rimondino, G. N., Maisano, L., Spetter, C. V., Buzzi, N. S., Nazzarro, M. S., Malanca, F. E., Furlong, O., & Fernández Severini, M. D. (2021). Microplastics and suspended particles in a strongly impacted coastal environment: Composition, abundance, surface texture, and interaction with metal ions. *Science of The Total Environment*, 754, 142413. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142413>
- Froján, M., Arbones, B., Zúñiga, D., Castro, C. G., & Figueiras, F. G. (2014). Microbial plankton community in the Ría de Vigo (NW Iberian upwelling system): Impact of the culture of *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Ecology Progress Series*, 498, 43–54. <https://doi.org/10.3354/meps10612>
- Füchslin, T., Schäfer, M. S., & Metag, J. (2019). Who wants to be a citizen scientist? Identifying the potential of citizen science and target segments in Switzerland. *Public Understanding of Science*, 28(6), 652–668. <https://doi.org/10.1177/0963662519852020>
- Fukuoka, T., Sakane, F., Kinoshita, C., Sato, K., Mizukawa, K., & Takada, H. (2022). COVID-19-derived plastic debris contaminating marine ecosystem: Alert from a sea turtle. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113389. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113389>
- G. Stokes. (2020). Non mancano le mascherine in spiaggia - OCEANS ASIA [Documento WWW]. *OceanAsia* (2020).
- Gallo Neto, H., Gomes Bantel, C., Browning, J., Della Fina, N., Albuquerque Ballabio, T., Teles de Santana, F., de Karam e Britto, M., & Beatriz Barbosa, C. (2021). Mortality of a juvenile Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*, Spheniscidae) associated with the ingestion of a PFF-2 protective mask during the COVID-19 pandemic. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112232. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112232>
- Garcia, G. R., Noyes, P. D., & Tanguay, R. L. (2016). Advancements in zebrafish applications for 21st century toxicology. *Pharmacology & Therapeutics*, 161, 11–21. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pharmthera.2016.03.009>
- Garçon, M., Sauzéat, L., Carlson, R. W., Shirey, S. B., Simon, M., Balter, V., & Boyet, M. (2017). Nitrile, Latex, Neoprene and Vinyl Gloves: A Primary Source of Contamination for Trace Element and Zn Isotopic Analyses in Geological and Biological Samples. *Geostandards and Geoanalytical Research*, 41(3), 367–380. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ggr.12161>
- Geller, I. V., Garcia, D. A. Z., Pereira, A. D., Rodrigues Casimiro, A. C., Cochak, C., Vitule, J. R. S., & Orsi, M. L. (2021). New conservation opportunities: Using citizen science in monitoring non-native species in Neotropical region. *Journal of Applied Ichthyology*, 37(5), 779–785. <https://doi.org/10.1111/JAI.14231>

- Gerstenbacher, C. M., Finzi, A. C., Rotjan, R. D., & Novak, A. B. (2022). A review of microplastic impacts on seagrasses, epiphytes, and associated sediment communities. *Environmental Pollution*, 303, 119108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119108>
- Ghosh, K., & Jones, B. H. (2021). Roadmap to Biodegradable Plastics—Current State and Research Needs. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 9(18), 6170–6187. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c00801>
- Ghosh, S., Sinha, J. K., Ghosh, S., Vashisth, K., Han, S., & Bhaskar, R. (2023). Microplastics as an Emerging Threat to the Global Environment and Human Health. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 15, Issue 14). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/su151410821>
- Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., & Martín-Lara, M. A. (2019). The potential of microplastics as carriers of metals. *Environmental Pollution*, 255, 113363. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113363>
- Gomes, T., Pereira, C. G., Cardoso, C., Pinheiro, J. P., Cancio, I., & Bebianno, M. J. (2012). Accumulation and toxicity of copper oxide nanoparticles in the digestive gland of *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology*, 118–119, 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.03.017>
- Haddad, M. Ben, De-la-Torre, G. E., Abelouah, M. R., Hajji, S., & Alla, A. A. (2021). Personal protective equipment (PPE) pollution associated with the COVID-19 pandemic along the coastline of Agadir, Morocco. *Science of The Total Environment*, 798, 149282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149282>
- Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H. S., Schmidt, S. N., Mayer, P., Meibom, A., & Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. In *Integrated Environmental Assessment and Management* (Vol. 13, Issue 3, pp. 488–493). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/ieam.1904>
- Hasan, M., Islam, A. R. Md. T., Jion, Most. M. M. F., Rahman, Md. N., Peu, S. D., Das, A., Bari, A. B. M. M., Islam, Md. S., Pal, S. C., Islam, A., Choudhury, T. R., Rakib, Md. R. J., Idris, A. M., & Malafaia, G. (2023). Personal protective equipment-derived pollution during COVID-19 era: A critical review of ecotoxicology impacts, intervention strategies, and future challenges. *Science of The Total Environment*, 887, 164164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164164>
- Hassan, I. A., Younis, A., Al Ghamdi, M. A., Almazroui, M., Basahi, J. M., El-Sheekh, M. M., Abouelkhair, E. K., Haiba, N. S., Alhussaini, M. S., Hajjar, D., Abdel Wahab, M. M., & El Maghraby, D. M. (2022). Contamination of the marine environment in Egypt and Saudi Arabia with personal protective equipment during COVID-19 pandemic: A short focus. *Science of The Total Environment*, 810, 152046. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152046>
- Hatami, T., Rakib, Md. R. J., Madadi, R., De-la-Torre, G. E., & Idris, A. M. (2022). Personal protective equipment (PPE) pollution in the Caspian Sea, the largest enclosed inland water body in the world. *Science of The Total Environment*, 824, 153771. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153771>
- Helterline, D. L. I., Garikipati, D., Stenkamp, D. L., & Rodgers, B. D. (2007). Embryonic and tissue-specific regulation of myostatin-1 and -2 gene expression in zebrafish. *General and Comparative Endocrinology*, 151(1), 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2006.12.023>
- Henderson, L., & Green, C. (2020). Making sense of microplastics? Public understandings of plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110908. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110908>
- Hidalgo-Ruz, V., & Thiel, M. (2013). Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research*, 87–88, 12–18. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.015>

