

Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere



PROGRAMMA TRIENNALE 2022-2024

CAMPAGNA 2022

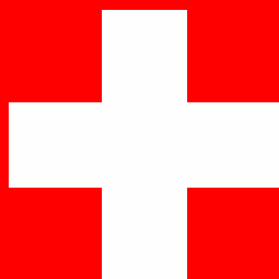
**PRESENZA DI MICROPLASTICHE NELLA COLONNA D'ACQUA
E NEI SEDIMENTI DEL LAGO DI LUGANO**

a cura di

Istituto scienze della Terra

Scuola Universitaria Proferssionale della Svizzera Italiana

Mendrisio, 2023



Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

**PRESENZA DI MICROPLASTICHE NELLA
COLONNA D'ACQUA E NEI SEDIMENTI
DEL LAGO DI LUGANO**

Programma triennale 2022-2024
Campagna 2022

IST-SUPSI
Sede di Mendrisio

I dati riportati nel presente volume possono essere utilizzati purché se ne citi la fonte come segue:

IST SUPSI. 2023. Presenza di microplastiche nella colonna d'acqua e nei sedimenti del Lago di Lugano. Programma triennale 2022-2024. Campagna 2022. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.): 22 pp.

I dati raccolti nell'ambito delle indagini del triennio di attività 2022-2024 sono disponibili in modalità open access nei seguenti archivi digitali su B2Share (EUDAT Collaborative Data Infrastructure): DOI 10.23728/b2share.vzgtb-mze32

SINTESI

Le microplastiche (MP; dimensioni < 5 mm) sono contaminanti ubiquitari nelle acque superficiali di diversi laghi svizzeri. Per quanto riguarda il bacino del Lago di Lugano, i monitoraggi eseguiti tra il 2018 e il 2020 hanno rilevato elevate concentrazioni da MP sulla superficie del lago. I dati fino ad ora raccolti non sono però sufficienti per determinare nel dettaglio la presenza di questi contaminanti in altri comparti ambientali e le sorti delle MP nel bacino del Lago di Lugano.

Il presente rapporto illustra i risultati emersi dalla ricerca sul Lago di Lugano eseguite nel 2022 dall'Istituto scienze della Terra della SUPSI (IST SUPSI), su incarico della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). L'obiettivo è stato quello di quantificare per la prima volta con metodo univoco, le concentrazioni di MP nella colonna d'acqua e nei sedimenti profondi del Lago di Lugano. Le concentrazioni di MP nella superficie del lago si sono confermate elevate nelle acque superficiali sia nel bacino nord, sia nel bacino sud, con una media per l'anno pari a 1.76 MP m^{-2} . Tuttavia, le concentrazioni di MP presenti nelle acque superficiali del lago rappresenta solo una frazione di tutto il materiale presente nella colonna d'acqua e nei sedimenti. In particolare, gli strati epilimnio (0-10 m) e metalimnio (10-20 m) del lago sono emersi come possibili zone di accumulo di MP, raggiungendo concentrazioni di 28.95 MP m^{-3} e 30.87 MP m^{-3} rispettivamente. Ciò evidenzia un potenziale rischio di interazione tra MP e organismi acquatici della zona eufotica. D'altro canto, le concentrazioni nei sedimenti indicano come anche questo comparto sia un importante punto di accumulo delle MP nei laghi in quanto va a sequestrare questi contaminanti dalle acque.

Dai risultati ottenuti si evince che, sebbene il campionamento delle MP in superficie rappresenti ormai un metodo di riferimento globale, è fondamentale includere in futuro campionamenti periodici della contaminazione nella colonna d'acqua allo scopo di valutare in modo completo il reale rischio di interazione con la componente biologica del lago, promuovendo una visione completa e approfondita sulla presenza di questo contaminante, funzionale allo sviluppo di strategie di gestione.

SUMMARY

Microplastics (MP; < 5 mm in size) are ubiquitous contaminants in the surface waters of Swiss lakes. Monitoring carried out in Lake Lugano between 2018 and 2020 highlighted high concentrations of floating MP on the lake's surface waters. However, the data collected so far are not sufficient to quantify these contaminants in other environmental compartments, or to assess the fate of MP in Lake Lugano basin.

This report presents the results of the research conducted on Lake Lugano in 2022 by the Institute of Earth Sciences (IST SUPSI) at the Swiss University of Applied Sciences and Arts of Southern Switzerland (SUPSI) on behalf of the International Commission for the Protection of Italian-Swiss Waters (CIP AIS). The study aimed to quantify for the first time the concentrations of MP in the water column (0-80 m) and deep sediments of Lake Lugano. Concentrations of MP in the lake's surface waters were confirmed to be high in both lake basins, with an annual average of 1.76 MP m^{-2} . However, these concentrations represent just a small fraction of the total amount of MP that occur in the water column and sediments. The epilimnion (0–10 m) and metalimnion (10–20 m) layers of the lake were identified as potential MP accumulation layers, with concentrations reaching 28.95 and 30.87 MP m^{-3} , respectively. This highlights the potential risk of interaction between MP and aquatic organisms in the euphotic zone. In addition, the concentrations in the pelagic sediments suggest that this compartment could also be an important accumulation point for MP in lakes as they sequester these contaminants from the water.

Although surface MP sampling is now globally recognised as the reference method for MP monitoring, the results of this study show that the periodic sampling of the water column will be essential in the future in order to fully assess the real contamination of the lake and the risk of interaction between MP and the lake's biological communities. This approach will provide a comprehensive and in-depth view of the presence of this contaminant, supporting the development of effective management strategies.

SOMMARIO

1. INTRODUZIONE	6
2. DESCRIZIONE DEL SITO DI STUDIO.....	7
3. ATTIVITÀ DI CAMPIONAMENTO	8
3.1. Superficie e colonna d'acqua	8
3.2. Sedimenti	10
4. QUANTIFICAZIONE DELLE MP	11
4.1. Preparazione dei campioni: superficie e colonna d'acqua	11
4.2. Preparazione dei campioni: sedimenti	11
4.3. Quantificazione delle MP e caratterizzazione morfologica	12
5. RISULTATI E DISCUSSIONE	13
5.1. Numero totale e concentrazione di MP in superficie.....	13
5.2. Numero totale e concentrazione di MP nella colonna d'acqua.....	15
5.3. Numero totale e concentrazione di MP nei sedimenti	18
6. CONCLUSIONE	20
7. BIBLIOGRAFIA	21

1. INTRODUZIONE

Con una produzione annua attestata a oltre 390'000 tonnellate per il solo 2021 (PlasticEurope 2022), le plastiche sono tra i materiali maggiormente diffusi a livello globale nelle attività industriali, così come nei prodotti di uso quotidiano. Nonostante gli sforzi messi in atto per limitarne la produzione e l'uso, la domanda di utilizzo legata a questi polimeri continua a essere elevata in gran parte del mondo, così come la conseguente dispersione in ambiente. Per la Svizzera è stato stimato che, per un consumo annuale di circa 1'000'000 tonnellate, circa 14'000 tonnellate di materiali plastici vengano rilasciati nell'ambiente (UFAM 2020). Ciò pone importanti rischi sia per la salute pubblica, sia per le comunità biologiche (Eerkes-Medrano et al. 2015).

Tra il particolato plastico, vengono comunemente definite microplastiche (MP) le particelle che presentano una dimensione inferiore a 5 mm (Hartmann et al. 2019). Le MP rappresentano un gruppo di contaminanti altamente eterogeneo (Hidalgo-Ruz et al. 2012), che può variare per dimensione e origine, ma anche per morfologia (es. frammenti, film, schiume, filamenti, microsfele, pellet), densità ($0.8-1.4 \text{ g cm}^{-3}$) e composizione polimerica (es. PET - Polietilene tereftalato, PP - Polipropilene). Differenti combinazioni di questi parametri influenzano il destino ambientale delle MP, rendendo complesso comprendere appieno gli effetti ambientali e biologici di tali contaminanti.

Sebbene inizialmente la maggior parte degli sforzi si siano focalizzati sull'ambiente marino, negli ultimi anni la ricerca si è estesa ad altri comparti ambientali, incluse le acque dolci. I risultati recenti hanno così evidenziato come le MP siano abbondantemente presenti nei laghi di tutto il mondo, con concentrazioni che, in alcuni casi, possono raggiungere o addirittura superare quelle rilevate in mari e oceani (Li et al. 2018).

Per quanto riguarda il Lago di Lugano, indagini effettuate nel 2018 (DT 2018) e nel 2020 (IST SUPSI 2021) hanno evidenziato un elevato grado di contaminazione da MP galleggianti in superficie (approssimativamente lo strato 0-0.2 m; Pasquier et al. 2022). Pur considerando le limitazioni legate alle diverse metodologie utilizzate tra i vari studi e l'elevata variabilità spaziale e temporale di questi contaminanti, con una concentrazione di $0.21-0.27 \text{ MP m}^{-2}$, la contaminazione da MP in questo lago è risultata tra le più elevate fino ad ora riscontrate in letteratura, pari ad almeno il doppio della media degli altri maggiori laghi svizzeri (Faure et al. 2014) e quasi sei volte superiori rispetto alla mediana globale (Dusaucy et al. 2021; Nava et al. 2023). Tuttavia, non esistono ad oggi dati riguardanti la distribuzione di MP nella colonna d'acqua (l'intera sezione verticale del lago, dalla superficie al fondo) e nei sedimenti del Lago di Lugano. Tali informazioni sono fondamentali per comprendere la reale entità dell'inquinamento da MP e gli effetti che queste particelle possono avere sugli organismi acquatici.

