

Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere



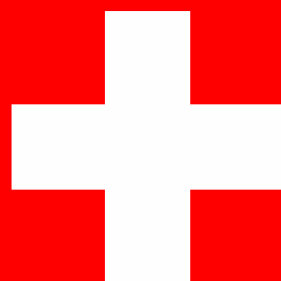
PROGRAMMA TRIENNALE 2022-2024

CAMPAGNA 2022

**RICERCHE SULL'EVOLUZIONE DEL LAGO MAGGIORE
ASPETTI LIMNOLOGICI**

a cura di
Diego Fontaneto

Verbania, 2023



ISSN: 1013-8099

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Sezione Limnologia

Programma triennale 2022–2024
Campagna 2022

Ente
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR)
Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA)
Sede di Verbania

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

CNR IRSA. Sede di Verbania. 2023. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2022-2024. Campagna 2022. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 109 pp.

SOMMARIO

INTRODUZIONE.....	5
Sintesi.....	6
Summary	7
Inquadramento geografico e stazioni di campionamento.....	9
1. CAPITOLO 1: INDAGINI SULL'EVOLUZIONE CLIMATICA NELL'AREALE DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO IL MIGLIORAMENTO DELLA RETE METEO-IDROLOGICA E APPROFONDIMENTI SUI FENOMENI ESTREMI.....	11
1.1 Pluviometria e idrologia.....	11
1.2 Temperature dell'aria.....	20
1.3 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi	23
2. CAPITOLO 2: VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DI EVENTI METEOROLOGICI ESTREMI SUL REGIME DI MESCOLOMENTO DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO MONODIMENSIONALE E DI UN MODELLO IDRODINAMICO TRIDIMENSIONALE..	27
2.1 Aggiornamento serie storiche	27
2.2 Attività preliminari per la modellazione 3D del lago Maggiore	35
3. CAPITOLO 3: EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE	43
3.1 Acque lacustri	44
3.2 Tributari ed emissario	56
4. CAPITOLO 4: EVOLUZIONE DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI.....	63
4.1 Struttura dei popolamenti fitoplanctonici.....	63
4.2 Variazioni della biomassa algale.....	66
4.3 Distribuzione spazio-temporale della clorofilla totale (Chl-a) e dei principali gruppi algali nella zona eufotica, rilevata con spettrofluorimetro bbe-Fluoroprobe	68
4.4 Valutazione degli andamenti delle successioni fitoplanctoniche in relazione con gli eventi meteorologici estremi	73
5. CAPITOLO 5: INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE.....	75
5.1 Popolamento zooplanctonico	75
6. CAPITOLO 6: IL CARBONIO ORGANICO E LE SCHIUME.....	82
6.1 TOC, TEP, Clorofilla-a e batteri nella stazione di Ghiffa, distribuzione temporale ...	82
6.2 Caratterizzazione delle schiume nel Lago Maggiore	84

7. CAPITOLO 7: SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE.....	89
7.1 Introduzione	89
7.2 Metodi	89
7.3 Risultati	91
8. CAPITOLO 8: PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	94
8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore	94
8.2 Valutazione della presenza e dell'abbondanza dei geni di antibiotico-resistenza (ABR) nell'anno 2022.....	95
CONCLUSIONI.....	103
ALLEGATI.....	104
Metodi di campionamento e di analisi	104
ELENCO DEGLI AUTORI E COLLABORATORI.....	105

INTRODUZIONE

Il presente rapporto illustra i risultati emersi dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dall'Istituto di Ricerca sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IRSA) nel corso del 2022 per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). Il 2022, che costituisce il primo anno del nuovo programma di ricerche (2022-2024), presenta numerosi elementi di continuità rispetto ai programmi precedenti, allo scopo di mantenere e aggiornare le serie storiche, ma anche diversi elementi di novità.

Le ricerche si propongono in primo luogo di proseguire attività che, grazie al finanziamento da parte della CIPAIS, hanno consentito ad oggi di seguire l'evoluzione del Lago Maggiore in un'ottica ecosistemica olistica, considerando gli aspetti meteorologici, fisici, chimici e biologici. Questo approccio multidisciplinare ed integrato ha permesso di indagare i principali processi alla base delle tendenze evolutive del lago. Accanto a queste caratteristiche note sono stati introdotti alcuni approfondimenti volti ad indagare aspetti dell'ecologia del Lago Maggiore che gli organismi di controllo istituzionali non sono tenuti ad affrontare, anche mediante metodologie ed approcci innovativi.

I risultati delle ricerche illustrati nel presente rapporto confluiscono negli indicatori e nelle linee guida descritte nel Pannello di Controllo e nel Piano d'Azione CIPAIS.

I risultati di seguito riportati afferiscono alle seguenti linee di ricerca:

- indagini sul cambiamento climatico nell'areale del Lago Maggiore attraverso dati meteorologici, idrologici e sui fenomeni estremi;
- evoluzione del regime di mescolamento del lago e delle dinamiche dei nutrienti attraverso un approccio modellistico;
- evoluzione dello stato trofico del lago e di altri indicatori fisico-chimici di qualità delle acque, in relazione alla variabilità climatica ed agli apporti di nutrienti dal bacino;
- struttura delle associazioni fitoplanctoniche e zooplantoniche e loro modificazioni in relazione a fattori di controllo trofici e climatici;
- analisi dell'evoluzione temporale di indicatori di carbonio organico e della qualità delle schiume;
- caratterizzazione funzionale della sovrapposizione della nicchia trofica tra le specie ittiche principali;
- analisi della presenza e distribuzione di batteri antibiotico-resistenti nelle acque lacustri.

Sintesi

Vengono presentati i risultati raccolti nel 2022 nell'ambito delle ricerche limnologiche sul Lago Maggiore (Verbania). Le ricerche sono state realizzate dall'Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA) del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) sede di Verbania su mandato della CIPAIS.

Il 2022 è stato un anno caratterizzato dalla continuazione del periodo di siccità e di caldo iniziato nell'anno precedente, e che ha visto anche il riaprirsi in modo quasi completo delle attività umane dopo il periodo di pandemia da COVID. La condizione climatica siccitosa e calda è stata rivelata dalle misurazioni, con un notevole calo delle piogge, un basso livello del lago, una bassa portata degli immissari del lago e del Ticino emissario. L'omogeneizzazione della colonna d'acqua si è fermata a 70 metri, rimanendo per il nono anno consecutivo entro i 100 metri. Le tendenze all'aumento o alla diminuzione dei vari parametri fisici e chimici (e.g. pH, O₂, ioni principali e nutrienti algali.) continuano come negli anni precedenti, rimanendo in linea con tendenze globali di cambiamento. Per quanto riguarda le componenti biotiche, il fitoplancton segue in maniera rapida le condizioni climatiche, con cambi di abbondanza e composizione delle comunità legati ad eventi meteorologici. Lo zooplancton segue a sua volta le dinamiche del fitoplancton: è interessante per il 2022 rilevare la mancanza del picco primaverile di abbondanza di cladoceri. Non sono state viste differenze nella sovrapposizione di nicchia trofica tra le specie di pesci rispetto alle tendenze stagionali rivelate negli anni precedenti. L'analisi delle schiume ha rivelato come queste siano molto probabilmente di origine naturale e contengano un'abbondanza di carbonio organico e clorofilla, con una comunità microbica distinta da quella delle acque del lago. Le fluttuazioni nelle abbondanze dei geni di antibiotico resistenza nelle comunità batteriche del lago continuano seguendo quanto individuato già negli anni precedenti, e i cambiamenti visibili sono soprattutto legati al mutato uso degli antibiotici dopo gli anni della pandemia da COVID.

Summary

The present report describes the results of the limnological campaign carried on Lake Maggiore in 2022 by the CNR Water Research Institute for the International Commission for the Protection of Italian-Swiss Waters (CIPAIS). This activity is part of a 3-year research program (2022-2024), which contains both long-term studies continuing studies that were already active in the previous programs and new activities analysing novel limnological aspects of emerging concern.

Long-term studies on Lake Maggiore have led to the establishment of high-quality time series of limnological data. Thanks to these datasets, it was possible to follow the evolution of the lake caused by both natural and anthropogenic drivers, including climate change for the last 5 decades. Data collected in 2022 implemented the time series and allowed a detailed discussion on both seasonal and interannual changes of the main physical, chemical, and biological parameters. Beside long-term research, some in-depth investigations, based on innovative methodologies and novel approaches, started in this and in previous programs, in order to better understand the ecological functioning of the ecosystem of the lake and of its basin.

The results presented in the report pertain to the following research topics:

- climate change in the Lake Maggiore area assessed through the analysis of meteorological and hydrological data, including extreme events;
- the evolution of thermal and hydrodynamic regime of Lake Maggiore and of the nutrient dynamics, assessed through numerical modelling;
- the long-term variation of the lake trophic status and water quality in relation to the climate change and to the loads from the catchment area;
- the structure of phytoplankton and zooplankton communities and their changes in response to trophic and climatic drivers;
- the temporal variations of indicators of organic carbon and of foams;
- the functional characterisation of the trophic niche overlap of the most important fish species;
- the presence and distribution of antibiotic resistant genes (ARGs) in the lake.

The year 2022 was characterised by below-average precipitation, with 986 mm as the yearly total amount on average on the lake watershed, compared to the 1651 mm yearly average of the period 1978-2021. The areas with the lowest rainfall were in Ossola and in the southern part of the watershed. The maximum lake level was 193,46 m a.s.l. and the minimum was 192,88 m a.s.l. Discharges of the main tributaries were below the long-term average values, with values representing between 20% and 59% of the discharges of the previous years, depending on the river.

The maximum mixing depth of the lake in 2022, calculated on the basis of vertical thermal and chemical profiles, was limited to 70 m, the ninth year in a row that the value does not go below the 100 m threshold. The heat content of the lake reached new peaks, which are higher year after year, increasing the thermal stability of the lake. Mild weather condition and scarce winds prevented the cooling of the water mass and the occurrence of a deep mixing.

Chemical data confirmed the effects of climate warming and reduced mixing on lake chemical characteristics, especially nutrients and dissolved oxygen. The minimum oxygen level in the deep layer (below 200 m) went as low as 4 mg L⁻¹. Phosphorus concentrations, both in the epilimnetic and hypolimnetic layers, remained fairly stable in comparison to recent years. On the other hand, silica is increasing its concentration. In

2022 nitrate and total nitrogen concentrations decreased further, following the trend of the previous years. Transparency was higher in 2022 than in previous years.

Chlorophyll level and algal biovolume were fairly stable in 2022: diatoms, chlorophytes and cyanophytes were confirmed as the dominant phytoplankton groups, replacing each other as the most abundant group through the different seasons. The increase in phytoplankton densities appeared earlier in the season, following a trend that is becoming common in recent years. The annual average biovolume was $0.75 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, similar to the values of the recent period.

The abundance of the total zooplanktonic community increased in comparison to recent years, mostly due to an almost double occurrence of copepods. An anomalous seasonal distribution of abundances in cladocerans was found, with the absence of the typical spring peak.

The quantitative study on the presence of TEP, TOC, and chlorophyll-a in Lake Maggiore in 2022 revealed a peak for TEP and TOC production in September and a peak in chlorophyll-a in May. The occurrence of foams was also followed in 2022: foams occurred mostly along the shores, were characterised by a similar composition in nutrients and were high in organic carbon. The bacterial community composition of the foams was different from that of the water column. The foams seem to be of natural origin, but further research is currently ongoing to understand their dynamics and their origin, whether natural or anthropogenic.

Research to define the overlap of the ecological niche among the main fish species in Lake Maggiore performed in 2022 confirmed a high level of overlap and hence of competition for food resources between whitefish and roach and, at a lesser extent, for whitefish and shad.

Research on antibiotic resistance genes in Lake Maggiore confirmed the seasonal successions identified in the previous years and suggested the impact of the COVID-19 pandemic on the use of antibiotics and consequently on the occurrence of antibiotic resistance genes. Genes related to specific antibiotics used at home during the pandemic increased, whereas genes related to antibiotics that were previously used during the flu periods disappeared. Data gathered in 2022 confirmed the role of the lake as a long-term reservoir of antibiotic resistances.

Altogether the results of the research performed in 2022 confirmed some important trends in physical, chemical and biological variables in which meteo-climatic factors play a relevant role. The analysis of the data also put in evidence the importance of extreme or intense meteorological events. Some insights on the impact of the lockdown on water quality were provided and will be further investigated.

Inquadramento geografico e stazioni di campionamento

SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

Province (I): Novara, Verbano Cusio Ossola (Piemonte); Varese, Como (Lombardia)
Cantoni (CH): Grigioni, Ticino e Vallese.

COORDINATE GEOGRAFICHE DELLA STAZIONE DI GHIFFA

UTM WGS84 32T 471370 5088000

COORDINATE GEOGRAFICHE DELLA STAZIONE DI PALLANZA

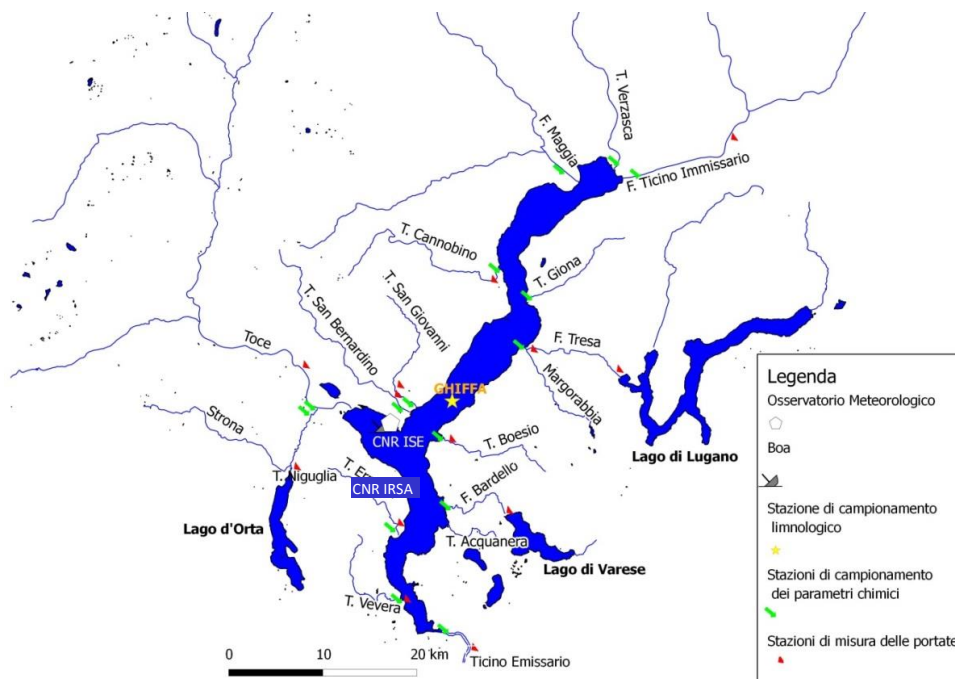
UTM WGS84 32T 463640 5082850

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Quota media del lago	194 m s.l.m.	Prof. criptodepressione	176 m
Lunghezza del thalweg	66 km	Volume	37,5 km ³
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area1	212,5 km ²	Sviluppo del volume	1,44
Larghezza media	3,9 km	Perimetro	170 km
Profondità massima	370 m	Indice di sinuosità	3,07
Tempo teorico di rinnovo delle acque	~ 4 anni		

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DEL BACINO IMBRIFERO

Altitudine massima	4.633 m s.l.m.	Larghezza media (dal lago)	37,6 km
Altitudine media	1.270 m s.l.m.	Indice di compattezza	1,58
Area (lago incluso)	6.599 km ²	Rapporto fra aree del bacino imbrifero e del lago	31,1



COORDINATE GEOGRAFICHE DEI PUNTI DI CAMPIONAMENTO DEI FIUMI

Stazione	UTM WGS 84
Cannobino	32 T 476401 5101656
Ticino Emissario	32 T 470963 5063371
Maggia	32 T 483265 5112135
Ticino Immissario	32 T 491424 5111648
San Giovanni	32 T 467251 5087417
San Bernardino	32 T 466111 5086899
Toce Gravellona	32 T 456821 5087066
Strona Gravellona	32 T 456186 5086518
Tresa	32 T 479006 5093530
Boesio	32 T 470386 5083831
Bardello	32 T 471189 5076469

1. CAPITOLO 1: INDAGINI SULL'EVOLUZIONE CLIMATICA NELL'AREALE DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO IL MIGLIORAMENTO DELLA RETE METEO-IDROLOGICA E APPROFONDIMENTI SUI FENOMENI ESTREMI

Marzia Ciampittello, Helmi Saidi e Dario Manca

1.1 Pluviometria e idrologia

In questo nuovo triennio si vuole approfondire maggiormente la conoscenza sull'evoluzione climatica dell'areale del Lago Maggiore per poter affrontare il problema crescente della gestione della risorsa idrica nello spazio alpino, e per poter tutelarne la biodiversità (acquatica e forestale). In questo contesto, risulta quindi fondamentale il mantenimento delle lunghe serie idro-meteorologiche a disposizione, ai fini di analizzarle sia statisticamente che attraverso l'utilizzo di modelli climatici sempre più precisi nello spazio e nel tempo, in grado di descrivere i complicati fenomeni atmosferici in maniera più dettagliata e completa. Si valuterà anche la necessità eventuale di migliorare e/o implementare la rete meteo-idrologica presente, andando a verificare sia le aree più soggette a eventi estremi sia quelle meno coperte dalla strumentazione presente.

1.1.1. Pioggia

I dati di precipitazione, per l'anno 2022, sono stati raccolti, come di consueto, dalle stazioni pluviometriche del CNR Istituto di Ricerca Sulle Acque, sede di Verbania, del Servizio Meteorologico Svizzero, dell'Ufficio dei Corsi d'Acqua, Dipartimento del Territorio del Canton Ticino, dell'ENEL, dell'Area Previsione e Monitoraggio Ambientale dell'Arpa Piemonte, delle Officine Idroelettriche della Blenio-Maggia, della Società Idroelettriche Riunite, dell'Istituto Geofisico Prealpino e del Consorzio del Ticino.

È importante segnalare che alcune stazioni di Arpa Piemonte sono oggetto di verifica della pioggia giornaliera e che pertanto i dati riportati non sono ancora stati validati completamente. Essi sono comunque presenti all'interno del rapporto perché importanti per poter definire, nel modo più completo possibile, l'andamento delle piogge per l'anno analizzato e per l'intero areale. Questo vale anche per i dati pluviometrici della rete cantonale del Canton Ticino che non hanno ancora ottenuto la validazione definitiva. I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in Tabella 1.1 insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-21 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2022 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in Figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2022. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm).

Stazione	Bacino	m	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
		s.l.m.													
AIROLO	Ticino immissario	1139	15	45	18	85	85	153	58	53	104	217	50	113	995
PIOTTA	Ticino immissario	990	12	25	12	88	114	166	79	56	89	142	35	77	895
FAIDO	Ticino immissario	747	8	26	11	74	85	133	48	48	80	126	31	66	735
Acquarossa/COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	6	21	5	53	108	118	37	76	80	91	30	59	682
BIASCA	Ticino immissario	278	10	20	4	64	71	164	85	101	140	144	51	70	924
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	19	34	14	118	121	178	95	83	170	233	66	73	1202
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	830	13	27	10	55	117	159	85	78	144	231	54	68	1040

BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1315	9	32	19	94	116	217	84	99	176	177	63	66	1152
GRONO	Ticino imm.-Moesa	324	6	21	2	73	89	179	78	68	161	104	43	68	891
BELLINZONA	Ticino immissario	225	10	17	4	63	93	264	67	88	201	157	56	66	1086
MAGADINO (Aeroporto) /Cadenazzo	Lago Maggiore	203	10	18	5	83	106	316	66	117	297	190	60	82	1348
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	199	7	18	13	131	91	272	126	98	240	194	68	99	1356
CIMETTA	Lago Maggiore	1661	8	22	13	72	111	252	83	121	192	191	64	70	1200
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	367	8	16	10	103	91	261	102	121	213	214	57	88	1283
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	8	14	5	115	91	261	111	155	213	240	66	102	1381
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	932	11	26	7	76	116	151	154	99	112	107	41	50	950
GNOSCA	Ticino immissario	247	8	18	5	57	82	163	119	112	172	158	42	51	986
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	12	17	4	68	8	206	110	79	251	175	61	63	1054
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	17	42	13	94	134	161	73	94	108	174	63	80	1053
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775													1062
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698													1146
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	930	10	31	9	63	122	121	109	77	87	134	43	81	887
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	6	14	5	114	99	260	68	141	229	239	56	103	1333
@ PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	4	12	19	52	78	192	69	83	81	212	40	43	884
L. TOGGIA	Toce	2200	16	66	10	82	107	118	82	95	76	145	46	96	939
L. SABBIONE	Toce	2462	9	29	5	67	58	107	82	73	62	148	35	59	734
L. MORASCO	Toce	1820	14	53	15	23	69	113	86	67	64	131	42	75	752
L. VANNINO	Toce	2183	3	36	2	49	41	126	66	102	60	144	28	52	709
@ CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	1	4	6	86	113	77	76	88	73	109	28	78	739
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	0	2	5	103	59	109	45	88	23	98	32	94	658
DOMODOSSOLA	Toce	240	0	6	7	40	0	45	44	104	21	119	32	12	430
CODELAGO	Toce-Devero	1800	18	37	10	98	84	118	59	92	39	123	36	66	780
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	11	40	20	121	129	173	69	109	57	184	41	116	1068
L. DAGARO	Toce-Devero	1600	6	29	11	105	86	60	96	76	41	96	33	89	728
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1465	13	43	11	89	54	93	40	47	60	61	32	115	657
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	10	75	15	110	90	167	86	138	63	97	39	122	1011
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	3	12	8	98	96	68	61	164	43	81	25	80	739
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	4	21	16	167	150	112	68	204	71	155	45	125	1138
PONETTO	Toce-Isorno	348	1	2	1	114	71	78	35	82	24	105	29	75	617
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	2	3	7	119	100	120	55	95	36	117	36	88	778
@ Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	0	4	24	51	130	138	61	112	76	246	40	37	918
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	1	3	22	111	140	124	38	140	63	134	60	90	925
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	0	1	14	108	134	101	20	94	38	157	39	63	769
@ ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	1	3	29	128	139	99	35	132	68	175	48	62	919
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2316	1	1	12	13	104	29	30	85	41	68	31	6	421
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1364	2	1	19	132	113	75	53	141	42	148	20	76	822
@ MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	7	23	3	41	96	106	26	76	61	129	25	68	661
CEPPO MORELLI (Alpe Colla)	Toce-Anza	1995	1	0	29	82	148	121	51	155	62	125	43	62	881
ANZINO	Toce-Anza	669	2	2	14	115	94	139	53	94	46	112	36	90	796
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	3	7	16	206	107	190	65	215	188	155	64	107	1324
OMEGNA	Toce-Strona	298	4	10	11	145	74	181	102	107	116	121	82	102	1053
@ MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	4	10	11	92	71	156	27	106	139	112	96	86	911
@ MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	7	5	15	174	88	235	61	121	124	141	97	78	1147
ROBIEI	Maggia	1910	29	60	36	159	141	270	85	85	125	293	79	180	1543
ROBIEI		1903													1512
CEVIO	Maggia	417	9	18	10	101	93	122	84	78	83	139	39	99	874
BOSCO GURIN	Maggia	1486	11	47	24	134	122	130	109	127	99	123	47	113	1085
@ MOSOGNO	Maggia	771	5	16	8	130	131	186	73	115	100	106	54	104	1028
@ CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226													1299

CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	8	17	9	96	101	37	56	70	40	11	30	97	571
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	10	24	13	94	131	155	88	107	100	166	49	90	1027
SAMBUCO DIGA	Maggia	1471	14	43	17	109	137	169	94	99	121	152	55	102	1113
FUSIO (Fusio Paese)	Maggia	1300	10	23	12	105	127	163	73	94	109	168	46	87	1017
MAGGIA	Maggia	327	10	15	5	102	88	130	126	110	75	125	43	91	920
PALAGNEDRA	Maggia	498	4	11	5	163	77	138	128	103	-	-	45	96	770
CAMEDO (Camedo Paese)	Maggia	550	5	11	9	171	112	244	93	147	94	141	59	102	1188
SONOGNO	Verzasca	913	13	26	17	92	117	192	153	121	118	191	54	103	1197
AROSIO	Tresa	860	11	19	10	76	84	204	131	174	332	233	84	94	1453
ISONE	Tresa	810	10	16	8	117	127	227	95	95	289	202	80	79	1344
LUGANO	Tresa	273	9	17	12	68	70	162	90	86	251	195	64	74	1096
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	14	21	12	81	90	294	90	136	293	261	86	104	1481
PONTE TRESA	Tresa	274	8	14	5	76	39	155	55	80	257	162	76	94	1019
STABIO	Tresa	353	10	17	7	61	94	62	14	67	150	147	94	93	816
MENDRISIO	Tresa	290	10	19	7	65	106	74	25	49	133	136	94	91	808
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	3	9	10	155	84	192	142	181	120	184	70	96	1246
@ CANNOBIO	Cannobino	220	5	11	7	101	96	241	77	101	144	245	72	99	1199
@ MOTTAC	S. Bernardino	1695	3	5	15	129	106	162	127	131	40	166	1	0	884
@ CICOGNA	S. Bernardino	770	5	10	17	182	80	190	61	169	90	233	113	114	1264
@ UNCHIO	S. Bernardino	283	7	10	9	138	61	199	55	134	112	180	125	109	1137
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	3	6	13	210	70	170	50	174	130	156	81	112	1176
@ CANDOGLIA	Toce	201	3	5	13	145	63	176	38	130	153	193	73	92	1083
PALLANZA	Lago Maggiore	211	7	12	8	130	79	230	44	92	166	139	92	107	1105
CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	11	12	15	72	80	101	38	29	154	165	78	94	848
GAVIRATE	Bardello	284	7	18	8	72	82	105	28	28	220	170	109	132	980
VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	10	16	8	76	94	74	35	19	175	141	83	102	830
AZZATE	Bardello	320	7	18	9	60	88	36	14	64	122	117	72	79	686
@ SOMERARO	Lago Maggiore	470	6	11	10	153	71	250	31	77	139	158	88	103	1097
MIORINA	Ticino emissario	195	0	0	8	36	63	10	4	35	89	171	60	10	486
		2022		8	19	11	99	95	154	71	102	121	156	84	986
		1978-2021		73	64	97	164	199	159	136	158	167	194	159	1651
		1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	1709

@ dato da validare - dato mancante dato ricostruito *dato parziale*

Alcune stazioni delle Officine Idroelettriche della Blenio Maggia hanno fornito un valore totale annuale. Sono stati riportati solo questi ultimi, lasciando in grigio i valori mensili.

Considerando anche i dati in attesa di validazione si può dire che le piogge cadute all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2022 sono state di 986 mm contro i 1651 mm medi pluriennali per il periodo 1978-2021 e i 1709 medi pluriennali per il periodo 1921-1977. Si può dire che è piovuto il 40% in meno di pioggia che mediamente cade.

Le stazioni dove è piovuto meno sono Miorina con 486 mm, Caveragno Centrale con 571 mm, Pontetto con 617, Simplon Dorf con 657 mm, Domodossola Nosere con 658 mm, Macugnaga Passo Moro con 661 mm, Acquarossa/Comprovasco con 682 mm e Azzate con 686 mm. Non si identifica quindi una zona caratterizzata da poche piogge rispetto ad altre, ma si può dire che l'intero areale del Lago Maggiore è stato caratterizzato

da scarse precipitazioni. Ci sono state comunque stazioni dove è piovuto di più della media, anche se sempre al di sotto dei valori pluriennali di riferimento, in particolare a Robiei con 1543 mm, Crana Torricella con 1481 mm, Arosio con 1453 mm, a Brissago con 1381 mm, a Vira Cambarogno con 1356 mm, Magadino con 1348 mm, Isona con 1344 mm, Verbanò centrale con 1333 mm, e Sambughetto con 1324, ovvero in quelle stazioni caratterizzate storicamente da piogge superiori alle medie registrate nel bacino. In circa il 50% delle stazioni presenti sono caduti meno di 1000 mm e solo il 17% delle stazioni ha fatto registrare più di 1200 mm. Per quanto riguarda le piogge mensili (fig. 1.1) i mesi che hanno fatto registrare le minori precipitazioni sono stati gennaio, marzo e febbraio con solo l'11 e il 28% delle piogge che mediamente cadono, rispettivamente. Anche a maggio e novembre le piogge cadute sono state molto al di sotto della media, il 48 e 33% rispettivamente. A giugno le piogge sono state leggermente sotto la media e a dicembre leggermente sopra.

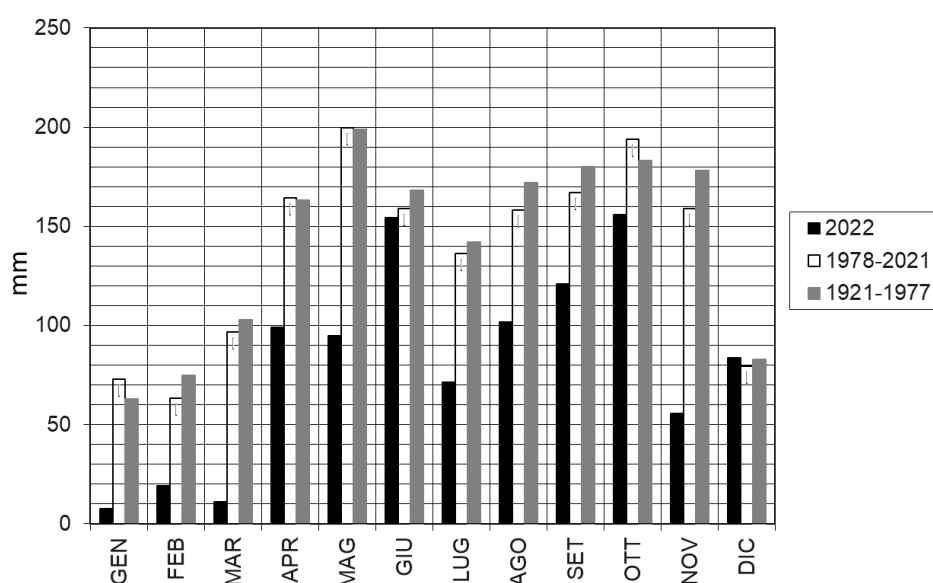


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge (mm) per l'anno 2022 e periodi di riferimento (1978-2021 e 1921-1977) a confronto.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle piogge, in Fig. 1.2 sono riportate le isoiete dell'anno 2022, calcolate per tutto il bacino imbrifero del Lago Maggiore. Le linee verdi rappresentano valori di pioggia intorno al valore medio annuale (tra i 900 e i 1050 mm) le linee arancioni e rosse indicano valori inferiori e le linee verde scuro e blu valori superiori.

Si può vedere come le valli dell'Ossola e la parte più a sud del Bacino siano state quelle dove si sono registrate le minori precipitazioni. Al contrario le aree dove è piovuto di più rispetto alla media del bacino sono state quelle relative al bacino del Tresa, dell'alta Valstrona e dall'alta Valle Maggia.

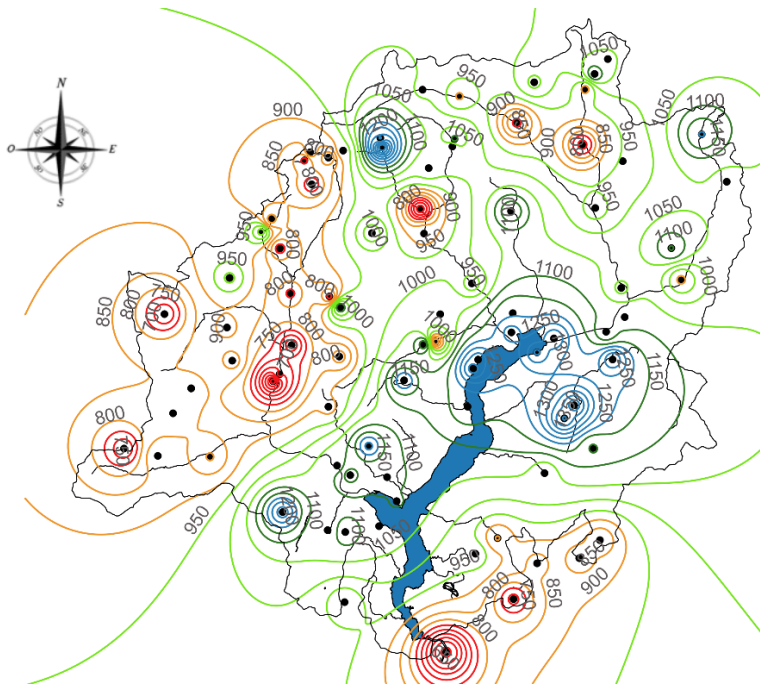


Fig. 1.2. Isoiete del bacino imbrifero del Lago Maggiore (mm) per l'anno 2022.

Per quanto riguarda l'andamento stagionale delle piogge riportato in Fig. 1.3, si evince che in tutte le stagioni le piogge del 2022 sono risultate molto al di sotto della media soprattutto in primavera quando sono caduti 205 mm contro i 463 mm medi pluriennali (44%) e in autunno quando si sono registrati 333 mm contro i 530 mm medi pluriennali (63%). In estate e in inverno sono caduti rispettivamente il 70% e il 77% delle piogge che mediamente cadono in quelle stagioni.