- Hiemstra, A.-F., Rambonnet, L., Gravendeel, B., & Schilthuizen, M. (2021). The effects of COVID-19 litter on animal life. *Animal Biology*, 71(2), 215–231.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1163/15707563-bja10052>
- Ho, K.-F., Lin, L.-Y., Weng, S.-P., & Chuang, K.-J. (2020). Medical mask versus cotton mask for preventing respiratory droplet transmission in micro environments. *Science of The Total Environment*, 735, 139510. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139510>
- Hong, X., & Zha, J. (2019). Fish behavior: A promising model for aquatic toxicology research. *Science of The Total Environment*, 686, 311–321.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.028>
- Hu, F., Zhao, H., Ding, J., Jing, C., Zhang, W., & Chen, X. (2024). Uptake and toxicity of micro-/nanoplastics derived from naturally weathered disposable face masks in developing zebrafish: Impact of COVID-19 pandemic on aquatic life. *Environmental Pollution*, 343, 123129.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123129>
- Huang, C., Wang, Y., Li, X., Ren, L., Zhao, J., Hu, Y., Zhang, L., Fan, G., Xu, J., Gu, X., Cheng, Z., Yu, T., Xia, J., Wei, Y., Wu, W., Xie, X., Yin, W., Li, H., Liu, M., ... Cao, B. (2020). Clinical features of patients infected with 2019 novel coronavirus in Wuhan, China. *The Lancet*, 395(10223), 497–506. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30183-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30183-5)
- Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124187.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187>
- Issac, M. N., & Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(16), 19544–19562.
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2>
- J. Org. Chem., Vol. 40, No. 24, 1975 3615. (n.d.). *pryor-stanley-2002-suggested-mechanism-for-the-production-of-malonaldehyde-during-the-oxidation-of-polyunsaturated*.
- Jackson, S. T. (2019). ‘Selling’ national security: Saab, YouTube, and the militarized neutrality of Swedish citizen identity. *Critical Military Studies*, 5(3), 257–275.
<https://doi.org/10.1080/23337486.2017.1395675>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. In *Interdisciplinary Toxicology* (Vol. 7, Issue 2, pp. 60–72). Slovak Toxicology Society. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
<https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jan, B. B., Ruurd, van der Z., M, de H. C. A., & M, R. P. J. (2003). The Coronavirus Spike Protein Is a Class I Virus Fusion Protein: Structural and Functional Characterization of the Fusion Core Complex. *Journal of Virology*, 77(16), 8801–8811.
<https://doi.org/10.1128/jvi.77.16.8801-8811.2003>
- Jemec Kokalj, A., Dolar, A., Drobne, D., Marinšek, M., Dolenec, M., Škrlep, L., Strmljan, G., Mušič, B., & Škapin, A. S. (2022). Environmental hazard of polypropylene microplastics from disposable medical masks: acute toxicity towards *Daphnia magna* and current knowledge on other polypropylene microplastics. *Microplastics and Nanoplastics*, 2(1), 1.
<https://doi.org/10.1186/s43591-021-00020-0>
- Jonz, M. G., & Nurse, C. A. (2006). Epithelial mitochondria-rich cells and associated innervation in adult and developing zebrafish. *Journal of Comparative Neurology*, 497(5), 817–832.
<https://doi.org/10.1002/cne.21020>
- Jornayvaz, F. R., & Shulman, G. I. (2012). Diacylglycerol Activation of Protein Kinase C and Hepatic Insulin Resistance. *Cell Metabolism*, 15(5), 574–584.
<https://doi.org/10.1016/j.cmet.2012.03.005>

- Joseph, A. (2020). New coronavirus can cause infections with no symptoms and sicken otherwise healthy people, studies show. *Stat.*
- Kach, D. J., & Ward, J. E. (2008). The role of marine aggregates in the ingestion of picoplankton-size particles by suspension-feeding molluscs. *Marine Biology*, 153(5), 797–805. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0852-4>
- Kacprzak, S., & Tijing, L. D. (2022). Microplastics in indoor environment: Sources, mitigation and fate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107359. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107359>
- Kannan, G., Mghili, B., De-la-Torre, G. E., Kolandhasamy, P., Machendiranathan, M., Rajeswari, M. V., & Saravanakumar, A. (2023). Personal protective equipment (PPE) pollution driven by COVID-19 pandemic in Marina Beach, the longest urban beach in Asia: Abundance, distribution, and analytical characterization. *Marine Pollution Bulletin*, 186, 114476. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114476>
- Kefer, S., Miesbauer, O., & Langowski, H. C. (2021). Environmental microplastic particles vs. Engineered plastic microparticles—a comparative review. In *Polymers* (Vol. 13, Issue 17). MDPI. <https://doi.org/10.3390/polym13172881>
- Kelly, R., Fleming, A., Pecl, G. T., Von Gönner, J., & Bonn, A. (2020). Citizen science and marine conservation: a global review. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1814). <https://doi.org/10.1098/RSTB.2019.0461>
- Khan, M. T., Shah, I. A., Hossain, M. F., Akther, N., Zhou, Y., Khan, M. S., Al-shaeli, M., Bacha, M. S., & Ihsanullah, I. (2023). Personal protective equipment (PPE) disposal during COVID-19: An emerging source of microplastic and microfiber pollution in the environment. *Science of The Total Environment*, 860, 160322. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160322>
- Klemeš, J. J., Fan, Y. Van, Tan, R. R., & Jiang, P. (2020). Minimising the present and future plastic waste, energy and environmental footprints related to COVID-19. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 127, 109883. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109883>
- Kumar, R., Verma, A., Shome, A., Sinha, R., Sinha, S., Jha, P. K., Kumar, R., Kumar, P., Shubham, Das, S., Sharma, P., & Prasad, P. V. V. (2021). Impacts of plastic pollution on ecosystem services, sustainable development goals, and need to focus on circular economy and policy interventions. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 13, Issue 17). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su13179963>
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., & Shruti, V. C. (2022). A critical synthesis of current peer-reviewed literature on the environmental and human health impacts of COVID-19 PPE litter: New findings and next steps. *Journal of Hazardous Materials*, 422, 126945. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126945>
- Kutralam-Muniasamy, G., & Shruti, V. C. (2022). The case of “public congregation vs. COVID-19 PPE pollution”: Evidence, lessons, and recommendations from the annual pilgrimage to the Catholic Holy Site in Mexico City, Mexico. *Science of The Total Environment*, 821, 153424. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153424>
- Kvale, K., Prowe, A. E. F., Chien, C.-T., Landolfi, A., & Oschlies, A. (2021). Zooplankton grazing of microplastic can accelerate global loss of ocean oxygen. *Nature Communications*, 12(1), 2358. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22554-w>
- Kwak, J. Il, & An, Y.-J. (2021a). Post COVID-19 pandemic: Biofragmentation and soil ecotoxicological effects of microplastics derived from face masks. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126169. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126169>
- Kwak, J. Il, & An, Y.-J. (2021b). Post COVID-19 pandemic: Biofragmentation and soil ecotoxicological effects of microplastics derived from face masks. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126169. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126169>