Per colmare queste lacune, il presente studio è stato sviluppato allo scopo di analizzare in modo sistematico la distribuzione spaziale e temporale delle MP in superficie e nella colonna d'acqua del lago, inclusi i sedimenti profondi. I risultati ottenuti hanno l'obiettivo di porre le basi per permettere l'identificazione, tramite futuri approfondimenti, dei fattori che maggiormente influenzano il destino delle MP in questo lago.

2. DESCRIZIONE DEL SITO DI STUDIO

Il Lago di Lugano è un lago sub-alpino localizzato a una quota di 271 m s.l.m. lungo la fascia di confine tra Svizzera (Canton Ticino) e Italia (Regione Lombardia; Figura 2.1). Il bacino lacustre occupa una superficie totale di circa 49 km² e giace lungo una valle originata per erosione fluviale durante il periodo Terziario (Messiniano), e successivamente rimodellata durante l'ultimo periodo glaciale nel Pleistocene.

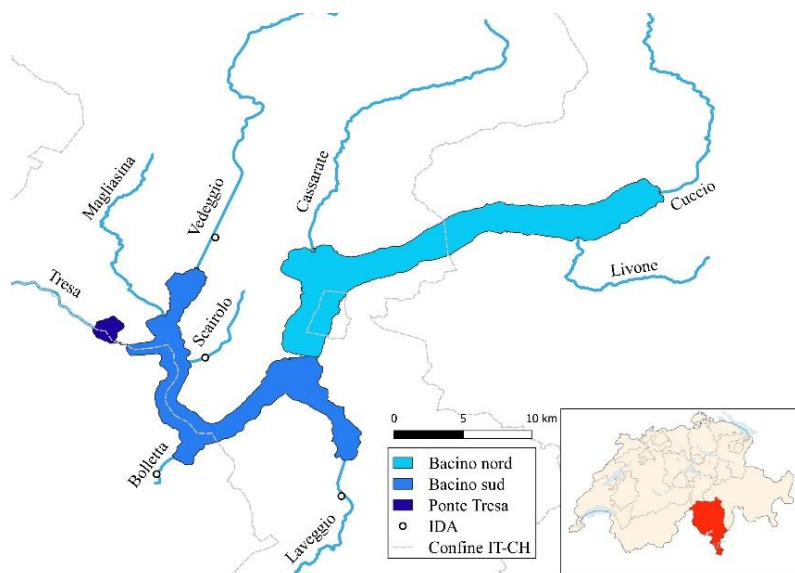


Figura 2.1. Localizzazione geografica e principali caratteristiche del bacino idrografico del Lago di Lugano. IDA: impianto di depurazione delle acque reflue.

Il lago è composto da tre bacini principali: il bacino nord, il bacino sud e il piccolo bacino di Ponte Tresa, situato in prossimità dell'unico emissario del lago, il fiume Tresa, che fluisce nel Lago Maggiore. I bacini nord e sud sono separati dal ponte-diga di Melide, costruito in passato su una morena sublacuale. Il bacino nord si estende tra Melide e Porlezza occupando un'area di 27.5 km², raggiungendo la massima profondità di 288 m. A causa di un carico idraulico limitato rispetto al volume (Tabella 2.1), il bacino nord è caratterizzato da un elevato tempo teorico di ricambio delle acque (circa 12 anni). Questa caratteristica, sommata al processo di eutrofizzazione che ha caratterizzato il lago alla fine del secolo scorso, ha favorito l'instaurarsi di un regime di meromissi. Il bacino sud si estende per un'area di 21.4 km² tra Capolago e Agno (Figura 2.1). Pur presentando una superficie simile a quella del bacino nord (Tabella 2.1), il bacino sud presenta un regime di olomissi, favorito dalla minore profondità (profondità massima 94 m) e dal maggior carico idraulico. Il bacino sud è alimentato dalle acque provenienti dal bacino nord a Melide e dai maggiori tributari del lago (Veduggio, Magliasina, Laveggio). Sul bacino sud gravano le acque di scarico dei maggiori consorzi di depurazione presenti nel bacino, incluso il consorzio di Lugano e dintorni (nonostante l'agglomerato di Lugano sia localizzato sulle sponde del bacino nord).

Tabella 2.1. Principali caratteristiche morfometriche del Lago di Lugano, suddiviso in bacino nord e bacino sud.

Caratteristiche	Bacino nord	Bacino sud
Area bacino imbrifero [km ²]	269.7	290.3
Area bacino lacustre [km ²]	27.5	21.4
Volume [km ³]	4.69	1.14
Profondità massima [m]	288	94
Tempo teorico di ricambio [anni]	12.3	1.4

3. ATTIVITÀ DI CAMPIONAMENTO

Nel corso del 2022 si è svolta una campagna di monitoraggio volta a misurare le concentrazioni di MP nella colonna d'acqua e nei sedimenti de lago. Le attività sono state svolte come segue:

- Considerata l'articolazione del lago in bacini separati, i campioni sono stati prelevati in prossimità delle stazioni di monitoraggio per le ricerche limnologiche CIP AIS (Gandria per il bacino nord e Figino per il bacino sud; Figura 3.1).
- Per ottenere una caratterizzazione completa della distribuzione delle MP, il profilo verticale del lago è stato suddiviso in cinque strati corrispondenti a: superficie (0-0.2 m), epilimnio (0-10 m), metalimnio (10-20 m), ipolimnio (20-80 m; vedi Sezione 3.1) e sedimenti profondi (vedi Sezione 3.2).
- I campionamenti della superficie e della colonna d'acqua sono avvenuti con cadenza stagionale (Figura 3.1), nei mesi di gennaio (inverno), aprile (primavera), luglio (estate) e settembre (autunno). Le date esatte sono riportate in Tabella 3.1.
- I sedimenti lacustri sono stati campionati un'unica volta in estate in ciascun bacino, a una profondità di circa 100 m per il bacino nord e di circa 90 m per il bacino sud (Figura 3.2).

3.1. Superficie e colonna d'acqua

I campionamenti sono stati effettuati in condizioni meteo favorevoli (tempo sereno e vento debole o assente) per garantire la stabilità della rete durante le procedure di filtrazione. Inoltre, poiché le precipitazioni di forte intensità causano aumenti temporanei nel numero medio di MP presenti in ambiente (Xia et al. 2020), i campionamenti sono stati eseguiti ad almeno 5 giorni di distanza dall'ultima precipitazione intensa.

Il campionamento della **superficie** (ca. 0-0.2 m) è stato effettuato tramite l'utilizzo di un retino da plancton di maglia 100 μm e diametro di 50 cm (*KC-Denmark, Plankton Net*). La rete, calata in acqua per 1/3 della sua area di apertura (Nava et al. 2023), è stata trainata da una barca a motore mantenuta a una velocità costante e non superiore a 5 km h^{-1} . La rete è stata posizionata lateralmente rispetto all'imbarcazione, in modo tale da mantenerla all'esterno della scia di turbolenza della barca, così da garantirne la stabilità e rendere il processo di filtrazione omogeneo e continuo (Pasquier et al. 2022). Per ogni data e sito di campionamento sono stati effettuati tre transetti i cui tracciati sono stati registrati tramite GPS (Figure 3.1). I campionamenti si sono focalizzati nell'area pelagica, evitando zone di accumulo di plastiche galleggianti, come foci di immissari, golfi e rive. La lunghezza di ciascun transetto, compresa tra 150-500 m (media 315.8 $\text{m} \pm 117.6$; Tabella 3.1), è stata valutata nel corso di ogni singola attività di campionamento in base alle condizioni ambientali e all'efficienza di filtrazione della rete. In particolare, la presenza di un'importante fioritura algale occorsa nel mese di aprile nel bacino sud (Tabella 3.1), ha richiesto l'esecuzione di transetti più brevi al fine di evitare l'intasamento delle maglie della rete e la conseguente interruzione della filtrazione. Al termine di ciascun transetto, la rete è stata risciacquata dall'esterno e il materiale filtrato è stato raccolto in diversi contenitori di vetro per ridurre la probabilità di contaminazioni (Figura 3.1).