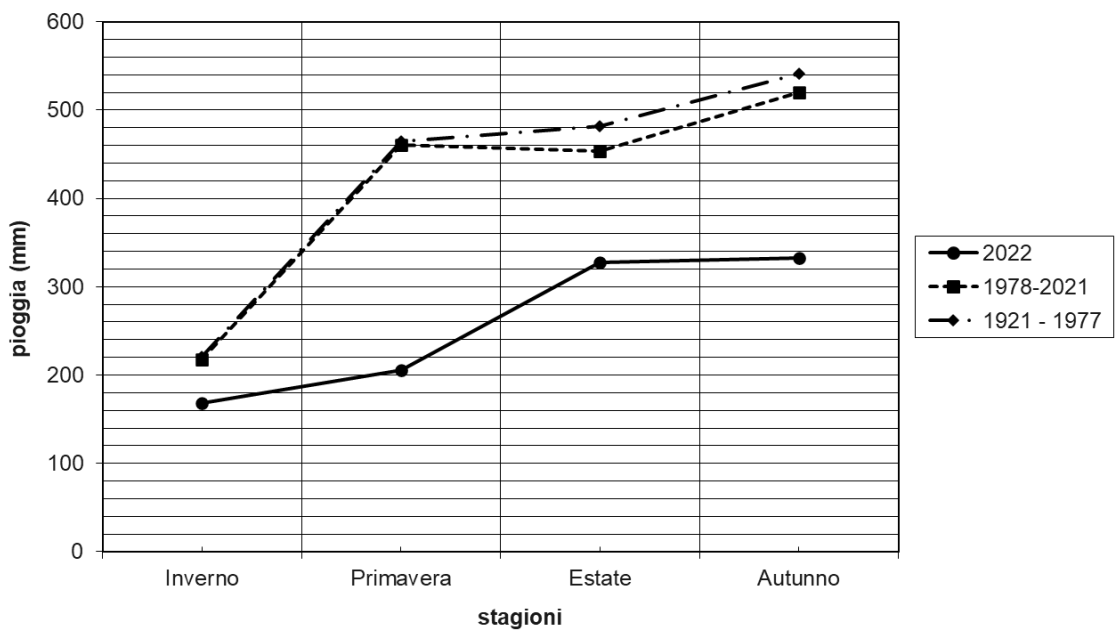


Fig. 1.3. Andamento stagionale delle piogge (mm) per l'anno 2022 e periodi di riferimento (1978-2021 e 1921-1977) a confronto.

1.1.2. Deflussi

Nella Tabella 1.2, unitamente alle regioni amministrative di appartenenza, sono riportate le principali caratteristiche morfometriche dei bacini dei corsi d'acqua, presi in considerazione, sia per quanto attiene ai principali immissari che all'emissario del Lago Maggiore.

I dati riguardanti i deflussi dei principali immissari e dell'emissario del Lago Maggiore, misurati nel 2022, attraverso le reti di rilevamento del CNR IRSA, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna (UFAM), del Consorzio del Ticino, di ARPA Piemonte, sono riportati in Tabella 1.3. I dati di portata del Torrente del Bardello sono stati ricavati da un nuovo strumento installato in località Brebbia dal CNR IRSA nell'ambito delle attività all'interno dell'Accordo Quadro di Sviluppo Territoriale del Lago di Varese (AQST). I dati del torrente Cannobino sono stati registrati fino a marzo a causa di un guasto strumentale.

Non sono ancora stati ripristinati gli strumenti sui corsi d'acqua San Bernardino, Erno, Vevera e Margorabbia.

Tab. 1.2. Lago Maggiore 2022. Bacini idrografici dei principali immissari e dell'immissario: regioni di appartenenza, aree (km²) e caratteristiche altimetriche (m).

Corso d'acqua	Regione	Area	Quota	Area	Altitudine	Altitudine
	Amministrativa	sez. misura	sez. misura	totale	massima	mediana
Ticino immissario	Canton Ticino	1515	220	1616,2	3402	1720
Maggia	Ticino-Piemonte	926	202	926,1	2864	1550
Cannobino	Piemonte	107	215	110,4	2193	1057
S. Giovanni	Piemonte	55	226	60,7	2156	914
S. Bernardino	Piemonte	125	225	130,8	2301	1228
Toce	Piemonte	1532	198	1774,1	4633	1570
Niguglia	Piemonte	115,7	289	115,7	1643	595
Erno	Piemonte	25	220	25,6	1491	657
Vevera	Piemonte	21	196	21,4	912	449
Bardello	Lombardia	111,7	238	134,3	1227	284
Boesio	Lombardia	45	197	45,4	1235	501
Margorabbia	Lombardia	94,5	197	94,6	1226	490
Tresa	Ticino-Lomb.	615	271	754,2	2245	650
Ticino emissario	Lomb-Piemonte	6599	191	6599	4633	1283

Tutti i corsi d'acqua hanno fatto registrare portate inferiori a quelle medie pluriannuali dei periodi di riferimento tra il 20% del Niguglia e il 23% del Boesio e il 53% del San Giovanni e il 59% del Bardello. Intorno al 40% delle medie pluriennali gli altri corsi d'acqua.

I massimi valori si sono registrati a maggio per il Toce e il Ticino Emissario, a giugno per il Niguglia, a ottobre per il Ticino Immissario e il San Giovanni, a novembre per il Tresa e il Ticino Emissario e a dicembre per il Bardello e il Boesio. I valori massimi di portata sono comunque risultati essere inferiori ai valori medi pluriennali di riferimento.

I valori minimi si sono registrati a febbraio per il Ticino Emissario, a marzo per il Toce, il Niguglia, e il Tresa, a luglio per il San Giovanni, ad agosto per il Bardello, il Boesio e per il Ticino Immissario.

Guardando l'andamento delle portate in funzione delle piogge esse seguono abbastanza bene quello delle piogge nell'ultima parte dell'anno, risentono della mancanza di precipitazione dei primi tre mesi ma le piogge di giugno non sembrano avere effetti sulla maggior parte dei corsi d'acqua.

Tab. 1.3. Portate medie mensili e annue del 2022 e dei periodi di riferimento.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2022 *	28,65	26,32	22,96	28,34	44,70	38,41	29,96	20,34	29,75	49,62	31,15	26,14	31,40
	1978-21	34,13	31,98	36,32	56,45	106,86	117,97	88,72	64,96	64,74	74,65	62,33	38,81	64,99
	1921-74	28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
CANNOBINO	2022 *	0,83	0,59	0,50	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,66
	1978-21	2,41	2,37	4,37	8,16	9,55	6,24	4,26	4,15	6,48	8,51	6,48	3,78	5,64
S. GIOVANNI	2022 *	1,31	1,16	1,10	1,59	1,16	0,87	0,79	1,09	1,34	2,05	1,04	1,07	1,21
	1978-06	1,15	0,97	1,71	3,44	3,83	2,67	1,84	1,21	2,75	3,91	2,69	1,35	2,29
S. BERNARDINO	2022 *	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	1978-13	1,99	2,03	4,89	12,24	15,34	8,21	4,49	3,63	8,66	11,16	7,58	3,38	7,00
	1956-77	2,96	4,33	6,27	9,72	10,11	10,42	7,93	10,46	11,59	12,35	11,59	3,92	8,48
TOCE	2022 *	18,75	15,71	13,07	22,73	51,61	41,72	42,48	36,80	27,66	30,75	24,06	21,97	29,05
	1978-21	29,18	28,05	35,32	63,44	116,26	118,60	81,62	59,30	60,94	75,60	69,51	35,70	64,55
	1936-64	30,90	30,00	34,90	59,70	105,10	127,10	93,40	74,30	73,50	72,10	64,90	37,80	67,10
NIGUGLIA	2022 *	0,90	0,69	0,56	0,72	1,11	1,74	0,96	0,64	0,71	0,71	0,97	1,13	0,90
	1978-21	2,67	2,16	3,01	4,98	6,82	5,43	3,36	2,22	2,72	5,78	5,28	3,55	3,94
	1941-60	3,57	3,71	3,53	4,98	6,93	6,45	4,51	3,67	4,38	5,57	7,68	4,70	4,97
ERNO	2022 *	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	1978-07	0,70	0,60	0,94	1,43	1,55	1,11	0,68	0,54	0,90	1,60	1,06	0,69	0,98
VEVERA	2022 *	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	1978-13	0,52	0,45	0,53	0,74	0,85	0,62	0,35	0,26	0,33	0,74	0,60	0,50	0,54
BARDELLO	2022 *	2,15	1,66	1,93	2,00	2,12	1,70	1,06	0,82	1,01	1,08	1,73	2,47	1,62
	1978-21	2,74	2,44	2,50	2,75	3,73	3,61	2,28	1,37	1,87	2,74	2,76	2,43	2,60
	1939-56	2,55	2,84	2,73	3,22	3,90	3,32	2,91	1,87	2,25	2,60	3,43	2,81	2,87
BOESIO	2022 *	0,40	0,34	0,28	0,30	0,27	0,48	0,28	0,24	0,36	0,33	0,31	0,53	0,34
	1978-21	1,17	0,95	1,28	1,88	2,24	1,68	1,27	1,00	1,40	1,94	1,73	1,08	1,44
MARGORABBIA	2022	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	1978-13	2,37	2,13	3,02	4,32	5,07	3,61	2,08	1,36	2,09	4,35	4,26	2,42	3,17
TRESA	2022 *	10,44	5,68	4,47	4,69	5,83	7,20	6,02	4,94	10,10	19,22	20,82	10,69	9,19
	1978-21	15,09	13,32	16,79	27,59	38,24	30,45	20,81	16,39	18,67	26,45	28,33	18,34	22,56
	1923-74	16,10	14,90	17,70	27,80	36,60	34,60	25,30	19,10	20,70	24,10	33,80	23,30	24,50
TICINO EMISS.	2022 *	105,29	60,90	62,00	92,07	165,10	163,87	138,26	93,02	104,20	115,76	165,10	123,50	115,88
	1978-21	157,11	151,88	180,19	289,55	457,63	432,41	338,84	257,15	252,24	351,43	290,26	193,56	280,62
	1921-77	145,00	147,00	159,00	263,00	435,00	495,00	384,00	295,00	316,00	318,00	327,00	193,00	290,00

Dati ricostruiti

(*) Dati in attesa di validazione

Dati parziali

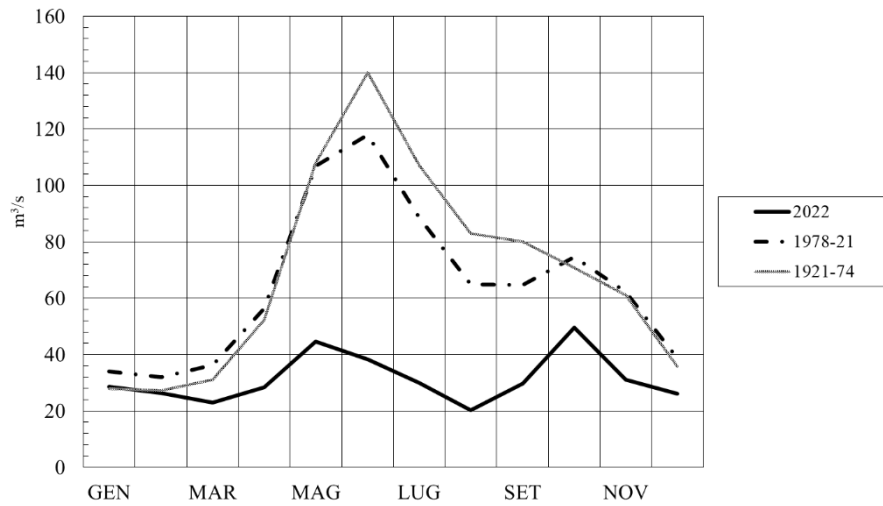
– Dati mancanti

Nelle Figure 1.4 a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino Immissario, del Toce e del Ticino Emissario.

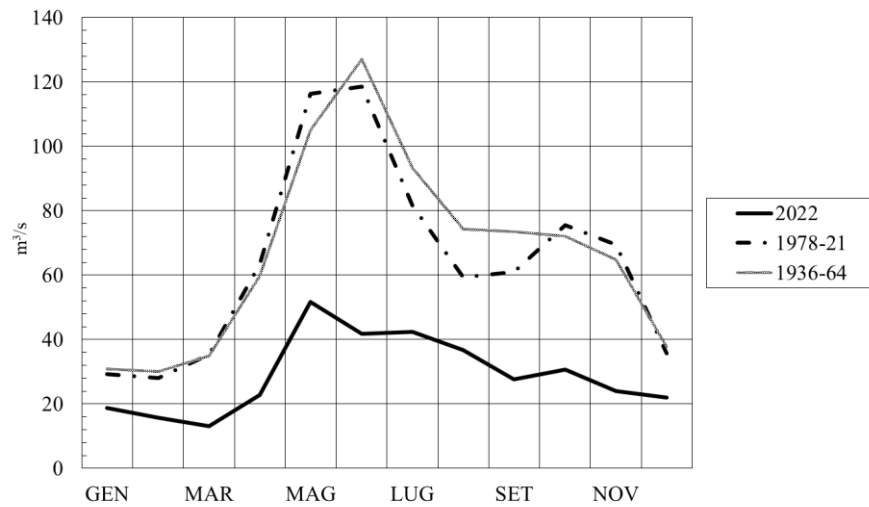
Il Ticino Immissario e il Ticino Emissario hanno andamento simile con i picchi massimi delle portate primaverili a maggio-giugno e delle portate autunnali a ottobre-novembre. I minimi per entrambi i corsi d'acqua si sono registrati alla fine dell'inverno (febbraio-marzo) e in estate (agosto). L'andamento del Toce è invece differente nella seconda parte dell'anno dopo il picco di maggio quando ha visto le sue portate diminuire

costantemente fino ad arrivare al secondo minimo a dicembre; il secondo picco autunnale non è di fatto presente.

a)



b)



c)

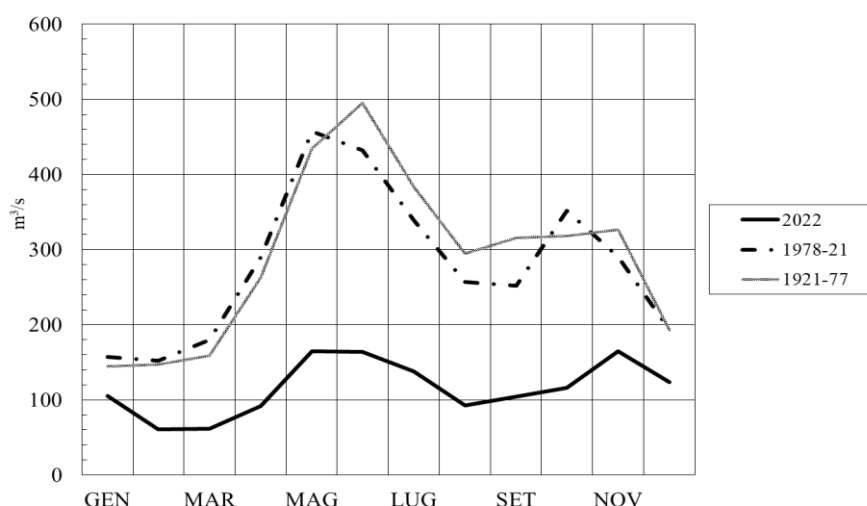


Fig. 1.4 a, b, c. Lago Maggiore 2022. Regime delle portate (m^3/s): a) Ticino Immissario, b) Toce, c) Ticino Emissario.

1.1.3. Livello del lago

L'andamento dei livelli medi mensili del lago nel 2022 (Fig. 1.5) si è mantenuto molto al di sotto dei valori pluriennali di riferimento soprattutto a giugno, luglio e dicembre quando è arrivato a 1 m sotto il valore medio pluriennale di quei mesi. Mediamente nell'anno si è situato circa 80 cm sotto rispetto al livello medio annuale pari a 193,86 m s.l.m. contro i 193,03 m s.l.m. del 2022. Relativamente ai valori assoluti, un valore minimo assoluto nel primo semestre dell'anno è stato raggiunto il 21 giugno, pari a 192,88 m s.l.m. e uguale al minimo storico del mese registrato nel 2006. Nella prima parte dell'anno l'andamento dei livelli non riflette quello delle piogge (Fig. 1.5): a fronte di piogge molto scarse il livello si è mantenuto intorno ai 193,08 m s.l.m. Nonostante le piogge di giugno il livello ha continuato a scendere raggiungendo il minimo annuale pari a 192,69 m s.l.m. il 6 ottobre, quando poi si è alzato fino alla quota di 193,46 m s.l.m il 4 novembre, valore assoluto massimo raggiunto nell'anno.

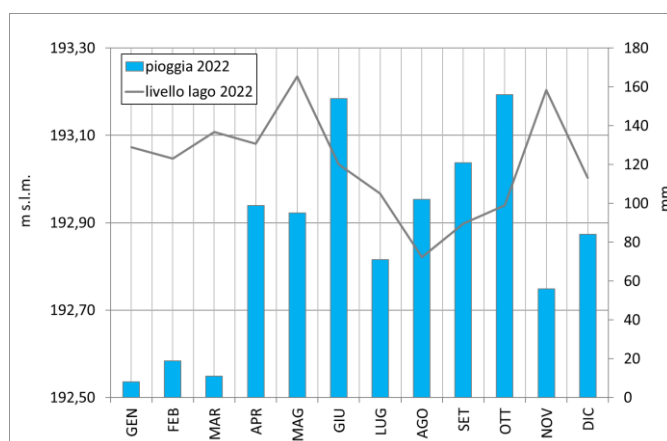


Fig. 1.5. Andamento medio dei livelli del lago per il 2022 (linea grigia) in relazione alle piogge registrate nell'intero bacino per lo stesso anno (barre azzurre).

Il nuovo limite di regolazione di 194,35 m s.l.m. (linea tratteggiata rossa nel grafico di Fig.1.6) non è mai stato raggiunto nel 2022 a causa delle basse precipitazioni registrate.

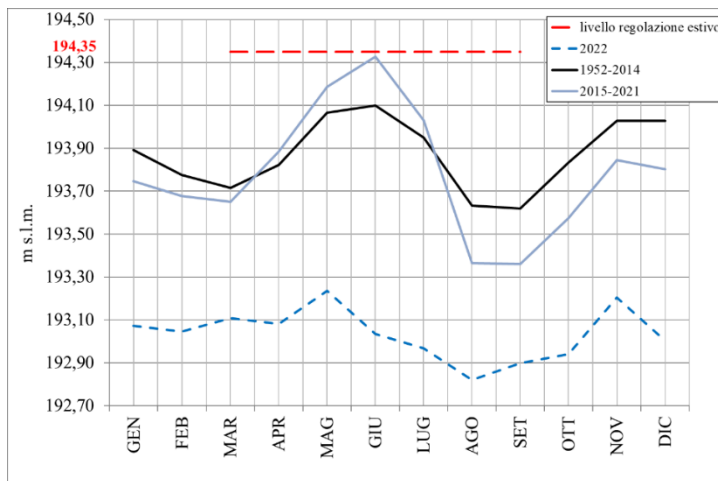


Fig. 1.6. Andamento medio del livello del lago per gli anni pre-sperimentazione 1952-2014 (linea nera), per gli anni della sperimentazione 2015-2020 (linea azzurra), anno 2022 (linea azzurra tratteggiata) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.

1.2 Temperature dell'aria

Anche in questo nuovo triennio si è valutata la variazione della temperatura all'interno del bacino imbrifero, sia come temperatura media che come massimi e minimi assoluti per capirne l'andamento e l'evoluzione.

Per il 2022 si sono raccolti i dati di temperatura in diverse stazioni della rete pluviometrica cantonale, Ufficio dei corsi d'acqua, Dipartimento del territorio, Cantone Ticino (Svizzera); della rete di Meteo Svizzera; della rete delle Officine Idroelettriche della Blenio-Maggia SA; del Centro Geofisico Prealpino; di ARPA Piemonte e del CNR IRSA.

La temperatura media annuale del bacino del Lago Maggiore nel 2022 (Fig 1.7) è stata di 9,8 °C, superiore di 1,7 °C rispetto a quella del periodo di riferimento (1986-2021) pari a 8,1 °C. In tutti i mesi la temperatura media del 2022 è risultata superiore a quella del periodo di riferimento ad eccezione di marzo quando si è calcolato un valore leggermente inferiore. Il mese più freddo è risultato marzo con un minimo assoluto di -19,8 °C registrati alla stazione di Pian dei Camosci e il mese più caldo è stato agosto con un massimo assoluto di 38°C registrati nella stazione di Azzate.

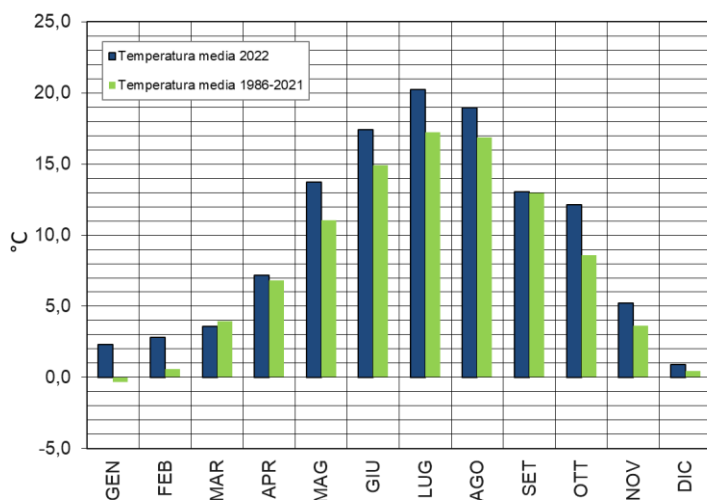


Fig. 1.7. Andamento mensile della temperatura media (°C) del 2022 all'interno del bacino del Lago Maggiore a confronto con il periodo di riferimento 1986-2021.

In Figura 1.8 è riportata la distribuzione spaziale delle temperature medie annuali per l'anno 2022.

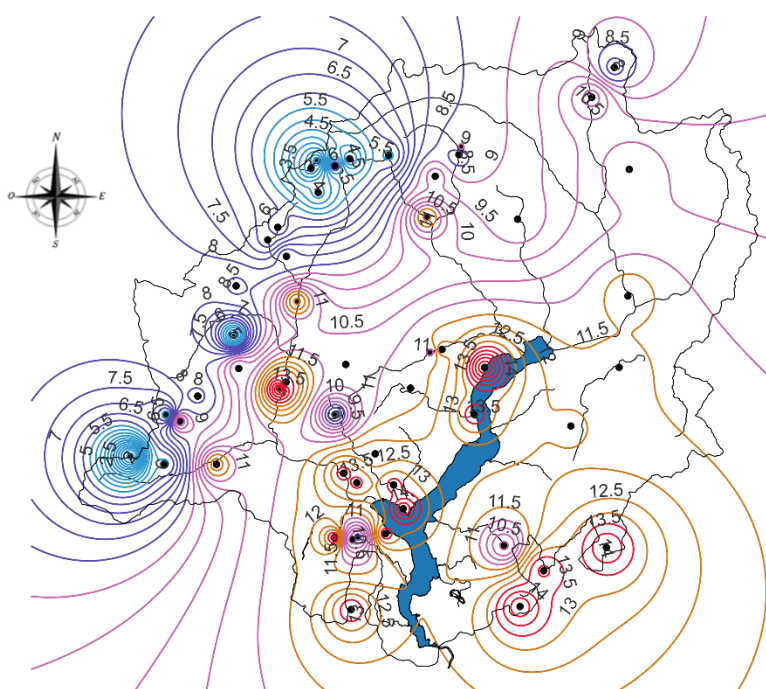


Fig. 1.8. Distribuzione spaziale delle temperature medie annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2022.

Le linee viola rappresentano valori intorno al valore medio del bacino (tra 8,5 e 11°C), le linee blu e azzurre valori inferiori alla media e le linee arancioni e rosse valori superiori. Si possono identificare due zone distinte, quella a nord-ovest caratterizzata da temperature più basse e quella a sud-est caratterizzata invece da temperature più elevate. Fanno eccezione alcune zone specifiche (es. Domodossola e Campo dei Fiori).

Per quanto riguarda i valori minimi e massimi assoluti, in Figura 1.9 (a) e (b) sono riportate le distribuzioni spaziali per il 2022 delle temperature minime assolute e massime assolute rispettivamente.

Per quanto riguarda i valori minimi assoluti, in Figura 1.9 (a) le linee azzurro chiaro identificano le temperature minori. Le aree caratterizzate dalle temperature più basse sono infatti quelle della zona nord-occidentale dove sono anche presenti stazioni a quote medio-alte.

Per quanto riguarda i valori massimi assoluti, in Figura 1.9 (b) si identificano i valori più elevati con le linee rosse. Le aree che hanno fatto registrare le maggiori temperature sono quelle nella parte sud e sud-est del bacino.

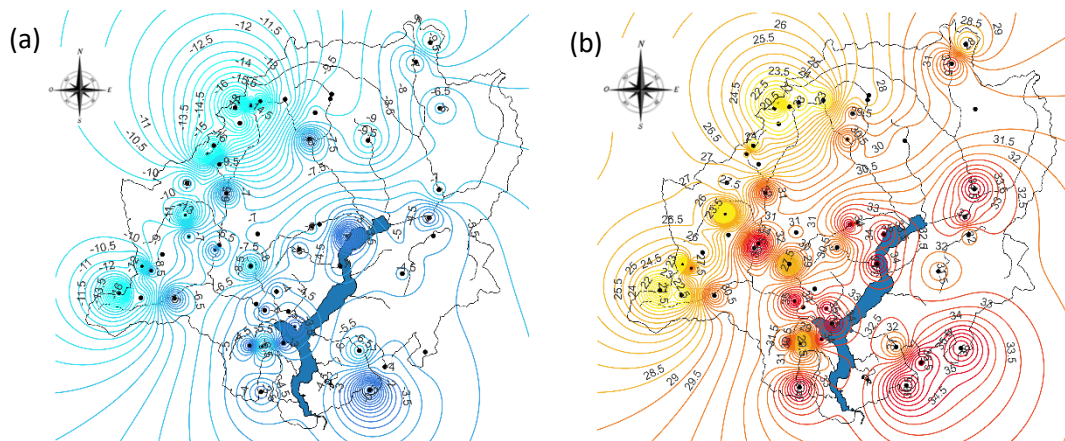


Fig. 1.9. Distribuzione spaziale delle temperature minime (a) e massime (b) annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2022.

Per capire meglio come si stanno evolvendo le temperature massime assolute e minime assolute all'interno del bacino del Lago Maggiore, si è calcolato l'indice SAI per i dati fino ad ora raccolti dal 1981 al 2022. In Figura 1.10 si riporta l'andamento grafico di tale indice per le temperature minime e massime, rispettivamente.

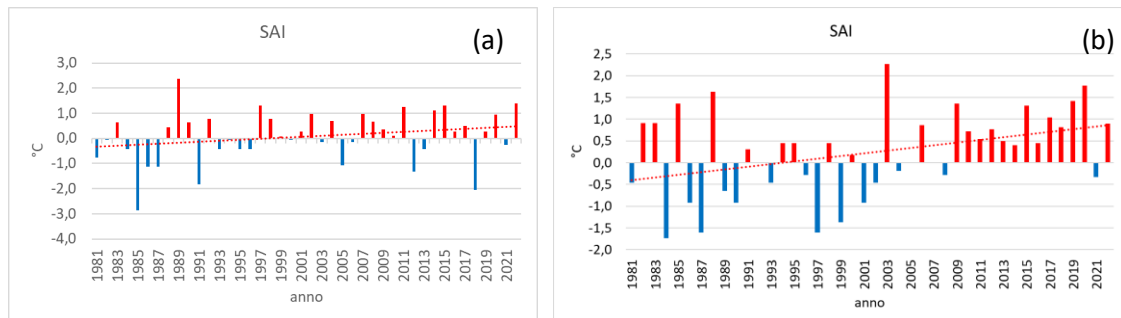


Fig. 1.10. Andamento dell'indice SAI per le temperature minime (a) e massime (b) annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per il periodo 1981-2022.

L'indice può assumere valori superiori a zero, identificati nella Figura 1.10 dalle barre rosse ad indicare una anomalia positiva e quindi un indice sopra la media, o uguali a zero, ovvero l'indice è entro la media, o inferiori a zero, identificati in Figura 1.10 dalle barre blu ad indicare una anomalia negativa e quindi un indice sotto la media.

Per quanto riguarda le temperature minime (Fig. 1.10 (a)) nel 2022 l'indice assume un valore positivo superiore a quello degli ultimi 20 anni e la tendenza complessiva risulta in aumento.

Anche per quanto riguarda le temperature massime (Fig. 1.10 (b)) nel 2022 l'indice SAI è risultato positivo, ma non con un valore particolarmente elevato. Anche per le temperature massime l'andamento dell'indice è quello in aumento.

1.3 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

In questo nuovo triennio si vogliono approfondire le analisi riguardanti gli eventi estremi, sia visti come piogge intense che come periodi prolungati di siccità. In particolare si vuole analizzare la distribuzione spaziale di questi eventi per valutare se esistono delle aree del bacino particolarmente soggette ad essi anche in funzione della quota, valutandone la frequenza. Inoltre, alla fine del triennio verranno definiti degli indici per gli eventi estremi che potranno caratterizzare e descrivere al meglio le caratteristiche meteo-climatiche dell'areale del Lago Maggiore.

1.3.1 Vento

Per quanto riguarda il vento in Tabella 1.4 si riportano i valori medi annuali e la raffica massima per l'anno 2022 per le stazioni di Pallanza, Domodossola, Lago Paione, Macugnaga Passo Moro, Mottarone e Formazza Pian dei Camosci.

Tab. 1.4. Velocità media, raffica e direzione prevalente del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2022.

Stazione	Quota m s.l.m.	Velocità media m/s	Direzione prevalente	Raffica massima m/s	Direzione prevalente
Pallanza	211	1,5	WNW/NE	25,7	WNW
Domodossola	252	0,9	N	19,4	N/NNE
Lago Paione	2269	1,9	NE	38,4	NE
Macugnaga	2820	2,8	SSW	28,4	SSW
Mottarone	1491	3,1	SW	34,2	SW
Pian Camosci	2450	2,5	NE	29,6	NE

La distribuzione delle velocità medie per classi di velocità varia da stazione a stazione (Fig. 1.11) ed in particolare per Pallanza il 79% dei valori è compreso tra 1-2,5 m/s e il 13,4% tra 0-0,9 m/s; per Domodossola il 66,9% è compreso tra 0-0,9 m/s e il 31,7% tra 1-2,5 m/s; per il Lago Paione il 54,4% dei valori è compreso tra 1-2,5 m/s e il 21,6% tra 2,6-5 m/s; per Macugnaga il 51,4% dei valori è compreso tra 2,6-5 m/s e il 45% tra 1-2,5 m/s; per la stazione sita sul Mottarone il 50,3% dei valori è compreso tra 2,6-5 m/s e il 40,6 % tra 1-2,5 m/s; per Formazza Pian dei Camosci il 57,2% dei valori è compreso tra 1-2,5 m/s e il 34,5% tra i 2,6-5 m/s.

Per quanto riguarda le raffiche a Pallanza, i valori sono distribuiti per il 37% tra 2,6-5 m/s e per il 35,1% tra 5,1-7,5 m/s; a Domodossola il 39,1% tra 5,1-7,5 m/s il 36,4% tra 2,6-5 m/s; al Lago Paione i valori per il 53% sono > 10 m/s e per il 21,6% tra 5,1-7,5 m/s; a Macugnaga per il 51,7% dei valori è > 10 m/s e per il 30,9% i valori sono compresi tra 7,6-10 m/s; al Mottarone i valori sono distribuiti per il 42,8% tra 5,1-7,5 m/s e per il 28,3% > 10 m/s; a Formazza Pian dei Camosci i valori per il 52,6% sono > 10 m/s e per il 24,9% sono compresi tra 5,1-7,5 m/s.

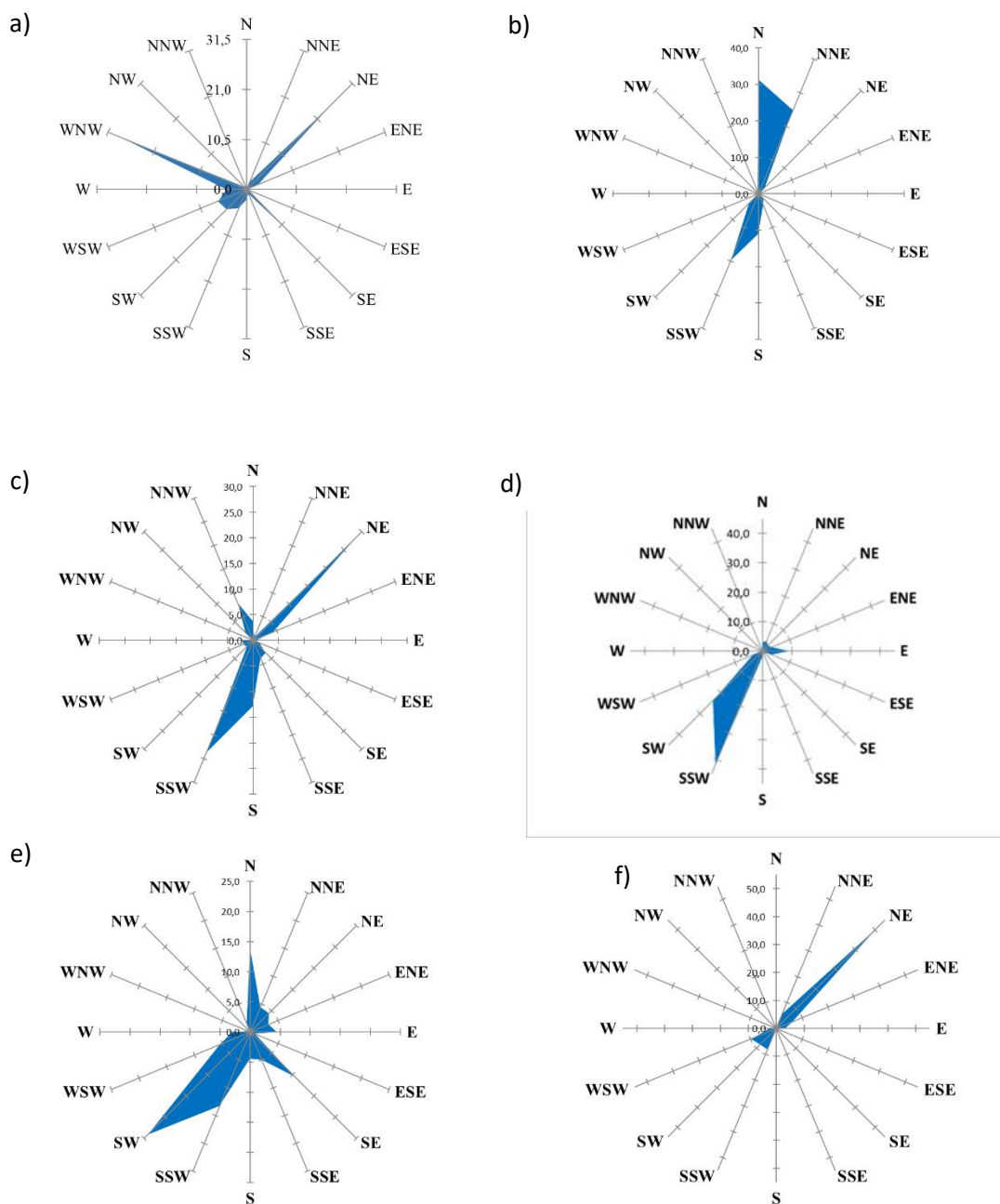


Fig. 1.11. Rosa dei venti a 16 quadranti per l'anno 2022, per le stazioni di: a) Pallanza, b) Domodossola Nosere, c) Lago Paione, d) Macugnaga Passo Moro, e) Mottarone Vetta, f) Formazza Pian dei Camosci.