- 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). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>
- Lacis, A. A., Schmidt, G. A., Rind, D., & Ruedy, R. A. (2010). Atmospheric CO₂: Principal Control Knob Governing Earth's Temperature. *Science*, 330(6002), 356–359. <https://doi.org/10.1126/science.1190653>
- Lam, P.-Y., & Peterson, R. T. (2019). Developing zebrafish disease models for in vivo small molecule screens. *Current Opinion in Chemical Biology*, 50, 37–44. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2019.02.005>
- Lammer, E., Carr, G. J., Wendler, K., Rawlings, J. M., Belanger, S. E., & Braunbeck, T. (2009). Is the fish embryo toxicity test (FET) with the zebrafish (*Danio rerio*) a potential alternative for the fish acute toxicity test? *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 149(2), 196–209. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2008.11.006>
- Lecchini, D., Brooker, R. M., Waqalevu, V., Gairin, E., Minier, L., Berthe, C., Besineau, R., Blay, G., Maueau, T., Sturny, V., Bambridge, T., Sang, G. T., & Bertucci, F. (2021). Effects of COVID-19 pandemic restrictions on coral reef fishes at eco-tourism sites in Bora-Bora, French Polynesia. *Marine Environmental Research*, 170, 105451. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105451>
- Lee, Y., Cho, J., Sohn, J., & Kim, C. (2023). Health Effects of Microplastic Exposures: Current Issues and Perspectives in South Korea. In *Yonsei Medical Journal* (Vol. 64, Issue 5, pp. 301–308). Yonsei University College of Medicine. <https://doi.org/10.3349/ymj.2023.0048>
- Lehel, J., & Murphy, S. (2021). Microplastics in the Food Chain: Food Safety and Environmental Aspects. In P. de Voogt (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 259* (pp. 1–49). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/398_2021_77
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M., & He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of The Total Environment*, 619–620, 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>
- Lei, P., Zhu, J., Pan, K., & Zhang, H. (2020). Sorption kinetics of parent and substituted PAHs for low-density polyethylene (LDPE): Determining their partition coefficients between LDPE and water (KLDPE) for passive sampling. *Journal of Environmental Sciences*, 87, 349–360. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.07.021>
- Li, J., Zhang, K., & Zhang, H. (2018). Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution*, 237, 460–467. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>
- LI, W. C., TSE, H. F., & FOK, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566–567, 333–349. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Li, Y., Tao, L., Wang, Q., Wang, F., Li, G., & Song, M. (2023). Potential Health Impact of Microplastics: A Review of Environmental Distribution, Human Exposure, and Toxic Effects. *Environment & Health*, 1(4), 249–257. <https://doi.org/10.1021/envhealth.3c00052>
- Limonta, G., Mancina, A., Benkhalqui, A., Bertolucci, C., Abelli, L., Fossi, M. C., & Panti, C. (2019). Microplastics induce transcriptional changes, immune response and behavioral alterations in adult zebrafish. *Scientific Reports*, 9(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52292-5>
- Liu, H., Chu, T., Chen, L., Gui, W., & Zhu, G. (2017). In vivo cardiovascular toxicity induced by acetochlor in zebrafish larvae. *Chemosphere*, 181, 600–608. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.090>
- Liu, Z., Ciais, P., Deng, Z., Lei, R., Davis, S. J., Feng, S., Zheng, B., Cui, D., Dou, X., Zhu, B., Guo, R., Ke, P., Sun, T., Lu, C., He, P., Wang, Y., Yue, X., Wang, Y., Lei, Y., ... Schellnhuber, H. J. (2020). Near-real-time monitoring of global CO₂ emissions reveals the

- effects of the COVID-19 pandemic. *Nature Communications*, 11(1), 5172.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-18922-7>
- Locritani, M., Merlino, S., & Abbate, M. (2019). Assessing the citizen science approach as tool to increase awareness on the marine litter problem. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 320–329.
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.01.023>
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., & Soudant, P. (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175, 39–46.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marchem.2015.04.003>
- Lukyanenko, R., Wiggins, A., Frontiers, H. R.-I. S., & 2020, undefined. (2020). Citizen science: An information quality research frontier. *Springer*, 22(4), 961–983.
<https://doi.org/10.1007/s10796-019-09915-z>
- Magara, G., Elia, A. C., Syberg, K., & Khan, F. R. (2018). Single contaminant and combined exposures of polyethylene microplastics and fluoranthene: accumulation and oxidative stress response in the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 81(16), 761–773. <https://doi.org/10.1080/15287394.2018.1488639>
- Mahmud, A., Wasif, M. M., Roy, H., Mehnaz, F., Ahmed, T., Pervez, M. N., Naddeo, V., & Islam, M. S. (2022). Aquatic Microplastic Pollution Control Strategies: Sustainable Degradation Techniques, Resource Recovery, and Recommendations for Bangladesh. In *Water (Switzerland)* (Vol. 14, Issue 23). MDPI. <https://doi.org/10.3390/w14233968>
- Mak, C. W., Ching-Fong Yeung, K., & Chan, K. M. (2019). Acute toxic effects of polyethylene microplastic on adult zebrafish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 182, 109442.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109442>
- Malinowski, C. R., Searle, C. L., Schaber, J., & Höök, T. O. (2023). Microplastics impact simple aquatic food web dynamics through reduced zooplankton feeding and potentially releasing algae from consumer control. *Science of The Total Environment*, 904, 166691.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166691>
- Mancuso, M., Savoca, S., & Bottari, T. (2019). First record of microplastics ingestion by European hake *MERLUCCius MERLUCCius* from the Tyrrhenian Sicilian coast (Central Mediterranean Sea). *Journal of Fish Biology*, 94(3), 517–519.
<https://doi.org/10.1111/jfb.13920>
- Marcharla, E., Vinayagam, S., Gnanasekaran, L., Soto-Moscoso, M., Chen, W. H., Thanigaivel, S., & Ganesan, S. (2024). Microplastics in marine ecosystems: A comprehensive review of biological and ecological implications and its mitigation approach using nanotechnology for the sustainable environment. *Environmental Research*, 256, 119181.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.119181>
- Marino, F., Licata, L., Albano, M., Ieni, A., Di Caro, G., & Macrì, B. (2016). Angioleiomyoma in a conger (Conger conger). In *Diseases of Aquatic Organisms* (Vol. 119, Issue 1, pp. 85–89).
<https://doi.org/10.3354/dao02984>
- Mathavarajah, S., Stoddart, A. K., Gagnon, G. A., & Dellaire, G. (2021). Pandemic danger to the deep: The risk of marine mammals contracting SARS-CoV-2 from wastewater. *Science of The Total Environment*, 760, 143346.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143346>
- Merbt, S. N., Kroll, A., Tamminen, M., Rühls, P. A., Wagner, B., Sgier, L., Sembalova, O., Abel, B., Tlili, A., Schirmer, K., & Behra, R. (2022). Influence of Microplastics on Microbial Structure, Function, and Mechanical Properties of Stream Periphyton. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.928247>
- Mghili, B., Analla, M., & Aksissou, M. (2022). Face masks related to COVID-19 in the beaches of the Moroccan Mediterranean: An emerging source of plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113181>