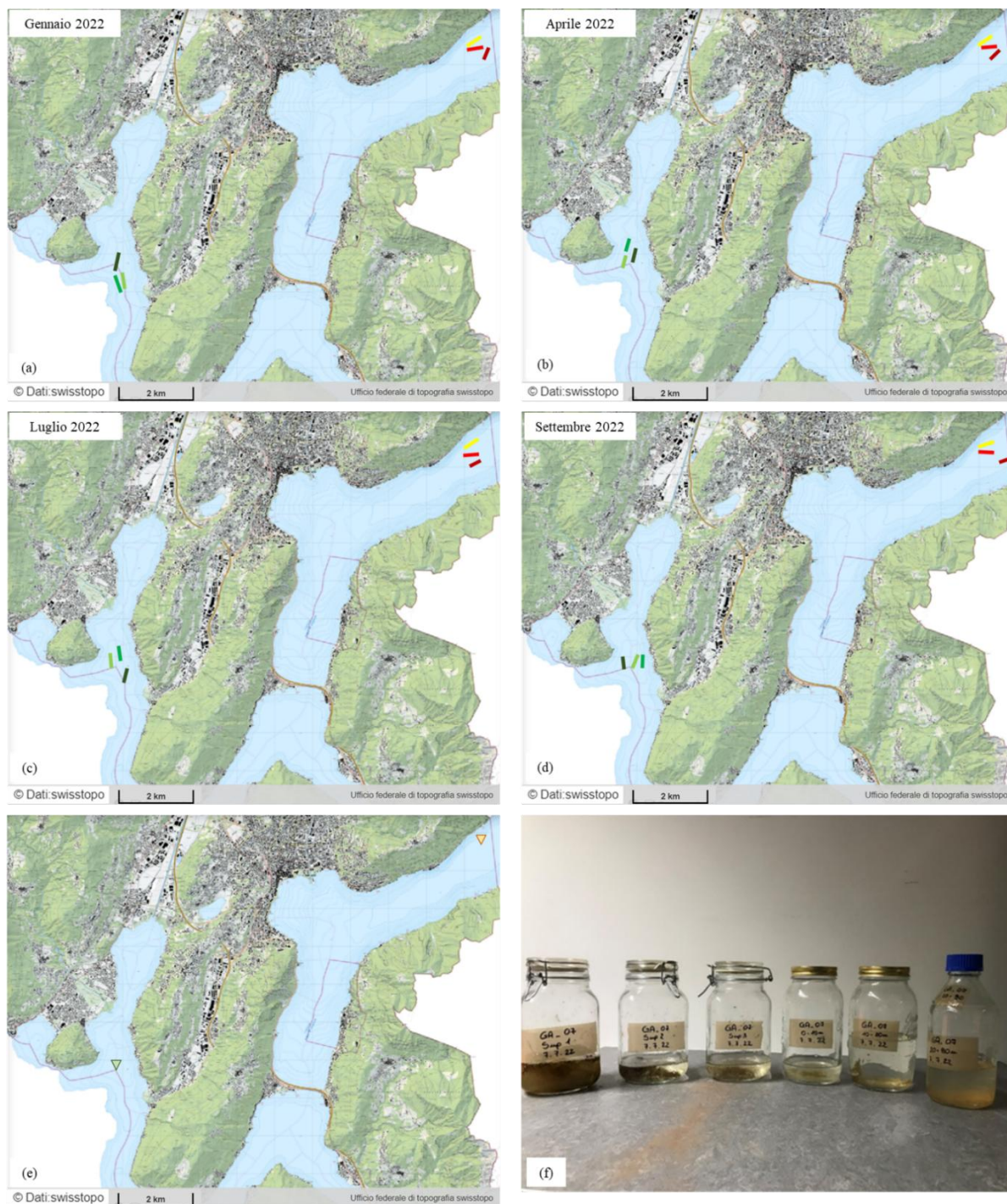


Figure 3.1. (a-d) Percorso dei transetti effettuati nel corso dei quattro campionamenti: primo transetto bacino nord; secondo transetto bacino nord; terzo transetto bacino nord; primo transetto bacino sud; secondo transetto bacino sud; terzo transetto bacino sud. (e) Localizzazione dei punti di campionamento per l'analisi della colonna d'acqua. (f) Campioni raccolti nel bacino nord durante le attività di monitoraggio svolte nel corso della stagione estiva 2022; da notare la raccolta di tre repliche per quanto riguarda la superficie, mentre per la colonna d'acqua i contenuti di tre retinate sono stati omogeneizzati in un unico campione.

Gli strati della **colonna d'acqua** [epilimnio (0-10 m), metalimnio (10-20 m) e ipolimnio (20-80 m)] sono stati campionati utilizzando retini da plancton di maglia 100 μm . Mentre per l'epilimnio (0-10 m) il campionamento è stato eseguito con un retino da plancton di diametro 50 cm (*KC-Denmark, Plankton Net*), gli strati più profondi (10-20 m e 20-80 m) sono stati campionati con un particolare retino di diametro 40 cm equipaggiato di meccanismo a chiusura tramite messaggero (*Aquatic Biotechnology, WP2 Plankton Net*).

Tabella 3.1. Informazioni riguardanti lunghezza dei transetti e area totale campionata nel corso di ciascun transetto superficiale. L'area è stata calcolata moltiplicando la lunghezza del transetto per il segmento di circonferenza sotteso nel punto di immersione della rete (Nava et al. 2023). SD: deviazione standard.

Bacino nord	ID	Lunghezza (m)	Area (m ²)	Bacino sud	ID	Lunghezza (m)	Area (m ²)
25.01.22	BN1	500	225.0	25.01.22	BS1	500	225.0
	BN2	500	225.0		BS2	500	225.0
	BN3	500	225.0		BS3	500	225.0
12.04.22	BN1	350	157.0	12.04.22	BS1	220	99.0
	BN2	250	112.5		BS2	170	76.5
	BN3	250	112.5		BS3	150	67.5
07.07.22	BN1	250	112.5	07.07.22	BS1	260	117
	BN2	250	112.5		BS2	259	116.6
	BN3	250	112.5		BS3	250	112.5
28.09.22	BN1	260	117.0	28.09.22	BS1	210	94.5
	BN2	350	157.5		BS2	230	103.5
	BN3	320	122.0		BS3	300	135.0
Media anno 2022 ± SD		335.8 ± 101.7	149.3 ± 46.4	Media anno 2022 ± SD		295.8 ± 124.0	133.1 ± 55.8

Per ciascuna combinazione di data, sito di campionamento e profondità (4 date x 2 bacini x 3 profondità) sono state effettuate 3 retinate verticali. Al termine di ciascuna operazione di recupero, la rete è stata risciacquata dall'esterno e il materiale filtrato è stato raccolto in contenitori di vetro per ridurre la contaminazione. Diversamente da quanto effettuato per la superficie, le tre repliche compiute per ciascuno strato sono state unite a formare un unico campione (Tabella 3.2; Figura 3.1).

Tabella 3.2. Informazioni riguardanti lunghezza, area e volume campionato nel corso dei transetti verticali. L'area di filtrazione è pari all'area dell'apertura dei retini utilizzati. Il volume è stato stimato moltiplicando la lunghezza del transetto per il numero di retinate e per l'area di filtrazione.

Profondità	Lunghezza (m)	Area (m ²)	Numero retinate	Volume (m ³)
0-10 m	10	0.196	3	5.89
10-20 m	10	0.126	3	3.77
20-80 m	60	0.126	3	22.6

3.2. Sedimenti

I campioni di sedimento sono stati raccolti in data 20.06.2022 per il bacino nord e in data 04.07.2022 per il bacino sud (Figura 3.2). I campioni, sono stati prelevati utilizzando un carotatore e dei tubi di diametro 62 mm.

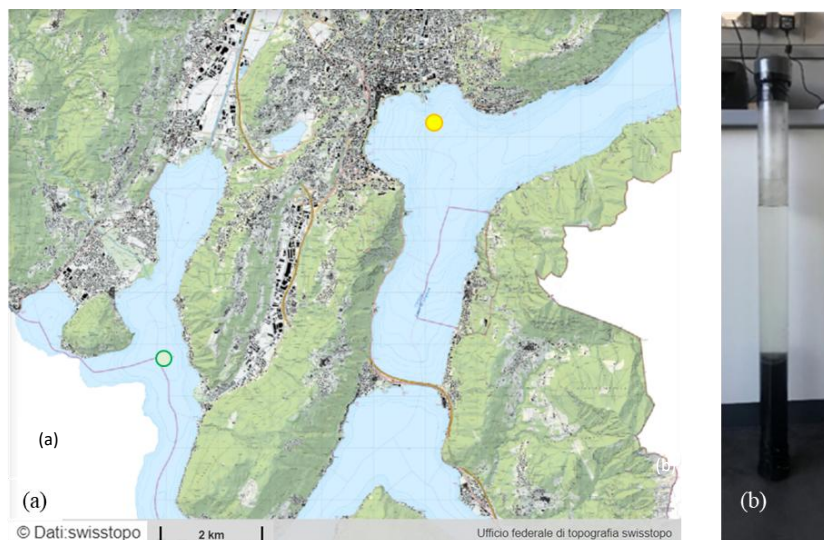


Figure 3.2. (a) Localizzazione dei punti di campionamento per l'analisi dei sedimenti. b) Carota di sedimento prelevata nel bacino nord del Lago di Lugano.

4. QUANTIFICAZIONE DELLE MP

4.1. Preparazione dei campioni: superficie e colonna d'acqua

Per le analisi dei campioni si è seguito un protocollo di preparazione basato su metodologie descritte in letteratura (Masura et al. 2015; Lusher et al. 2020; Monteiro and Pinto Da Costa 2022; MSFD Technical Group on Marine Litter 2023) e ottimizzato nel corso delle precedenti indagini (IST SUPSI 2021). Innanzitutto, ogni campione è stato suddiviso in differenti classi dimensionali tramite l'utilizzo di quattro setacci in alluminio impilati, con maglia di larghezza decrescente (5 mm, 1 mm, 0.3 mm e 0.1 mm). Fatta eccezione per le *macroplastiche* (plastiche di dimensione superiore a 5 mm) che non sono state ulteriormente considerate nel presente studio, le restanti frazioni dimensionali (1 mm, 0.3 mm e 0.1 mm) sono state sottoposte a una prima fase di ossidazione allo scopo di degradare il particolato organico presente. Nello specifico, a ciascun campione sono stati aggiunti 20-40 mL di perossido di idrogeno (H_2O_2 30%) e 20 mL di una soluzione catalizzatore (0.05 M $FeSO_4$), per poi essere lasciati sotto cappa per 24 h. Al completamento della digestione, i campioni sono stati filtrati su filtro in nitrato di cellulosa di maglia 1.2 μm (*Filtri a membrana con reticolo, Sartorius*) e posti a essiccare per 1-2 h a 50°C prima di essere analizzati al microscopio.