Rispetto ai valori pluriennali di velocità media e raffica, nonché direzione prevalente, si sono confrontati i dati del 2022 con i riferimenti pluriannuali specifici di ciascuna stazione. In Tabella 1.5 sono riportati i valori a confronto.

Tab. 1.5. Velocità media, raffica e direzione prevalente del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2022 e per ciascun periodo di riferimento.

Stazione	Velocità media (m/s)		Direzione prevalente		Raffica massima (m/s)	
	2022	2001-2021	2022	2001-2021	2022	2001-2021
Pallanza	1,5	1,6	WNW	WNW	25,7	33,2
Lago Paione	1,9	2	NE	NE	38,4	45,9
Domodossola	0,9	1,2	N	N	19,4	32,1
Macugnaga	2,8	2,8	SSW	SSW/S	28,4	44,3
Mottarone	3,1	3,4	SW	SW	34,2	42
Pian dei Camosci	2,5	2,5	NE	NE	29,6	36,1

Per quanto riguarda le velocità medie, nel 2022 si sono registrate abbastanza in linea con le medie pluriennali dei periodi di riferimento, leggermente inferiori a Pallanza e al Lago Paione e inferiori a Domodossola e al Mottarone. La direzione prevalente si conferma in ogni stazione in linea con quella dei periodi di riferimento. La raffica massima nel 2022 è risultata per tutte le stazioni molto al di sotto della raffica massima registrata nei periodi di riferimento.

1.3.2 Giorni piovosi

Si ricorda che nel conteggio dei giorni piovosi entrano quei giorni dove si è registrata una pioggia superiore a 0,9 mm, così come stabilito dall'Organizzazione Meteorologica Mondiale (OMM). I giorni che hanno fatto registrare piogge inferiori a 0.9 mm non entrano nel conteggio in quanto non vengono considerati giorni caratterizzati da piogge sensibili. Per quanto riguarda i giorni piovosi registrati nel 2022, sono stati mediamente 86, valore inferiore a quello del periodo di riferimento 1981-2021 pari a 104.

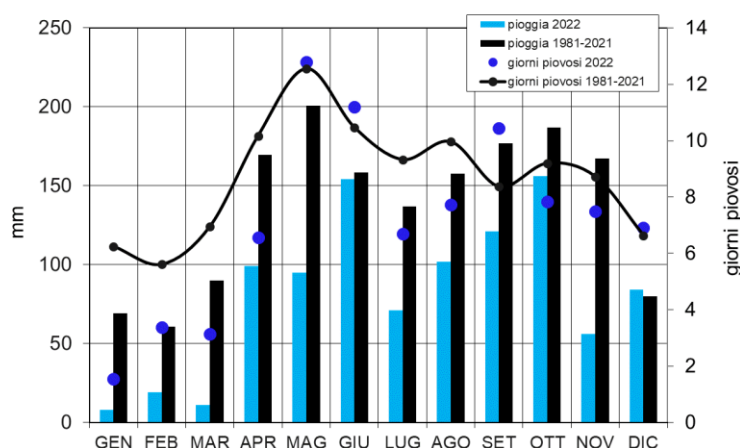


Fig. 1.12. Andamento dei giorni piovosi totali mensili mediati sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2022 (pallini blu) in relazione al loro periodo di riferimento 1981-2021 (linea nera) e alle piogge medie mensili registrate all'interno del bacino imbrifero per l'anno 2022 (barre azzurre) confrontate con le piogge medie pluriennali del periodo 1981-2021 (barre nere).

In Fig. 1.12 sono riportati i giorni piovosi e le piogge del 2022 unitamente ai giorni piovosi e alle piogge del periodo di riferimento 1981-2021.

Dal grafico di Fig. 1.12 si evince che alle poche piogge dei primi mesi dell'anno fa riferimento un numero di giorni piovosi molto basso; con l'aumento delle piogge anche il numero di giorni piovosi aumenta. Da evidenziare l'andamento particolare dei giorni piovosi nei mesi di maggio e settembre soprattutto e giugno, anche se quest'ultimo in misura minore. Date le piogge di questi mesi, inferiori comunque a quelle del periodo di riferimento, ci si aspetterebbe un numero di giorni piovosi anch'esso inferiore a quello del periodo di riferimento. In effetti così non è, in questi mesi il numero di giorni piovosi è stato superiore a quello del periodo di riferimento. Un maggior numero di giorni piovosi a fronte di una quantità di pioggia non elevata può essere segno di una distribuzione maggiore della pioggia durante il mese, quindi la non presenza di eventi intensi.

2. CAPITOLO 2: VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DI EVENTI METEOROLOGICI ESTREMI SUL REGIME DI MESCOLOMENTO DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO MONODIMENSIONALE E DI UN MODELLO IDRODINAMICO TRIDIMENSIONALE

Claudia Dresti, Andrea Fenocchi

Uno degli obiettivi fondamentali della seguente ricerca è il mantenimento e l'aggiornamento delle serie storiche dei dati di temperatura della colonna d'acqua e la valutazione della profondità di mescolamento. Le serie storiche, infatti, vengono utilizzate per studi sugli effetti dei cambiamenti climatici e pochi laghi al mondo hanno serie di dati lunghe come il Lago Maggiore. L'aggiornamento delle serie di dati è possibile tramite rilevamenti in situ dei principali parametri limnologici (temperatura, ossigeno disciolto e conducibilità), con frequenza almeno mensile nel punto di massima profondità del lago (Ghiffa), nonché tramite la raccolta di tutte le informazioni relative alla fisica atmosferica locale (stazione di Verbania-Pallanza).

In secondo luogo, come elemento di novità rispetto alle ricerche precedenti, ci si propone di sviluppare, calibrare e validare un modello idrodinamico tridimensionale per il lago Maggiore, per studiare gli effetti degli eventi estremi di precipitazione e l'impatto delle piene che ne derivano. Infatti, pur essendo i modelli mono-dimensionali molto efficaci nel riprodurre dinamiche di mescolamento e stratificazione a lungo termine di grandi laghi, con uno sforzo computazionale ragionevole (Perroud et al., 2009), con essi risulta pressoché impossibile studiare la distribuzione orizzontale delle variabili di interesse e in particolare le dinamiche di intrusione delle piene nel lago. Il modello tridimensionale permetterà inoltre con il tempo di studiare l'effetto di diversi campi di vento e sarà uno strumento fondamentale per comprendere varie problematiche indotte dagli eventi meteorologici intensi, essendo lo strumento modellistico più completo ad oggi a disposizione.

2.1 Aggiornamento serie storiche

Nel corso del 2022, come avviene dall'inizio delle ricerche finanziate da CIP AIS, una serie di campionamenti nel sito di maggiore profondità del Lago Maggiore (Ghiffa) ha permesso la verifica dell'effettiva estensione dello strato mescolato invernale, consentendo l'aggiornamento della serie storica di tale profondità. Sono stati analizzati alcuni parametri fisici e chimici, in particolare la temperatura dell'acqua, la concentrazione dell'ossigeno disciolto e la conducibilità. Si riportano in Figura 2.1 a titolo di esempio i profili di temperatura dell'acqua ricavati nel periodo di massimo mescolamento a fine inverno (febbraio) e di massima stratificazione durante l'estate (luglio-agosto).

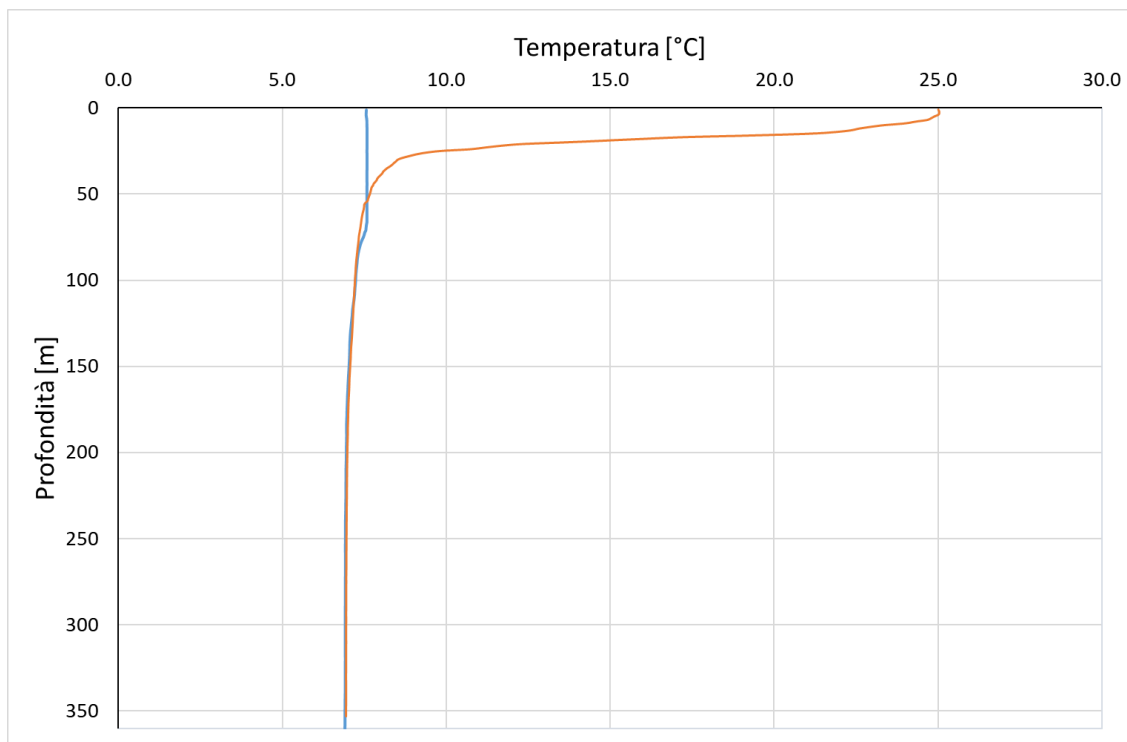


Fig. 2.1. Profili di temperatura dell'acqua a fine inverno (blu) e durante il periodo di massima stratificazione estiva (arancione).

Dalle analisi svolte si è ottenuto che l'omogeneizzazione verticale delle acque è risultata incompleta nel 2022, raggiungendo una profondità di ca. 70 m. Sono ormai nove anni di fila che la profondità di mescolamento risulta inferiore ai 100 m: l'omogeneizzazione ha raggiunto i 65 m nel 2014, i 70 m nel 2015, i 75 nel 2016, i 60 nel 2017, i 70 nel 2018, gli 80 nel 2019, i 50 nel 2020 e i 90 m nel 2021. Si riporta in Figura 2.2 la serie storica dei valori di profondità di mescolamento per moti convettivi.

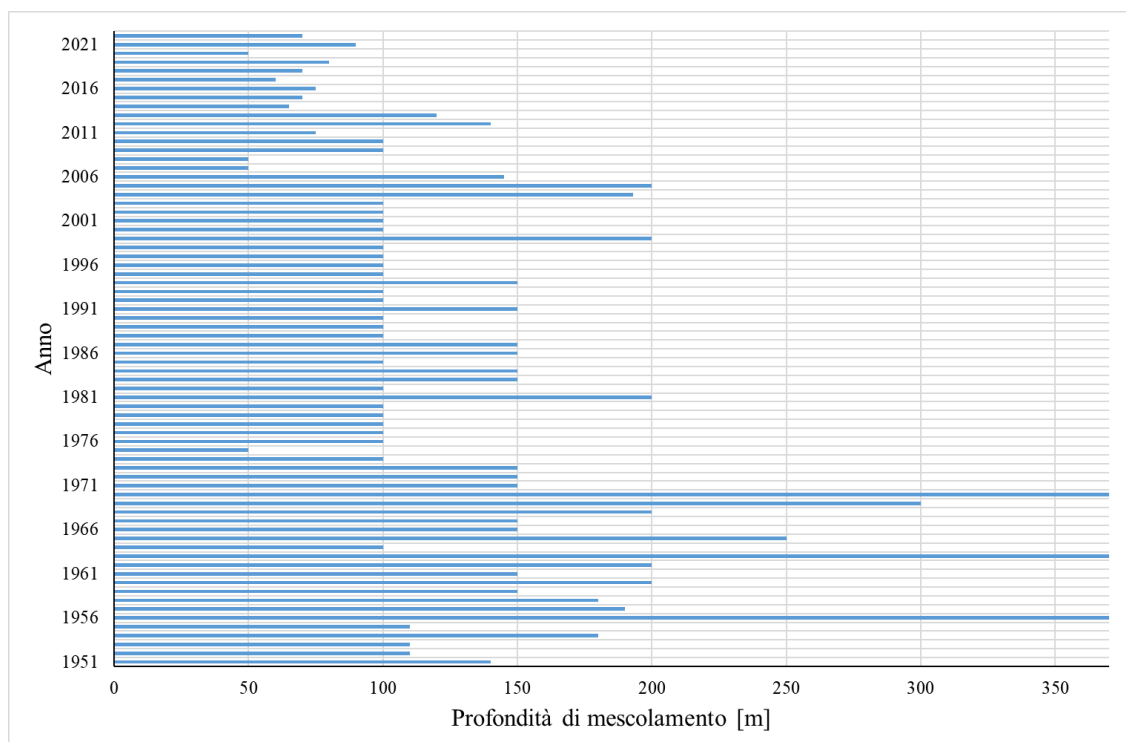


Fig. 2.2. Profondità di mescolamento per moti convettivi valutata dal CNR IRSA (ex CNR ISE) a partire dal 1951.

Le indagini condotte nel 2022 hanno dunque confermato la scarsa incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come la velocità del vento e la temperatura dell'aria (registrati nella stazione meteorologica di Verbania Pallanza). La temperatura media invernale (dicembre 2021 - febbraio 2022), è risultata essere 5,5 °C, superiore alla media invernale per il periodo 1999-2021 pari a 4,14 °C. In particolare, per il mese di dicembre 2021 è stato registrato un valore medio di 5,0 °C, molto superiore alla media pluriennale per il mese di dicembre (pari a 4,09 °C), mentre per il mese di gennaio è stato registrato un valore medio di 4,42 °C, contro un valore medio pluriennale per lo stesso mese di 3,45 °C. Il mese di febbraio è risultato particolarmente caldo, con una media di 7,18 °C contro una media pluriennale di 4,93 °C. L'inverno particolarmente caldo ha quindi impedito il raffreddamento delle acque lacustri, che hanno raggiunto una situazione di omeotermia e omogeneità degli altri parametri solo nei primi 70 m di profondità.

Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1,3 m s⁻¹, contro una media invernale per il periodo 1999-2021 pari a 1,44 m s⁻¹. Più in dettaglio, il mese di dicembre 2021 è stato caratterizzato da un valore medio di 1,2 m s⁻¹, inferiore della media pluriennale per lo stesso mese di 1,48 m s⁻¹, mentre il mese di gennaio 2022 ha presentato un valore medio di 1,3 m s⁻¹, leggermente inferiore rispetto alla media pluriennale (1,43 m s⁻¹). Anche il mese di febbraio 2022 ha presentato un valore di velocità media del vento inferiore alla media pluriennale (1,3 m s⁻¹ contro 1,4 m s⁻¹). In Figura 2.3 sono riportati gli andamenti della temperatura dell'aria e della velocità del vento per l'inverno 2021-2022. Come si può notare, non sono stati registrati periodi di almeno alcuni giorni in cui la velocità del vento è risultata particolarmente elevata e, di conseguenza, l'energia del vento non è stata sufficiente per una completa omogeneizzazione. La figura mostra che fra fine gennaio e febbraio ci sono stati brevi

periodi con picchi di vento importanti, tuttavia la durata non è stata sufficiente a provocare un'omogeneizzazione. Come già specificato nei rapporti precedenti, il periodo di riferimento per il calcolo delle medie pluriennali è il 1999-2021 perché nel 1998 è stato cambiato lo strumento di misura del vento e sarebbe quindi necessaria un'operazione di omogeneizzazione dei dati per poter utilizzare tutta la serie storica.

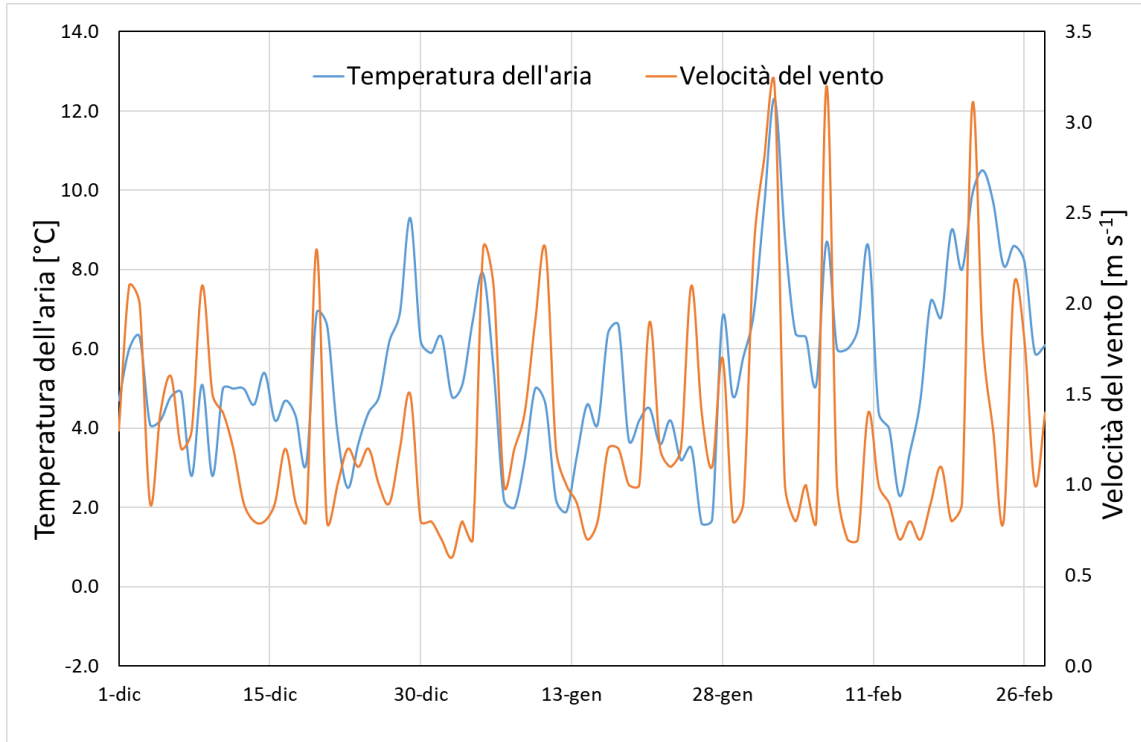


Fig. 2.3. Temperatura dell'aria e velocità del vento nell'inverno 2021-2022.

Il contenuto di calore totale entro la massa lacustre nel 2022 è superiore rispetto a quello del 2021, con un valore di 6002 MJ m^{-2} rispetto ai 5896 MJ m^{-2} dell'anno precedente. In estate, si sono raggiunti 6698 MJ m^{-2} , massimo assoluto della serie storica, superando il precedente valore massimo ottenuto nel 2020 con un valore di 6510 MJ m^{-2} . Si riporta in Figura 2.4 la serie storica dell'andamento del contenuto di calore totale nel lago.

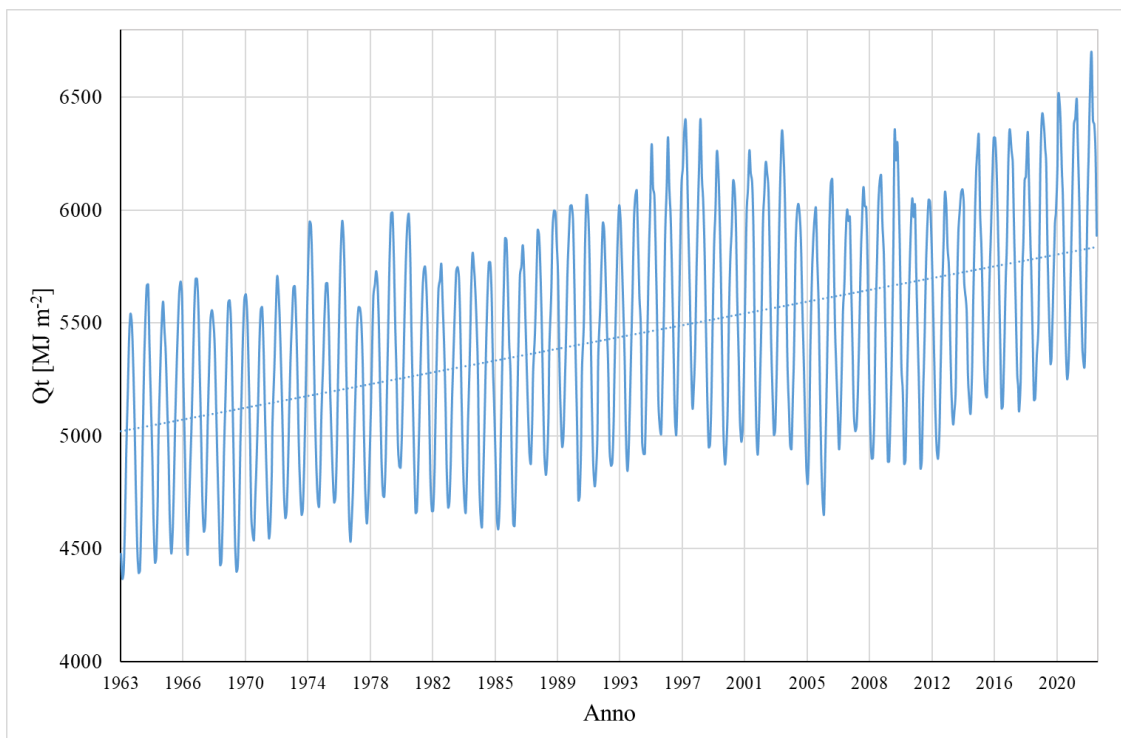


Fig. 2.4. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2022.

La Figura 2.5 riporta l'andamento dei massimi e dei minimi annuali del contenuto di calore del Lago Maggiore.

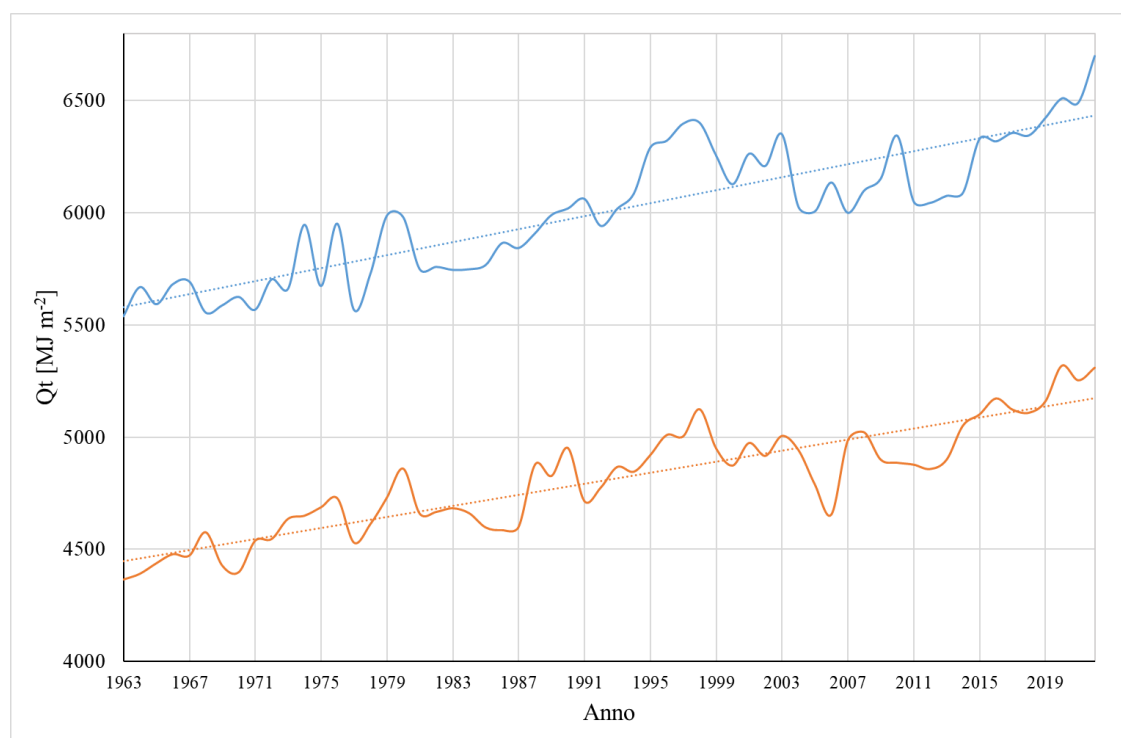


Fig. 2.5. Contenuti di calore massimo (blu) e minimo (arancione) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 1963-2022.

Dalle Figure 2.4 e 2.5 si può evincere un chiaro aumento del contenuto di calore totale, minimo e massimo delle acque lacustri, tendenza comune nei laghi profondi della zona temperata.

Le Figure 2.6 e 2.7 mostrano la distribuzione verticale di temperatura e ossigeno disciolto durante il 2022.

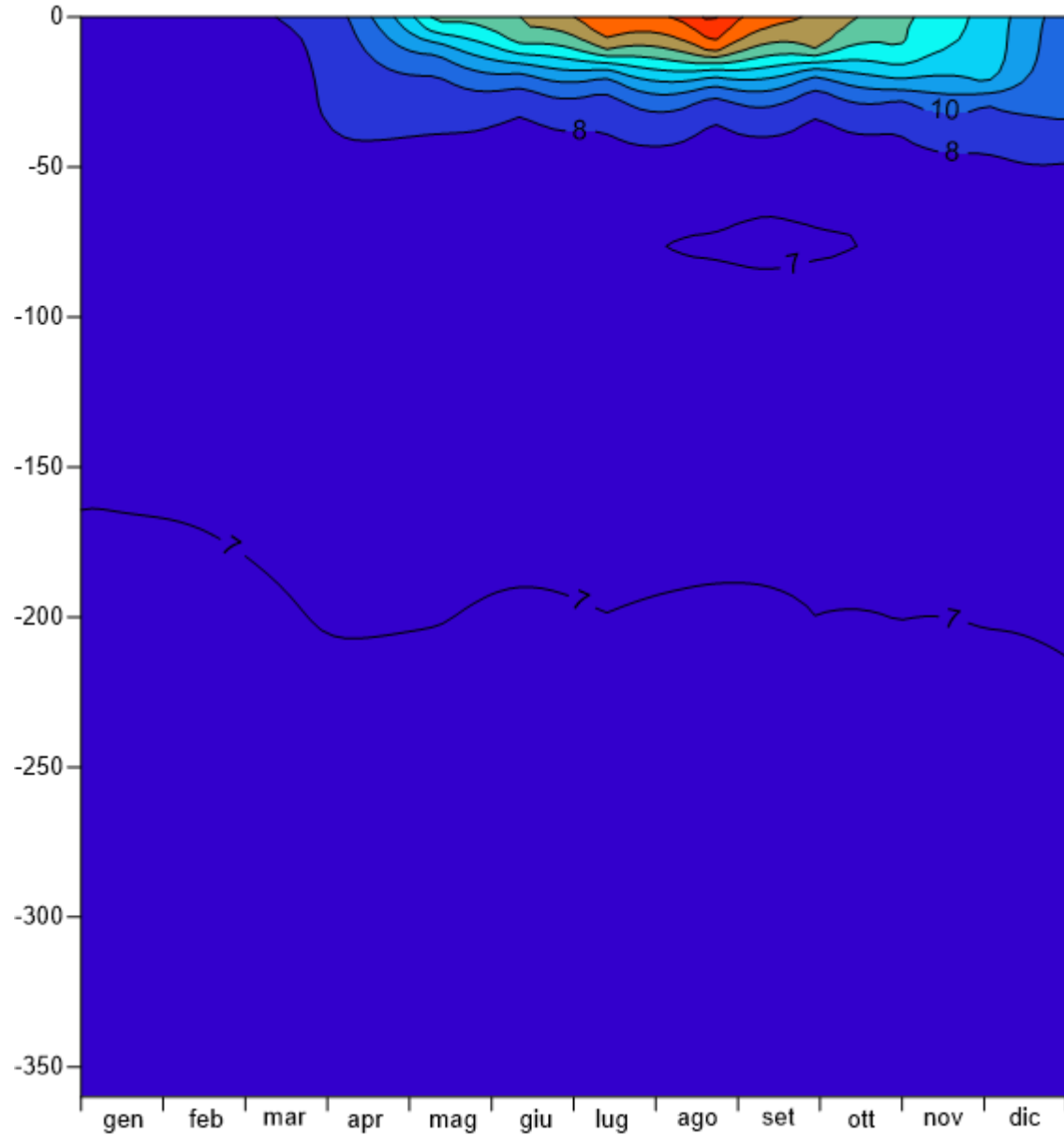


Fig. 2.6. Distribuzione verticale della temperatura (°C) nell'anno 2022.

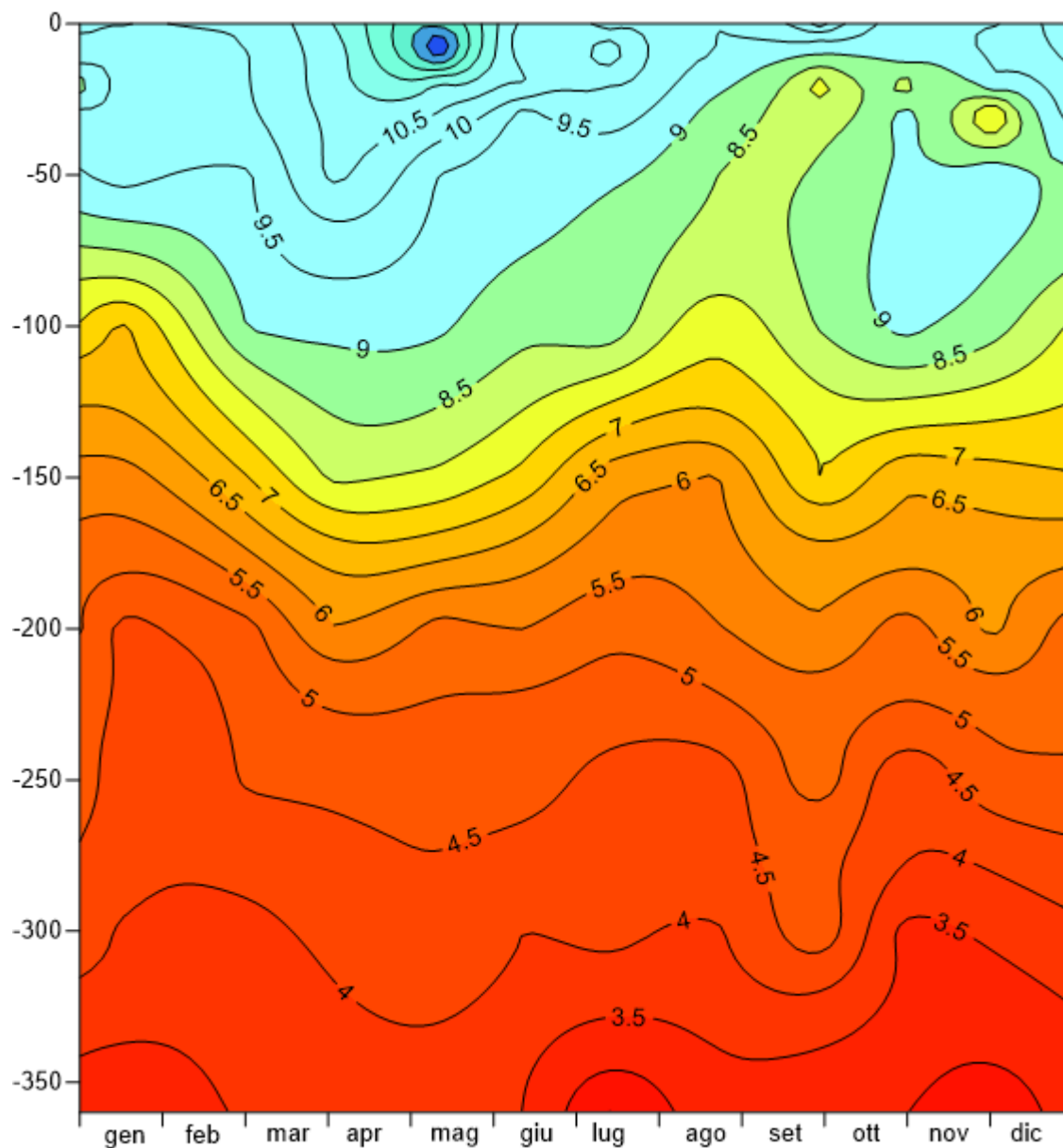


Fig. 2.7. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg L⁻¹) nell'anno 2022.

È interessante notare che nello strato profondo, sotto i 150 m, la concentrazione di O₂ per tutto l'anno si mantiene inferiore ai 6 mg L⁻¹ raggiungendo addirittura valori inferiori ai 4 mg L⁻¹, che mostrano la mancanza di inserimenti nell'ipolimnio profondo di acqua fredda, sia di origine litorale che per moti convettivi.

Risulta infine interessante analizzare l'andamento della stabilità di Schmidt (Schmidt, 1928; Idso, 1973), ossia il lavoro richiesto per mescolare un lago termicamente stratificato e raggiungere condizioni isoterme senza aggiunta o sottrazione di calore dall'esterno. Più il valore di stabilità è basso, meno lavoro sarà richiesto al vento per mescolare un lago. Viceversa, ad un valore alto di stabilità, si associa una notevole difficoltà di mescolamento, perché è necessario un lavoro molto importante da parte del vento. Non è comunque detto che, se il valore della stabilità risulta basso, il mescolamento si verifichi sicuramente. Infatti, in assenza di venti significativi e di inverni

particolarmente freddi, l'energia esterna potrebbe comunque non essere sufficiente a far avvenire il mescolamento. Figura 2.8 rappresenta l'andamento della stabilità media annua per il periodo 1981-2022 (dal 1981 i dati dei campionamenti sono regolari durante l'anno). Da essa si evince un chiaro trend in aumento di tale parametro, che conferma la difficoltà sempre maggiore ad ottenere una completa omogeneizzazione delle acque.