- Miller, M. E., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. In *PLoS ONE* (Vol. 15, Issue 10 October). Public Library of Science. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>
- Mohamedien, D., Mokhtar, D. M., Abdellah, N., Awad, M., Albano, M., & Sayed, R. K. A. (2023). Ovary of zebrafish during spawning season: Ultrastructure and immunohistochemical profiles of sox9 and myostatin. *Animals*, 13(21), 3362.
- Mohammadi, A., Malakootian, M., Dobaradaran, S., Hashemi, M., & Jaafarzadeh, N. (2022). Occurrence, seasonal distribution, and ecological risk assessment of microplastics and phthalate esters in leachates of a landfill site located near the marine environment: Bushehr port, Iran as a case. *Science of The Total Environment*, 842, 156838. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156838>
- Morgana, S., Casentini, B., & Amalfitano, S. (2021). Uncovering the release of micro/nanoplastics from disposable face masks at times of COVID-19. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126507. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126507>
- Naselli-Flores, L., & Padisák, J. (2023). Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*, 850(12), 2691–2706. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04795-y>
- Nasrabadi, A. E., Ramavandi, B., & Bonyadi, Z. (2023). Recent progress in biodegradation of microplastics by *Aspergillus* sp. in aquatic environments. *Colloid and Interface Science Communications*, 57, 100754. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.colcom.2023.100754>
- Nath, J., De, J., Sur, S., & Banerjee, P. (2023). Interaction of Microbes with Microplastics and Nanoplastics in the Agroecosystems—Impact on Antimicrobial Resistance. In *Pathogens* (Vol. 12, Issue 7). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/pathogens12070888>
- Ndah, A. B., Meunier, C. L., Kirstein, I. V., Göbel, J., Rönn, L., & Boersma, M. (2022a). A systematic study of zooplankton-based indices of marine ecological change and water quality: Application to the European marine strategy framework Directive (MSFD). *Ecological Indicators*, 135, 108587. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108587>
- Ndah, A. B., Meunier, C. L., Kirstein, I. V., Göbel, J., Rönn, L., & Boersma, M. (2022b). A systematic study of zooplankton-based indices of marine ecological change and water quality: Application to the European marine strategy framework Directive (MSFD). *Ecological Indicators*, 135, 108587. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108587>
- Neeltje, van D., Trenton, B., H, M. D., G, H. M., Amandine, G., N, W. B., Azaibi, T., L, H. J., J, T. N., I, G. S., O, L.-S. J., Emmie, de W., & J, M. V. (2020). Aerosol and Surface Stability of SARS-CoV-2 as Compared with SARS-CoV-1. *New England Journal of Medicine*, 382(16), 1564–1567. <https://doi.org/10.1056/NEJMc2004973>
- Nelms, S. E., Galloway, T. S., Godley, B. J., Jarvis, D. S., & Lindeque, P. K. (2018). Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental Pollution*, 238, 999–1007. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.016>
- Ocean Conservancy, 2021. (2021). *PANDEMIC POLLUTION THE RISING TIDE OF PLASTIC*. <https://www.aarp.org/health/healthy-living/info-2020/states-mask-mandates-coronavirus.html>
- Okuku, E. O., Kiteresi, L., Owato, G., Otieno, K., Omire, J., Kombo, M. M., Mwalugha, C., Mbuche, M., Gwada, B., Wanjeri, V., Nelson, A., Chepkemboi, P., Achieng, Q., & Ndwiga, J. (2021). Temporal trends of marine litter in a tropical recreational beach: A case study of Mkomani beach, Kenya. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112273. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112273>
- Onyena, A., Aniche, D., Ogbolu, B., Rakib, Md., Uddin, J., & Walker, T. (2021). Governance Strategies for Mitigating Microplastic Pollution in the Marine Environment: A Review. *Microplastics*, 1(1), 15–46. <https://doi.org/10.3390/microplastics1010003>

- Ormaza-Gonzalez, F. I., Castro-Rodas, D., & Statham, P. J. (2021). COVID-19 Impacts on Beaches and Coastal Water Pollution at Selected Sites in Ecuador, and Management Proposals Post-pandemic. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.669374>
- Ortega, F., Calero, M., Rico, N., & Martín-Lara, M. A. (2023). COVID-19 personal protective equipment (PPE) contamination in coastal areas of Granada, Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 191, 114908. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114908>
- Ortega-Borchardt, J. Á., Barba-Acuña, I. D., De-la-Torre, G. E., Ramírez-Álvarez, N., & García-Hernández, J. (2024). Personal protective equipment (PPE) pollution associated with the COVID-19 pandemic on beaches in the eastern region of the Gulf of California, Mexico. *Science of The Total Environment*, 906, 167539. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167539>
- Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., Yap, P.-S., Wu, Y.-S., Nagandran, S., Batumalaie, K., Gopinath, S. C. B., John, O. D., Sekar, M., Saikia, T., Karunanithi, P., Hatta, M. H. M., & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(4), 2129–2169. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>
- Pagano, M., Capillo, G., Sanfilippo, M., Palato, S., Trischitta, F., Manganaro, A., & Faggio, C. (2016). Evaluation of functionality and biological responses of mytilus galloprovincialis after exposure to quaternium-15 (Methenamine 3-Chloroallylochloride). *Molecules*, 21(2). <https://doi.org/10.3390/molecules21020144>
- Pagano, M., Stara, A., Aliko, V., & Faggio, C. (2020). Impact of neonicotinoids to aquatic invertebrates—in vitro studies on mytilus galloprovincialis: A review. In *Journal of Marine Science and Engineering* (Vol. 8, Issue 10, pp. 1–14). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/jmse8100801>
- Patrício Silva, A. L., Prata, J. C., Mouneyrac, C., Barcelò, D., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Risks of COVID-19 face masks to wildlife: Present and future research needs. *Science of The Total Environment*, 792, 148505. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148505>
- Patrício Silva, A. L., Prata, J. C., Walker, T. R., Campos, D., Duarte, A. C., Soares, A. M. V. M., Barcelò, D., & Rocha-Santos, T. (2020). Rethinking and optimising plastic waste management under COVID-19 pandemic: Policy solutions based on redesign and reduction of single-use plastics and personal protective equipment. *Science of The Total Environment*, 742, 140565. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140565>
- Patterson Edward, J. K., Jayanthi, M., Malleshappa, H., Immaculate Jeyasanta, K., Laju, R. L., Patterson, J., Diraviya Raj, K., Mathews, G., Marimuthu, A. S., & Grimsditch, G. (2021). COVID-19 lockdown improved the health of coastal environment and enhanced the population of reef-fish. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112124. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112124>
- Peng, Y., Wu, P., Schartup, A. T., & Zhang, Y. (2021). Plastic waste release caused by COVID-19 and its fate in the global ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(47), e2111530118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2111530118>
- Pereira, A. C., Gomes, T., Ferreira Machado, M. R., & Rocha, T. L. (2019). The zebrafish embryotoxicity test (ZET) for nanotoxicity assessment: from morphological to molecular approach. *Environmental Pollution*, 252, 1841–1853. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.100>
- Perez-Venegas, D. J., Toro-Valdivieso, C., Ayala, F., Brito, B., Iturra, L., Arriagada, M., Seguel, M., Barrios, C., Sepúlveda, M., Oliva, D., Cárdenas-Alayza, S., Urbina, M. A., Jorquera, A., Castro-Nallar, E., & Galbán-Malagón, C. (2020). Monitoring the occurrence of microplastic ingestion in Otariids along the Peruvian and Chilean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110966. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110966>