Tutti i campioni sono stati conservati in contenitori di vetro tenuti sigillati fino al momento del trattamento in laboratorio. I passaggi di setacciatura e ossidazione della componente organica sono stati eseguiti sotto una cappa aspirante, mentre per la filtrazione ed essiccazione i campioni sono stati coperti con fogli di alluminio allo scopo di minimizzare il rischio di contaminazioni derivanti da MP sospese nell'aria. Inoltre per ogni data e bacino di campionamento (2 bacini x 4 date), sono stati preparati dei filtri di controllo per determinare la contaminazione derivante dall'ambiente di laboratorio. Nello specifico, 100 mL di acqua distillata sono stati filtrati e il filtro risultante è stato esposto all'aria per tutta la durata delle attività di laboratorio, dalla setacciatura fino alla filtrazione dei campioni. Infine le MP presenti sul filtro di controllo sono state contate e caratterizzate. Poiché la contaminazione ambientale (11.8 ± 7.6 MP per filtro) è risultata minima rispetto al valore di MP rilevato in tutti i campioni, è stata considerata trascurabile ai fini delle successive analisi.

4.2. Preparazione dei campioni: sedimenti

In laboratorio i sedimenti sono stati estrusi dal tubo. Per le analisi sono stati conservati solo i primi 5 cm (sedimenti superficiali rappresentativi della sedimentazione di MP nell'ultima decina di anni). Come suggerito in letteratura (Bancone et al. 2020), le MP sono state successivamente separate dal sedimento minerale mediante immersione in una soluzione salina satura ($NaCl$ 1.2 g cm^{-3}). La soluzione è stata mescolata e lasciata riposare per almeno 1 h, al termine della quale il liquido surnatante è stato raccolto e travasato in un setaccio di maglia 70 μm . Tale processo di separazione è stato ripetuto per ulteriori due volte prima di procedere con la filtrazione del materiale recuperato su filtri in nitrato di cellulosa di maglia 1.2 μm (*Filtri a membrana con reticolo, Sartorius*). Infine, i filtri sono stati asciugati a 50°C per 1 h prima dell'osservazione al microscopio. Tutte le MP presenti sono state contate, fotografate e misurate tramite l'utilizzo di un software per l'analisi di immagini (*ImageJ 1.53e*). La misura è stata presa considerando la distanza massima ottenibile tra due rette parallele e tangenti al perimetro della particella (massimo diametro di Feret). Le concentrazioni di MP sono state rapportate al volume di sedimento raccolto (area tubo carotatore x strato di sedimento).

Analogamente a quanto fatto per i campioni raccolti nella colonna d'acqua, due filtri di controllo (1 filtro x 2 bacini) sono stati preparati e lasciati esposti all'aria del laboratorio per tutta la durata del trattamento del campione di ciascun bacino. Tutti i campioni sono stati conservati sigillati all'interno di contenitori di vetro o mantenuti il più possibile coperti al fine di minimizzare la contaminazione degli stessi da parte di MP presenti nell'aria dell'ambiente di lavoro. Anche per i sedimenti, la contaminazione ambientale (8.0 ± 1.0 MP per filtro) è risultata minima rispetto al valore di MP osservato nei due campioni e quindi è stata considerata trascurabile ai fini delle successive analisi.

4.3. Quantificazione delle MP e caratterizzazione morfologica

I filtri sono stati analizzati sull'intera superficie con l'ausilio di uno stereoscopio (*Wild M5*, ingrandimenti x25-x50) munito di fotocamera (*Bresser MikroCamSP 5.0*). Le particelle identificate come materiale plastico sono state contate e categorizzate in sei classi morfologiche sulla base del loro aspetto e delle loro caratteristiche fisiche (DT 2018; IST SUPSI 2021). Per la distinzione delle plastiche dal materiale organico sono stati usati criteri ormai consolidati tratti dalla letteratura (Hidalgo-Ruz et al. 2012; Lusher et al. 2020).

5. RISULTATI E DISCUSSIONE

5.1. Numero totale e concentrazione di MP in superficie

Nel corso del 2022 le MP sono state abbondantemente rilevate in tutti i campioni prelevati dalla superficie del Lago di Lugano. Complessivamente sono state raccolte, misurate e catalogate 5'953 MP, per una densità media totale di 1.76 MP m^{-2} (Figura 5.1). La contaminazione da MP in superficie si conferma dunque ubiquitaria, senza differenze rilevanti nelle concentrazioni dei due bacini (media BN: $1.35 \pm 0.83 \text{ MP m}^{-2}$; media BS: $2.16 \pm 0.60 \text{ MP m}^{-2}$).

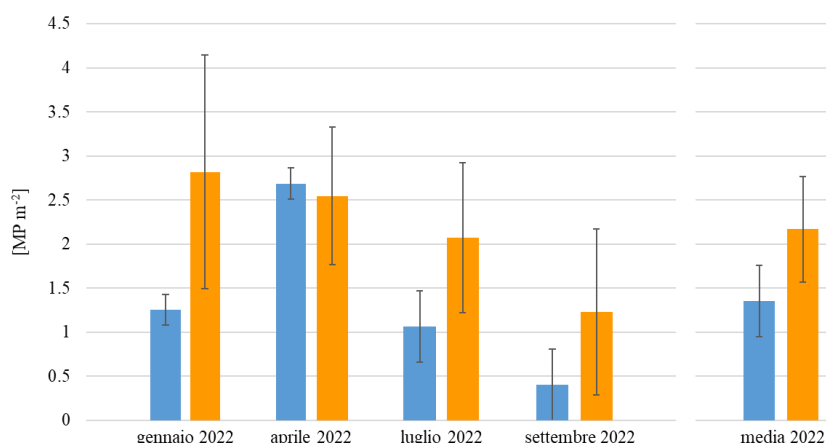


Figura 5.1. Densità media (media dei 3 transetti e relativa deviazione standard) delle MP [MP m^{-2}] rilevate nella superficie del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento e media totale (a destra) per l'anno 2022. ■: Bacino nord; ■: Bacino sud.

Il valore di densità media di 1.76 MP m^{-2} potrebbe a prima vista suggerire un drastico aumento nella contaminazione del lago rispetto agli anni precedenti (media 2018-2020: 0.24 MP m^{-2} ; DT 2018; IST SUPSI 2021). Tuttavia, lo scostamento è verosimilmente riconducibile all'utilizzo di reti per il filtraggio con maglia più fine ($100 \mu\text{m}$) rispetto agli anni precedenti ($300 \mu\text{m}$). Ricerche pregresse hanno infatti evidenziato come reti con maglie diverse possano causare importanti differenze nell'efficienza di filtrazione (Hidalgo-Ruz et al. 2012; Pasquier et al. 2022) e portare a variazioni di diversi ordini di grandezza nelle concentrazioni di MP rilevate, soprattutto per quanto riguarda le piccole fibre (Li et al. 2018). I risultati di queste nuove indagini rafforzano questa ipotesi in quanto, rispetto agli anni precedenti, indicano densità di MP più elevate soprattutto tra le frazioni dimensionali più piccole (frazione 1-0.3 mm; media 2018-2020: 0.20 MP m^{-2} ; media 2022: 0.97 MP m^{-2}) e i filamenti (media 2018-2020: 0.05 MP m^{-2} ; media 2022: 1.01 MP m^{-2}). Alla luce di queste osservazioni, si ritiene preferibile che lo svolgimento delle analisi future venga effettuato con reti di una stessa maglia in modo da permettere il confronto tra anni differenti. La scelta delle dimensioni della maglia dovrà tener conto delle esigenze di campo (es. il contenuto di alghe e altro particolato in sospensione che possono portare al rapido intasamento delle reti con maglie più strette) e degli obiettivi scientifici del monitoraggio (es. le categorie dimensionali di interesse).

In entrambi i bacini del lago si osserva una riduzione nelle concentrazioni di MP in superficie da aprile, fino al campionamento autunnale (Figura 5.1). Alcuni studi hanno identificato i corsi d'acqua immissari e il *run-off* urbano come le principali fonti di immissione di MP negli ambienti lacustri (Li et al. 2018). La portata di tali fonti è correlata alle precipitazioni sul bacino imbrifero del lago che, nel corso del 2022 sono andate via via riducendosi sia in frequenza, sia in intensità. Di conseguenza, è plausibile che la progressiva riduzione delle precipitazioni abbia al contempo portato a una diminuzione nell'apporto di MP a lago. Mentre nel bacino nord le differenze tra le quattro date di campionamento risultano marcate (valore massimo: 2.69 MP m^{-2} ; valore minimo: 0.41 MP m^{-2} ; Figura 5.1), nel bacino sud le differenze appaiono meno evidenti (valore massimo: 2.82 MP m^{-2} ;

valore minimo: 1.23 MP m⁻²; Figura 5.1). Questi risultati risultano coerenti con i risultati delle indagini precedenti (IST SUPSI 2021). La minor variazione temporale di MP in superficie nel bacino sud sembra confermare la presenza di un apporto più stabile e continuo di MP, verosimilmente collegato alla presenza dei maggiori tributari. Nel bacino nord, invece, dove la componente di MP legata all'immissione dei fiumi è inferiore, le maggiori oscillazioni nelle concentrazioni di MP suggeriscono fonti di natura meno diffusa e più puntiforme, quale la presenza di aree a forte antropizzazione come la città di Lugano.