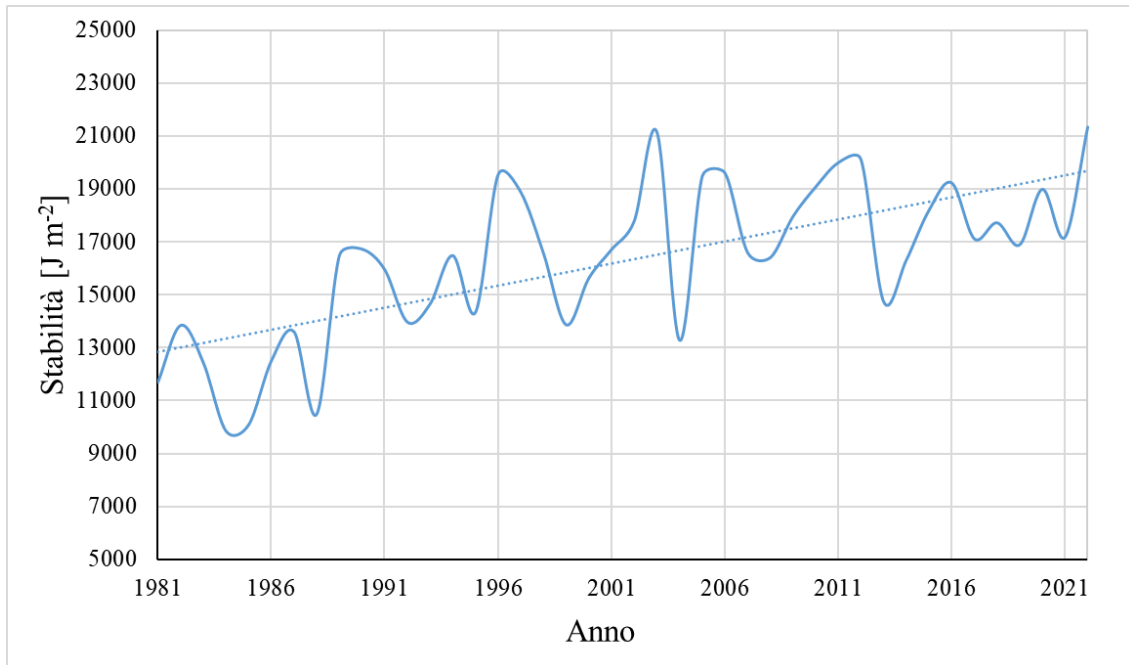


Fig. 2.8. Stabilità di Schmidt media annua per il Lago Maggiore.

Figura 2.9 riporta l'andamento dei minimi annuali della stabilità di Schmidt. Tali minimi vengono rilevati a fine inverno e, tanto più risultano bassi, tanto più è probabile che il lago si mescoli perché è sufficiente un vento moderato (purché duri almeno alcuni giorni) per innescare l'omogeneizzazione. Anche i minimi presentano un chiaro trend in aumento. Il valore calcolato per il 2022 risulta leggermente superiore a quello del 2021 ed è lontano dai valori rilevati negli anni di omogeneizzazione completa del lago.

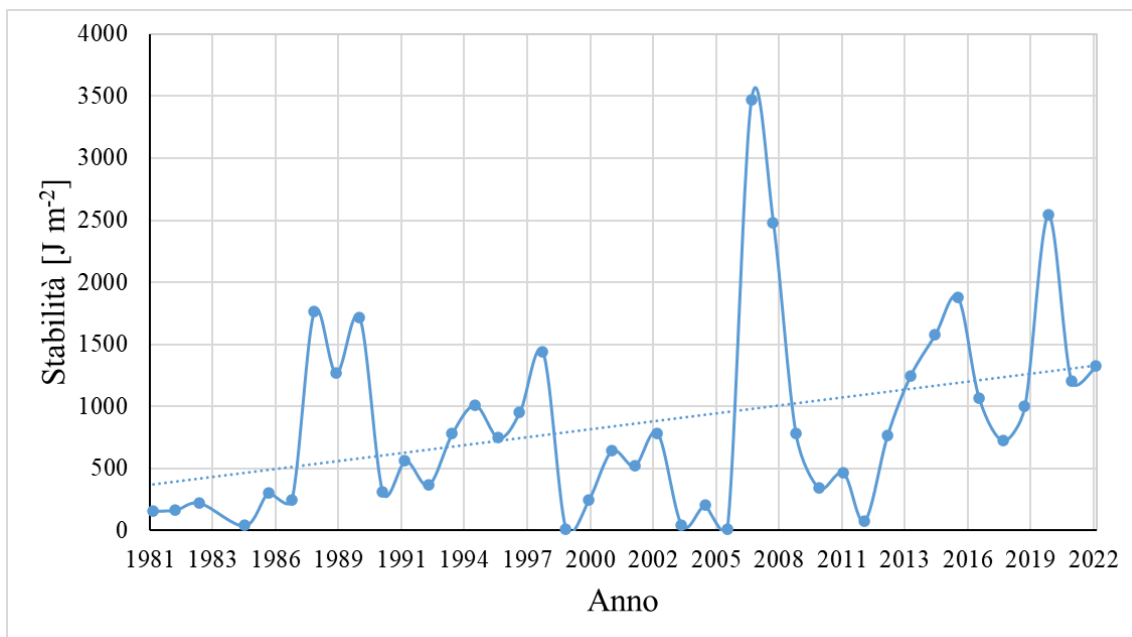


Fig. 2.9. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

2.2 Attività preliminari per la modellazione 3D del lago Maggiore

2.2.1. Il codice di calcolo Delft3D

Delft3D (Lesser et al., 2004) è un codice di calcolo open-source sviluppato dal Deltares Institute di Delft (Paesi Bassi), per la simulazione idro-morfodinamica ed ecologica di ambienti lentici quali laghi, lagune, estuari, baie. Il codice ruota attorno al solutore idrodinamico Delft3D-FLOW, in grado di simulare domini sia 2D (nel piano orizzontale o verticale) che 3D, utilizzando nell'ultima versione Delft3D FM (Flexible Mesh) una discretizzazione layer-based non strutturata. Il codice risolve le equazioni di Navier-Stokes mediate secondo Reynolds (RANS, Reynolds-Averaged Navier-Stokes) nella forma semplificata di Boussinesq, nella quale le differenze di densità dovute alla stratificazione termica e salina influenzano solo le forze verticali di galleggiamento. Ciò fa sì che la componente verticale dell'equazione di conservazione della quantità di moto si semplifichi a un'equazione di equilibrio idrostatico (modello quasi-3D). L'integrazione delle equazioni sulla griglia di calcolo avviene con il metodo dei volumi finiti, facendo uso di uno schema implicito (Stelling & Duijnmeijer, 2003). La viscosità turbolenta presente nelle equazioni RANS viene parametrizzata a un valore costante da tarare sulla base della dimensione della griglia per le componenti orizzontali dell'equazione della conservazione della quantità di moto (Okubo, 1971) mentre sulla verticale si può scegliere tra tale approccio semplificato e modelli di turbolenza a una equazione (modello k-L) o a due equazioni (modello k-ε).

Per via del suo approccio open-source e della validità e flessibilità dei suoi solutori numerici, Delft3D ha avuto numerose applicazioni in ambienti lacustri profondi negli ultimi 10 anni. Tra i laghi prealpini europei, è stato applicato al Lago di Ginevra (Bonvin et al., 2013; Razmi et al., 2013, 2014; Schwefel et al., 2018; Soullignac et al., 2018; Nouchi et al., 2019; Baracchini et al., 2020), al Lago di Biemme (Râman Vinnâ et al., 2017, 2020),

al Lago di Garda (Amadori et al., 2018, 2020; Piccolroaz et al., 2019) e al Lago di Costanza (Dissanayake et al., 2019). Tutte queste applicazioni elencate sui laghi subalpini sono state oggetto di una review organica in Dresti et al. (2021). Sempre sulla base della potenzialità del codice di calcolo idrodinamico, della libera disponibilità, della possibilità di accoppiare Delft3D-FLOW al modulo biogeochimico Delft3D-WAQ (Los et al., 2008) e delle numerose applicazioni già esistenti su laghi subalpini profondi da utilizzare per il confronto e la scelta preliminare dei parametri modellistici, si è deciso di utilizzare Delft3D anche per la modellazione tridimensionale del Lago Maggiore.

2.2.2. Descrizione delle attività di modellazione future e delle campagne di misura di supporto programmate

L'attività di modellazione 3D prevedrà per prima cosa la creazione di un reticolo di calcolo opportuno a partire dalla batimetria a disposizione. Si procederà poi a simulare preliminarmente condizioni di moto stazionario ideali per condizioni di vento rappresentative (Fenocchi & Sibilla, 2016), effettuando una prima calibrazione dei parametri modellistici e verificando il buon funzionamento del modello e della griglia di calcolo, perfezionandola qualora necessario. Quindi, il modello verrà utilizzato per simulare transitori reali, estraendo le serie temporali della distribuzione spaziale della direzione e della velocità del vento sulla superficie del lago dal modello atmosferico COSMO-1 (Consortium for Small-Scale Modeling – www.cosmo-model.org), i cui dati sono disponibili attraverso MeteoSvizzera e ARPA Piemonte, partner del progetto COSMO. Il modello COSMO-1 fornisce le variabili meteorologiche con risoluzione oraria a partire dal 2016, su una griglia di dimensione 1.1 km, sufficientemente definita per le scale spaziali del Lago Maggiore. COSMO-1 è un modello atmosferico di rianalisi, ossia viene re-inizializzato a ciascun passo di tempo combinando i risultati modellistici con le osservazioni delle stazioni meteorologiche sul territorio (Caramatti et al., 2020), per mantenere la massima congruenza con queste ultime. I dati di COSMO-1 sono già stati utilizzati con successo per la modellazione 3D del Lago di Ginevra (Baracchini et al., 2020) e del Lago di Costanza (Caramatti et al., 2020). Le distribuzioni spaziali delle variabili meteorologiche per il periodo 2008-2016 sono comunque disponibili tramite la versione precedente del modello COSMO-2, avente risoluzione spaziale 2.2 km, utilizzato negli studi più vecchi sui laghi svizzeri (Bonvin et al., 2013; Razmi et al., 2013, 2014; Råman Vinnå et al., 2017, 2020; Soullignac et al., 2018; Dissanayake et al., 2019; Nouchi et al., 2019).

La simulazione dei transitori permetterà la calibrazione finale del modello 3D del Lago Maggiore, tramite il confronto dei risultati con le osservazioni derivanti delle campagne di misura idrodinamiche condotte all'interno di questo progetto. In particolare, tramite il profilometro a ultrasuoni Nortek Signature 500 acquisito si rileveranno i profili di velocità 3D fino a una profondità di circa 80 m in vari punti del lago, in diverse condizioni di corrente. Le misure, che partiranno nell'anno in corso 2023, si concentreranno in particolar modo in prossimità degli ingressi dei tributari principali Toce, Ticino, Maggia e Tresa, al fine di proseguire nello studio delle intrusioni profonde e del loro ruolo nella riossigenazione ipolimnica, già da noi intrapreso in Dresti et al. (2023). A tale scopo, il Signature 500 fornisce oltre alla velocità una misura della riflettività dell'acqua alle onde sonore alle diverse profondità, funzione della concentrazione di solidi sospesi e ad essa correlabile mediante una procedura di calibrazione. Con tale strumento, sarà possibile quindi individuare le traiettorie 3D dei

plume degli affluenti, localizzandone le associate torbidità, superiori a quella del lago, a diverse distanze dalla sponda, diverse portate dell'affluente e diversa stratificazione del lago. Misure in prossimità delle sponde, in punti non accessibili con l'imbarcazione Livia del CNR-IRSA, saranno effettuate con il profilometro portatile Nortek Eco acquisito, lanciabile da gommone. Nel corso del prossimo anno 2024, alle misure con i profilometri saranno affiancate delle campagne di tracciamento delle correnti mediante boe Drifter Nomad. Queste boe, dotate di una deriva subacquea, permettono di seguirne tramite tracciamento GNSS gli spostamenti dovuti all'evoluzione delle correnti su transitori di alcuni giorni. Ciò permetterà di validare ulteriormente il modello Delft3D del Lago Maggiore, confrontando lo spostamento delle boe osservato con la simulazione del movimento di opportuni marker Lagrangiani, tramite il modulo Delft3D-PART.

2.2.3. Creazione di una base batimetrica completa per la generazione della griglia di calcolo

Il punto di partenza per la creazione della griglia di calcolo per le simulazioni 3D è la preparazione di una base batimetrica completa. Per il Lago Maggiore, è disponibile la carta batimetrica realizzata dalla Marina Militare italiana nel 2008. Tale base di dati è stata fornita a suo tempo al CNR-IRSA in formato DTM (Digital Terrain Model). La carta digitale fornita (Fig. 2.10) include tutti i punti del fondo acquisiti nella campagna topografica con LIDAR batimetrico da barca, regolarizzati su griglia con risoluzione 10 m. Come si vede (Fig. 2.11), il rilievo non ha però incluso l'area costiera per una distanza variabile tra i 10 m e i 300 m circa dalla linea di sponda, con profondità minime al limite del rilievo del rilievo comprese tra 2 m e 90 m circa. Ciò corrisponde a un'area rilevata di 200.1 km², a fronte dell'area superficiale del Lago Maggiore per la quota media di 194 m s.l.m. di 212.5 km. La ricostruzione della batimetria della fascia costiera mancante è stata realizzata per via interpolatoria con il programma Golden Software Surfer, utilizzando la funzione di interpolazione geostatistica Radial Basis tra le tante disponibili. Per fare ciò, il rilievo originale è stato combinato con la digitalizzazione delle linee delle rive e delle isole (Fig. 2.11), effettuata sulla base dell'ortofoto Google, selezionando una data in cui il livello del lago era prossimo ai 194 m s.l.m., assegnando a queste polilinee profondità nulla. Il risultato (Fig. 2.11), a fronte della selezione della tecnica di interpolazione più appropriata, ha permesso una buona estrapolazione della forma della cuvetta lacustre al di fuori del rilievo batimetrico originale, difficilmente distinguibile da quest'ultimo e senza dar luogo a discontinuità significative (Fig. 2.12). L'integrazione della batimetria originale effettuata permette di utilizzare il dato per una corretta modellazione 3D del Lago Maggiore.

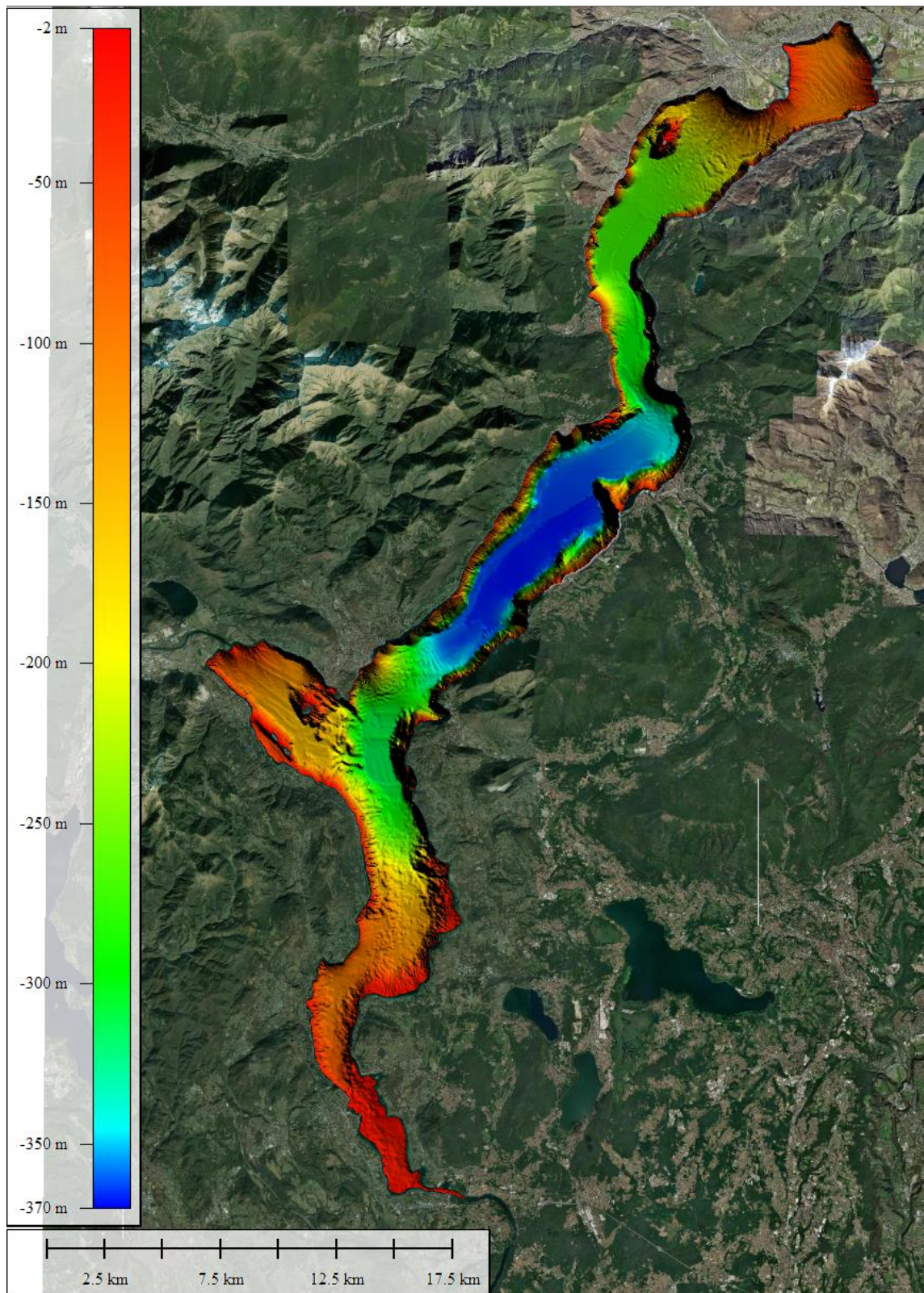


Fig. 2.10. Batimetria originale del Lago Maggiore prodotta dalla Marina Militare italiana nel 2008.

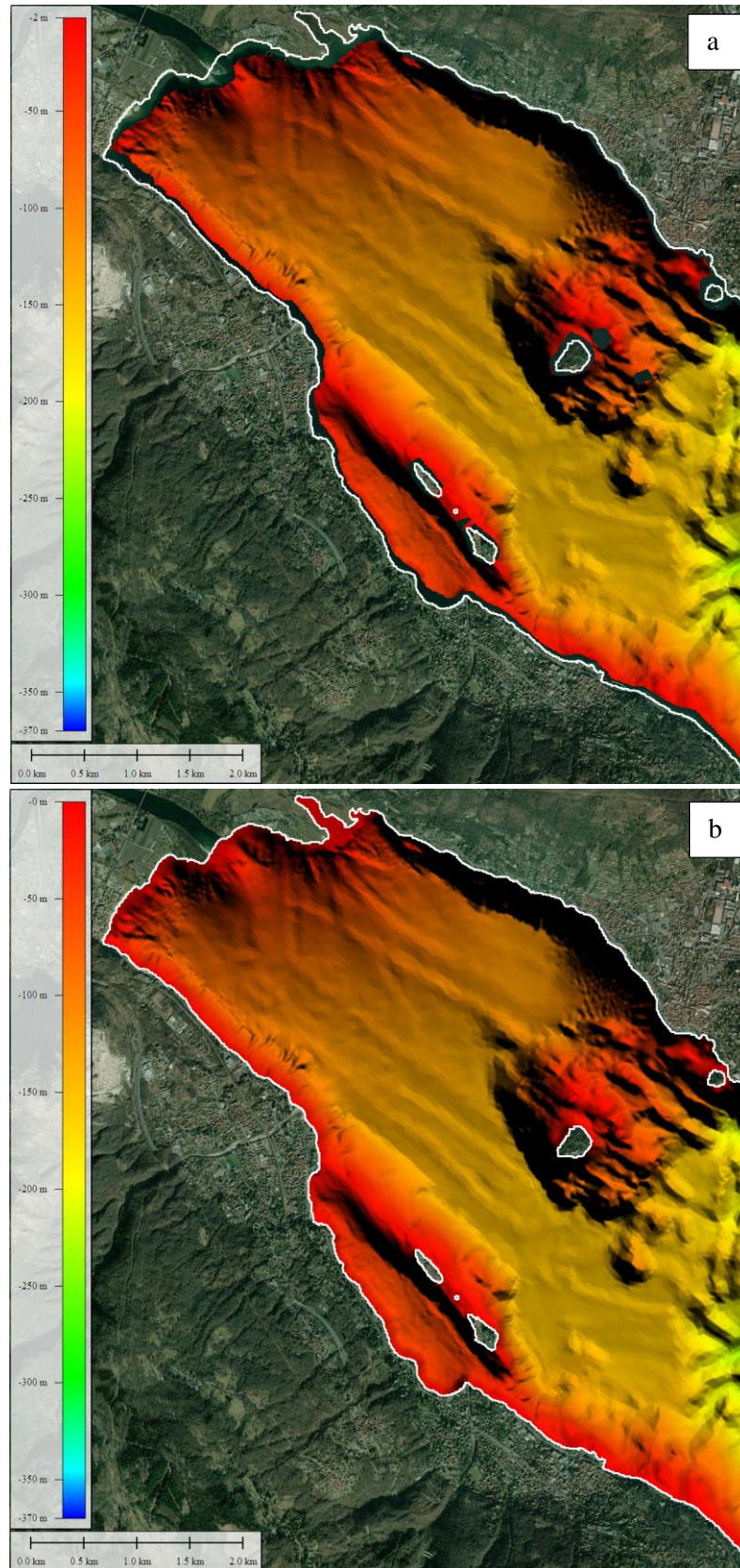


Fig. 2.11. Dettaglio del Golfo Borromeo prima (a) e dopo (b) l'integrazione della batimetria per via geostatistica fino alle polilinee di sponda (in bianco).

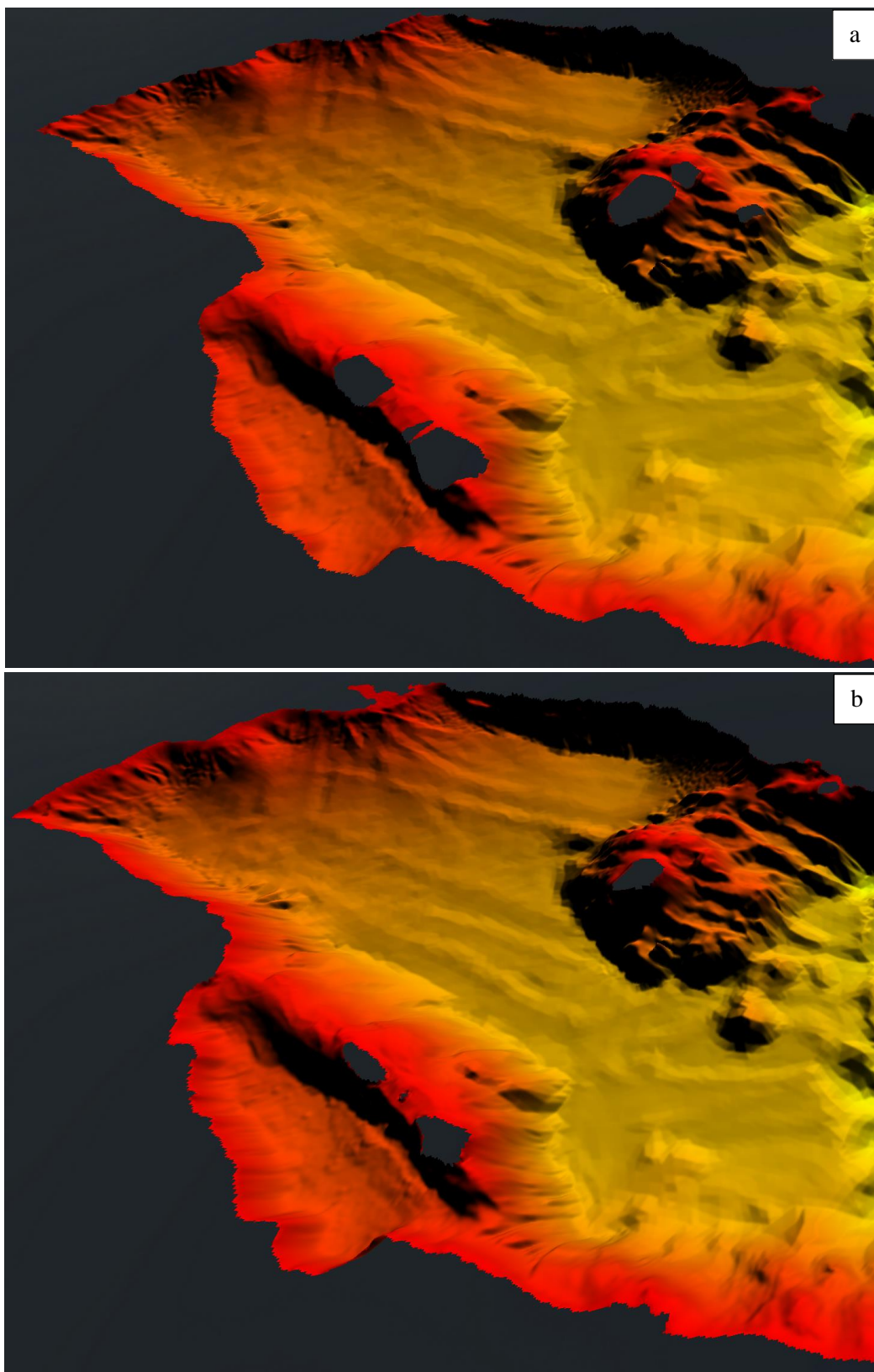


Fig. 2.12. Dettaglio in prospettiva del Golfo Borromeo prima (a) e dopo (b) l'integrazione della batimetria per via geostatistica fino alle polilinee di sponda.

Bibliografia

- Amadori M, Morini G, Piccolroaz S, Toffolon M, 2020. Involving citizens in hydrodynamic research: A combined local knowledge - numerical experiment on Lake Garda, Italy. *Sci. Total Environ.* 722:137720.
- Amadori M, Piccolroaz S, Giovannini L, Zardi D, Toffolon M, 2018. Wind variability and Earth's rotation as drivers of transport in a deep, elongated subalpine lake: The case of Lake Garda. *J. Limnol.* 77:505-521.
- Baracchini T, Hummel S, Verlaan M, Cimatoribus A, Wüest A, Bouffard D, 2020. An automated calibration framework and open source tools for 3D lake hydrodynamic models. *Environ. Modell. Softw.* 134:104787.
- Bonvin F, Razmi AM, Barry DA, Kohn T, 2013. Micropollutant dynamics in Vidy Bay - A coupled hydrodynamic-photolysis model to assess the spatial extent of ecotoxicological risk. *Environ. Sci. Technol.* 47:9207-9216.
- Caramatti I, Peeters F, Hamilton D, Hofmann H, 2020. Modelling inter-annual and spatial variability of ice cover in a temperate lake with complex morphology. *Hydrol. Process.* 34:691-704.
- Dissanayake P, Hofmann H, Peeters F, 2019. Comparison of results from two 3D hydrodynamic models with field data: internal seiches and horizontal currents. *Inland Waters* 9:239-260.
- Dresti C, Fenocchi A, Copetti D, 2021. Modelling physical and ecological processes in medium-to-large deep European perialpine lakes: a review. *J. Limnol.* 80:2041.
- Dresti C, Rogora M, Fenocchi A, 2023. "Hypolimnetic oxygen depletion in a deep oligomictic lake under climate change". *Aquat. Sci.* 85:4.
- Fenocchi A, Sibilla S, 2016. Hydrodynamic modelling and characterisation of a shallow fluvial lake: a study on the Superior Lake of Mantua. *J. Limnol.* 75:455-471.
- Idso SB, 1973. On the concept of lake stability. *Limnol. Oceanogr.*, 18 (4): 681-682.
- Lesser GR, Roelvink, JA, van Kester JATM, Stelling GS, 2004. Development and validation of a three-dimensional morphological model. *Coast. Eng.* 51:883-915.
- Los FJ, Villars MT, Van der Tol MWM, 2008. A 3-dimensional primary production model (BLOOM/GEM) and its applications to the (southern) North Sea (coupled physical-chemical-ecological model). *J. Marine Syst.* 74:259-294.
- Nouchi V, Kutser T, Wüest A, Müller B, Odermatt D, Baracchini T, Bouffard D, 2019. Resolving biogeochemical processes in lakes using remote sensing. *Aquat. Sci.* 81:27.
- Okubo A, 1971. Oceanic diffusion diagrams. *Deep. Sea Res. Oceanogr. Abstr.* 18:789-802.
- Perroud M, Goyette S, Martynov A, Beniston M, Anneville O, 2009. Simulation of multiannual thermal profiles in deep Lake Geneva: A comparison of one-dimensional lake models. *Limnol. Oceanogr.* 54:1574-1594.
- Piccolroaz S, Amadori M, Toffolon M, Dijkstra HA, 2019. Importance of planetary rotation for ventilation processes in deep elongated lakes: Evidence from Lake Garda (Italy). *Sci. Rep.* 9:8290.
- Råman Vinnå L, Bouffard D, Wüest A, Girardclos S, Dubois N, 2020. Assessing subaquatic mass movement hazards: an integrated observational and hydrodynamic modelling approach. *Water Resour. Manag.* 34:4133-4146.
- Råman Vinnå L, Wüest A, Bouffard D, 2017. Physical effects of thermal pollution in lakes. *Water Resour. Res.* 53:3968-3987.

- Razmi AM, Barry DA, Bakhtyar R, Le Dantec N, Dastgheib A, Lemmin U, Wüest A, 2013. Current variability in a wide and open lacustrine embayment in Lake Geneva (Switzerland). *J. Great Lakes Res.* 39:455-465.
- Razmi AM, Barry DA, Lemmin U, Bonvin F, Kohn T, Bakhtyar R, 2014. Direct effects of dominant winds on residence and travel times in the wide and open lacustrine embayment: Vidy Bay (Lake Geneva, Switzerland). *Aquat. Sci.* 76:59-71.
- Schmidt W, 1928. Ueber Temperatur und Stabilitätsverhältnisse von Seen. *Geogr. Ann.* 10: 145-177.
- Schwefel R, Steinsberger T, Bouffard D, Bryant LD, Müller B, Wüest A, 2018. Using small-scale measurements to estimate hypolimnetic oxygen depletion in a deep lake. *Limnol. Oceanogr.* 63:S54-S67.
- Soullignac F, Danis P-A, Bouffard D, Chanudet V, Dambrine E, Guénand Y, Harmel T, Ibelings BW, Trevisan D, Uittenbogaard R, Anneville O, 2018. Using 3D modeling and remote sensing capabilities for a better understanding of spatio-temporal heterogeneities of phytoplankton abundance in large lakes. *J. Great Lakes Res.* 44:756-764.
- Stelling GS, Duinmeijer SPA, 2003. A staggered conservative scheme for every Froude number in rapidly varied shallow water flows. *Int. J. Numer. Meth. Fl.* 43:1329-1354.

3. CAPITOLO 3: EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE

Michela Rogora, Paola Giacomotti, Rosario Mosello, Arianna Orrù, Gabriele A. Tartari

I campionamenti per le analisi chimiche nel 2022 sono stati eseguiti con frequenza mensile in corrispondenza del punto di massima profondità del Lago Maggiore (località Ghiffa) alle profondità di 0, 5, 10, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 360 metri. Al momento del prelievo dei campioni sono state eseguite la misura della trasparenza con il disco di Secchi e un profilo di temperatura e conducibilità lungo la colonna d'acqua mediante la sonda multiparametrica Idronaut CTD304.

Su tutti i campioni raccolti sono stati determinati pH, conducibilità, alcalinità (metodi potenziometrici), ossigeno disciolto (metodo di Winkler), nutrienti algali (fosforo reattivo e totale, azoto ammoniacale, nitrico e totale, silicati; spettrofotometria UV-visibile) ed i principali anioni e cationi (cromatografia ionica). L'azoto organico (Norg) è stato calcolato dalla differenza tra le concentrazioni di azoto totale (NT) e quelle di azoto inorganico ($N_{in} = N-NH_4 + N-NO_3$). Nei campionamenti di marzo e settembre sono stati inoltre determinati i principali metalli in tracce mediante ICP-OES con nebulizzatore ultrasonico.

I principali tributari del Lago Maggiore (10 corsi d'acqua) ed il Ticino emissario sono stati anch'essi campionati con frequenza mensile nel corso del 2022. Il campionamento è stato eseguito in prossimità del punto di ingresso a lago. La temperatura è stata misurata al momento del campionamento con un termometro a pozzetto. Sui campioni prelevati sono state eseguite le stesse analisi previste per le acque lacustri con l'eccezione dell'ossigeno disciolto.

Tutte le analisi sono state eseguite presso il laboratorio di idrochimica del CNR IRSA di Verbania, con metodiche analitiche standard previste per le acque superficiali (APAT IRSA-CNR 2003; APHA, AWWA, WEF, 2012) e già utilizzate nel corso delle precedenti campagne. Il laboratorio adotta regolarmente controlli di qualità sia interni (es. utilizzo carte di controllo, verifica del bilancio ionico, confronto conducibilità misurate e calcolate) che esterni (es. analisi di campioni certificati, partecipazione ad esercizi di intercalibrazione), per garantire la qualità dei dati prodotti e la loro confrontabilità nel tempo.

I dati dell'anno 2022 sono presentati e discussi nel presente rapporto mediante confronto con i dati pregressi disponibili dalle precedenti campagne, utilizzando le medie ponderate sui volumi per lo strato epilimnico (0-25 m), ipolimnico (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua (0-360 m). Nel caso dell'ossigeno disciolto, viene inoltre considerato il valore medio ponderato dello strato profondo (al di sotto dei 200 m). Anche i dati 2022 relativi ai tributari vengono considerati unitamente a quelli degli anni precedenti per valutare le tendenze evolutive, in particolare per quanto concerne i composti di fosforo e azoto.