- 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://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901>
- Pernat, N., Canavan, S., Golivets, M., Hillaert, J., Itescu, Y., Jarić, I., Mann, H. M. R., Pipek, P., Preda, C., Richardson, D. M., Teixeira, H., Vaz, A. S., & Groom, Q. (2024). Overcoming biodiversity blindness: Secondary data in primary citizen science observations. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(1). <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12295>
- Petersen, F., & Hubbart, J. A. (2021). The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. *Science of The Total Environment*, 758, 143936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>
- Picó, Y., & Barceló, D. (2023). Microplastics and other emerging contaminants in the environment after COVID-19 pandemic: The need of global reconnaissance studies. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 33, 100468. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2023.100468>
- Piferrer, F., Beaumont, A., Falguière, J. C., Flajšhans, M., Haffray, P., & Colombo, L. (2009). Polyploid fish and shellfish: Production, biology and applications to aquaculture for performance improvement and genetic containment. *Aquaculture*, 293(3–4), 125–156. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2009.04.036>
- Pittura, L., Avio, C. G., Giuliani, M. E., d'Errico, G., Keiter, S. H., Cormier, B., Gorbi, S., & Regoli, F. (2018). Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: Combined chemical and physical hazards to the mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Frontiers in Marine Science*, 5(APR). <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00103>
- Pizarro-Ortega, C. I., Dioses-Salinas, D. C., Fernández Severini, M. D., Forero López, A. D., Rimondino, G. N., Benson, N. U., Dobaradaran, S., & De-la-Torre, G. E. (2022). Degradation of plastics associated with the COVID-19 pandemic. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113474. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113474>
- Poma, A. M. G., Morciano, P., & Aloisi, M. (2023). Beyond genetics: can micro and nanoplastics induce epigenetic and gene-expression modifications? *Frontiers in Epigenetics and Epigenomics*, 1. <https://doi.org/10.3389/frae.2023.1241583>
- Porter, A., Lyons, B. P., Galloway, T. S., & Lewis, C. (2018). Role of Marine Snows in Microplastic Fate and Bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 52(12), 7111–7119. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01000>
- POTLURI, P., & NEEDHAM, P. (2005). 6 - Technical textiles for protection. In R. A. Scott (Ed.), *Textiles for Protection* (pp. 151–175). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1533/9781845690977.1.151>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Effects of microplastics on microalgae populations: A critical review. *Science of The Total Environment*, 665, 400–405. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.132>
- Prata, J. C., Silva, A. L. P., Walker, T. R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). COVID-19 Pandemic Repercussions on the Use and Management of Plastics. *Environmental Science & Technology*, 54(13), 7760–7765. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02178>
- Qian, M., & Jiang, J. (2022). COVID-19 and social distancing. *Journal of Public Health*, 30(1), 259–261. <https://doi.org/10.1007/s10389-020-01321-z>
- Qualhato, G., Cirqueira Dias, F., & Rocha, T. L. (2024a). Hazardous effects of plastic microfibres from facial masks to aquatic animal health: Insights from zebrafish model. *Science of The Total Environment*, 951, 175555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175555>
- Qualhato, G., Cirqueira Dias, F., & Rocha, T. L. (2024b). Hazardous effects of plastic microfibres from facial masks to aquatic animal health: Insights from zebrafish model. *Science of The*