Frammenti e filamenti si confermano le tipologie di MP più abbondanti nella superficie del Lago di Lugano. Le rimanenti quattro classi morfologiche (film, schiume, pellet e microsfele) sono invece così rare da non essere ritrovate in tutti i campioni raccolti e, dove presenti, compongono mediamente l'1-2% delle MP in entrambi i bacini (Figura 5.2). Nel bacino nord i frammenti rimangono la principale componente tipologica delle MP. Mediamente compongono il 50% dei campioni raccolti (Figura 5.2). Rispetto agli anni precedenti, sono però state rilevate maggiori concentrazioni di filamenti (in media da 0.04 MP m⁻² nel 2020 a 0.65 MP m⁻² nel presente studio). Analogamente, anche nel bacino sud le concentrazioni di MP a filamento osservate in questo studio (media: 1.36 MP m⁻²) appaiono maggiori rispetto a quelle rilevate nel 2020 (media: 0.06 MP m⁻²). Inoltre, nel bacino sud i filamenti si sono confermati dominanti rispetto ai frammenti (Figura 5.2). Da questi risultati sembra consolidarsi la possibilità dell'esistenza di diverse fonti di contaminazione tra i due bacini del Lago di Lugano (IST SUPSI 2021), soprattutto legata a una maggiore immissione di fibre e filamenti nel bacino sud. Ulteriori approfondimenti rimangono necessari allo scopo di localizzare le principali sorgenti di immissione.

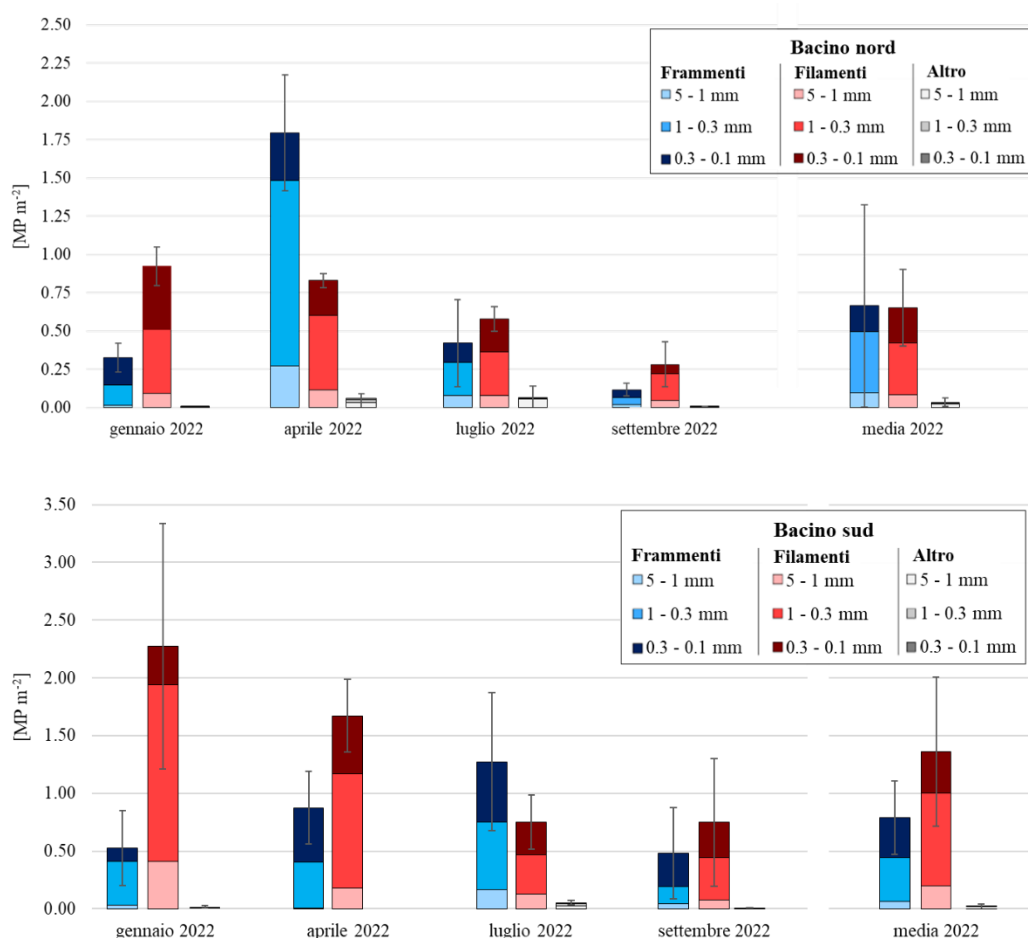


Figura 5.2. Densità media (media dei 3 transekti e relativa deviazione standard) per classe morfologica e dimensionale delle MP [MP m⁻²] rilevate nelle acque superficiali del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento e media totale per l'anno 2022. La categoria 'Altro' comprendere le classi morfologiche di film, schiume, pellet e microsfele.

5.2. Numero totale e concentrazione di MP nella colonna d'acqua

Il presente studio ha permesso di rilevare per la prima volta la presenza di MP in tutti gli strati della colonna d'acqua del Lago di Lugano. Le MP sono state ritrovate in tutti i campioni analizzati (3 profondità x 4 date), per un totale di 3'090 particelle.

In entrambi i bacini del Lago di Lugano e in ogni stagione di campionamento, le concentrazioni più elevate sono state rilevate nei primi strati della colonna d'acqua (strati 0-10 m e 10-20 m; Figura 5.3). Mentre tra epilimnio (0-10 m) e metalimnio (10-20 m) non sussistono differenze rilevanti (media 0-10 m: 28.95 MP m^{-3} ; media 10-20 m: 30.87 MP m^{-3}), nella parte più profonda della colonna d'acqua (ipolimnio, 20-80 m) le concentrazioni di MP sono sostanzialmente più basse (media 20-80 m: 4.33 MP m^{-3} ; Figura 5.3).

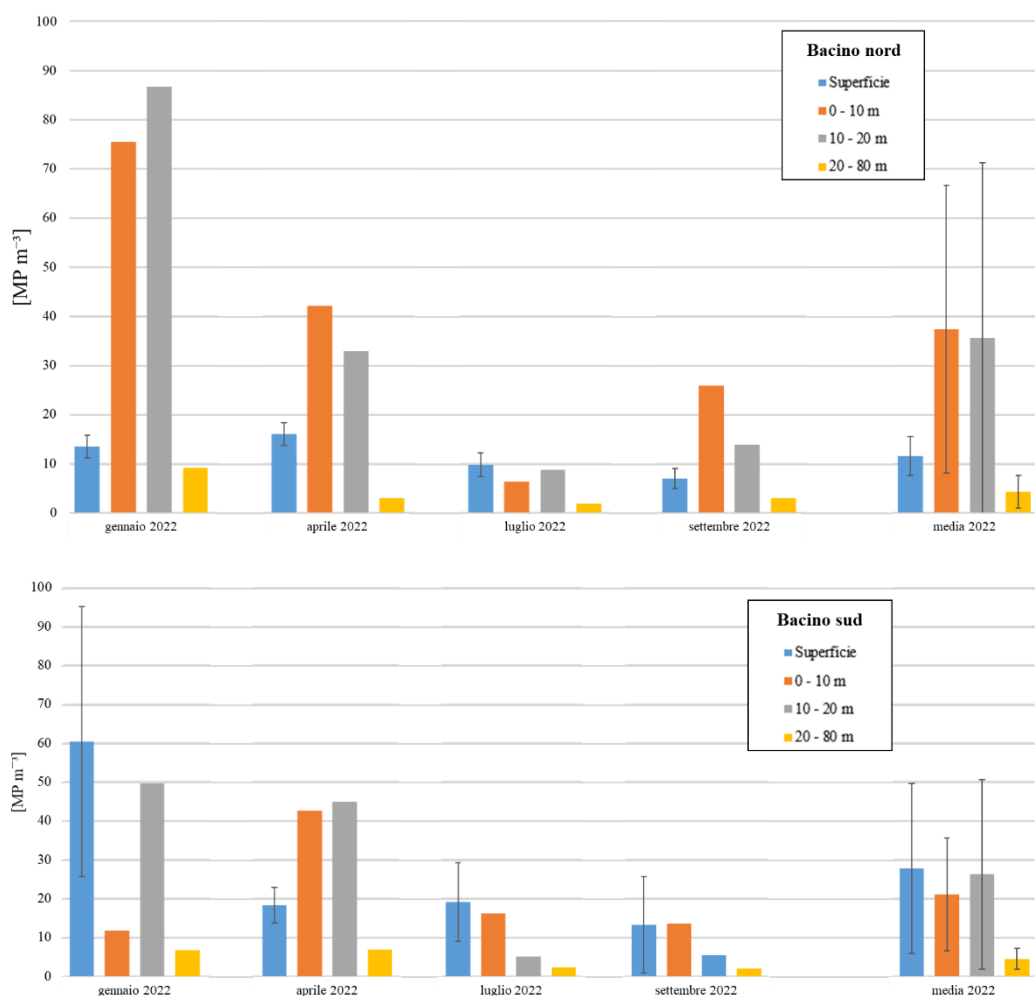


Figura 5.3. Densità totale delle MP [MP m^{-3}] rilevate in superficie (media dei 3 transetti e relativa deviazione standard) e nella colonna d'acqua del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento e media totale per l'anno 2022. Per permettere il confronto con i risultati della colonna d'acqua, le concentrazioni delle MP nello strato superficiale sono state ricalcolate sulla base di una stima del volume calcolata come il prodotto tra l'area del segmento di cerchio sommerso e la lunghezza del transetto.