Per valutare il ruolo degli apporti dai tributari nell'idrochimica lacustre, si sono calcolati i carichi annui di fosforo e azoto a partire dalle concentrazioni mensili e dai valori di portata, con le metodologie utilizzate negli anni precedenti. Per i tributari si sono considerate anche le variazioni stagionali delle concentrazioni e le medie e i contributi areali, che permettono un miglior confronto delle caratteristiche qualitative dei corsi d'acqua.

3.1 Acque lacustri

3.1.1 Trasparenza, temperatura, pH e ossigeno disciolto

La trasparenza media annua nel 2022, valutata mediante disco di Secchi, è risultata pari a 7,9 m. Come di consueto i valori più elevati sono stati quelli dei mesi invernali, quando è minima la produttività algale. Il valore minimo è stato misurato a maggio (4 m), in corrispondenza di elevati valori di clorofilla e biovolumi fitoplanctonici (Cap. 4), mentre il massimo a marzo (11 m). Rispetto ai valori dell'ultimo triennio, il dato medio del 2022 è stato più elevato (7,9 rispetto a 6,9-7,2 m) e si sono misurati valori maggiori di trasparenza nei mesi di marzo, aprile, giugno, luglio. I valori estivi in particolare sono risultati nel 2022 superiori a quelli medi per questo periodo dell'anno, ad indicare una buona trasparenza delle acque anche in questi mesi dell'anno (Fig. 3.1).

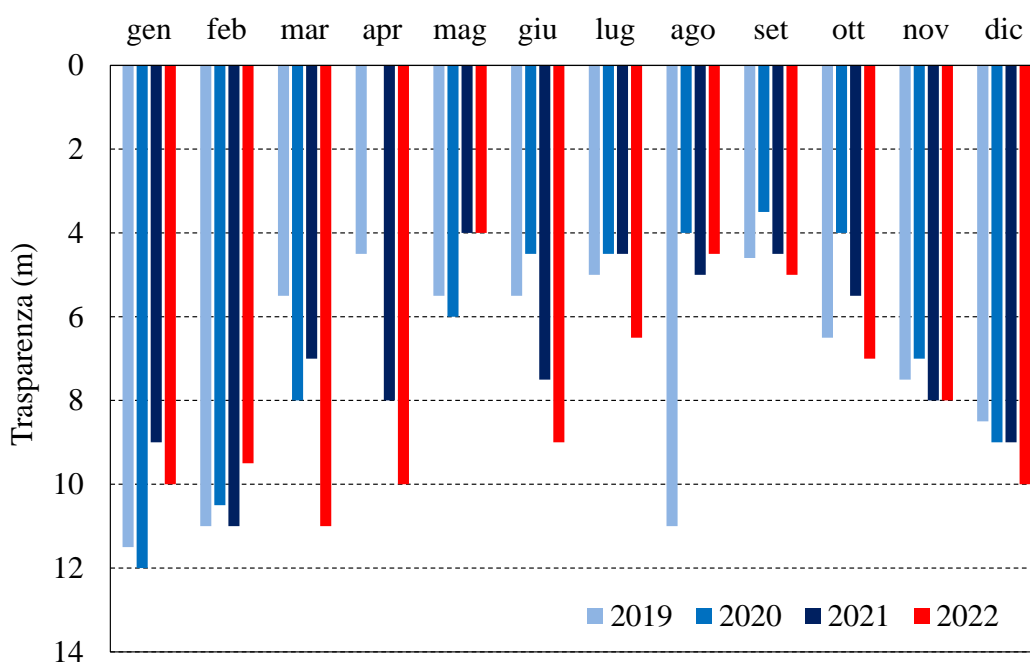


Fig. 3.1. Valori mensili di trasparenza delle acque del Lago Maggiore misurata con il Disco di Secchi nel 2022 a confronto con i dati del triennio 2019-2021.

La temperatura massima estiva in epilimnio nel 2022 è stata registrata in agosto (20,10 °C, media dello strato 0-25 m) e la minima a marzo (7,47 °C), valori in entrambi i casi superiori a quelli dell'anno precedente e tra i massimi registrati nel periodo di osservazione. Un valore superiore a 20 °C nello strato epilimnico era stato rilevato solo nel 2005; successivamente i massimi, normalmente misurati in agosto, erano stati nella maggior parte dei casi compresi tra 16,5 e 19 °C. Il minimo epilimnico alla circolazione di marzo 2022 conferma un progressivo aumento di questi valori, in particolare dal 2010 in poi. Le temperature ipolimniche (25-360 m) sono risultate comprese tra 7,12 °C a marzo e 7,53 °C a dicembre, anche in questo caso confermando il progressivo riscaldamento delle acque in corso dopo l'ultima circolazione completa avvenuta nel 2006 (vedi Cap. 2).

I valori di pH e ossigeno nelle acque superficiali sono mostrati in Figura 3.2: nel 2022 i valori massimi di pH (8,33 e 8,47) si sono verificati a maggio ed agosto rispettivamente, in corrispondenza di momenti di elevata produttività algale. Anche la saturazione di ossigeno ha presentato i valori più elevati in questi mesi, con un massimo particolarmente pronunciato a maggio (120%), in corrispondenza del picco primaverile dei biovolumi fitoplanctonici. I minimi di entrambe le variabili come di consueto si sono misurati a gennaio e febbraio (7,5 di pH e 82% di saturazione).

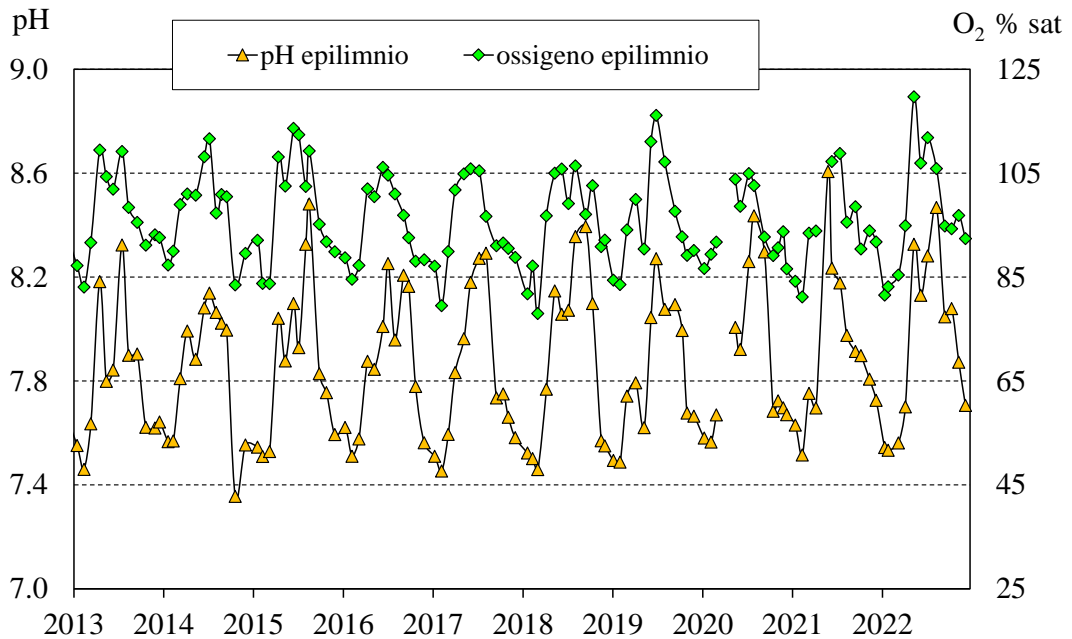


Fig. 3.2. Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2013-2022 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Gli andamenti stagionali dell'ossigeno disciolto, sia come concentrazione che come % di saturazione, sono mostrati in Figura 3.3, per ipolimnion e strato profondo (al di sotto dei 200 m). Nel 2022 i valori nell'intero ipolimnion sono risultati simili a quelli degli anni precedenti, con un massimo ad aprile ($7,9 \text{ mg L}^{-1}$ e 67% di saturazione) e minimi a gennaio e agosto ($6,5 \text{ mg L}^{-1}$ e 55%). Nonostante il valore di aprile abbia rappresentato un massimo nella serie storica degli ultimi anni e quindi una parziale risalita dei valori dopo la circolazione tardo invernale, nei mesi successivi le concentrazioni sono scese riportandosi sui valori consueti (circa 7 mg L^{-1} e 60% di saturazione) (Fig. 3.3a).

Considerando invece i valori nello strato profondo, nel 2022 questi sono ulteriormente diminuiti raggiungendo minimi di 4 mg L^{-1} e 34% di saturazione ad ottobre. In generale nel 2022 le concentrazioni sono state quasi sempre al di sotto dei 5 mg L^{-1} (40% di saturazione) con l'eccezione del dato di ottobre ($5,13 \text{ mg L}^{-1}$ e 43%) (Fig. 3.3b). Si può quindi affermare che la diminuzione dell'ossigeno nello strato profondo stia proseguendo, lentamente ma in modo regolare. I tenori di ossigeno non sono ancora da considerare critici, ma in mancanza di mescolamenti sufficientemente profondi delle acque, improbabili alla luce degli scenari climatici, la situazione è destinata ad aggravarsi (Rogora et al., 2018; Fenocchi et al., 2020). Si deve inoltre considerare la possibile situazione di criticità che si verrebbe a creare in presenza di un eventuale mescolamento

completo delle acque, che porterebbe ad un abbassamento repentino delle concentrazioni di ossigeno negli strati superficiali (Dresti et al., 2022), oltre ad un input di nutrienti dagli strati profondi (vedi paragrafo 3.1.3).

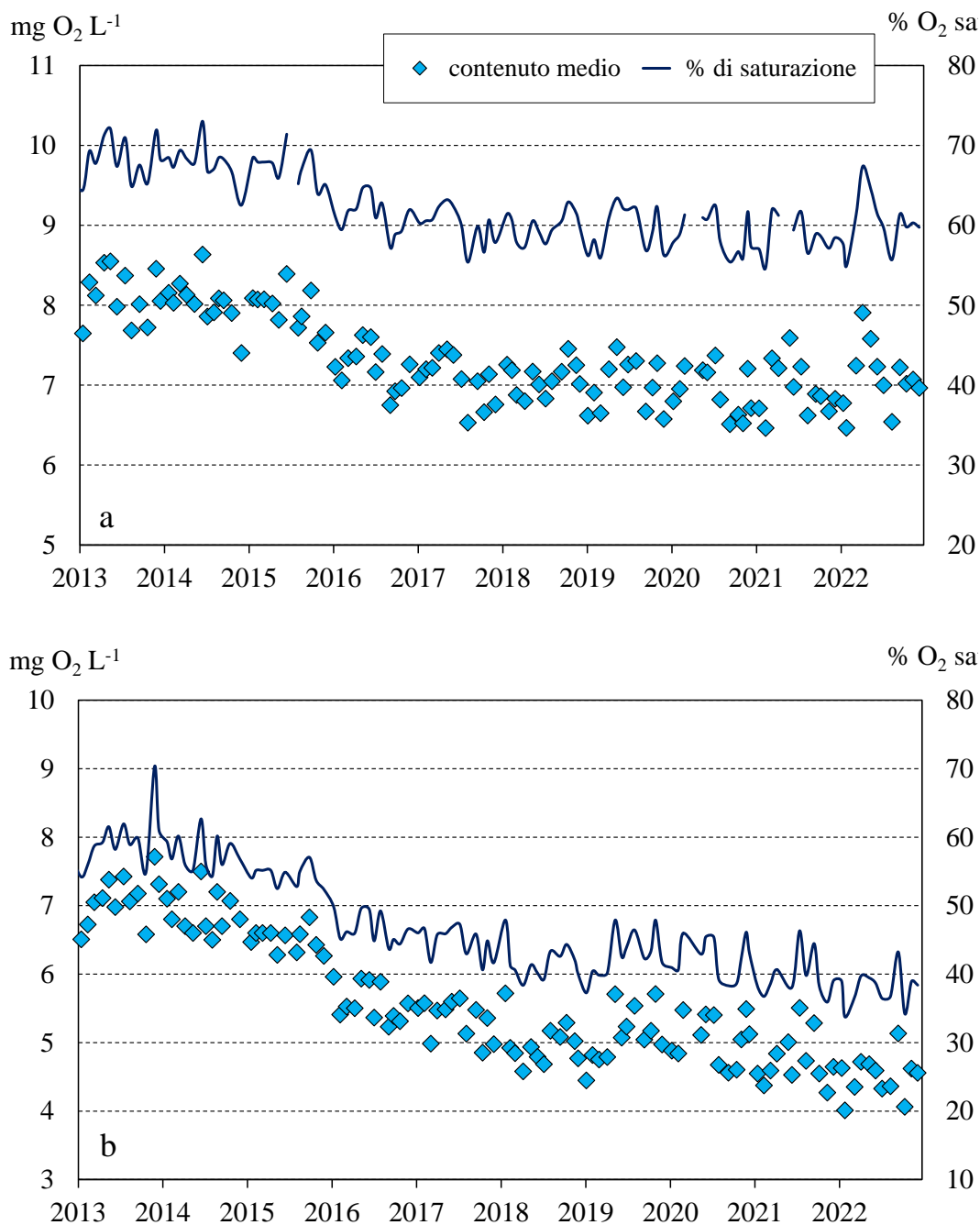


Fig. 3.3. Andamento nel periodo 2013-2022 delle concentrazioni medie di ossigeno e della % di saturazione in ipolimnio (25-360 m) (a) e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità (b) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

3.1.2 Conducibilità, alcalinità e ioni principali

Nelle Figure 3.4 e 3.5 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2022 a confronto con l'ultimo

decennio. Nel 2022 si è verificato un aumento dei valori di alcalinità, rappresentativa delle concentrazioni di bicarbonati, e della conducibilità, ovvero del contenuto in soluti delle acque, particolarmente evidente nelle acque superficiali.

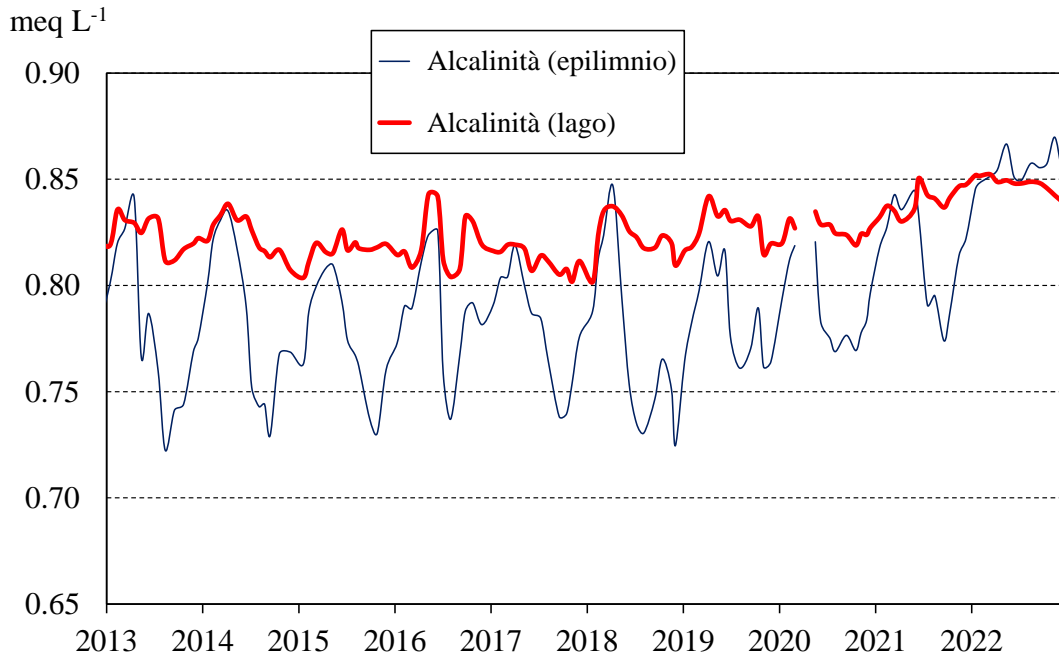


Fig. 3.4. Andamento nel periodo 2013–2022 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

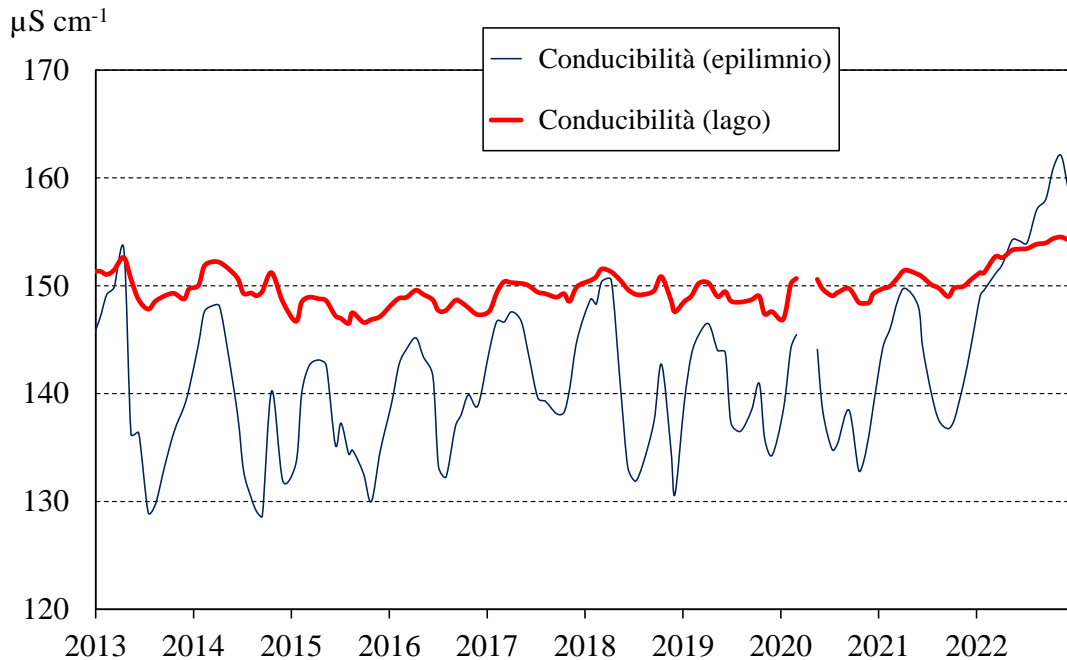


Fig. 3.5. Andamento nel periodo 2013–2022 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

L'alcalinità in epilimnio è risultata compresa tra 0,85 (gennaio) e 0,87 meq L⁻¹ (novembre) e attorno a 0,85 come media sulla colonna d'acqua, valore leggermente più elevato rispetto agli anni precedenti in cui le concentrazioni medie erano pari a 0,81-0,82 meq L⁻¹ (Fig. 3.4). La conducibilità ha raggiunto un massimo di 162 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20 °C che non ha precedenti nella serie storica dei dati: i valori di conducibilità nel lago si attestano infatti tra 130 e 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$ in epilimnio e attorno a 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$ come media sulla colonna d'acqua, mentre nel 2022 i valori sono sempre stati superiori a 150, raggiungendo i massimi (162 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20 °C a fine anno) (Fig. 3.5). Sia i dati di conducibilità che di alcalinità inoltre non mostrano nel 2022 il tipico andamento stagionale con la diminuzione estiva dei valori dovuta alla precipitazione del carbonato di calcio, visibile invece negli anni precedenti. Altri anni in cui tale fenomeno non era stato osservato sulla base dei dati dei campionamenti mensili erano stati il 2003 e il 2005, caratterizzati da temperature estive particolarmente elevate. Nel 2022, oltre alle elevate temperature atmosferiche, un'altra caratteristica dominante è stata la scarsità degli apporti meteorici, in particolare nei mesi primaverili. Questo fattore ha comportato un aumento della concentrazione dei soluti nelle acque superficiali e conseguentemente della conducibilità. Anche i valori epilimnici degli ioni principali (calcio, magnesio, sodio, cloruri, solfati) sono risultati superiori alla media nel 2022, in particolare ad ottobre-novembre (es. Ca 23 mg L⁻¹, SO₄ 32 mg L⁻¹, Cl 3,5 mg L⁻¹), a conferma dell'effetto di concentrazione dei soluti nello strato superficiale dovuto alla mancanza di precipitazioni e ai bassi livelli del lago (Cap. 1). L'effetto ha interessato prevalentemente lo strato superficiale: considerando infatti i valori medi sulla colonna d'acqua, i dati indicano per alcuni ioni un lieve aumento nel 2022 ma le concentrazioni rimangono in linea con quelle degli anni precedenti. Per calcio, magnesio e solfati si osserva comunque un massimo relativo a dicembre. I dati a lungo termine di sodio e cloruri indicano due tendenze opposte, con il sodio in leggera diminuzione e i cloruri stabili o in leggero aumento negli ultimi anni (Fig. 3.6).

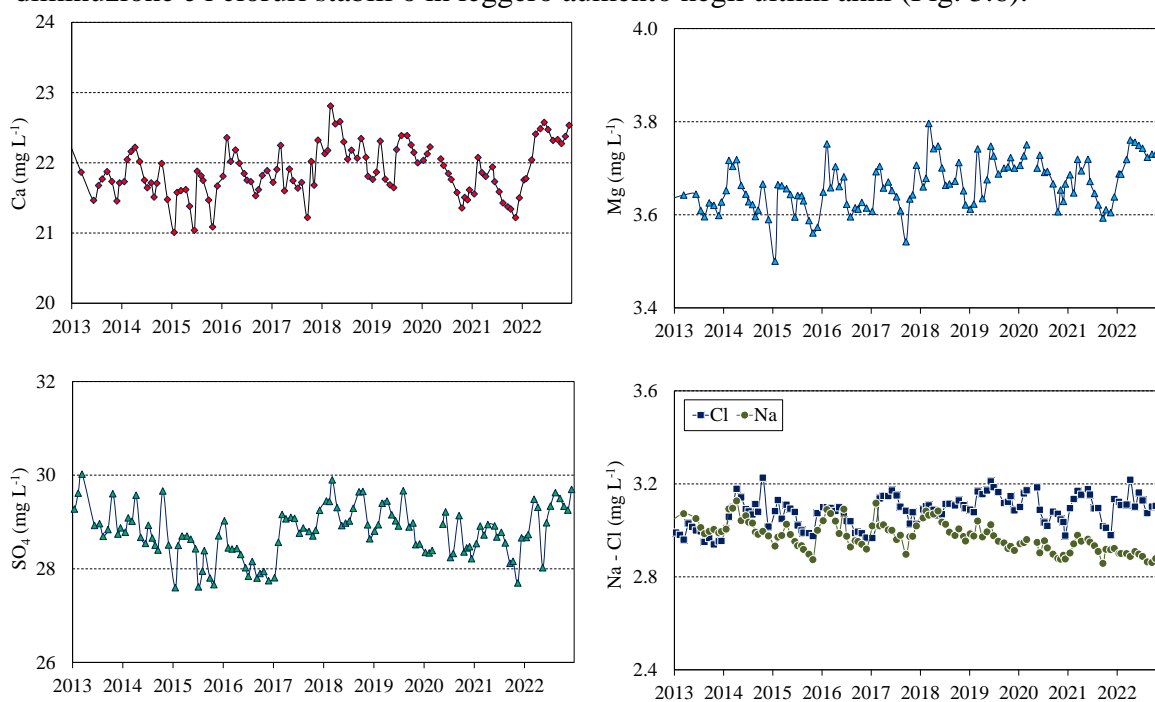


Fig. 3.6. Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2013-2022. Valori medi ponderati sulla colonna d'acqua (0-360 m).

3.1.3 Composti del fosforo e dell'azoto e silicati

Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate mensilmente nel 2022 sono riportate in Figura 3.7 a confronto con i valori dell'ultimo decennio. Nonostante l'azoto nitrico sia la forma predominante di azoto nelle acque del Lago Maggiore (circa il 90% del totale), nel 2022 i valori di nitrati e azoto totale non hanno mostrato sempre lo stesso andamento: ad esempio l'azoto totale ha presentato un massimo relativo a giugno (0,85 mg N L⁻¹) e minimi in luglio e ottobre (0,77 mg N L⁻¹) mentre l'azoto nitrico è risultato compreso tra il minimo di agosto (0,64 mg N L⁻¹) e il massimo di gennaio (0,75 mg N L⁻¹). Si può comunque osservare come i valori nel 2022 siano stati nel complesso inferiori rispetto a quelli degli anni precedenti, in particolare per quanto riguarda il nitrato, le cui concentrazioni sono passate da 0,80-0,82 mg N L⁻¹ nel 2013-2014 a valori inferiori a 0,70 mg N L⁻¹ (Fig. 3.7). Così come nel 2021 ma in misura ancora più accentuata nel 2022, i nitrati mostrano minimi estivi marcati delle concentrazioni. Anche l'azoto totale mostra una regolare tendenza alla diminuzione nel tempo, con valori passati da 0,90-0,85 mg N L⁻¹ agli attuali 0,80 mg N L⁻¹ (Fig. 3.7).

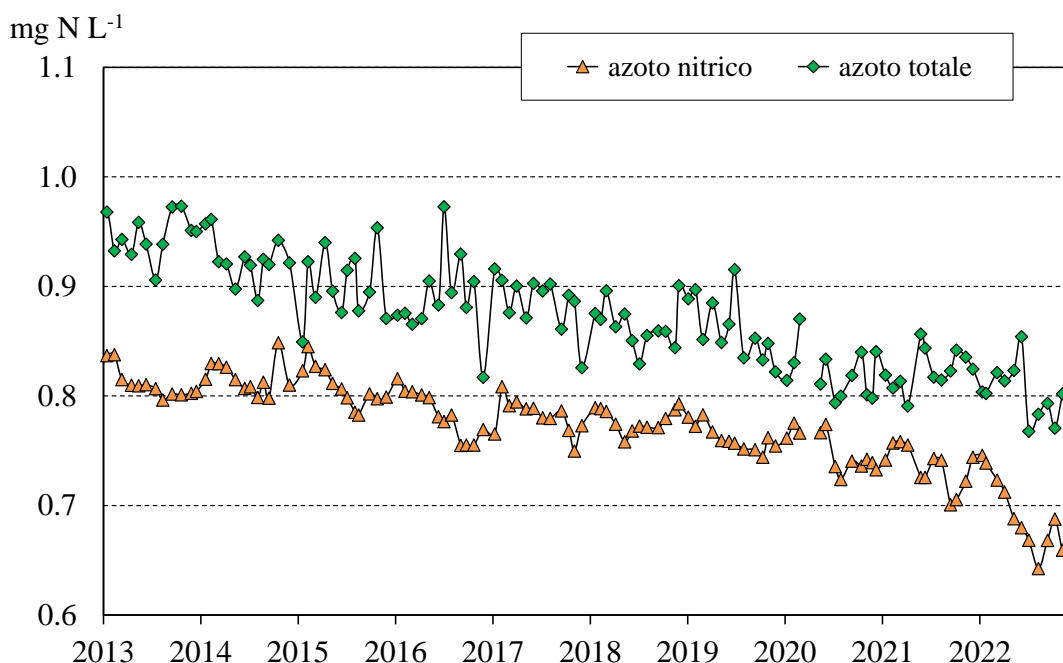


Fig. 3.7. Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2013-2022 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

In Figura 3.8 è mostrato il confronto tra epilimnio e ipolimnio per quanto concerne le diverse forme di azoto (organico, nitrico e totale). In epilimnio si confermano i minimi estivi accentuati nel caso dei nitrati (0,46 mg N L⁻¹ nel 2022) e in misura meno marcata di azoto totale (0,70 mg N L⁻¹). Un lieve ma progressivo calo interessa anche i massimi alla circolazione tardo invernale (febbraio-marzo), passati da circa 0,95 a 0,80 mg N L⁻¹ e da 0,83 a 0,73 mg N L⁻¹ per azoto totale e nitrico rispettivamente (Fig. 3.8a).

Nelle acque ipolimniche le concentrazioni dei composti dell'azoto mostrano una maggior stabilità, in quanto non direttamente influenzati dai processi biologici. I dati del 2022 confermano in ogni caso la tendenza alla diminuzione delle concentrazioni nel

tempo: nel 2022 i valori di nitrato in ipolimnio sono risultati compresi tra 0,68 e 0,75 mg N L⁻¹, rispetto a valori attorno a 0,80 mg N L⁻¹ negli anni precedenti (Fig. 3.8b).

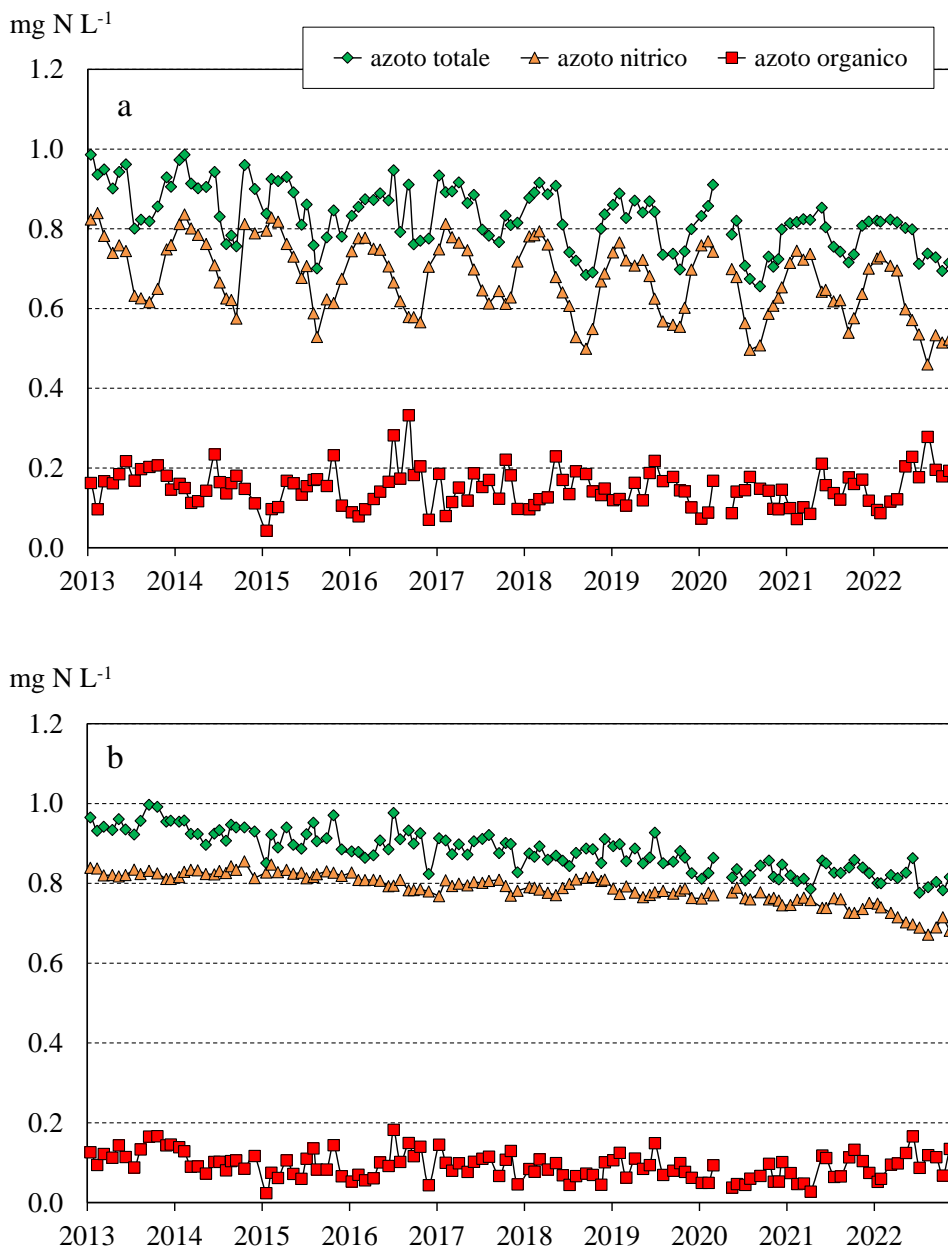


Fig. 3.8. Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) (a) e ipolimnico (25-360 m) (b) nel periodo 2013-2022.

L'azoto organico, che rappresenta circa il 10% dell'azoto totale nelle acque lacustri, presenta variazioni limitate nel corso dell'anno e non mostra una tendenza temporale, anche in conseguenza dei bassi valori, generalmente compresi tra 0,10 e 0,20 mg N L⁻¹ in epilimnio e tra 0,05 e 0,10 mg N L⁻¹ in ipolimnio. Nel 2022 i valori sono risultati compresi tra 0,09 e 0,28 mg N L⁻¹ in epilimnio e tra 0,07 e 0,17 mg N L⁻¹ in ipolimnio, leggermente superiori a quelli degli anni precedenti (Fig. 3.8a, b).

La limitata circolazione delle acque impedisce il rifornimento dei nutrienti alle acque superficiali, incluso l'azoto, e questo spiega la progressiva diminuzione dei massimi di febbraio-marzo (Rogora et al., 2021). Per quanto riguarda invece i marcati minimi estivi, in questi potrebbero avere un ruolo anche modificazioni nella composizione della comunità fitoplanctonica a favore di un maggiore utilizzo dell'azoto. È importante anche considerare che il principale veicolo di azoto alle acque del lago è rappresentato dalle deposizioni atmosferiche. Le emissioni e conseguentemente le deposizioni di azoto sono diminuite nell'areale del Lago Maggiore a partire dagli anni '90, determinando una riduzione delle concentrazioni di azoto nelle acque dei tributari e negli apporti a lago (Rogora et al., 2016). Le concentrazioni a lago continuano a diminuire in risposta a queste variazioni, ma negli anni più recenti altri fattori hanno probabilmente contribuito: ad esempio ai valori particolarmente bassi di 2020 e 2021 potrebbe aver contribuito il lockdown che, attraverso le limitazioni al traffico veicolare, ha comportato una marcata anche se temporanea diminuzione delle emissioni di ossidi di azoto e conseguentemente degli apporti atmosferici (Rogora et al., 2022a). Infine, per il 2022, si deve considerare come il contributo atmosferico sia stato particolarmente limitato poiché, anche se le concentrazioni di azoto sono tornate ai livelli pre-lockdown, i volumi di precipitazione sono stati inferiori alla media, con un effetto netto complessivo di deposizioni di azoto ridotte.