- Total Environment*, 951, 175555.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175555>
- Rahbar, S., Pan, W., & Jonz, M. G. (2016). Purinergic and Cholinergic Drugs Mediate Hyperventilation in Zebrafish: Evidence from a Novel Chemical Screen. *PLOS ONE*, 11(4), e0154261-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154261>
- Rakib, Md. R. J., De-la-Torre, G. E., Pizarro-Ortega, C. I., Dioses-Salinas, D. C., & Al-Nahian, S. (2021). Personal protective equipment (PPE) pollution driven by the COVID-19 pandemic in Cox's Bazar, the longest natural beach in the world. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112497. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112497>
- Rathinamoorthy, R., & Balasaraswathi, S. R. (2022). Disposable tri-layer masks and microfiber pollution – An experimental analysis on dry and wet state emission. *Science of The Total Environment*, 816, 151562. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151562>
- Reichel, C. (2012). Mass spectrometric analysis of EPO IEF-PAGE interfering substances in nitrile examination gloves. *Drug Testing and Analysis*, 4(10), 761–774. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/dta.1424>
- Reis, A., & Spickett, C. M. (2012). Chemistry of phospholipid oxidation. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, 1818(10), 2374–2387. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bbamem.2012.02.002>
- Revel, M., Lagarde, F., Perrein-Ettajani, H., Bruneau, M., Akcha, F., Sussarellu, R., Rouxel, J., Costil, K., Decottignies, P., Cognie, B., Châtel, A., & Mouneyrac, C. (2019). Tissue-specific biomarker responses in the blue mussel *Mytilus* spp. exposed to a mixture of microplastics at environmentally relevant concentrations. *Frontiers in Environmental Science*, 7(MAR). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00033>
- Ribeiro, V. V., De-la-Torre, G. E., & Castro, Í. B. (2022). COVID-19-related personal protective equipment (PPE) contamination in the highly urbanized southeast Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113522. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113522>
- Rios, L. M., Moore, C., & Jones, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>
- Rosa, M., Ward, J. E., & Shumway, S. E. (2018). Selective Capture and Ingestion of Particles by Suspension-Feeding Bivalve Molluscs: A Review. *Journal of Shellfish Research*, 37(4), 727–746. <https://doi.org/10.2983/035.037.0405>
- Saadat, S., Rawtani, D., & Hussain, C. M. (2020). Environmental perspective of COVID-19. *Science of The Total Environment*, 728, 138870. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138870>
- Sadia, M., Mahmood, A., Ibrahim, M., Irshad, M. K., Quddusi, A. H. A., Bokhari, A., Mubashir, M., Chuah, L. F., & Show, P. L. (2022). Microplastics pollution from wastewater treatment plants: A critical review on challenges, detection, sustainable removal techniques and circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102946. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102946>
- Sajorne, R. E., Cayabo, G. D. B., Madarcos, J. R. V., Madarcos, K. G., Omar, D. M., Ardines, L. B., Sabtal, S. A., Mabuhay-Omar, J. A., Cheung, V., Creencia, L. A., & Bacosa, H. P. (2022). Occurrence of COVID-19 personal protective equipment (PPE) litters along the eastern coast of Palawan Island, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 182, 113934. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113934>
- Saliu, F., Veronelli, M., Raguso, C., Barana, D., Galli, P., & Lasagni, M. (2021). The release process of microfibers: from surgical face masks into the marine environment. *Environmental Advances*, 4, 100042. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100042>
- Salvaggio, A., Marino, F., Albano, M., Pecoraro, R., Camiolo, G., Tibullo, D., Bramanti, V., Lombardo, B. M., Saccone, S., Mazzei, V., & Brundo, M. V. (2016). Toxic effects of zinc

- chloride on the bone development in *Danio rerio* (Hamilton, 1822). *Frontiers in Physiology*, 7(APR). <https://doi.org/10.3389/fphys.2016.00153>
- Samat, N. A., Yusoff, F. M., Rasdi, N. W., & Karim, M. (2020). Enhancement of live food nutritional status with essential nutrients for improving aquatic animal health: A review. In *Animals* (Vol. 10, Issue 12, pp. 1–27). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/ani10122457>
- Sandahl, A., & Tøttrup, A. P. (2020). Marine citizen science: Recent developments and future recommendations. *Citizen Science: Theory and Practice*, 5(1). <https://doi.org/10.5334/CSTP.270>
- Santillán, L., Saldaña-Serrano, M., & De-La-Torre, G. E. (2020). First record of microplastics in the endangered marine otter (*Lontra felina*). *Mastozoologia Neotropical*, 27(1), 211–215. <https://doi.org/10.31687/saremMN.20.27.1.0.12>
- Santora, J. A., Rogers, T. L., Cimino, M. A., Sakuma, K. M., Hanson, K. D., Dick, E. J., Jahncke, J., Warzybok, P., & Field, J. C. (2021). Diverse integrated ecosystem approach overcomes pandemic-related fisheries monitoring challenges. *Nature Communications*, 12(1), 6492. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26484-5>
- Saud, S., Yang, A., Jiang, Z., Ning, D., & Fahad, S. (2023). New insights in to the environmental behavior and ecological toxicity of microplastics. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100298. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100298>
- Savoca, S., Bottari, T., Fazio, E., Bonsignore, M., Mancuso, M., Luna, G. M., Romeo, T., D’Urso, L., Capillo, G., Panarello, G., Neri, F., & Spanò, N. (2020). Plastics occurrence in juveniles of *Engraulis encrasicolus* and *Sardina pilchardus* in the Southern Tyrrhenian Sea. *Science of the Total Environment*, 718. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137457>
- Savoca, S., Capillo, G., Mancuso, M., Bottari, T., Crupi, R., Branca, C., Romano, V., Faggio, C., D’Angelo, G., & Spanò, N. (2019). Microplastics occurrence in the Tyrrhenian waters and in the gastrointestinal tract of two congener species of seabreams. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 67, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.01.011>
- Seeley, M. E., Song, B., Passie, R., & Hale, R. C. (2020). Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling. *Nature Communications*, 11(1), 2372. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16235-3>
- Sendra, M., Pereiro, P., Yeste, M. P., Novoa, B., & Figueras, A. (2022). Surgical face masks as a source of emergent pollutants in aquatic systems: Analysis of their degradation product effects in *Danio rerio* through RNA-Seq. *Journal of Hazardous Materials*, 428, 128186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128186>
- Shimada, Y., Nishimura, Y., & Tanaka, T. (2014). Zebrafish-Based Systems Pharmacology of Cancer Metastasis. In M. Robles-Flores (Ed.), *Cancer Cell Signaling: Methods and Protocols* (pp. 223–238). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-0856-1_15
- Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., & Kutralam-Muniasamy, G. (2020). Reusable masks for COVID-19: A missing piece of the microplastic problem during the global health crisis. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111777. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111777>
- Singh, S., & Bhagwat, A. (2022). Microplastics: A potential threat to groundwater resources. *Groundwater for Sustainable Development*, 19, 100852. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100852>
- Smith, L. V., Tarui, N., & Yamagata, T. (2021). Assessing the impact of COVID-19 on global fossil fuel consumption and CO2 emissions. *Energy Economics*, 97, 105170. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eneco.2021.105170>
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>