In modo simile a quanto osservato in superficie, le concentrazioni di MP nella colonna d'acqua sono andate diminuendo tra la prima (campionamenti di gennaio e aprile) e la seconda metà dell'anno (campionamenti di luglio e settembre), in entrambi i bacini del lago (Figura 5.4). La maggior parte delle MP presenti negli strati della colonna proviene verosimilmente dalla superficie. È coerente quindi ipotizzare che la diminuzione nelle concentrazioni di MP in superficie (vedi Sezione 5.1) abbia influenzato negativamente le concentrazioni presenti in epilimnio, metalimnio e ipolimnio, portando a un conseguente calo nelle stesse. Tuttavia, rispetto alla superficie, le oscillazioni sono state più

marcate con concentrazioni che nel bacino nord sono passate da 171.27 MP m⁻³ (gennaio 2022) a 16.80 MP m⁻³ (luglio 2022), mentre nel bacino sud sono calate da 94.29 MP m⁻³ (aprile 2022) a 20.79 MP m⁻³ (settembre 2022).

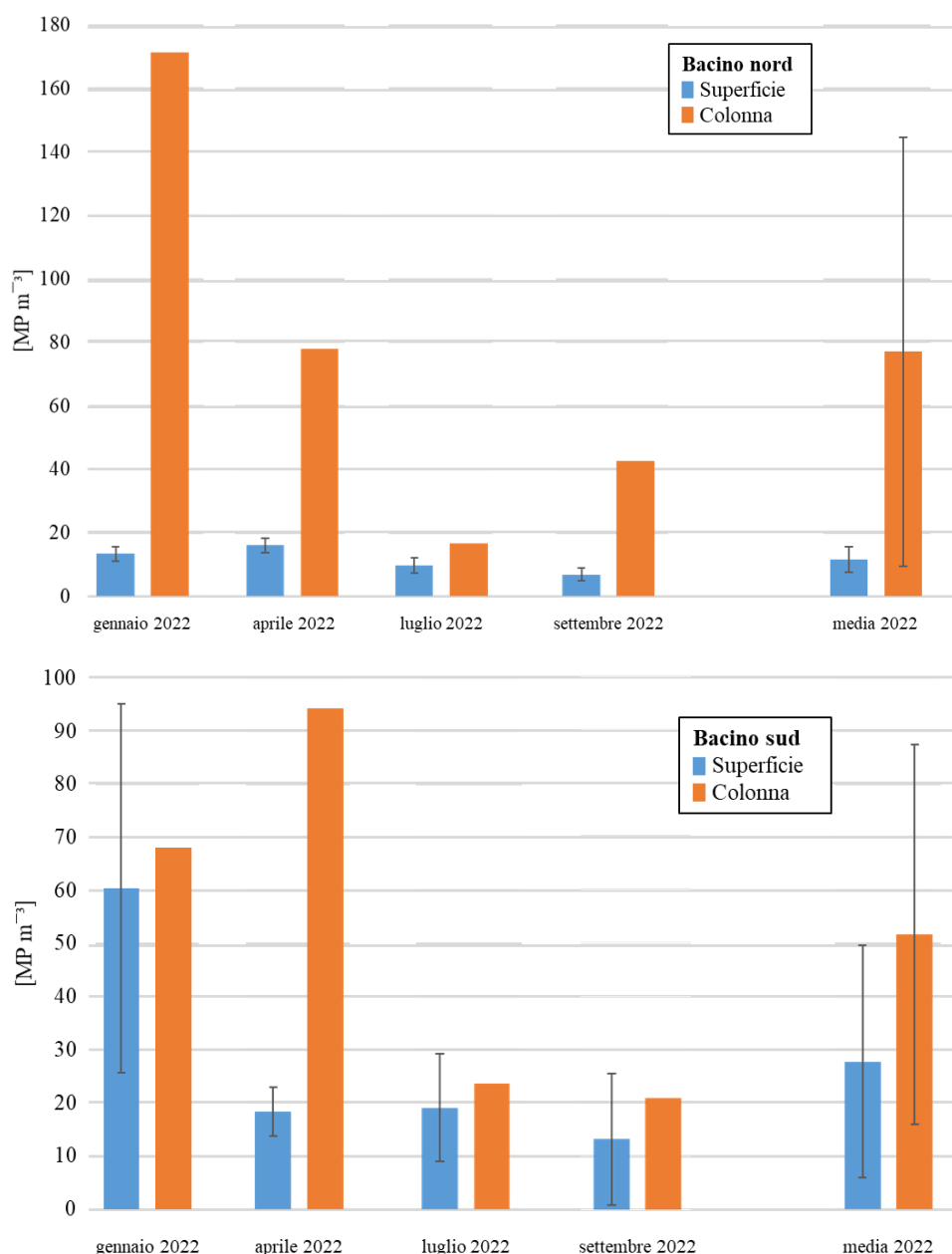


Figura 5.4. Densità totale delle MP [MP m⁻³] rilevate in superficie (media dei 3 transetti e relativa deviazione standard) e nella colonna d'acqua (3 strati combinati) del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento. Per permettere il confronto con i risultati della colonna d'acqua, le concentrazioni delle MP nello strato superficiale sono state ricalcolate sulla base di una stima del volume calcolata come il prodotto tra l'area del segmento di cerchio sommerso e la lunghezza del transetto.

In letteratura le informazioni sulle MP sommerse sono ancora scarse, ma alcuni studi hanno evidenziato una distribuzione verticale delle MP simile a quella osservata in questo studio nel Lago di Lugano, con concentrazioni decrescenti all'aumentare della profondità di campionamento (Lenaker et al. 2019; Tamminga and Fischer 2020). Tra le diverse ipotesi volte a spiegare tale distribuzione, la più plausibile suggerisce che la diffusione in profondità delle MP sia limitata dalla stratificazione termica delle acque del lago (Elagami et al. 2022). Per il Lago di Lugano sarebbe però necessario raccogliere più dati prima di poter valutare a fondo questa ipotesi. In particolare, per

valutare l'effetto della stratificazione sarebbe utile disporre di campioni raccolti durante il periodo di mescolamento delle acque del lago (che nel 2022 è avvenuto in entrambi i bacini verso inizio febbraio, quindi al di fuori delle date di campionamento, *dati non riportati*). Future indagini della colonna d'acqua dovranno tenere in considerazione questa variabile e, se possibile, valutare l'aggiunta di una quinta data di campionamento durante o appena dopo la circolazione annuale delle acque.

Rispetto alla superficie, nella colonna d'acqua le grandi MP (5-1 mm) sono scarse, mentre le MP più piccole sono conseguentemente più rappresentate. In particolare, si osserva una maggiore concentrazione delle MP di dimensione compresa tra 0.3-1 mm, che assumono carattere dominante in tutte le profondità componendo, in media, più del 50% delle plastiche campionate (Figura 5.5). Inoltre, le MP presenti nella colonna sono rappresentate soprattutto da frammenti e filamenti (Figura 5.6). Tra queste categorie le MP a filamento sono risultate dominanti in tutti i campioni con concentrazioni mediamente 2.7 volte superiori rispetto ai frammenti.