I valori medi annui di fosforo nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2022 sono stati pari rispettivamente a 3,4, 10,3 e 9,4 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo e a 6,7, 13 e 12,1 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo totale. Il valore medio sulla colonna d'acqua alla circolazione tardo-invernale è stato pari a 10,9 e 13 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per fosforo reattivo e totale, in linea con i valori degli ultimi anni e a conferma dell'attuale condizione di oligo-mesotrofia del lago. La Figura 3.9 mostra le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nel 2022 a confronto con quelle dell'ultimo decennio, mentre in Figura 3.10 sono riportate le concentrazioni medie di fosforo reattivo e totale negli strati epilimnico, ipolimnico e profondo (al di sotto dei 200 m).

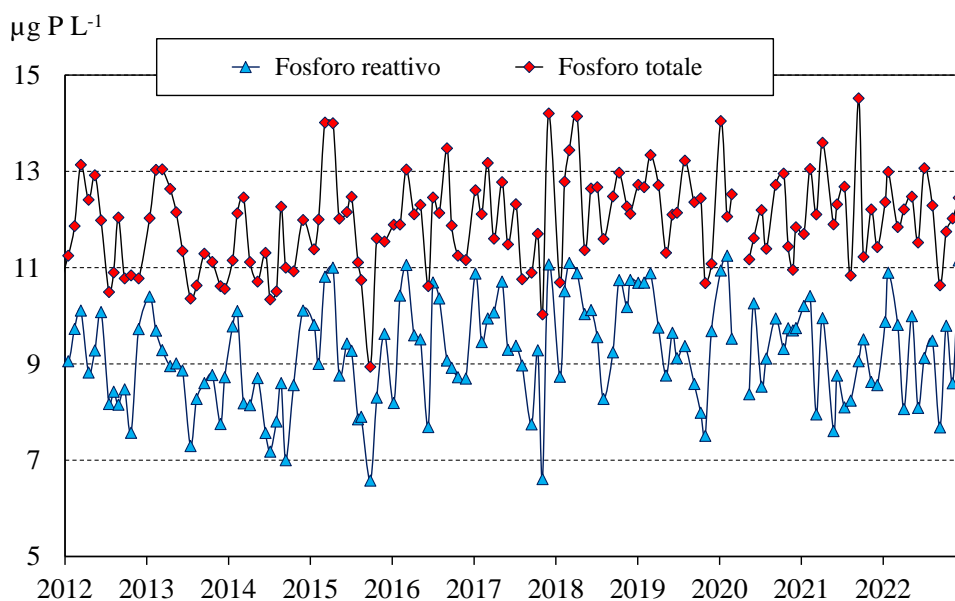


Fig. 3.9. Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2013-2022 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

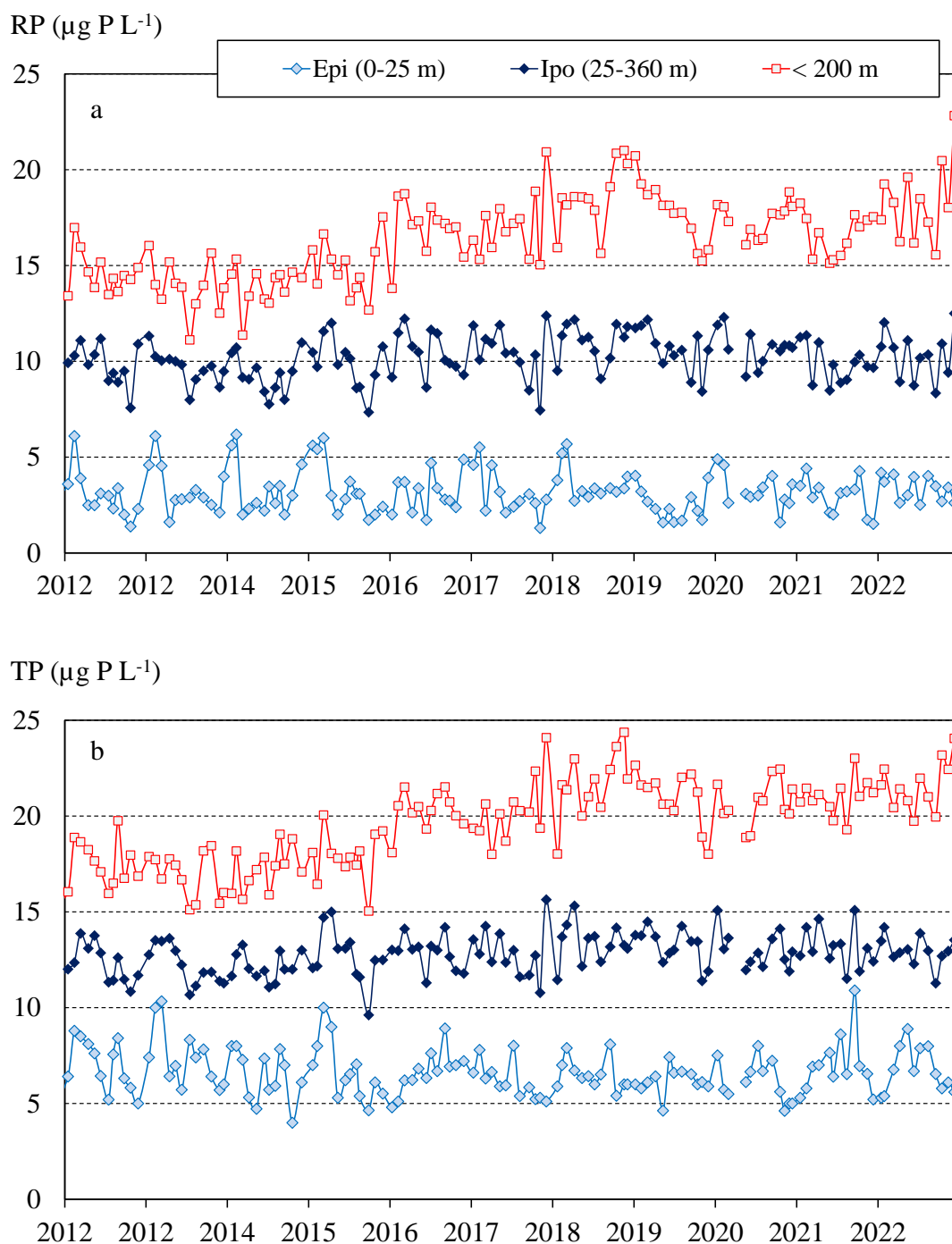


Fig. 3.10. Concentrazioni medie ponderate sui volumi di fosforo reattivo (a) e totale (b) nello strato epilimnico (0-25 m), ipolimnico (25-360 m) e profondo (< 200 m) nel periodo 2013-2022.

Nel 2022 le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua sono state simili a quelle dell'ultimo triennio confermando una situazione di stabilità. I valori sono risultati

compresi tra i minimi di settembre (8 e 10,6 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per P reattivo e totale) e i massimi di gennaio (11 e 13 $\mu\text{g P L}^{-1}$) (Fig. 3.9). I valori epilimnici si presentano stabili nell'ultimo decennio e molto bassi, soprattutto nei mesi estivi, quando il P viene pressoché completamente consumato: nel 2022 i valori sono risultati compresi tra 2 e 4 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il reattivo e tra 5 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il totale (Fig. 3.10). In generale i dati non mostrano aumenti relativi delle concentrazioni nei primi mesi dell'anno, alla circolazione tardo-invernale, quando il P presente nelle acque rappresenta il pool disponibile per la successiva stagione di crescita fitoplanctonica. Si conferma quindi anche per il P un mancato rifornimento di questo elemento alle acque superficiali alla circolazione tardo-invernale a causa di mescolamenti limitati lungo la colonna d'acqua (Rogora et al., 2021). Le concentrazioni in ipolimnio negli ultimi anni sembrano essersi stabilizzate, dopo una fase di progressivo aumento iniziata nel 2010 (Fig. 3.10). Anche le concentrazioni negli strati più profondi (al di sotto dei 200 m di profondità), dopo un aumento abbastanza accentuato negli anni tra il 2015 e il 2018, sembrano essersi attestate tra 15 e 20 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il P reattivo e tra 20 e 22 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il P totale; nel 2022 hanno mostrato però un massimo piuttosto accentuato in dicembre (23 e 24 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente) (Fig. 3.10).

La Figura 3.11 mostra i valori epilimnici (0-25 m), ipolimnici (25-360 m) e nello strato profondo (al di sotto dei 200 m) dei silicati nel periodo 2013-2022. Nel 2022 i valori epilimnici sono risultati compresi tra il massimo di marzo (1,58 mg Si L^{-1}) e il minimo di ottobre (0,43 mg Si L^{-1}); come già osservato in altri anni, le concentrazioni sono diminuite a partire da maggio, in corrispondenza della fioritura primaverile di diatomee, risalite a settembre (0,89 mg Si L^{-1}) e nuovamente diminuite nei mesi autunnali (Fig. 3.11). Le concentrazioni in ipolimnio e nello strato profondo aumentano progressivamente e i dati del 2022 confermano questo trend: i valori sono passati da 1,5-1,7 mg Si L^{-1} negli anni 2012-2013 agli attuali 2,0 mg Si L^{-1} in ipolimnio e da 1,7-1,8 mg Si L^{-1} a circa 2,2 mg Si L^{-1} al di sotto dei 200 m, con un massimo in dicembre 2022 di 2,4 mg Si L^{-1} (Fig. 3.11).

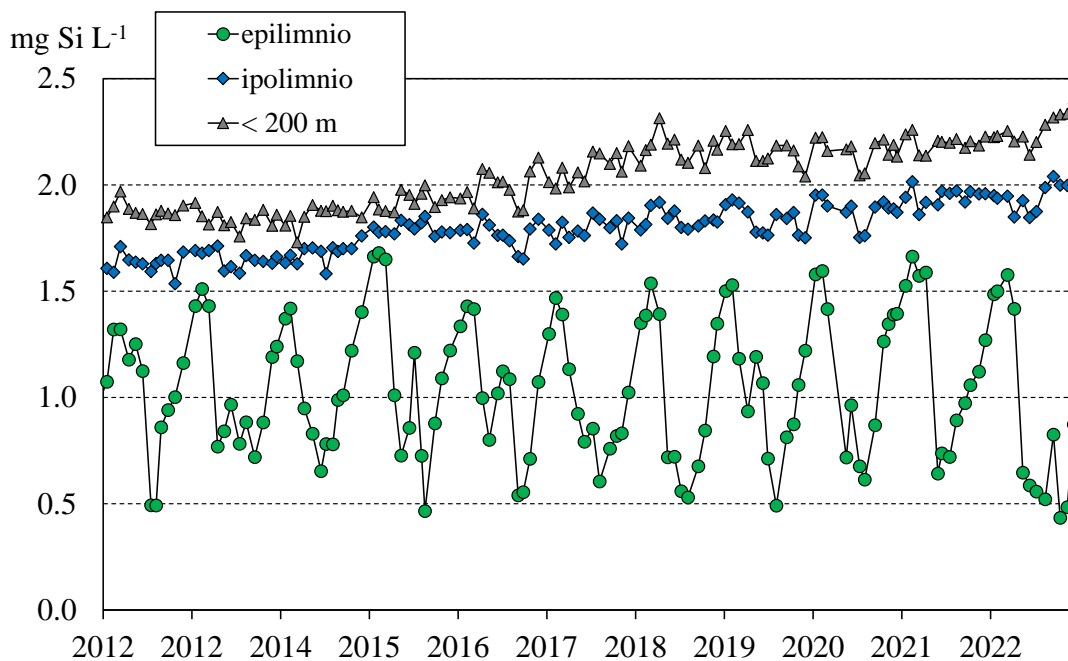


Fig. 3.11. Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m), ipolimnico (25-360 m) e profondo (al di sotto dei 200 m) nel periodo 2013-2022.

Anche per i silicati, così come per il P, si conferma quindi una tendenza all'accumulo nelle acque profonde, ulteriormente accentuato negli ultimi anni. Nel caso della silice è ancora evidente un marcato ciclo stagionale delle concentrazioni, con un rifornimento alle acque superficiali nei mesi di febbraio-marzo. Questo disaccoppiamento delle concentrazioni dei nutrienti, stabili negli strati superficiale e in aumento in quelli profondi, è stata evidenziata anche per altri laghi profondi subalpini e messa in relazione agli effetti del riscaldamento climatico sull'idrodinamica lacustre (Salmaso et al., 2020; Rogora et al., 2021).

3.1.4 Contributo del monitoraggio ad alta frequenza

Nell'ambito del progetto SIMILE (Sistema Informativo per il Monitoraggio Integrato dei Laghi insubrici e dei loro Ecosistemi), finanziato dal Programma di Cooperazione INTERREG V-A ITALIA SVIZZERA, è stato avviato un monitoraggio ad alta frequenza (HFM) di alcuni parametri limnologici nel Lago Maggiore, mediante una boa situata nel bacino di Pallanza (LM1; Tiberti et al., 2021). I dati mensili raccolti tramite le campagne CIP AIS hanno rappresentato un importante contributo alla validazione dei dati HFM, insieme a quelli raccolti specificatamente per questo scopo nel corso del progetto. A titolo di esempio si riportano i dati medi orari di alcune variabili raccolti nel 2022, a confronto con i dati discreti delle campagne CIP AIS. Il confronto è stato effettuato utilizzando i dati dei campioni superficiali, considerando che i sensori si trovano a circa 1,5 m di profondità. Non disponendo nel 2022 di dati per la stazione di Pallanza, i dati discreti utilizzati sono quelli della stazione di Ghiffa. Precedenti confronti tra le due stazioni avevano comunque dimostrato l'assenza di differenze marcate sia nei valori assoluti che negli andamenti stagionali delle principali variabili chimiche (Rogora et al., 2022b). Il confronto mostra un ottimo accordo per i dati temperatura delle acque, pH e conducibilità. Per l'ossigeno disciolto, i dati HFM seguono correttamente le dinamiche dell'ossigeno nella prima parte dell'anno, in particolare l'aumento nel periodo primaverile in corrispondenza dell'aumento della produttività algale. Da settembre in poi si osservano invece degli scostamenti abbastanza accentuati, situazione a seguito della quale sono stati eseguiti degli interventi di manutenzione del sensore dell'ossigeno. Questi esempi dimostrano da un lato la necessità di un costante controllo della performance dei sensori mediante il confronto con misure in campo e in laboratorio; allo stesso tempo dimostrano come i dati HFM possano rappresentare un ottimo strumento integrativo al monitoraggio discreto, in quanto permettono di seguire con elevato dettaglio le dinamiche lacustri, inclusi i fenomeni a breve termine (Tiberti et al., 2021).

Un'analisi di dettaglio basata sui dati HFM ha riguardato la clorofilla, utilizzata come proxy della produttività algale. Un confronto tra i dati HFM da un lato e quelli ottenuti da diverse tecniche (spettrofotometria UV-VIS, fluorimetria, conteggi al microscopio per la stima dei biovolumi fitoplanctonici) negli anni 2020-21 ha dimostrato come i dati HFM seguano correttamente le dinamiche dei biovolumi algali nel corso dell'anno, intercettando i momenti di massima produzione (Rogora et al., 2023). Questi risultati confermano l'affidabilità delle misure in-situ mediante sensori fluorimetrici e l'utilità di utilizzare l'HFM ad integrazione del monitoraggio discreto basato su campionamenti e analisi di laboratorio.

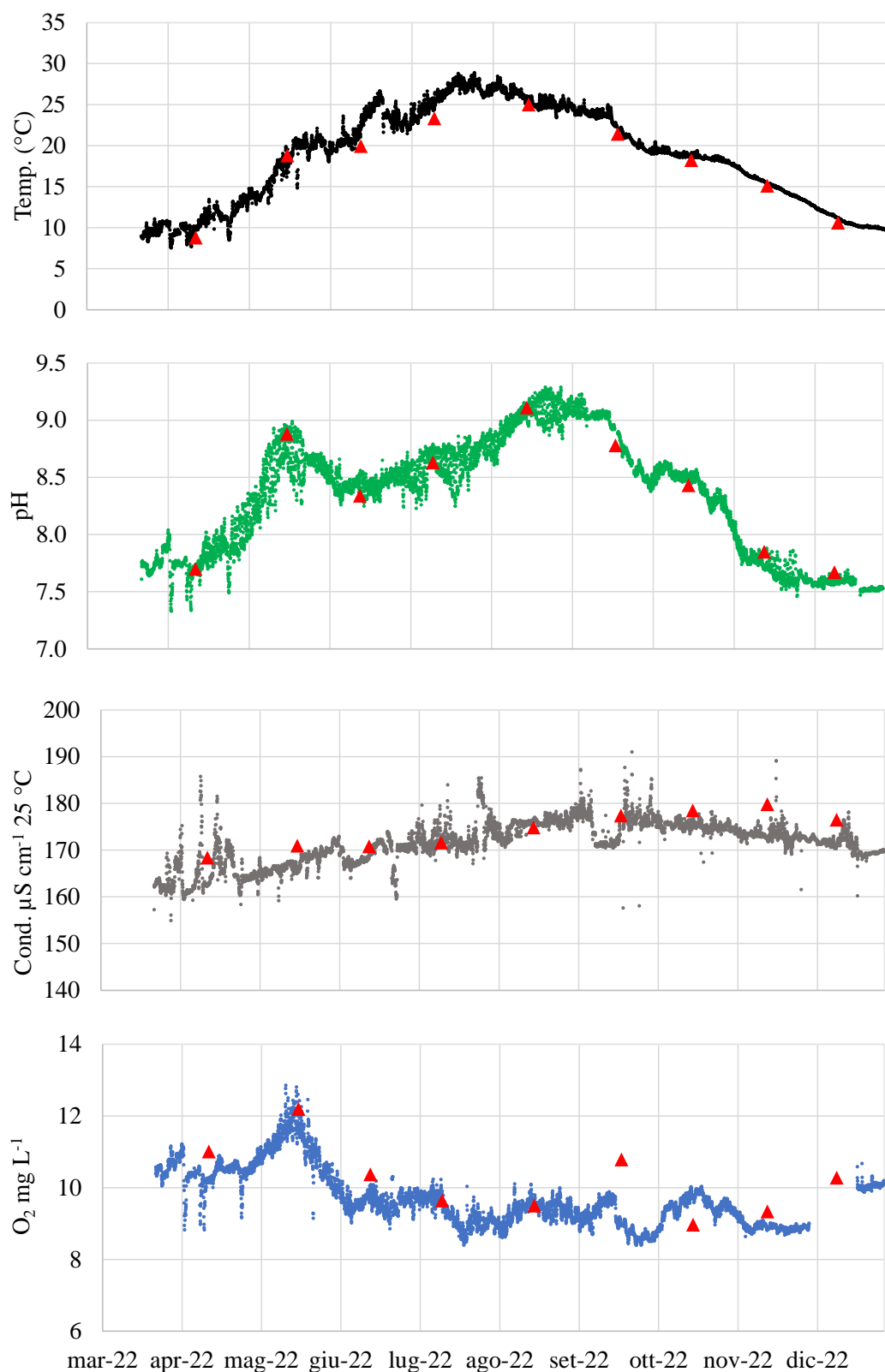


Fig. 3.12. Valori medi orari di temperatura, pH, conducibilità e ossigeno disciolto misurati nel 2022 dalla boa LM1 nel bacino di Pallanza. I triangoli rossi rappresentano i valori mensili ottenuti dai campionamenti CIPAIS nella stazione di Ghiffa.

3.2 Tributari ed emissario

3.2.1 Concentrazioni medie

I valori medi annui del 2022, ottenuti dai campionamenti mensili, delle principali variabili chimiche nei tributari del Lago Maggiore e nel Ticino emissario sono riportati in Tabella 3.1. La variabilità mensile delle concentrazioni di fosforo e azoto totale è mostrata nelle Figure 3.13 e 3.14.

Tab. 3.1. Valori medi annui delle principali variabili chimiche nei principali tributari e nell'emissario del Lago Maggiore nel 2022. Temp.: temperatura dell'acqua. Alc.: alcalinità. Cond.: conducibilità elettrica a 20 °C. N_{org}: azoto organico. NT: azoto totale. PT: fosforo totale. Si: silicati. In rosso i valori in aumento e in blu quelli in diminuzione rispetto ai valori medi del triennio 2019-2021.

		Temp. °C	Alc. meq L ⁻¹	Cond. μS cm ⁻¹	N-NH ₄ mg N L ⁻¹	N-NO ₃ mg N L ⁻¹	N _{org} mg N L ⁻¹	NT mg N L ⁻¹	PT μg P L ⁻¹	RSi mg Si L ⁻¹
Boesio	BOE	14,5	5,69	748,7	0,19	4,60	1,14	5,93	315	3,65
Bardello	BAR	14,2	3,51	464,4	0,24	2,58	0,81	3,63	177	2,80
Tresa	TRE	16,0	1,96	231,0	0,12	1,14	0,34	1,60	35	0,89
Strona	STR	14,0	0,59	100,2	0,09	1,15	0,27	1,51	74	2,92
Toce	TOC	10,7	0,92	218,9	0,05	0,49	0,13	0,67	24	2,37
San Giovanni	SGI	12,8	0,32	64,4	0,02	1,03	0,19	1,24	15	4,43
San Bernardino	SBE	13,0	0,38	66,0	0,01	1,03	0,14	1,17	5	3,31
Cannobino	CAN	12,4	0,28	50,3	0,01	0,69	0,14	0,83	6	3,68
Maggia	MAG	13,5	0,56	77,55	0,01	0,74	0,14	0,89	4	3,15
Ticino imm.	TIM	11,2	1,20	293,0	0,01	0,73	0,13	0,87	6	2,72
Ticino emissario	TEM	16,3	0,88	155,5	0,02	0,53	0,18	0,72	9	0,66

I valori di alcalinità, conducibilità e silicati dipendono principalmente dalla geologia dei bacini: ad esempio la presenza di rocce carbonatiche determina valori più elevati di alcalinità (es. Tresa, Ticino Immissario) rispetto a quelli dei corsi d'acqua impostati in bacini a composizione prevalentemente silicea (es. Cannobino, San Bernardino e San Giovanni), i quali presentano invece valori più elevati di silicati. Nel caso di Boesio e Bardello le concentrazioni di alcalinità e conducibilità marcatamente più elevate sono attribuibili anche alla contaminazione da scarichi non sufficientemente depurati. Per lo stesso motivo questi tributari presentano anche le concentrazioni medie più elevate di fosforo totale (nel 2022 315 e 177 μg P L⁻¹ nel Boesio e Bardello rispettivamente) e dei composti dell'azoto (Tab. 3.1). Concentrazioni abbastanza elevate di fosforo caratterizzano Tresa, Strona e Toce (35, 74 e 24 μg P L⁻¹ rispettivamente). I rimanenti tributari presentano concentrazioni al di sotto dei 10 μg P L⁻¹ (15 μg P L⁻¹ nel caso del San Giovanni). Una situazione analoga si riscontra per azoto ammoniacale ed organico, che mostrano le concentrazioni più elevate nel Boesio e Bardello (0,19-0,24 e 1,14-0,81 mg N L⁻¹), seguiti da Tresa e Strona (0,12-0,09 e 0,34-0,27 mg N L⁻¹), mentre i restanti tributari presentano valori compresi tra 0,01 e 0,05 mg N L⁻¹ e tra 0,13 e 0,19 mg N L⁻¹. L'azoto totale, al quale contribuiscono principalmente i nitrati, è risultato pari a 5,93 e 3,63 mg N L⁻¹ per Boesio e Bardello rispettivamente; Tresa e Strona presentano valori di 1,5-1,6 mg N L⁻¹ e gli altri tributari tra 0,7 e 1,2 mg N L⁻¹ (Tab. 3.1).

Gli andamenti stagionali delle concentrazioni mostrano valori di fosforo leggermente maggiori nei mesi estivi e autunnali per i tributari caratterizzati dai valori

più bassi, ovvero Cannobino, Maggia, Ticino Immissario e San Bernardino (Fig. 3.13a) e per Bardello e Boesio (Fig. 3.13c), mentre per i rimanenti tributari la stagionalità appare meno evidente (Fig. 3.13b): il Tresa presenta valori più elevati nei primi mesi dell'anno (40-60 $\mu\text{g P L}^{-1}$), in diminuzione da luglio in poi, in conseguenza del fatto che, essendo il Tresa emissario del Lago di Lugano, le variazioni stagionali nelle sue acque dipendono dalle dinamiche lacustri. Nel caso del Bardello e del Boesio, i valori estivi superano rispettivamente i 200 e i 400 $\mu\text{g P L}^{-1}$, mentre si collocano attorno a 100-150 e 200-300 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente nei rimanenti periodi dell'anno (Fig. 3.13c). Su questi andamenti potrebbero aver giocato un ruolo le scarse precipitazioni e di conseguenza le basse portate dei corsi d'acqua, con un effetto di concentrazione dei nutrienti. Per il Bardello alle concentrazioni più elevate riscontrate nei mesi estivi potrebbe aver contribuito anche l'immissione nel corso d'acqua del prelievo ipolimnico del Lago di Varese, attivo nel periodo di stratificazione del lago (per approfondimenti: www.lagodivarese.regione.lombardia.it).

L'azoto totale non ha mostrato una stagionalità evidente in nessuno dei tributari, anche se le concentrazioni presentano una certa variabilità stagionale in tutti i tributari (Fig. 3.14). Il Bardello ha presentato concentrazioni inferiori nei mesi primaverili ed estivi (2,5-3,0 mg N L^{-1}), in aumento a settembre e ottobre (4,5-6,0 mg N L^{-1}) mentre nel Boesio i valori variano tra il minimo di gennaio (4,5 mg N L^{-1}) e il massimo di ottobre (7,8 mg N L^{-1}) (Fig. 3.14 c).

I dati mensili confermano nel loro complesso la marcata differenza in termini qualitativi tra le acque dei diversi tributari, in particolare per quanto concerne il P totale. Oltre alla situazione critica di Boesio e Bardello, altri tributari presentano concentrazioni saltuariamente abbastanza elevate di P, in particolare Strona, Toce e Tresa (Fig. 3.13b).

Rispetto al triennio precedente, pressoché tutti i tributari sono stati caratterizzati nel 2022 da valori maggiori di temperatura e conducibilità. L'aumento di temperatura delle acque dei tributari è una diretta conseguenza del riscaldamento atmosferico: la maggior parte dei tributari mostra infatti trend positivi dei valori di temperatura dagli anni '80 in poi (Rogora et al., 2022b). Nel 2022 in particolare, a luglio e agosto, i valori misurati sono stati i più elevati della serie storica. L'aumento di conducibilità è invece una conseguenza della concentrazione di soluti nelle acque a causa dei limitati afflussi meteorici del 2022. Le concentrazioni di fosforo sono aumentate nei tributari caratterizzati dai tenori più elevati di questo elemento, in particolare Boesio, Tresa e Strona, mentre sono ulteriormente diminuite nei corsi d'acqua caratterizzati da bassi livelli (Sa Bernardino, Cannobino, Maggia, Ticino). Anche i composti dell'azoto, in particolare ammoniacale e organico, sono aumentati nei tributari che già presentano uno stato di compromissione della qualità delle acque, ad indicare che le condizioni del 2022 hanno favorito un aumento delle concentrazioni di nutrienti. Nel caso del Ticino Emissario le concentrazioni sia di P che di N totale sono invece diminuite nel 2022 (Tab. 3.1).

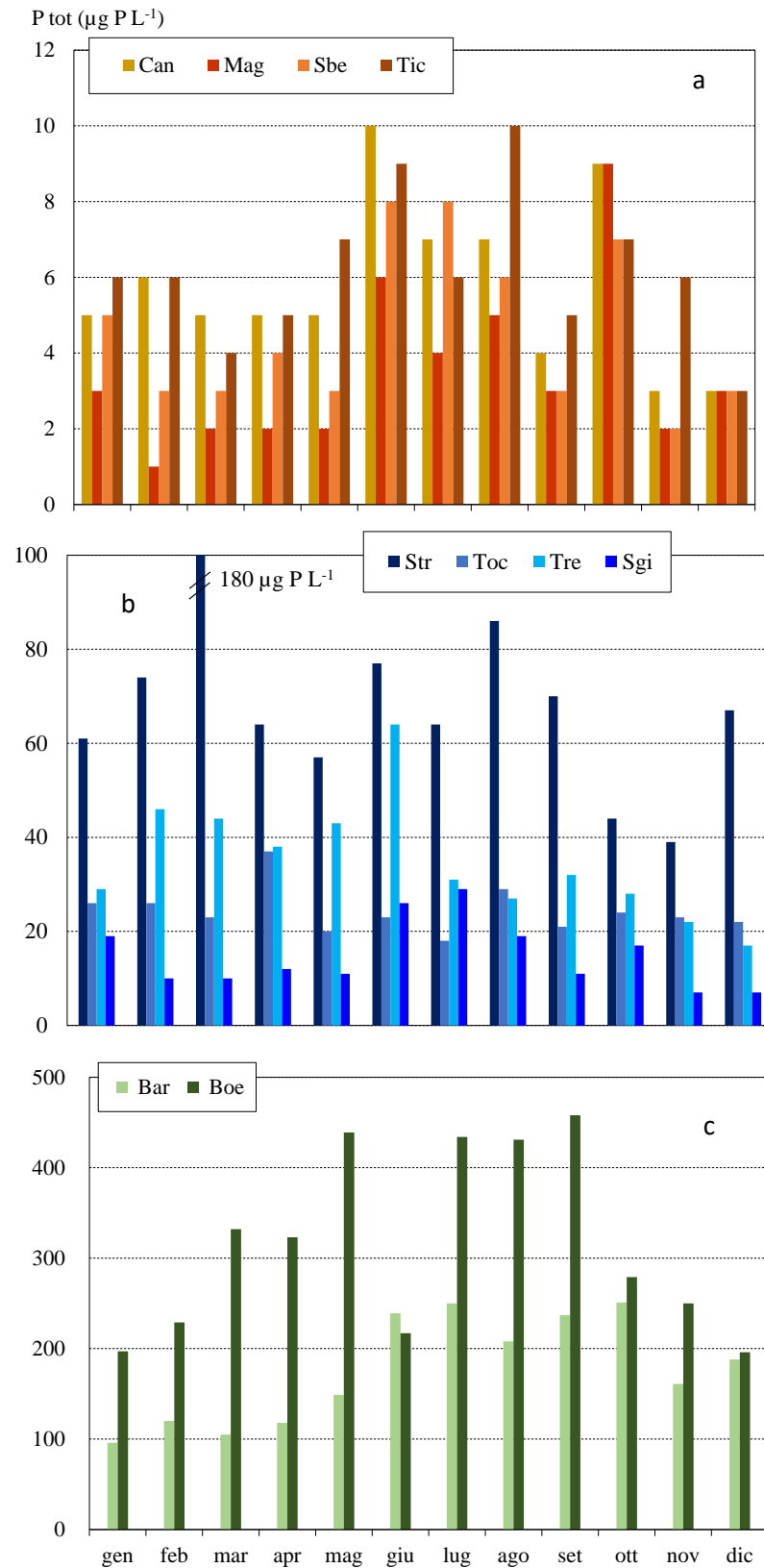


Fig. 3.13. Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2022.

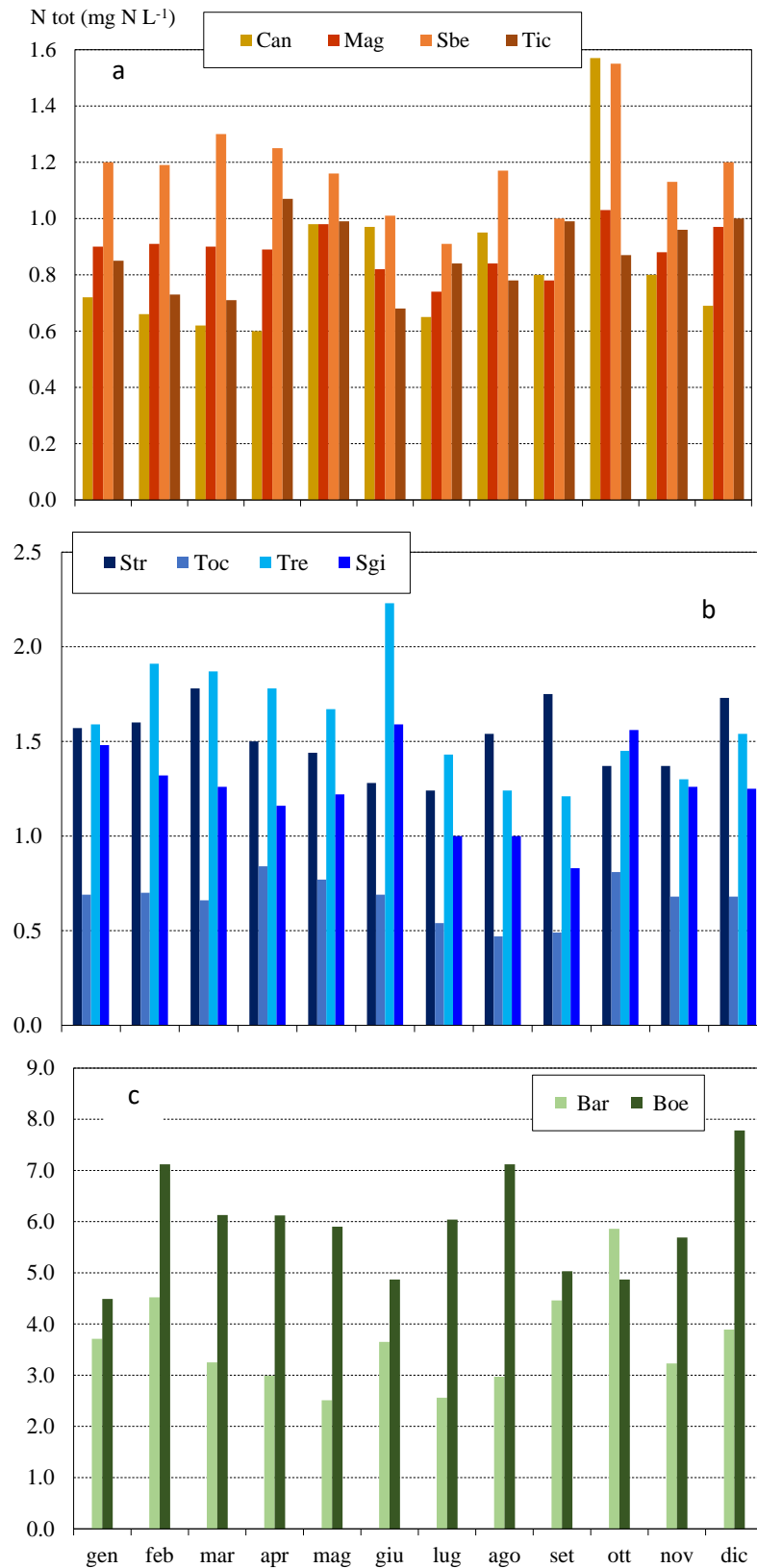


Fig. 3.14. Andamento delle concentrazioni mensili di azoto totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2022.