- Srinivasu, P. D. N., & Gayatri, I. L. (2005). Influence of prey reserve capacity on predator–prey dynamics. *Ecological Modelling*, 181(2), 191–202.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.06.031>
- Stang, C., Mohamed, B. A., & Li, L. Y. (2022a). Microplastic removal from urban stormwater: Current treatments and research gaps. *Journal of Environmental Management*, 317, 115510.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115510>
- Stang, C., Mohamed, B. A., & Li, L. Y. (2022b). Microplastic removal from urban stormwater: Current treatments and research gaps. *Journal of Environmental Management*, 317, 115510.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115510>
- Stara, A., Pagano, M., Albano, M., Savoca, S., Di Bella, G., Albergamo, A., Koutkova, Z., Sandova, M., Velisek, J., Fabrello, J., Matozzo, V., & Faggio, C. (2021a). Effects of long-term exposure of *Mytilus galloprovincialis* to thiacloprid: A multibiomarker approach. *Environmental Pollution*, 289, 117892. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117892>
- Stara, A., Pagano, M., Albano, M., Savoca, S., Di Bella, G., Albergamo, A., Koutkova, Z., Sandova, M., Velisek, J., Fabrello, J., Matozzo, V., & Faggio, C. (2021b). *Effects of long-term exposure of Mytilus galloprovincialis to thiacloprid: A multibiomarker approach*. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117892>
- Stara, A., Pagano, M., Capillo, G., Fabrello, J., Sandova, M., Albano, M., Zuskova, E., Velisek, J., Matozzo, V., & Faggio, C. (2020a). Acute effects of neonicotinoid insecticides on *Mytilus galloprovincialis*: A case study with the active compound thiacloprid and the commercial formulation calypso 480 SC. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203, 110980.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2020.110980>
- Stara, A., Pagano, M., Capillo, G., Fabrello, J., Sandova, M., Albano, M., Zuskova, E., Velisek, J., Matozzo, V., & Faggio, C. (2020b). Acute effects of neonicotinoid insecticides on *Mytilus galloprovincialis*: A case study with the active compound thiacloprid and the commercial formulation calypso 480 SC. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203, 110980.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110980>
- Sullivan, G. L., Delgado-Gallardo, J., Watson, T. M., & Sarp, S. (2021). An investigation into the leaching of micro and nano particles and chemical pollutants from disposable face masks - linked to the COVID-19 pandemic. *Water Research*, 196, 117033.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117033>
- Sumaila, U. R., & Tai, T. C. (2020). End Overfishing and Increase the Resilience of the Ocean to Climate Change. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 7). Frontiers Media S.A.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00523>
- Sun, C., Teng, J., Wang, D., Zhao, J., Shan, E., & Wang, Q. (2023a). The adverse impact of microplastics and their attached pathogen on hemocyte function and antioxidative response in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere*, 325, 138381.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138381>
- Sun, C., Teng, J., Wang, D., Zhao, J., Shan, E., & Wang, Q. (2023b). The adverse impact of microplastics and their attached pathogen on hemocyte function and antioxidative response in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere*, 325, 138381.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138381>
- Sun, J., Yang, S., Zhou, G.-J., Zhang, K., Lu, Y., Jin, Q., Lam, P. K. S., Leung, K. M. Y., & He, Y. (2021). Release of Microplastics from Discarded Surgical Masks and Their Adverse Impacts on the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(12), 1065–1070. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00748>
- Tesfaldet, Y. T., Ndeh, N. T., Budnard, J., & Treason, P. (2022). Assessing face mask littering in urban environments and policy implications: The case of Bangkok. *Science of The Total Environment*, 806, 150952. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150952>
- Thiel, M., de Veer, D., Espinoza-Fuenzalida, N. L., Espinoza, C., Gallardo, C., Hinojosa, I. A., Kiessling, T., Rojas, J., Sanchez, A., Sotomayor, F., Vasquez, N., & Villablanca, R. (2021).

- COVID lessons from the global south – Face masks invading tourist beaches and recommendations for the outdoor seasons. *Science of The Total Environment*, 786, 147486. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147486>
- Thompson, D. L., Ovenden, T. S., Pennycott, T., & Nager, R. G. (2020). The prevalence and source of plastic incorporated into nests of five seabird species on a small offshore island. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111076. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111076>
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1973–1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>
- Trestrail, C., Nugegoda, D., & Shimeta, J. (2020). Invertebrate responses to microplastic ingestion: Reviewing the role of the antioxidant system. *Science of The Total Environment*, 734, 138559. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138559>
- Veerasingam, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V., Litvinyuk, D., Verzhenskaia, L., Gudanathan, L., & Vethamony, P. (2020). Microplastics in different environmental compartments in India: Analytical methods, distribution, associated contaminants and research needs. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 133, 116071. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.116071>
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science and Technology*, 46(20), 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>
- Voultsiadou, E., Koutsoubas, D., & Achparaki, M. (2009). *Bivalve mollusc exploitation in Mediterranean coastal communities: an historical approach*.
- Waldschläger, K., Brückner, M. Z. M., Carney Almroth, B., Hackney, C. R., Adyel, T. M., Alimi, O. S., Belontz, S. L., Cowger, W., Doyle, D., Gray, A., Kane, I., Kooi, M., Kramer, M., Lechthaler, S., Michie, L., Nordam, T., Pohl, F., Russell, C., Thit, A., ... Wu, N. (2022). Learning from natural sediments to tackle microplastics challenges: A multidisciplinary perspective. *Earth-Science Reviews*, 228, 104021. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104021>
- Walker, T. R. (2021). Why are we still polluting the marine environment with personal protective equipment? In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 169). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112528>
- Wang, S., Ma, Y., Khan, F. U., Dupont, S., Huang, W., Tu, Z., Shang, Y., Wang, Y., & Hu, M. (2024). Size-dependent effects of plastic particles on antioxidant and immune responses of the thick-shelled mussel *Mytilus coruscus*. *Science of The Total Environment*, 914, 169961. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169961>
- Wang, X., Zheng, Y., Zhang, Y., Li, J., Zhang, H., & Wang, H. (2016). Effects of β -diketone antibiotic mixtures on behavior of zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 144, 2195–2205. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.120>
- Wang, Z., An, C., Chen, X., Lee, K., Zhang, B., & Feng, Q. (2021). Disposable masks release microplastics to the aqueous environment with exacerbation by natural weathering. *Journal of Hazardous Materials*, 417, 126036. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126036>
- Wang, Z., Qin, Y., Li, W., Yang, W., Meng, Q., & Yang, J. (2019). Microplastic contamination in freshwater: first observation in Lake Ulansuhai, Yellow River Basin, China. *Environmental Chemistry Letters*, 17(4), 1821–1830. <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00888-8>