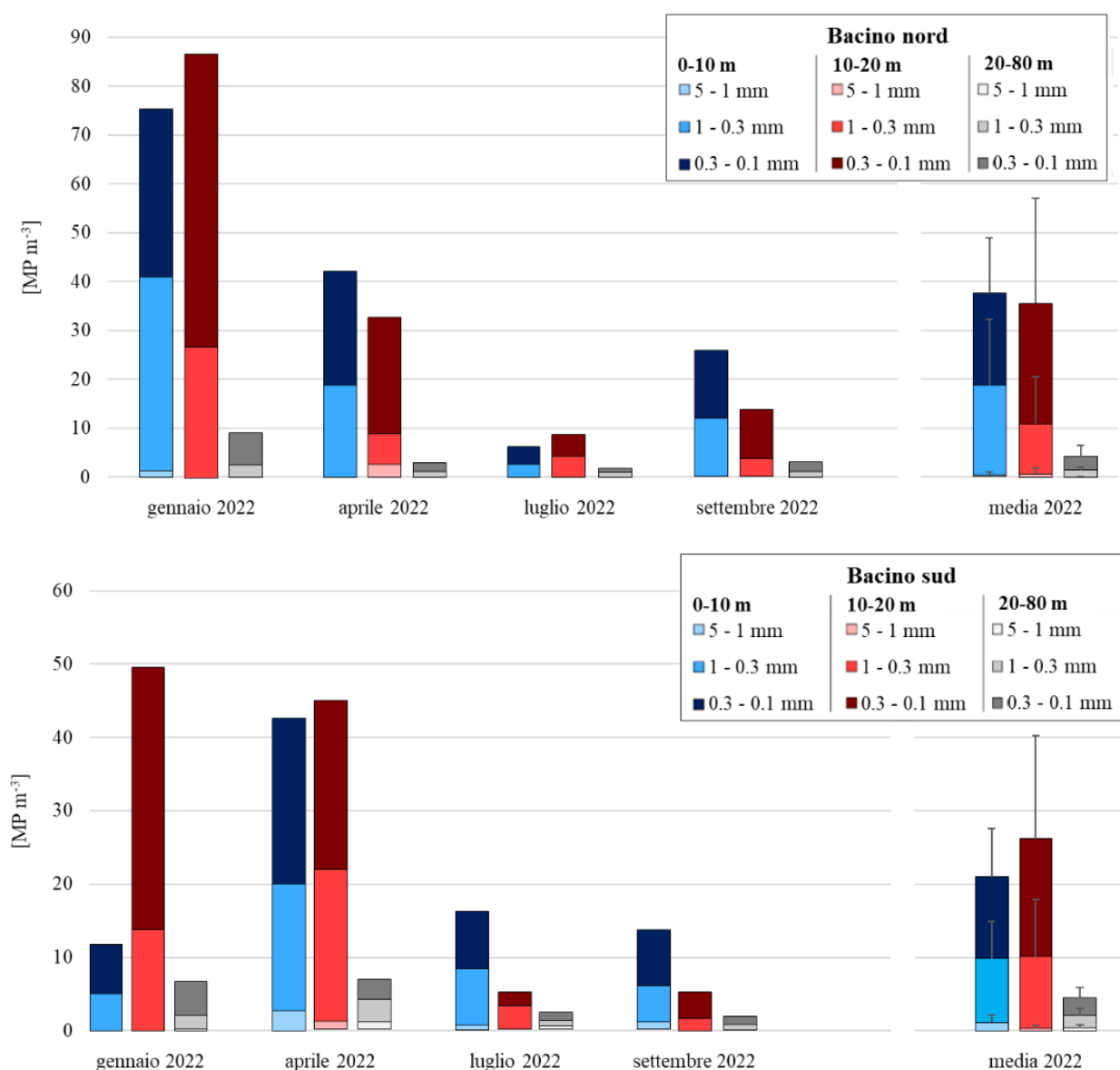


Figura 5.5. Densità totale delle MP [MP m^{-3}], divise per classe dimensionale, rilevate a diverse profondità della colonna d'acqua del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento, e media totale per l'anno 2022.

Esperimenti condotti in laboratorio hanno identificato nella dimensione (Elagami et al. 2022) e nella morfologia delle MP (Khatmullina and Chubarenko 2021) due fattori in grado di influenzarne la velocità di sedimentazione in acqua. A causa delle ridotte dimensioni, i filamenti sono la tipologia che mostra velocità di sedimentazione più bassa tra le varie morfologie di MP, e il loro peso ridotto le rende particolarmente suscettibili ai movimenti delle masse d'acqua (Khatmullina and Chubarenko 2021). Queste osservazioni possono aiutare nello spiegare i risultati ottenuti nel presente studio. Pare infatti probabile che le MP a filamento vengano continuamente risospese da venti e correnti in prossimità della superficie, che ne impediscono il passaggio verso gli strati profondi della colonna d'acqua, causandone l'accumulo nei primi metri. Viceversa, i frammenti potrebbero superare più facilmente il termocline e scendere più velocemente verso i sedimenti (Figura 5.6).

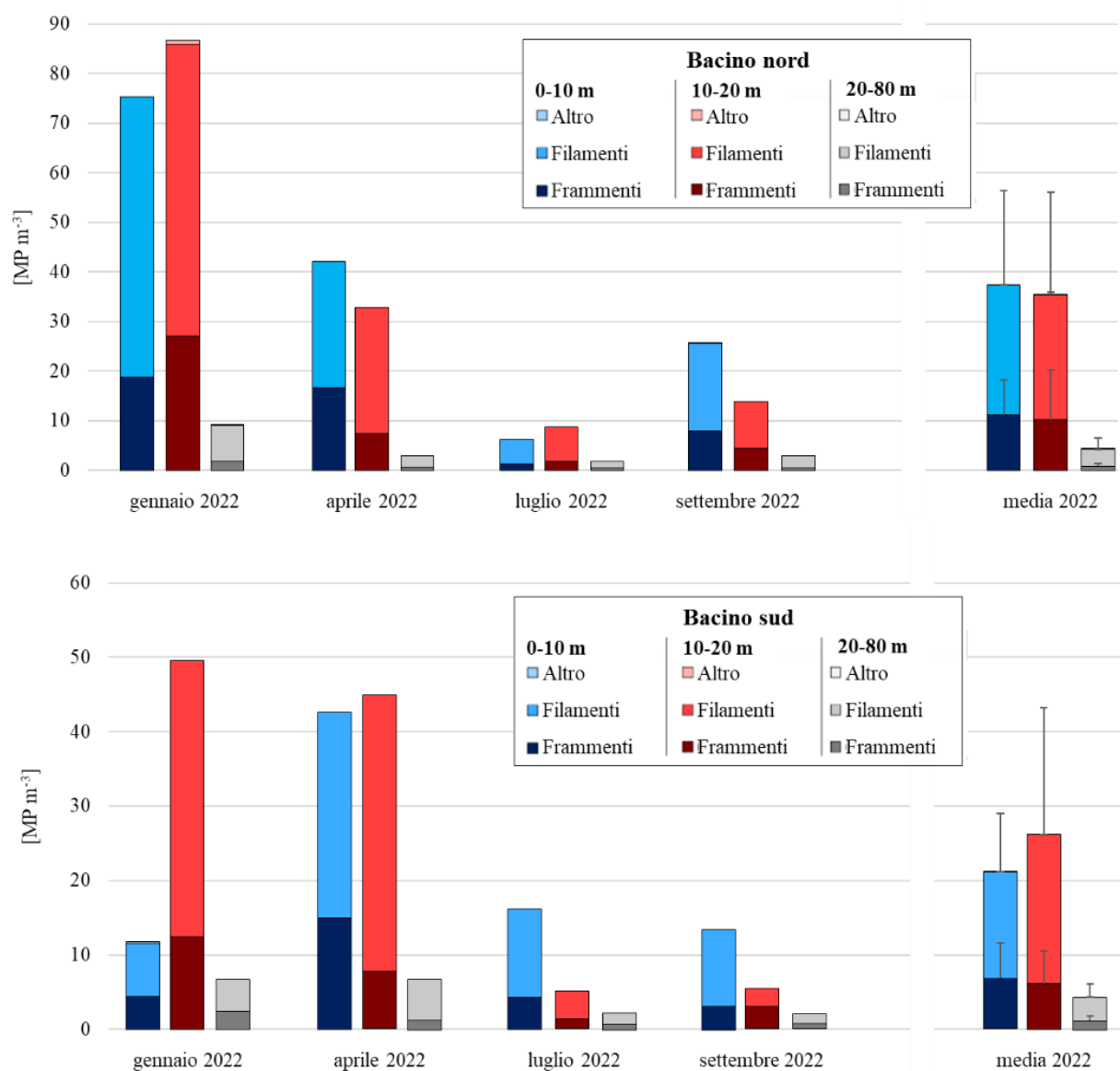


Figura 5.6. Densità totale delle MP [MP m^{-3}], divise per classe morfologica, rilevate a diverse profondità della colonna d'acqua del Lago di Lugano nei quattro mesi di campionamento, e media totale per l'anno 2022.

5.3. Numero totale e concentrazione di MP nei sedimenti

Nei primi 5 cm di sedimento del Lago di Lugano sono state trovate, misurate e catalogate un totale di 73 MP, per una concentrazione media di $241'919 \text{ MP m}^{-3}$ di sedimento. Per la maggior parte si

tratta di piccole MP di dimensioni inferiori a 1 mm. Frammenti e filamenti sono le uniche due tipologie di MP presenti nei sedimenti analizzati (Figura 5.7). In analogia con quanto osservato sia in superficie che nella colonna d'acqua, anche nei sedimenti si ha una predominanza di frammenti nel bacino nord e di filamenti nel bacino sud. Le differenti fonti di contaminazione che presumibilmente esistono nei due bacini sembrano, quindi, caratterizzare da tempo il Lago di Lugano.

Mentre in superficie (0-0.2 m) e nella colonna (0-80 m) non si osservano differenze rilevanti nel contenuto di MP tra i due bacini, le concentrazioni osservate nei sedimenti del bacino nord sono circa doppie rispetto a quelle rilevate nel bacino sud (Figura 5.7). Questo è probabilmente dovuto al maggior tasso di sedimentazione dei frammenti (tipologia morfologica più abbondante nelle acque del bacino nord) rispetto ai filamenti (tipologia morfologica più abbondante nelle acque del bacino sud), che fa sì che i primi si accumulino più velocemente risultando in concentrazioni più elevate. Dato il numero limitato di campioni raccolti, questa ricerca preliminare non consente di esaminare i trend temporali e i tassi di sedimentazione delle MP, si suggerisce di approfondire queste tematiche in futuro mediante tecniche di ricerca paleolimnologiche (Bancone et al. 2020).

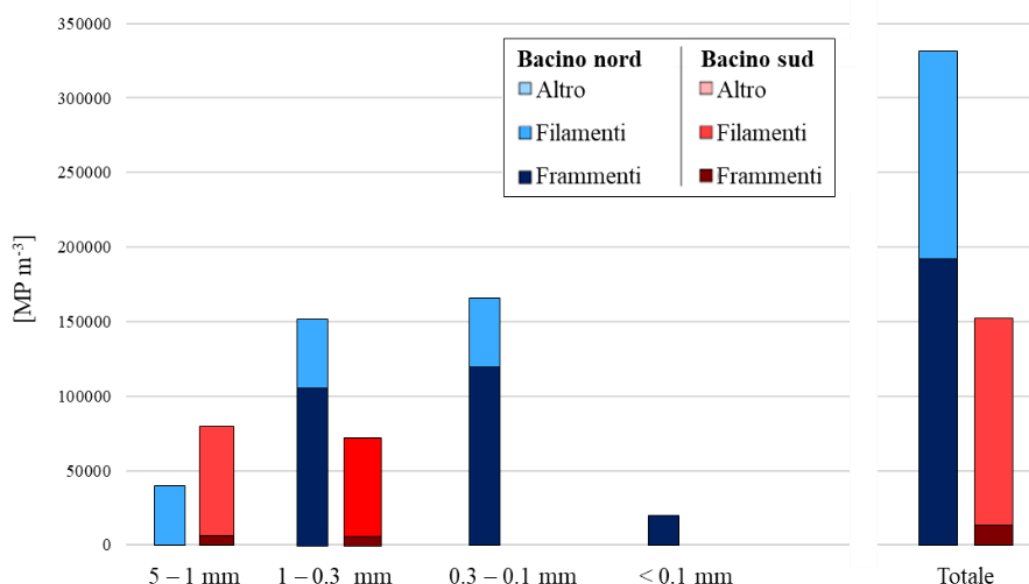


Figura 5.7. Densità delle MP [MP m^{-3}], divise per dimensione e classe morfologica, rilevate nei primi 5 cm di sedimento del Lago di Lugano, e concentrazioni totali.