3.2.2 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi per l'anno 2022 di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai tributari oggetto di indagine e quelli in uscita attraverso il Ticino emissario sono riportati in Tabella 3.2.

A livello di contributo percentuale, i carichi di fosforo più rilevanti sono stati come di consueto quelli di Toce e Strona (37%), seguiti da Ticino Immissario (15.5%), Tresa (14%) e Bardello (12%). Al carico complessivo di azoto totale hanno contribuito in misura simile Ticino Immissario (23%) e Toce e Strona (26%), seguiti dal Tresa (16%). Considerando i diversi composti dell'azoto, nel caso dell'ammonio e dell'azoto organico, valori di carico abbastanza elevati caratterizzano Bardello e Strona. In termini assoluti i valori del 2022 hanno invece risentito marcatamente delle portate inferiori alla media di alcuni tributari. Il carico totale di fosforo veicolato da Toce e Strona, ad esempio, è stato di 32 t P a⁻¹, rispetto a valori generalmente superiori a 50 t P a⁻¹ (53 come media del triennio 2019-21). Analogamente per l'azoto totale il valore del carico per Toce e Strona per il 2022 è stato di 855 t N a⁻¹, rispetto a valori compresi solitamente tra 1500 e 2000 t N a⁻¹. Analoghe diminuzioni dei carichi nel 2022 hanno interessato anche Maggia, Verzasca, Bardello, Boesio e Tresa, mentre nel caso di Cannobino, San Bernardino e San Giovanni i valori sono risultati simili a quelli degli anni precedenti per il fosforo o addirittura superiori per l'azoto, in particolare per la forma nitrica, in quanto nei bacini di questi tributari le precipitazioni si sono discostate meno marcatamente dalla media di lungo periodo, con conseguenti minori effetti sulle portate. È necessario inoltre considerare come le deposizioni azotate avessero fatto segnare un minimo nel 2020 e un valore inferiore alla media anche nel 2021, in conseguenza delle ridotte emissioni di azoto durante il periodo della pandemia da COVID-19: questa situazione aveva comportato una temporanea diminuzione anche delle concentrazioni di nitrati nei corsi d'acqua, in particolare quelli caratterizzati da bacini scarsamente antropizzati come Cannobino e San Bernardino, nei quali le deposizioni rappresentano il principale veicolo di azoto (Rogora et al., 2022a).

Tab. 3.2. Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali per il 2022. In rosso i valori in aumento e in blu quelli in diminuzione rispetto ai valori medi del triennio 2019-2021.

	N-NH ₄	N-NO ₃	N _{org}	TN	TP
Ticino Immissario	12,0	757	131	899	6,6
Maggia	3,0	296	42	341	5,8
Verzasca	1,0	66	1	67	1,5
Cannobino	1,7	181	35	218	1,4
San Giovanni	0,8	44	8	53	0,6
San Bernardino	2,2	321	41	364	1,5
Toce Ossola	41,0	436	131	607	22,0
Strona	17,0	187	44	248	10,0
Bardello	14,0	130	41	185	8,5
Boesio	1,7	47	11	60	3,0
Tresa	38,0	421	121	579	12,0

I bilanci complessivi per azoto e fosforo totale per il 2022 sono riportati rispettivamente nelle Tabelle 3.3 e 3.4, a confronto con i valori dell'ultimo decennio. Per le modalità di calcolo si rimanda alle precedenti relazioni.

I carichi complessivi di fosforo e azoto totale nel 2022 (139 t P a⁻¹ e 4899 t N a⁻¹ rispettivamente) sono stati i più bassi tra quelli calcolati dal 2013 in poi e in generale rappresentano un minimo nella serie storica dei dati disponibili, come diretta conseguenza degli afflussi inferiori alla media che hanno caratterizzato il 2022. Le concentrazioni più elevate dei composti di P e N riscontrate in molti tributari rispetto agli anni precedenti (Tab. 3.1) sono state quindi controbilanciate dalle basse portate del 2022, con un effetto complessivo di diminuzione dei carichi. Anche le uscite attraverso il Ticino emissario sono state nettamente inferiori alla media, pari nel 2022 a circa 1/3 dei valori medi del triennio 2019-2021. La ritenzione % risultante è stata quindi particolarmente elevata (76 e 48% per P e N rispettivamente), ad indicare un elevato trattenimento dei nutrienti a lago, soprattutto nel caso dell'azoto.

I valori del 2022 rappresentano certamente un dato interessante per valutare l'effetto di una siccità come quella del 2022 sui nutrienti veicolati a lago, ma devono anche essere considerati nel contesto delle serie storiche di dati disponibili (Rogora et al., 2022b). In ogni caso i carichi dell'ultimo decennio confermano un apporto di P e N a lago pressoché costante, al di là della variabilità interannuale, e in linea con il mantenimento di uno stato di oligotrofia delle acque.

Tab. 3.3. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2013-2022 di azoto totale (t N a⁻¹).

	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20	'21	'22
Tributari campionati	7891	9387	6032	6488	5243	7324	7121	6014	6312	3621
Areale non campionato	676	804	517	556	449	628	610	515	541	381
Totale bacino emerso	8567	10192	6549	7044	5692	7951	7731	6530	6852	3997
Fascia rivierasca	590	590	590	590	590	590	590	590	590	590
Precipitazioni sul lago	498	465	420	549	451	428	552	370	371	312
Totale apporti	9656	11247	7559	8184	6733	8969	8873	7490	7813	4899
Uscite da emissario	8484	10497	7202	6142	5399	7080	7624	6566	6523	2559
Ritenzione % in lago	12	7	5	25	20	21	14	12	16	48

Tab. 3.4. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2013-2022 del fosforo totale (t P a⁻¹).

	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19	'20	'21	'22
Tributari campionati	159	185	117	104	86	110	120	99	143	73
Areale non campionato	14	16	10	9	7	9	10	8	12	8
Totale bacino emerso	173	201	127	113	94	119	130	107	155	80
Fascia rivierasca	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
Totale apporti	232	260	186	172	153	178	189	166	214	139
Uscite da emissario	83	135	74	82	58	86	91	87	98	34
Ritenzione % in lago	64	48	60	52	62	52	52	47	54	76

Bibliografia

- APAT IRSA-CNR. 2003. Metodi analitici per le acque. APAT Manuali e Linee Guida 29/2003.
- APHA, AWWA, WEF, 2012. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 22nd Edition, American Public Health Association, Washington DC.
- Dresti, C., Rogora, M., Fenocchi, A. 2023. Hypolimnetic oxygen depletion in a deep oligomictic lake under climate change. *Aquat Sci* 85: 4.
- Fenocchi A., Rogora M., Marchetto A., Sibilla S., Dresti C. 2020. Model simulations of the ecological dynamics induced by climate and nutrient load changes for deep subalpine Lake Maggiore (Italy/Switzerland). *J. Limnol.* 79(3): 221-237.
- Rogora M., L. Colombo, A. Marchetto, R. Mosello, S. Steingruber. 2016. Temporal and spatial patterns in the chemistry of wet deposition in Southern Alps. *Atm. Envir.* 146: 44-54.
- Rogora, M., F. Buzzi, C. Dresti, B. Leoni, M. Patelli, F. Lepori, R. Mosello, N. Salmaso. 2018. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia*, 824: 33-50.
- Rogora, M., M. Austoni, R. Caroni, P. Giacomotti, L. Kamburska, A. Marchetto, R. Mosello, A. Orrù, G. Tartari, C. Dresti. 2021. Temporal changes in nutrients in a deep oligomictic lake: the role of external loads versus climate change. *J. Limnol.* 80(3): 2051.
- Rogora, M., S. Steingruber, A. Marchetto, R. Mosello, P. Giacomotti, A. Orru, G. A Tartari, R. Tiberti. 2022a. Response of atmospheric deposition and surface water chemistry to the COVID-19 lockdown in an alpine area. *Environ Sci Pollut Res* 29(41): 62312-62329.
- Rogora, M., P. Giacomotti, R. Mosello, A. Orrù, G.A. Tartari. 2022b. Evoluzione stagionale e a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore e dei suoi principali tributari. In: CNR Istituto di Ricerca sulle Acque. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Campagna 2021 e rapporto triennale 2019-2021. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 40-63.
- Rogora, M., T. Cancellario, R. Caroni, L. Kamburska, D. Manca, S. Musazzi, R. Tiberti, A. Lami. 2023. High frequency monitoring through in-situ fluorometric sensors: a supporting tool to long-term ecological research on lakes. *Frontiers in Environmental Science. Sec. Freshwater Science*, 10: in press.
- Salmaso, N., F. Buzzi, C. Capelli, L. Cerasino, B. Leoni, F. Lepori, M. Rogora. 2020. Responses to local and global stressors in the large southern perialpine lakes: Present status and challenges for research and management. *Journal of Great Lakes Research*, 46(4): 752-766.
- Tiberti, R., R. Caroni, M. Cannata, A. Lami, D. Manca, D. Strigaro, M. Rogora. 2021. Automated high frequency monitoring of Lake Maggiore through in situ sensors: system design, field test and data quality control. *J. Limnol.*, 80 (2): 2011.

4. CAPITOLO 4: EVOLUZIONE DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI

Martina Austoni, Paola Giacomotti, Lyudmila Kamburska, Andrea Lami, Dario Manca e Aldo Marchetto

4.1 Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2022, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 17 gennaio ed il 12 dicembre, 12 sopralluoghi con prelevamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con frequenza mensile per l'intero anno come stabilito dal 2016.

I campioni sono stati analizzati in laboratorio seguendo le tecniche già utilizzate negli anni passati, per quanto riguarda i conteggi, l'identificazione delle specie e il calcolo della biomassa (biovolume). La determinazione della concentrazione della clorofilla *a* e dei feopigmenti, sui campioni raccolti sull'integrato di 0-20 m, è stata effettuata tramite determinazione fluorimetrica con sonda bbe-Fluoroprobe, come ormai già in uso dall'anno 2011, metodica meno soggetta ad errori dovuti a manipolazione e degradazione del campione. Come descritto nei precedenti rapporti, la determinazione della concentrazione della clorofilla *a* e dei feopigmenti è stata seguita in parallelo utilizzando sia la metodica di estrazione e lettura spettrometrica che la determinazione fluorimetrica con sonda bbe-Fluoroprobe, sulla maggior parte dei campioni raccolti permettendo quindi di comparare le due metodiche e infine applicare la procedura fluorimetrica. Il numero totale dei taxa censiti durante il 2022 è stato di 130, valore aumentato sia rispetto all'anno precedente (107) che al 2020 (114) e assolutamente in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti. Il confronto con i valori degli anni immediatamente precedenti sembra indicare il raggiungimento di una certa stabilità nel valore di questo indice di biodiversità, che denota la presenza di un popolamento algale ormai ben diversificato. Nel 2022 il numero medio di specie per campione è risultato pari a 44 come l'anno precedente e diminuito di 4 rispetto al 2020. Alcuni campioni del periodo estivo hanno tuttavia superato le 50 unità tassonomiche totali (57 nel mese di agosto). Il numero di specie significative (dominanti in quanto concorrenti a formare almeno l'80% della biomassa totale almeno una volta nel corso dell'anno) è aumentato di una unità rispetto al 2021 con il valore di 36 specie, ma diminuito se confrontato con il 2020 (45). In generale, un'elevata diversità biotica della comunità fitoplanctonica è stata descritta come uno degli effetti dell'oligotrofizzazione del Lago Maggiore e un gran numero di specie dominanti è indicativo di una ripartizione decisamente omogenea degli individui tra le specie presenti di volta in volta nel corso della successione stagionale e testimonia un'alta biodiversità dell'ambiente. Le specie o generi censiti globalmente durante l'anno mostrano alcune differenze rispetto al 2021 nella loro ripartizione numerica tra le categorie sistematiche maggiori. Per il 2022, la classe con il maggior numero di taxa non si conferma essere quella delle diatomee, che contano 31 unità tassonomiche (21 nel 2021), ma quella delle cloroficee con 39 specie (20 nel 2021). Va sottolineato come il gruppo delle cloroficee contribuisca come specie rare, quindi con densità e biomassa

esigie. La seconda classe numericamente importante è rappresentata dai cianobatteri partecipando con 32 unità, 12 unità in più rispetto all'anno precedente (20). Da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, sebbene i rapporti reciproci di importanza, come numero di specie censite, possano subire delle oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, rimaste a 13 unità, le dinoficee e le criptoficee che con 8 e 6 unità tassonomiche rispettivamente, sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore. Anche nel 2022, almeno a livello di grandi gruppi tassonomici, diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti, sebbene in estate un contributo significativo sia venuto anche da criptoficee e dinoflagellati (Fig. 4.1). Come ormai riscontrato negli ultimi anni, lo sviluppo dei popolamenti algali ha visto la prima fase di crescita delle diatomee anticipata anche nel 2022 cominciando a svilupparsi già dall'inizio dell'anno, con il genere *Urosolenia* rappresentato da *Urosolenia eriens*, per continuare con febbraio seppur con biomasse trascurabili in entrambi i mesi. Si tratta di una diatomea centrica planctonica tollerante verso la carenza di nutrienti e tra le specie indicatrici di bassa trofia (Reynolds et al., 2002) dalla forma che la rende difficilmente appetibile. Unitamente a *U. eriensis* anche la diatomea pennata *Asteronella formosa*, specie caratteristica delle associazioni fitoplanctoniche del Lago Maggiore, è risultata essere la seconda specie significativa nei mesi di gennaio e febbraio mentre tra le cianoficee troviamo *Planktothrix rubescens*, specie caratteristica del Lago Maggiore. Come già nel 2021, le condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli, con temperature atmosferiche del periodo invernale superiori alla norma, hanno favorito uno sviluppo anticipato e un prolungamento dell'attività vegetativa del fitoplancton già dai mesi invernali scorsi.

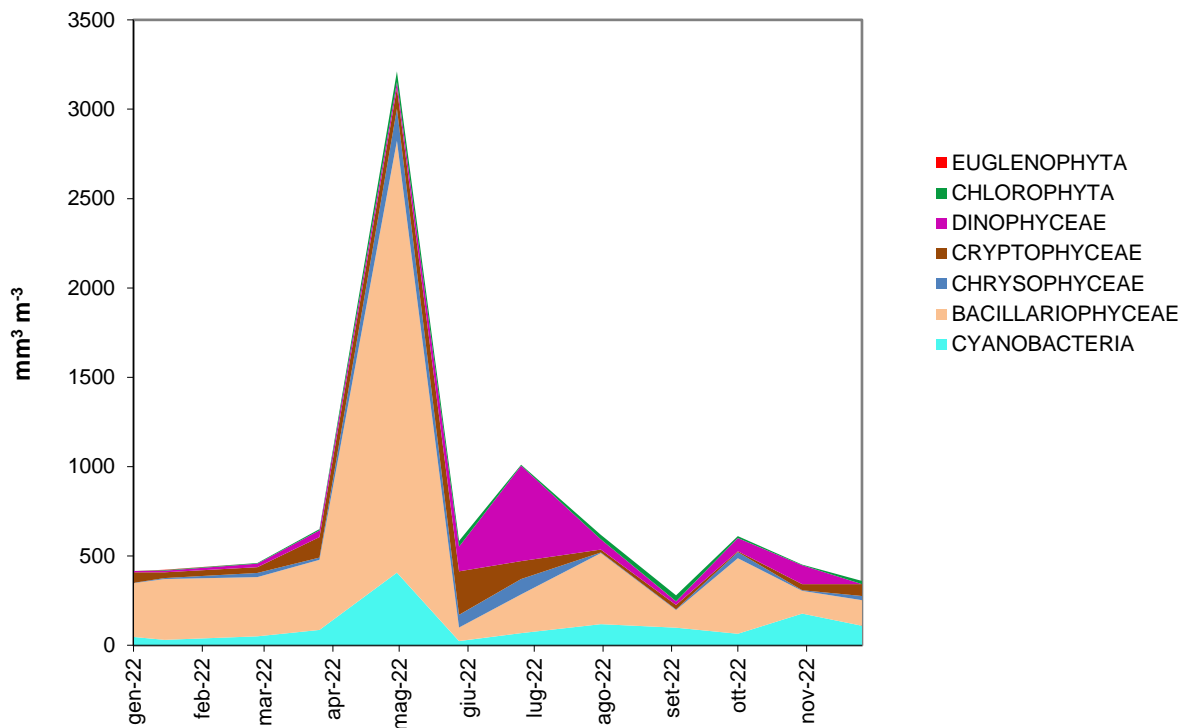


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2022.

Con il mese di marzo *A. formosa* diventa la specie significativamente più importante unitamente a *F. crotonensis* e alla cianoficea *P. rubescens* che si accompagna tra le significative fino al mese di maggio. Analogamente a quanto osservato nel 2021, lo sviluppo delle diatomee (particolarmente adattate a queste condizioni) è stato particolarmente intenso nel mese di maggio a cui corrisponde il minimo valore di trasparenza registrato nel corso dell'anno (vedi Capitolo 1). Già dal mese di aprile *F. crotonensis* risulta essere la specie dominante, per poi crollare in giugno e ricomparire tra le dominanti da agosto. La parziale circolazione tardo-invernale di febbraio-marzo (vedi Capitolo 3), ha favorito il primo picco massiccio di diatomee nel mese di maggio come dimostra il relativo consumo di silicati (vedi Capitolo 3). Per l'anno studiato, si osserva la totale assenza delle diatomee centrali del genere *Aulacoseira*, indicatrici di mesotrofia (Padisak *et al.*, 2008) e la drastica riduzione del genere *Synedra*. Da rilevare la totale assenza di *Tabellaria flocculosa*, ormai pressoché assente negli ultimi anni, la cui presenza appare maggiormente correlata a fattori fisici (soprattutto a intensità del vento), piuttosto che a condizioni trofiche (Morabito *et al.*, 2012) e la sua assenza potrebbe essere correlata ad una maggiore stabilità del Lago Maggiore. Si tratta di una specie fortemente silicizzata e di grandi dimensioni, che necessita di un intenso mescolamento per rimanere in sospensione negli strati d'acqua illuminati e quindi competitivamente svantaggiata rispetto a *F. crotonensis* in situazioni di ridotto mescolamento (Morabito *et al.*, 2012).

Il confronto tra la dinamica del fitoplancton e quella dei parametri meteorologici conferma, una volta ancora, il ruolo chiave che questi ultimi giocano nell'influenzare la crescita delle diatomee all'inizio della primavera. Si può dire che la dinamica stagionale e pluriennale delle diatomee ben si presta ad analizzare la risposta della biocenosi fitoplanctonica nel suo complesso: variazioni nella dominanza di alcune specie, così come il declino o l'accresciuta importanza di altre, sono elementi che consentono di delineare un quadro di sintesi dell'evoluzione recente dell'ecosistema e di focalizzare l'attenzione su alcuni potenziali fattori che controllano lo sviluppo del fitoplancton. Occorre tenere presente che le possibili modificazioni a carico della biocenosi fitoplanctonica vanno analizzate nel quadro dell'evoluzione a lungo termine.

Dalla fine di giugno si assiste ad una forte riduzione delle diatomee pennate, che risultano praticamente assenti dalla biocenosi algale per tutto il mese di luglio. Nel mese di giugno, si osserva una presenza significativa di criptoficee rappresentate da *Plagioselmis nannoplanctica* e di primnesioficee rappresentate da *Chrysochromulina parva* seppur con biomasse modeste come anche di dinoficee con specie di grandi dimensioni. Le dinoficee sono tra le specie significative nel mese di luglio rappresentate da *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium helveticum* e *Gymnodinium uberrimum* specie in grado di accumulare i nutrienti, che ormai scarseggiano nella zona eufotica e meno sensibili alla predazione da parte dello zooplancton (vedi Capitolo 4). Le criptoficee danno un contributo modesto anche con i generi *Cryptomonas* nei mesi di aprile e settembre. La ripresa di *F. crotonensis* nel periodo estivo coincide con il mese di agosto accompagnandosi a diatomee centrali di piccole dimensioni che diventano significative già da luglio.

L'importanza delle cloroficee risulta trascurabile: in pratica, tra le 39 specie rinvenute solo le specie *Dyctiosphaerium pulchellum* ed *Eudorina elegans* contribuiscono significativamente alla biomassa, seppur con valori modesti sul totale soprattutto nel mese di settembre. Nonostante una certa ricchezza in specie, tra le crisoficee la presenza più significativa, durante l'intero anno, è quella di *Chrysochromulina parva*.

Per quanto riguarda le cianofite, le oscillatoriali rappresentate da *Planktothrix rubescens/agardhii*, elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore, è specie significativa sin dal mese di gennaio fino a maggio unitamente a *Tychonema bourrellyi* (presente da aprile a maggio) per poi ripresentarsi nei mesi di agosto e da ottobre a dicembre. *Dolichospermum lemmermannii* protagonista di estese fioriture in passato, nel 2005 e 2006, si è presentata, nel 2022, in quantità decisamente modeste e solo nel mese di luglio. Il genere *Aphanizomenon* indicatore di aumento di trofia delle acque non è stato mai presente come specie significativa nel corso dell'anno, contrariamente agli anni scorsi. La crescita dei cianobatteri di piccole dimensioni nel 2022 si è concentrata prevalentemente nel periodo estivo (Fig. 4.2): la tendenza in corso negli anni più recenti, con la massima presenza nei mesi di agosto e settembre con i generi *Aphanothece*, *Aphanocapsa*, *Chroococcus* e *Snowella lacustris* tra le chroococcali di piccole dimensioni si è confermata anche nell'anno studiato (vedi Capitolo 6). Il genere *Microcystis* con le specie *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis flosaquae* è risultato tra i taxa significativi nel mese di settembre con biomasse modeste. La presenza nel 2022 dei cianobatteri di piccole dimensioni potrebbe essere legata alla crescente stabilità della colonna d'acqua unitamente alle temperature attribuibili al riscaldamento climatico e confermata dai dati a lungo termine (vedi Capitolo 1 e 2). Uno studio precedente delle variazioni delle classi di taglia nel fitoplancton del Lago Maggiore (Kamenir & Morabito, 2009) indicava come l'aumento delle piccole chroococcali coincida con gli anni di minor trofia del lago (vedi Capitolo 1): quindi un loro ritorno potrebbe indicare una tendenza positiva. Un'eventuale tendenza in questo senso o nel senso opposto potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton. In conclusione, ancora una volta è stato possibile mettere in relazione alcuni scostamenti dallo schema di successione caratteristico con particolari vicende meteorologiche e climatiche, a conferma dell'importanza che hanno assunto i fattori fisici nel controllare la dinamica interannuale delle successioni algali nel Lago Maggiore. In questo quadro i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire.

4.2 Variazioni della biomassa algale

Dal 1981, cioè dall'inizio del processo di oligotrofizzazione del Lago Maggiore si è osservata una diminuzione costante dei valori medi annui del biovolume complessivo del fitoplancton e della concentrazione della clorofilla *a*: nel 2004 questi parametri avevano mostrato un leggero aumento rispetto al 2003, ma nel 2005 si era osservato un nuovo decremento di entrambi i parametri, particolarmente evidente a carico del biovolume, che aveva raggiunto il valore minimo storico (dal 1981) con $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$. Nel 2020 il biovolume medio annuo e la concentrazione media di clorofilla *a* hanno presentato valori rispettivamente di $0,67 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ e $3,9 \mu\text{g L}^{-1}$. Nel 2021 il biovolume medio annuo, a seguito del preponderante sviluppo di *F. crotonensis* di fine maggio, era aumentato rispetto al 2020 e agli anni precedenti risultando essere di $1,06 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ con una clorofilla *a* media annua di $4,9 \mu\text{g L}^{-1}$. Nel 2022 il biovolume medio annuo e la concentrazione media di clorofilla *a* hanno presentato valori rispettivamente di $0,75 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ e $4,1 \mu\text{g L}^{-1}$.

Sulla contrazione di biomassa algale dei primi mesi dell'anno potrebbero incidere i fattori abiotici quali scarsità di precipitazioni e temperature esterne stabilmente superiori alla media stagionale. Tra le oscillatoriali, *Planktothrix rubescens/agardhii* e *Tychonema bourrellyi* hanno contribuito in aprile e maggio con biomasse rispettivamente di 83,67 e

405,26 mm³ m⁻³. Anche per il 2022 si riconferma il contributo significativo delle oscillatoriali del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore con un contributo medio annuo di 261 mm³ m⁻³.

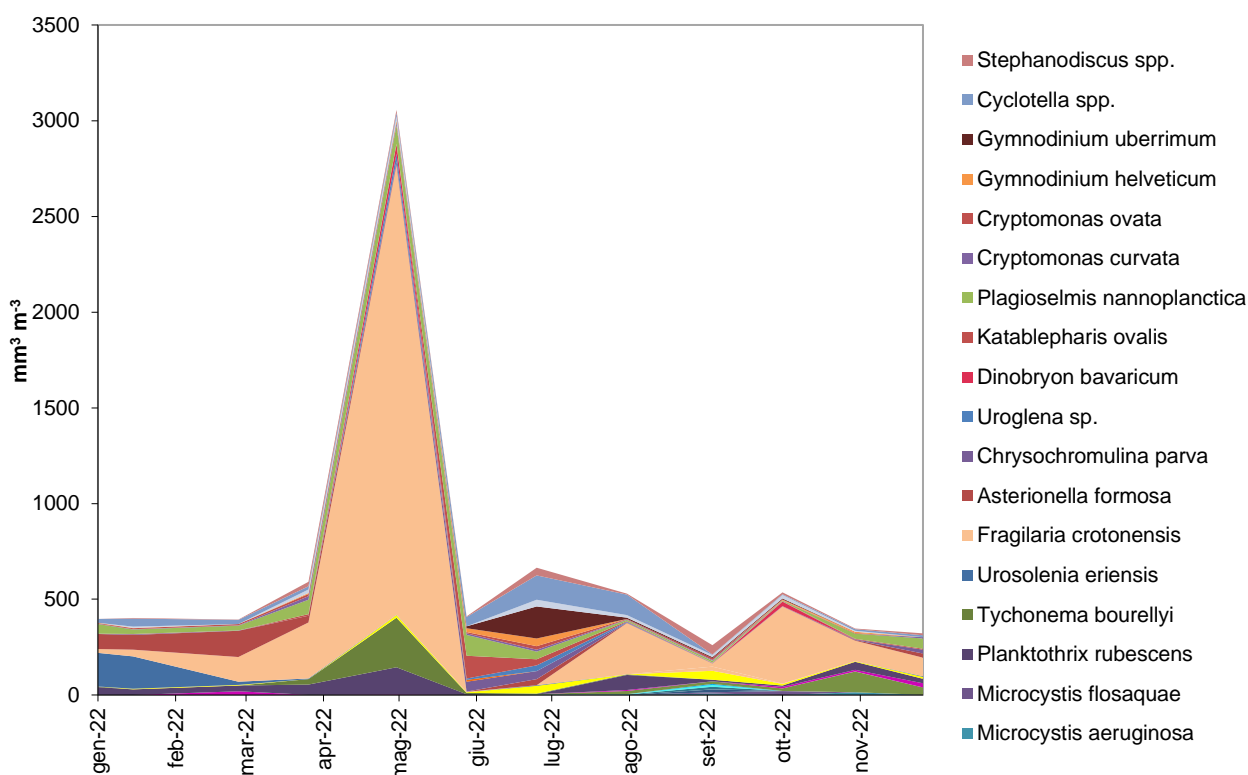


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di alcune entità sistematiche particolarmente significativi per il 2022.

La diatomea centrica *Urosolenia eriensis* contribuisce nei mesi di gennaio e febbraio con 175,57 e 168,07 mm³ m⁻³. Dopo la fioritura di fine maggio per un totale di più di 2400 mm³ m⁻³, il mese di giugno vede la drastica riduzione della biomassa algale con un valore di poco più di 580 mm³ m⁻³ (valore pressoché uguale all'anno precedente) e una concentrazione di clorofilla *a* a 2,18 µg L⁻¹. Le criptoficee danno contributo soprattutto con *P. nannoplantica* (Fig. 4.2), con una biomassa media annua di 43,21 mm³ m⁻³ mentre per l'intera classe con un contributo medio annuo di 70,54 mm³ m⁻³, valore inferiore rispetto ai 101,6 mm³ m⁻³ dell'anno precedente. Per quanto riguarda l'importanza delle cloroficee, si è scritto in precedenza della loro diminuzione in termini di biomassa. La loro presenza risulta trascurabile, nonostante la biodiversità elevata: tutte le specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili per un totale di biovolume medio annuo di 16,8 mm³ m⁻³.

Tra le cloroficee, le specie *Dictyosphaerium pulchellum* ed *Eudorina elegans* si annoverano tra le specie significative con una biomassa totale del gruppo cloroficee di 34,31 mm³ m⁻³ nel mese di settembre. Assente o quasi completamente, se non per poche cellule, è *Mougeotia sp.*, organismo con abbondanze relativamente basse che è sempre stato presente nel Lago Maggiore ed è estremamente comune in tutti i laghi profondi subalpini (Salmaso, 2002; Simona, 2002). Alcuni studi hanno dimostrato come, nei laghi profondi, il riscaldamento delle acque e l'aumentata stabilità della colonna d'acqua abbiano causato una riduzione del rifornimento di nutrienti negli strati superficiali,

condizionando così la biomassa fitoplanctonica (Goldman & Jassby, 1990; Salmaso et al., 2018) e questa situazione si sta verificando anche per il Lago Maggiore (Rogora et al., 2021). Riguardo ai cianobatteri chroococcali di piccole dimensioni il loro contributo è risultato significativo nel mese di agosto e settembre con i generi *Aphanothece*, *Aphanocapsa*, *Chroococcus* e *Snowella lacustris* per un totale mensile di $56,5 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Anche queste osservazioni, dunque, devono indurre a mantenere alta la soglia di attenzione sui cambiamenti recenti in corso nel Lago Maggiore. L'importanza degli studi a lungo termine è confermata dall'analisi dei dati del 2022, che ha presentato alcune particolarità rispetto sia al 2021 che agli anni immediatamente precedenti dimostrando la rilevanza di disporre di una lunga serie storica di dati per interpretare i cambiamenti in corso.

4.3. Distribuzione spazio-temporale della clorofilla totale (Chl-a) e dei principali gruppi algali nella zona eufotica, rilevata con spettrofluorimetro bbe-Fluoroprobe

Per la determinazione della concentrazione di clorofilla totale si è seguita la metodica di lettura spettrofotometrica della concentrazione di clorofilla totale in campioni di laboratorio e in campo con sonda bbe-Fluoroprobe (Moeldaenke). La stima della clorofilla *a* con la sonda permette di ottenere una indicazione rapida e affidabile sulla quantità di biomassa algale presente, e fornisce inoltre una valutazione sullo stato generale di vitalità dei popolamenti algali. Dal 2022 è stata proposta un'indagine sulla distribuzione verticale dei principali gruppi algali e della clorofilla totale nella zona eufotica sulla base della concentrazione di pigmenti marcatori, misurata *in situ* sempre con lo spettrofluorimetro bbe-Fluoroprobe. Per la determinazione della concentrazione di clorofilla totale si è seguita la metodica di lettura spettrofotometrica della concentrazione di clorofilla totale in campioni di laboratorio e in campo. La stima della clorofilla *a* con la sonda permette di ottenere un'indicazione rapida e affidabile sulla quantità di biomassa algale presente, e fornisce inoltre una valutazione sullo stato generale di vitalità dei popolamenti algali. Analizzare la distribuzione verticale dei principali gruppi algali nella zona eufotica è importante per prevedere un eventuale sviluppo in superficie dei gruppi fitoplanctonici dominanti in profondità, con un probabile contributo alla formazione delle schiume. La sonda fluorimetrica Fluoroprobe produce un'eccitazione dei pigmenti fluorescenti a 5 differenti lunghezze d'onda (470 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm e 610 nm), che consentono di distinguere la risposta spettrale di quattro principali gruppi algali: 1) le cloroficee; 2) le diatomee/crisoficee/dinoficee; 3) le criptoficee e cianoficee ricche di ficoeritrina (PE); 4) le alghe blu-verdi o cianoficee ricche ficocianina (PC). I risultati relativi alle concentrazioni dei singoli gruppi algali e della clorofilla *a* totale sono espressi come $\mu\text{g L}^{-1}$. Il limite minimo di rilevabilità è fissato attorno a 20 ng L^{-1} .

Un esame approfondito dei dati riguardanti i pigmenti, confrontati con l'osservazione microscopica degli organismi presenti nei campioni e con i risultati delle analisi spettrofotometriche, ha permesso di evidenziare un'errata attribuzione di clorofilla al gruppo delle cloroficee. In generale il contributo delle cloroficee è sempre molto basso in profondità (circa quattro volte rispetto alle diatomee). Per il futuro, si prevede uno studio su come la presenza di ultra- e pico- fitoplancton agisca sul segnale registrato dalla sonda fluorimetrica. Nonostante questa complicità, che richiede un'indagine approfondita sulla ripartizione della clorofilla totale nei gruppi algali, presentiamo i

profili verticali della distribuzione fitoplanctonica nella zona pelagica e nell'area litorale del Lago Maggiore rispettivamente alla stazione di Ghiffa e alla stazione di Pallanza.

Nel 2022 sono stati prelevati i campioni integrati (0-20 m) nello strato eufotico alla stazione litorale di Pallanza (profondità 40 m) nel periodo primaverile-estivo-autunnale (da marzo ad ottobre) oltre agli storici 12 campioni integrati (0-20 m) della stazione di Ghiffa, questi ultimi con frequenza mensile come descritto al paragrafo 4.1. Durante le campagne di monitoraggio del 2022 sono stati acquisiti, grazie alla sonda fluorimetrica, i profili verticali della distribuzione in profondità della clorofilla *a* per i gruppi algali presenti nelle due stazioni.