- Ward, J. E., Rosa, M., & Shumway, S. E. (2019). Capture, ingestion, and egestion of microplastics by suspension-feeding bivalves: a 40-year history. *Anthropocene Coasts*, 2(1), 39–49. <https://doi.org/10.1139/anc-2018-0027>
- Watzke, J., Schirmer, K., & Scholz, S. (2007). Bacterial lipopolysaccharides induce genes involved in the innate immune response in embryos of the zebrafish (*Danio rerio*). *Fish and Shellfish Immunology*, 23(4), 901–905. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2007.03.004>
- Wenclawiak, J. T., & Weinstein, J. E. (2023). Prevalence and distribution of personal protective equipment (PPE) litter along the shoreline of Charleston Harbor estuary, South Carolina, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 197, 115680. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115680>
- Wheatley, R. A. (2000). Some recent trends in the analytical chemistry of lipid peroxidation. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 19(10), 617–628. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(00\)00010-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0165-9936(00)00010-8)
- Woods, M. N., Stack, M. E., Fields, D. M., Shaw, S. D., & Matrai, P. A. (2018). Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*). *Marine Pollution Bulletin*, 137, 638–645. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.061>
- Wu, S., Fujii, M., & Fu, Q. (2023). Molecular characterization of coastal seawater dissolved organic matter by ultrahigh-resolution mass spectrometry: a photochemical study of the Tokyo Bay, Japan. *Carbon Research*, 2(1), 46. <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00083-z>
- Xu, E. G., & Ren, Z. J. (2021). Preventing masks from becoming the next plastic problem. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 15(6), 125. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1413-7>
- Yadav, D. K., & Kumar, R. (2023). Microplastic effects in aquatic ecosystems with special reference to fungi–zooplankton interaction: identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. In *Frontiers in Ecology and Evolution* (Vol. 11). Frontiers Media SA. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1279589>
- Yang, P., Seale, H., Raina MacIntyre, C., Zhang, H., Zhang, Z., Zhang, Y., Wang, X., Li, X., Pang, X., & Wang, Q. (2011). Mask-wearing and respiratory infection in healthcare workers in Beijing, China. *The Brazilian Journal of Infectious Diseases*, 15(2), 102–108. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1413-8670\(11\)70153-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1413-8670(11)70153-2)
- Yu, R. S., & Singh, S. (2023a). Microplastic Pollution: Threats and Impacts on Global Marine Ecosystems. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 15, Issue 17). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/su151713252>
- Yu, R. S., & Singh, S. (2023b). Microplastic Pollution: Threats and Impacts on Global Marine Ecosystems. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 15, Issue 17). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/su151713252>
- Yuan, Z., Nag, R., & Cummins, E. (2022). Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment - From marine to food systems. *Science of The Total Environment*, 823, 153730. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153730>
- Yuki, K., Fujiogi, M., & Koutsogiannaki, S. (2020). COVID-19 pathophysiology: A review. *Clinical Immunology*, 215, 108427. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clim.2020.108427>
- Zang, L., Maddison, L. A., & Chen, W. (2018). Zebrafish as a model for obesity and diabetes. In *Frontiers in Cell and Developmental Biology* (Vol. 6, Issue AUG). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fcell.2018.00091>
- Zhang, J., Li, D., Fu, M., Zhang, Y., Zhang, L., & Zhao, P. (2016). Synergistic effect of adipic acid pentaerythritol ester with calcium and zinc stearates on poly(vinyl chloride) thermal stability. *Journal of Vinyl and Additive Technology*, 22(3), 293–299. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/vnl.21436>
- Zhang, Q., Dong, X., Chen, B., Zhang, Y., Zu, Y., & Li, W. (2016). Zebrafish as a useful model for zoonotic *Vibrio parahaemolyticus* pathogenicity in fish and human. *Developmental and Comparative Immunology*, 55, 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.dci.2015.10.021>

- Zhang, W., Zhang, L., Hua, T., Li, Y., Zhou, X., Wang, W., You, Z., Wang, H., & Li, M. (2020). The mechanism for adsorption of Cr(VI) ions by PE microplastics in ternary system of natural water environment. *Environmental Pollution*, 257, 113440. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113440>
- Zhao, S., Ward, J. E., Danley, M., & Mincer, T. J. (2018). Field-Based Evidence for Microplastic in Marine Aggregates and Mussels: Implications for Trophic Transfer. *Environmental Science & Technology*, 52(19), 11038–11048. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03467>
- Zhao, W., Hu, N., Ding, D., Long, D., Li, S., Li, G., & Zhang, H. (2019). Developmental toxicity and apoptosis in zebrafish embryos induced by low-dose γ -ray irradiation. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4), 3869–3881. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3893-y>
- Zhong, H., Wu, M., Sonne, C., Lam, S. S., Kwong, R. W. M., Jiang, Y., Zhao, X., Sun, X., Zhang, X., Li, C., Li, Y., Qu, G., Jiang, F., Shi, H., Ji, R., & Ren, H. (2023). The hidden risk of microplastic-associated pathogens in aquatic environments. *Eco-Environment & Health*, 2(3), 142–151. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eehl.2023.07.004>
- Zhou, P., Yang, X.-L., Wang, X.-G., Hu, B., Zhang, L., Zhang, W., Si, H.-R., Zhu, Y., Li, B., Huang, C.-L., Chen, H.-D., Chen, J., Luo, Y., Guo, H., Jiang, R.-D., Liu, M.-Q., Chen, Y., Shen, X.-R., Wang, X., ... Shi, Z.-L. (2020). A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin. *Nature*, 579(7798), 270–273. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2012-7>
- Zhou, Y., Li, Y., Yan, Z., Wang, H., Chen, H., Zhao, S., Zhong, N., Cheng, Y., & Acharya, K. (2023). Microplastics discharged from urban drainage system: Prominent contribution of sewer overflow pollution. *Water Research*, 236, 119976. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119976>
- Ziani, K., Ioniță-Mîndrican, C. B., Mititelu, M., Neacșu, S. M., Negrei, C., Moroșan, E., Drăgănescu, D., & Preda, O. T. (2023). Microplastics: A Real Global Threat for Environment and Food Safety: A State of the Art Review. In *Nutrients* (Vol. 15, Issue 3). MDPI. <https://doi.org/10.3390/nu15030617>
- Zimmermann, L., Bartosova, Z., Braun, K., Oehlmann, J., Völker, C., & Wagner, M. (2021). Plastic Products Leach Chemicals That Induce In Vitro Toxicity under Realistic Use Conditions. *Environmental Science & Technology*, 55(17), 11814–11823. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01103>
- Zizioli, D., Mione, M., Varinelli, M., Malagola, M., Bernardi, S., Alghisi, E., Borsani, G., Finazzi, D., Monti, E., Presta, M., & Russo, D. (2019). Zebrafish disease models in hematology: Highlights on biological and translational impact. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Molecular Basis of Disease*, 1865(3), 620–633. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bbadis.2018.12.015>



UNIONE EUROPEA
Fondo Sociale Europeo



*Ministero dell'Università
e della Ricerca*



PON
RICERCA
E INNOVAZIONE
2014 - 2020

REACT EU



La borsa di dottorato è stata cofinanziata con risorse del Programma Operativo Nazionale Ricerca e Innovazione 2014- 2020, risorse PON REACT-EU, Azione IV.4 “dottorati e contratti di ricerca su tematiche dell’innovazione “e Azione IV.5 “dottorati su tematiche Green”.