6. CONCLUSIONE

I dati del presente rapporto riportano i risultati ottenuti a seguito delle indagini condotte nel 2022 dall'Istituto scienze della Terra della SUPSI su incarico della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere con l'obiettivo di quantificare per la prima volta le concentrazioni di MP nella colonna d'acqua e nei sedimenti del Lago di Lugano. I risultati evidenziano una presenza ubiquitaria delle MP non solo in superficie, ma anche negli strati della colonna d'acqua interposta (0-10 m, 10-20 m, 20-80 m) e nei sedimenti profondi del lago.

Le concentrazioni di MP nella superficie del Lago di Lugano si confermano elevate sia nel bacino nord, sia nel bacino sud. Rispetto agli anni precedenti, le maggiori densità osservate nel presente studio (media 2018-2020: 0.24 MP m^{-2} ; media 2022: 1.76 MP m^{-2}) sono verosimilmente imputabili all'utilizzo di una rete a maglia più fine ($100 \mu\text{m}$ invece di $300 \mu\text{m}$), in grado di trattenere anche frazioni di MP più piccole ($0.3\text{-}0.1 \text{ mm}$). Questa quantificazione appare importante ai fini di determinare i possibili effetti tossicologici perché le piccole MP sono potenzialmente più pericolose per gli organismi acquatici. Al contempo, le differenze che si desumono dal confronto tra questo studio e i precedenti rendono evidente la necessità di un metodo di campionamento standardizzato che, in futuro, permetta un confronto accurato tra siti e periodi di campionamento diversi.

Il numero di MP presenti nella superficie del lago rappresenta solo una frazione di tutto il materiale presente nella colonna d'acqua (intera sezione verticale) e nei sedimenti. In particolare, gli strati epilimnio (0-10 m) e metalimnio (10-20 m) del lago sono emersi come possibili zone di accumulo di MP, raggiungendo concentrazioni di 28.95 MP m^{-3} e 30.87 MP m^{-3} rispettivamente. Siccome anche gli organismi acquatici (per esempio plancton e pesci) tendono a concentrarsi in questi strati, la potenziale interazione tra MP e organismi acquatici (es. ingestione, *leaching* di additivi) risulta potenzialmente elevata. D'altro canto, i dati dei sedimenti evidenziano come anche questi siano un importante comparto per l'accumulo delle MP nei laghi e, sequestrando questi contaminanti dalle acque, possono rallentarne la dispersione dalle sorgenti verso mari e oceani.

La stratificazione stagionale del lago potrebbe agire come barriera alla sedimentazione di frammenti e filamenti, causando i picchi nelle concentrazioni di MP osservati al di sopra del termocline (strati epilimnio e metalimnio) del Lago di Lugano. A questo fattore si aggiungono le caratteristiche intrinseche delle MP, con forma e dimensione che sembrano determinare una maggiore velocità di sedimentazione per i frammenti rispetto ai filamenti.

È comunque necessario evidenziare che questo studio di carattere esplorativo ha come obiettivo primario la raccolta di dati preliminari su cui basare i necessari approfondimenti. Dal punto di vista metodologico, rispetto al presente studio, l'aumento del numero di repliche e siti di campionamento negli studi futuri sarà fondamentale per ottenere dati sempre più affidabili, che permettano di effettuare una valutazione più precisa della variabilità spaziale e stagionale delle microplastiche nella colonna d'acqua e nei sedimenti. Inoltre, una piena comprensione degli effetti e del destino delle MP nel lago non può prescindere dalla caratterizzazione dei polimeri che compongono le particelle rilevate e che, pertanto, si ritiene fondamentale includere nei prossimi studi. Dai dati raccolti resta tuttavia chiaramente evidente che, sebbene il campionamento delle MP in superficie (con rete Manta) rappresenti ormai un metodo di riferimento globale, utile al confronto tra laghi diversi, il campionamento della colonna d'acqua appare necessario per valutare la componente inquinante che ha maggiore potenziale di interagire con i comparti biologici del lago (plancton, pesci). Un doppio monitoraggio che, a rotazione, esamini sia superficie che colonna d'acqua, è auspicabile in quanto permetterebbe di sviluppare una conoscenza sulla presenza di MP particolarmente completa e quindi funzionale allo sviluppo di strategie di gestione.

7. BIBLIOGRAFIA

- Bancone, C. E. P., S. D. Turner, J. A. Ivar Do Sul, and N. L. Rose. 2020. The Paleoecology of Microplastic Contamination. *Front. Environ. Sci.* **8**: 574008. doi:10.3389/fenvs.2020.574008
- DT. 2018. Studio sulla presenza di microplastiche nel Lago Ceresio. Dipartimento del Territorio del Canton Ticino.
- Dusaucy, J., D. Gateuille, Y. Perrette, and E. Naffrechoux. 2021. Microplastic pollution of worldwide lakes. *Environ. Pollut.* **284**: 117075. doi:10.1016/j.envpol.2021.117075
- Eerkes-Medrano, D., R. C. Thompson, and D. C. Aldridge. 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* **75**: 63–82. doi:10.1016/j.watres.2015.02.012
- Elagami, H., P. Ahmadi, J. H. Fleckenstein, S. Frei, M. Obst, S. Agarwal, and B. S. Gilfedder. 2022. Measurement of microplastic settling velocities and implications for residence times in thermally stratified lakes. *Limnol. Oceanogr.* **67**: 934–945. doi:10.1002/lno.12046
- Faure, F., Demars, Colin, Wieser, Oliver, Kunz, Manuel, and de Alencastro, Luiz Felipe. 2014. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environ. Chem.* **12**: 582–291. doi:https://doi.org/10.1071/EN14218
- Hartmann, N. B. and others. 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* **53**: 1039–1047. doi:10.1021/acs.est.8b05297
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel. 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ. Sci. Technol.* **46**: 3060–3075. doi:10.1021/es2031505
- IST SUPSI. 2021. Presenza di microplastiche nelle acque superficiali del Lago di Lugano. Monitoraggio anno 2020.
- Khatmullina, L., and I. Chubarenko. 2021. Thin synthetic fibers sinking in still and convectively mixing water: laboratory experiments and projection to oceanic environment. *Environ. Pollut.* **288**: 117714. doi:10.1016/j.envpol.2021.117714
- Lenaker, P. L., A. K. Baldwin, S. R. Corsi, S. A. Mason, P. C. Reneau, and J. W. Scott. 2019. Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* **53**: 12227–12237. doi:10.1021/acs.est.9b03850
- Li, J., H. Liu, and J. Paul Chen. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.* **137**: 362–374. doi:10.1016/j.watres.2017.12.056
- Lusher, A. L., I. L. N. Brâte, K. Munno, R. R. Hurley, and N. A. Welden. 2020. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Appl. Spectrosc.* **74**: 1139–1153. doi:10.1177/0003702820930733
- Masura, J., J. Baker, G. Foster, C. Arthur, and C. Herring. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA technical memorandum NOS-OR&R. NOS-OR&R Marine Debris Program (U.S.9.
- Monteiro, S. S., and J. Pinto Da Costa. 2022. Methods for the extraction of microplastics in complex solid, water and biota samples. *Trends Environ. Anal. Chem.* **33**: e00151. doi:10.1016/j.teac.2021.e00151
- MSFD Technical Group on Marine Litter. 2023. Guidance on the monitoring of marine litter in European seas: an update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive. European Commission. Joint Research Centre.

- Nava, V. and others. 2023. Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature* **619**: 317–322.
doi:10.1038/s41586-023-06168-4
- Pasquier, G., P. Doyen, M. Kazour, A. Dehaut, M. Diop, G. Duflos, and R. Amara. 2022. Manta Net: The Golden Method for Sampling Surface Water Microplastics in Aquatic Environments. *Front. Environ. Sci.* **10**: 811112. doi:10.3389/fenvs.2022.811112
- PlasticEurope. 2022. *Plastics - The Facts 2021*.
- Tamminga, M., and E. K. Fischer. 2020. Microplastics in a deep, dimictic lake of the North German Plain with special regard to vertical distribution patterns. *Environ. Pollut.* **267**.
doi:10.1016/j.envpol.2020.115507
- UFAM, U. federale dell'ambiente. 2020. *Materie plastiche*.
- Xia, W., Q. Rao, X. Deng, J. Chen, and P. Xie. 2020. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Sci. Total Environ.* **732**: 139065.
doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139065

Autori e collaboratori

Camilla Capelli Idrobiologa IST-SUPSI

Federica Rotta Idrobiologa IST-SUPSI

Allo studio hanno contribuito (in ordine alfabetico): Stefano Beatrizotti, Aron Castelli, Jessica Colombo, Luca Gallitelli, Arturo di Giacinto, Manuel La Cagnina, Fabio Lepori, Serena Rossi.