Le concentrazioni della clorofilla *a* nella zona eufotica sono comprese da un minimo di $1,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (marzo) a un massimo di $13,4 \mu\text{g L}^{-1}$ (maggio) nella stazione litorale di Pallanza, mentre a Ghiffa l'intervallo tra i valori è compreso tra $2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (giugno) e $9,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (maggio) (Fig. 4.3). I picchi di concentrazioni della clorofilla *a* (superiori a $10 \mu\text{g L}^{-1}$) sono stati rilevati solitamente in corrispondenza di fioriture di diatomee, come osservato nel maggio dell'anno precedente (2021). Nei mesi di maggio, agosto e novembre si osservano i valori più elevati. In particolare, a maggio sulla base dei profili, si nota come le elevate concentrazioni nello strato integrato (0-20 m) siano dovute ad un aumento importante della clorofilla *a* in profondità (Fig. 4.4). Nei mesi di marzo e giugno si assiste ad una diminuzione della concentrazione media di clorofilla nello strato 0-20 m (sotto i $4 \mu\text{g L}^{-1}$) in entrambe le stazioni di Ghiffa e Pallanza (Fig. 4.3). Una valutazione sulla struttura dei popolamenti algali, nello strato eufotico, può essere fatta basandosi sui dati relativi alla concentrazione dei pigmenti algali e sul loro contributo percentuale nella clorofilla totale. Il picco di clorofilla rilevato a maggio nelle due stazioni è molto probabilmente correlato alla concentrazione del fosforo totale ($9 \mu\text{g L}^{-1}$) misurata in quel campionamento (vedi Capitolo 3). Il picco di fosforo nel mese di maggio (vedi Capitoli 1 e 3), può anche spiegare non solo i massimi della clorofilla ma anche il maggior sviluppo numerico del popolamento zooplanctonico nel periodo maggio-luglio (vedi Capitolo 5).

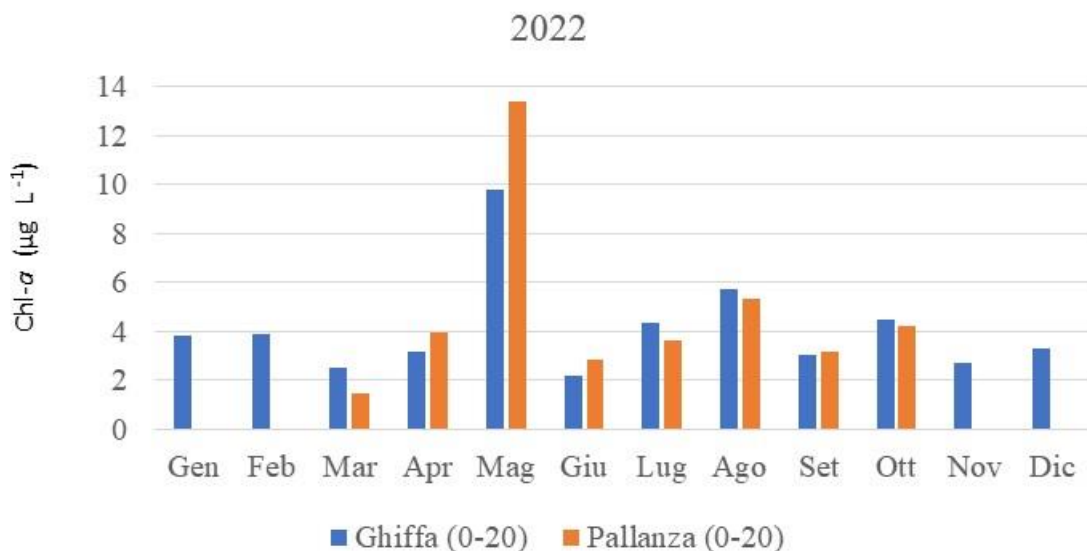


Fig. 4.3. Andamento delle concentrazioni mensili di clorofilla totale ($\mu\text{g L}^{-1}$) nella zona eufotica (campione integrato 0-20 m) a Ghiffa (zona pelagica) e Pallanza (area litorale) nell'anno 2022.

Lo studio quantitativo della clorofilla totale e il contributo dei gruppi algali lungo il profilo verticale (fino a 30 metri) sono stati eseguiti a Ghiffa e nella stazione litorale di Pallanza. La distribuzione verticale della concentrazione totale di clorofilla evidenzia un picco consistente di $19 \mu\text{g L}^{-1}$ a 12 m di profondità nel mese di maggio a Ghiffa (Fig. 4.4). Sempre a Ghiffa, nei mesi successivi (da luglio a settembre) sono stati osservati i valori massimi di clorofilla a di circa $10 \mu\text{g L}^{-1}$ negli strati più profondi (circa 20 metri) (Fig. 4.4).

A Pallanza il valore massimo raggiunto ($22 \mu\text{g L}^{-1}$) viene registrato a circa 10 m di profondità nel mese di maggio. Il secondo valore massimo ($15 \mu\text{g L}^{-1}$) viene osservato ad agosto a 15 m di profondità (Fig. 4.4), probabilmente dovuto ai picocianobatteri (vedi Capitolo 6). I massimi registrati in maggio sono in corrispondenza di fioriture di diatomee (Fig. 4.6), come anche osservato nel maggio 2021. Un fatto particolare è l'estensione da 10 a 20 metri dello strato caratterizzato da valori decisamente alti della clorofilla a (da 16 a $22 \mu\text{g L}^{-1}$ a maggio). Inoltre, i valori rilevanti registrati sotto i 20 metri, non solo a maggio ma anche a luglio ed ottobre ($6 \mu\text{g L}^{-1}$), suggeriscono una presenza significativa di organismi autotrofi al di fuori della zona eufotica.

Dalla distribuzione verticale della clorofilla a nell'area litorale di Pallanza, può essere rilevata la distribuzione stagionale lungo la colonna d'acqua della clorofilla a e del fitoplancton. Le basse concentrazioni negli strati superficiali si osservano nel periodo primaverile estivo (da aprile ad agosto) e nei mesi di ottobre. Durante i mesi con bassa radiazione solare e scarse precipitazioni, come a marzo, settembre e novembre, le maggiori concentrazioni di clorofilla si misurano nei primi 5-8 metri (Fig. 4.4).

La distribuzione disomogenea della clorofilla a (Fig. 4.4), dovuta alla disomogenea distribuzione del fitoplancton, è correlata non solo alle proprietà termiche della colonna d'acqua e alle caratteristiche chimiche dell'acqua, ma anche alle modificazioni nel comparto zooplanctonico (vedi Capitolo 5) durante l'anno 2022.

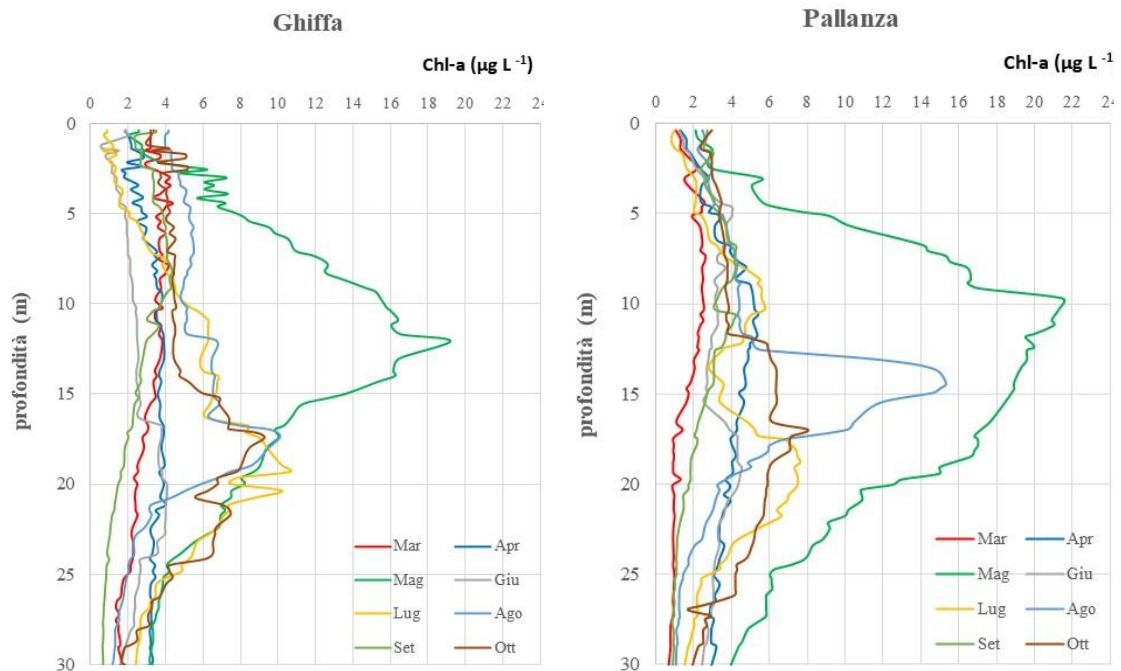


Fig. 4.4. Distribuzione verticale della concentrazione di clorofilla totale (Chl-a, $\mu\text{g L}^{-1}$) fino a 30 m nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza, da Marzo a Ottobre nell'anno 2022.

La distribuzione verticale dei gruppi algali nella zona eufotica dimostra andamenti molto simili nelle due stazioni di campionamento (Fig. 4.5, Fig. 4.6). I valori nella stazione di Pallanza risultano più alti rispetto ai valori misurati a Ghiffa probabilmente data la sua posizione litoranea.

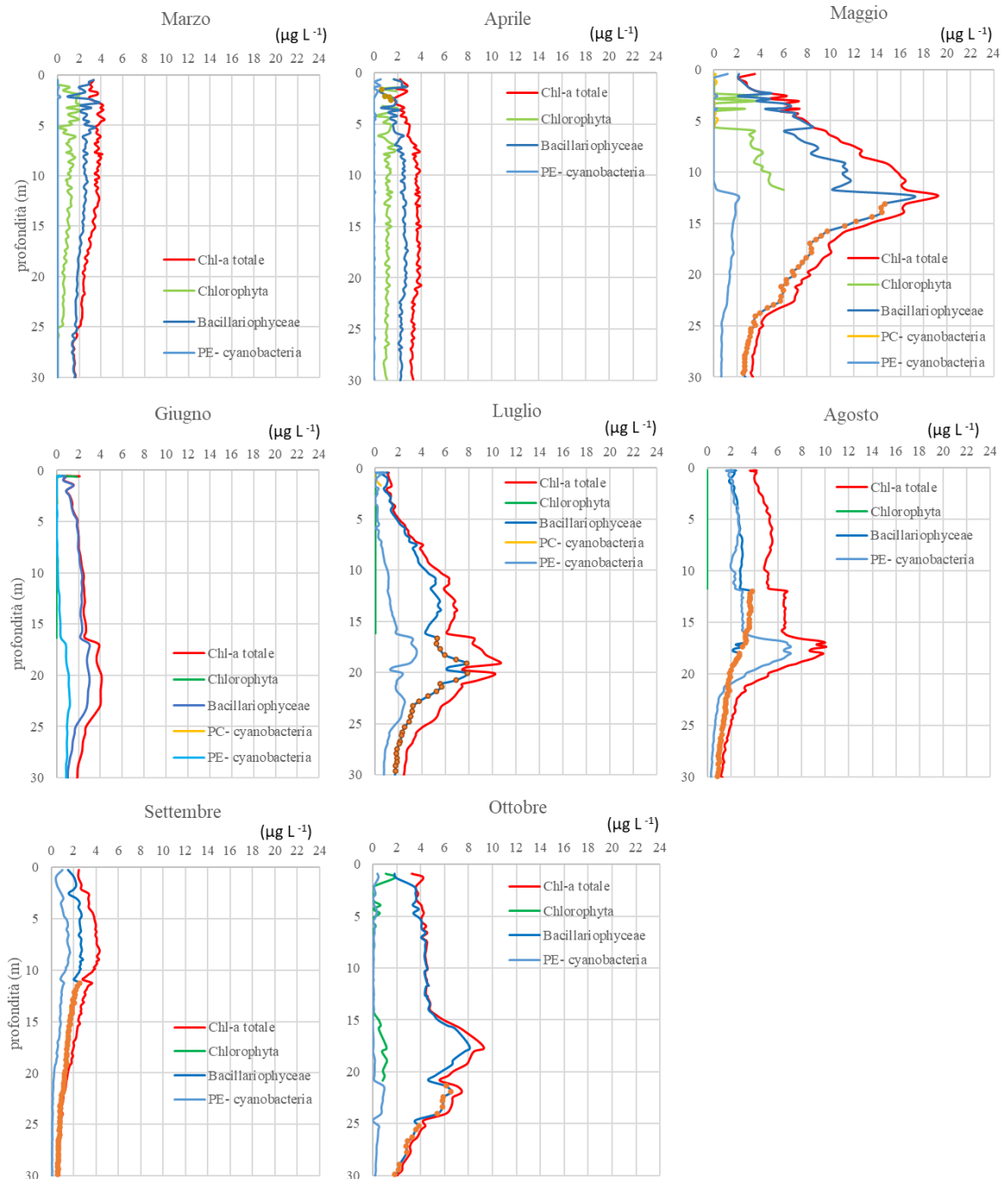


Fig. 4.5. Profili della concentrazione di clorofilla *a* (Chl-*a* $\mu\text{g L}^{-1}$), ripartita per diversi gruppi algali fino a 30 m nella stazione di Ghiffa, da marzo a ottobre nell'anno 2022; Chlorophyta = cloroficee; PC-cyanobacteria = cianoficee ricche di pigmento ficocianina; Bacillariophyceae = diatomee, dinoflagellati e crisoficee; PE-cyanobacteria = cianoficee ricche di pigmento ficoeritrina e criptoficee.

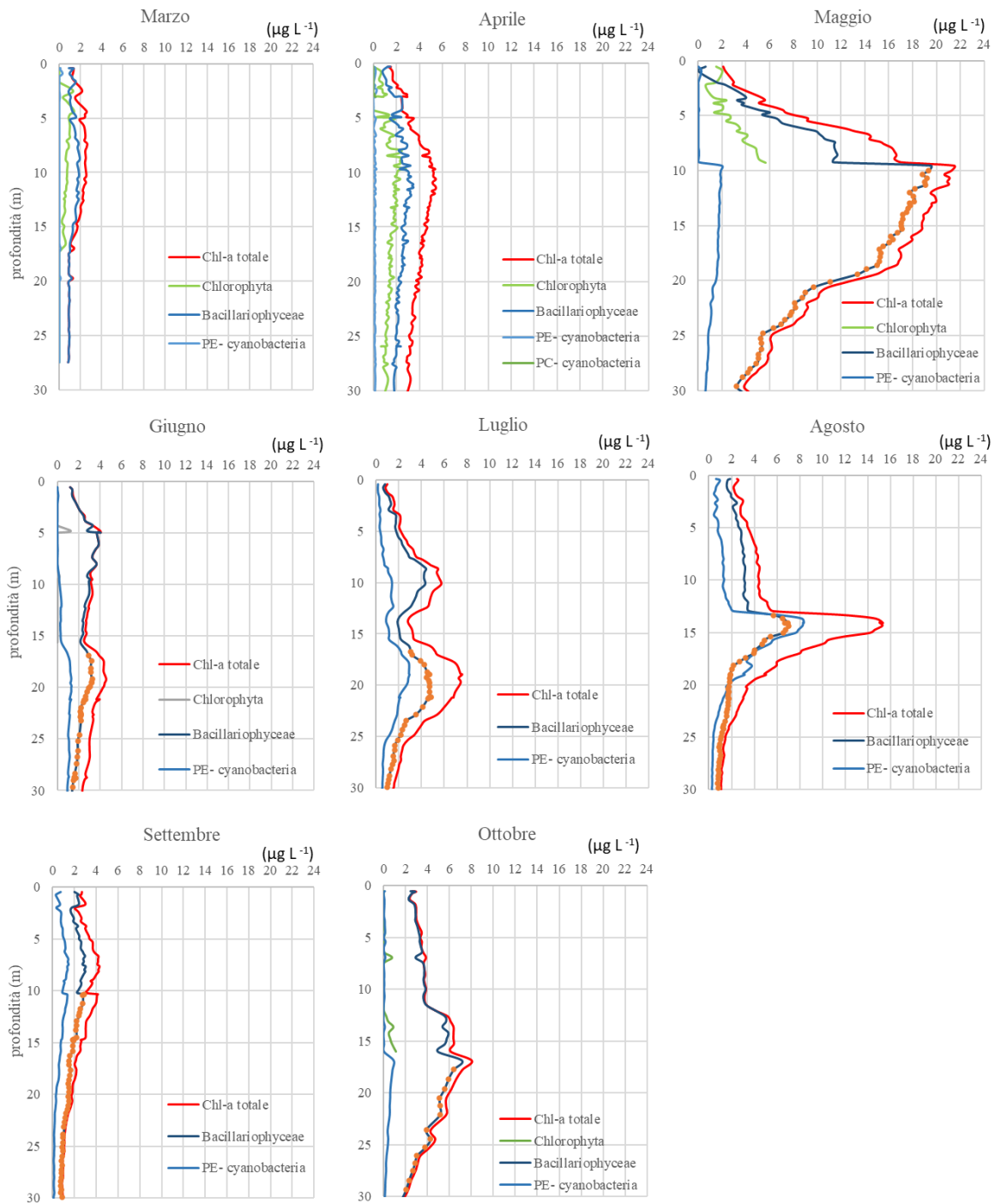


Fig. 4.6. Profili della concentrazione di clorofilla *a* (Chl-*a* $\mu\text{g L}^{-1}$), ripartita per diversi gruppi algali fino a 30 m nella stazione di Pallanza, da marzo a ottobre nell'anno 2022; Chlorophyta = cloroficee; PC-cyanobacteria = cianoficee ricche di pigmento ficocianina; Bacillariophyceae = diatomee, dinoflagellati e crisoficee; PE-cyanobacteria = cianoficee ricche di pigmento ficoeritrina e criptoficee.

4.4. Valutazione degli andamenti delle successioni fitoplanctoniche in relazione con gli eventi meteorologici estremi

I dati mensili raccolti da marzo ad ottobre a Pallanza sono rappresentativi della zona litorale del Lago Maggiore che risente gli eventi di magra e di piena causati dalla siccità e dalle piogge estreme. L'anno 2022 è stato caratterizzato da precipitazioni inferiori alla media ed è stato indicato come l'anno più siccitoso dal 1800 (vedi Capitolo 1). È stato possibile valutare l'effetto immediato della pioggia sulla distribuzione verticale della clorofilla totale rilevata il giorno 17 maggio 2022, dopo la pioggia registrata il giorno precedente. Si osserva un leggero discostamento della stratificazione termica primaverile lungo il profilo verticale, insieme al fenomeno di sprofondamento (downwelling) dello strato di massima concentrazione della clorofilla *a* (Fig. 4.7). L'evidente trasporto del fitoplancton, dovuto in questo caso alle precipitazioni registrate nel giorno precedente, conferma l'importanza dei fattori come precipitazioni e mescolamento nella distribuzione e nella dinamica stagionale del fitoplancton. Questi risultati dimostrano come i fattori meteo-climatici svolgono un ruolo sempre più rilevante nel Lago Maggiore.

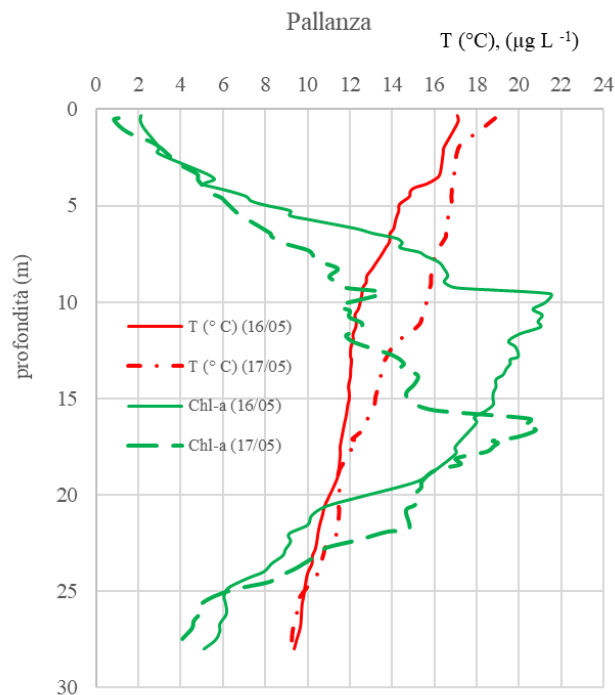


Fig. 4.7. Profili della concentrazione di clorofilla totale (Chl-*a*, µg L⁻¹) e della temperatura (T °C) nella stazione di Pallanza fino a 30 m nei giorni 16 e 17 maggio 2022 (prima e dopo precipitazione).

Bibliografia

Goldman, C. R. & A. Jassby. 1990. Spring mixing depth as a determinant of annual primary production in lakes. In Tilzer, M. M. & C. Serruya (eds), Large Lakes. Ecological Structure and Function, Springer, New York: 125–132.

- Kamenir, Y. & G. Morabito, 2009. Lago Maggiore oligotrophication as seen from the long-term evolution of its phytoplankton taxonomic size structure. *J. Limnol.*, 68: 146-161.
- Lehmann, J. T., 1976. Ecological and nutritional studies on *Dinobryon Ehrenb.*: Seasonal periodicity and the phosphate toxicity problem. *Limnology and Oceanography*, 21: 646-658.
- Morabito, G., A. Oggioni & M. Austoni, 2012. Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. *Hydrobiologia*, 698: 47-60.
- Padisak J., Crossetti LO & Naselli-Flores L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24: 417- 428.
- Rogora, M., M. Austoni, R. Caroni, P. Giacomotti, L. Kamburska, A. Marchetto, R. Mosello, A. Orrù, G. Tartari & C. Dresti, 2021. Temporal changes in nutrients in a deep oligomictic lake: the role of external loads versus climate change. *J. Limnol.*, 80: 2051.
- Salmaso, N., Orlandi, A., Dietmar, S. & P. Viaroli, 2018. European large perialpine lakes under anthropogenic pressures and climate change: present status, research gaps and future challenges. *Hydrobiologia*, 824: 1-32.
- Salmaso, N., 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *J. Limnol.*, 61: 95-115.
- Simona, M., 2002. Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano. *J. Limnol.*, 62(2): 190-206.
- Sommer, U., 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. *Hydrobiologia*, 138: 1-7.
- Tilzer, M.M., 1973. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 15-30
- Znachor, P., E. Zapomelova, K. Rehakova, J. Nedoma, & K. Simek, K., 2008. The effect of extreme rainfall on summer succession and vertical distribution of phytoplankton in a lacustrine part of a eutrophic reservoir. *Aquat. Sci.*, 70: 77-86.

5. CAPITOLO 5: INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE

Roberta Piscia, Monica Beltrami, Lyudmila Kamburska, Marina Manca

5.1 Popolamento zooplanctonico

Nel corso del 2022 il prelievo dei campioni del popolamento zooplanctonico pelagico è stato effettuato secondo il programma con frequenza mensile presso la stazione situata a centro lago lungo il transetto Ghiffa-Caldé, in corrispondenza della zona di massima profondità. I campioni fissati con etanolo al 96%, sono stati raccolti con retinate verticali nello strato d'acqua compreso tra 0 e 50 m di profondità con un campionatore di plancton dotato di flussimetro e armato con una rete a maglia di 76 μm di luce. Successivamente, tramite analisi microscopica è stata effettuata l'identificazione tassonomica e la determinazione della densità di popolazione e della biomassa.

Complessivamente è stato riscontrato un aumento del 17% circa del valore medio annuo dell'abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico totale, rispetto al triennio 2018-2021 (Tab. 5.1). Tale aumento, è stato soprattutto a carico dei ciclopidi la cui densità media annua è risultata circa doppia rispetto al triennio precedente.

Tab. 5.1. Confronto tra i valori medi annui della densità di popolazione del 2022 e i valori medi del triennio precedente presso la stazione di Ghiffa.

	2019-2021	2022
	ind. m^{-3}	ind. m^{-3}
Diaptomidi	13375	13955
Ciclopidi	4454	8344
Cladoceri	2571	3228
Rotiferi	12321	13686
Popolamento totale	32722	39214

Il popolamento totale è stato piuttosto contenuto con valori compresi tra 15300 e 43000 ind m^{-3} per la maggior parte dell'anno, ovvero da gennaio ad aprile e da agosto a dicembre, mentre nel periodo maggio-luglio è stato registrato il maggior sviluppo numerico (Fig. 5.1). Il picco di densità numerica a maggio di 100000 ind m^{-3} è stato determinato per un terzo dai copepodi e per i restanti due terzi dai rotiferi, mentre il valore minimo è stato osservato a marzo (15300 ind m^{-3}). Nel corso del 2022 è stata registrata la netta dominanza del popolamento a copepodi ad aprile e durante tutto il secondo semestre con un picco massimo a luglio di 48600 ind. m^{-3} , mentre il valore minimo è stato registrato a marzo (5300 ind. m^{-3}). Lo sviluppo numerico dei rotiferi ha ricalcato quello del popolamento totale, mentre quello dei cladoceri è stato molto ridotto durante tutta la primavera raggiungendo il picco ad agosto (10200 ind m^{-3}).

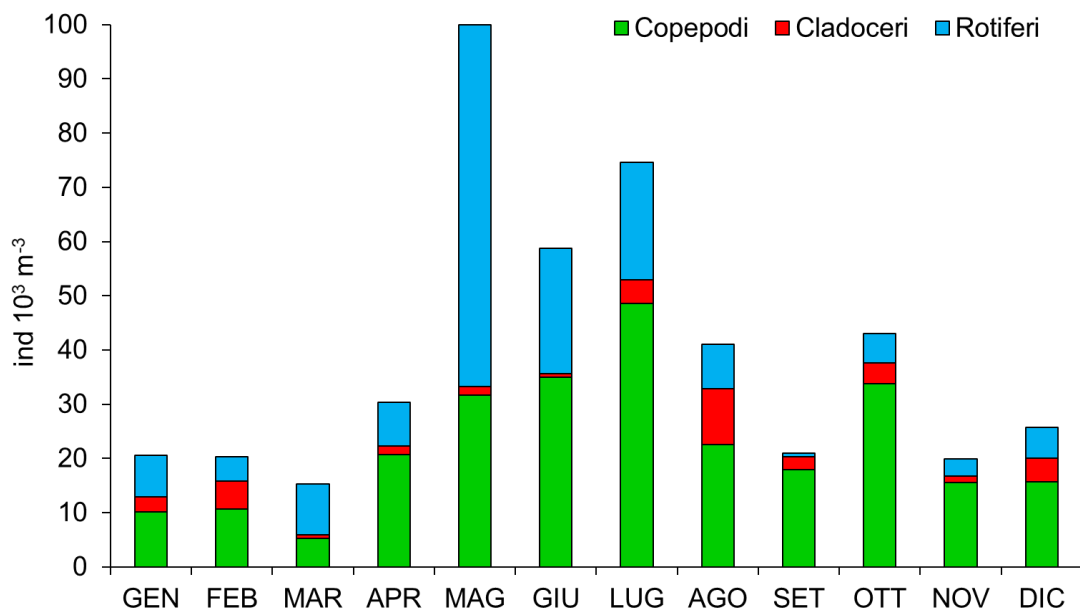


Fig. 5.1. Densità di popolazione dello zooplancton pelagico del Lago Maggiore prelevato presso la stazione di Ghiffa con rete da 76 μm di luce nel corso del 2022.

Come di consueto lo sviluppo numerico degli stadi immaturi dei copepodi (naupli + copepoditi) ha ricalcato le variazioni già descritte per il popolamento totale in quanto costituiscono la frazione numericamente più abbondante di questi crostacei (Fig. 5.2A e B). Sia per i ciclopidi che per i diaptomidi i valori minimi relativi alla densità numerica di naupli e copepoditi sono stati registrati a marzo (1790 e 3000 ind m^{-3} , rispettivamente), mentre quelli massimi a luglio (19700 e 27000 ind m^{-3}). Gli organismi adulti sia di diaptomidi che di ciclopidi sono risultati numericamente ridotti rispetto agli stadi immaturi, di circa un ordine di grandezza i diaptomidi e di un sessantesimo i ciclopidi. Per questi ultimi è stato osservato un picco massimo a gennaio e febbraio (600 ind m^{-3}), con un valore circa doppio rispetto a quelli del periodo aprile-agosto e di novembre. Al contrario il minor quantitativo di adulti di diaptomidi è stato riscontrato a gennaio e a marzo. Tra i copepodi i taxa rinvenuti sono stati, per i ciclopidi, *Cyclops abyssorum* gr. e *Mesocyclops leuckarti*, per i diaptomidi, *Eudiaptomus padanus* e *Mixodiaptomus laciniatus* (Fig. 5.2A e B). I taxa nettamente dominanti sono stati *Cyclops abyssorum* gr. e *Eudiaptomus padanus*, mentre pochi adulti di *Mixodiaptomus laciniatus* e *Mesocyclops leuckarti* sono stati identificati solo in alcuni campioni (4 e 1, rispettivamente).

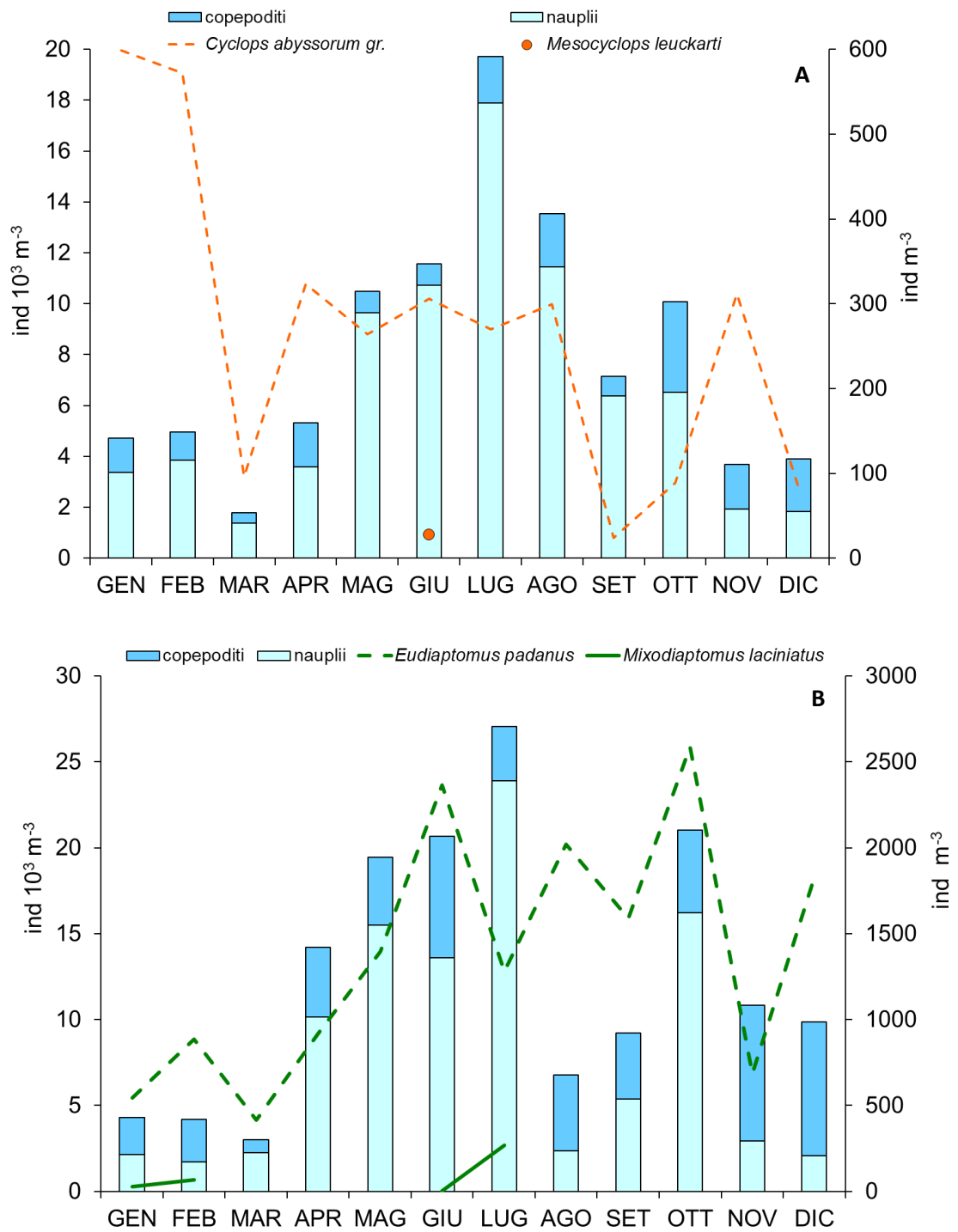


Fig. 5.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi (A) e diaptomidi (B) e dei relativi stadi naupliari e di copepodite nel corso del 2022 nel Lago Maggiore (i valori delle linee e dei simboli vanno riferiti all'asse di destra).

L'analisi microscopica del popolamento zooplanctonico pelagico a cladoceri ha rivelato uno sviluppo numerico anomalo (Fig. 5.3). Infatti, non è stato registrato il picco di densità massima in primavera ed i valori a gennaio e a febbraio erano più che doppi, rispetto a quelli di aprile e maggio. Come nel 2021 è stata osservata la dominanza di *Daphnia* ed *Eubosmina* durante il primo semestre e di *Diaphanosoma* ed *Eubosmina* nel secondo semestre. La massima densità numerica, pari a 10200 ind m⁻³ è stata rilevata ad agosto in coincidenza con il picco massimo di *Diaphanosoma brachyurum* (7700 ind m⁻³) e del secondo picco di *Daphnia* (2250 ind m⁻³), del tutto simile a quello di febbraio. Nella parte centrale dell'anno, da maggio ad agosto, è stata osservata anche la fase di sviluppo numerico dei predatori *Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*, con un picco massimo pari a 90 ind m⁻³ di quest'ultimo a giugno e di 70 ind m⁻³ a luglio per *Leptodora*. L'analisi dei campioni dei mesi restanti ha evidenziato una presenza effimera di questa componente a Cladoceri (valori inferiori ai 20 ind m⁻³).

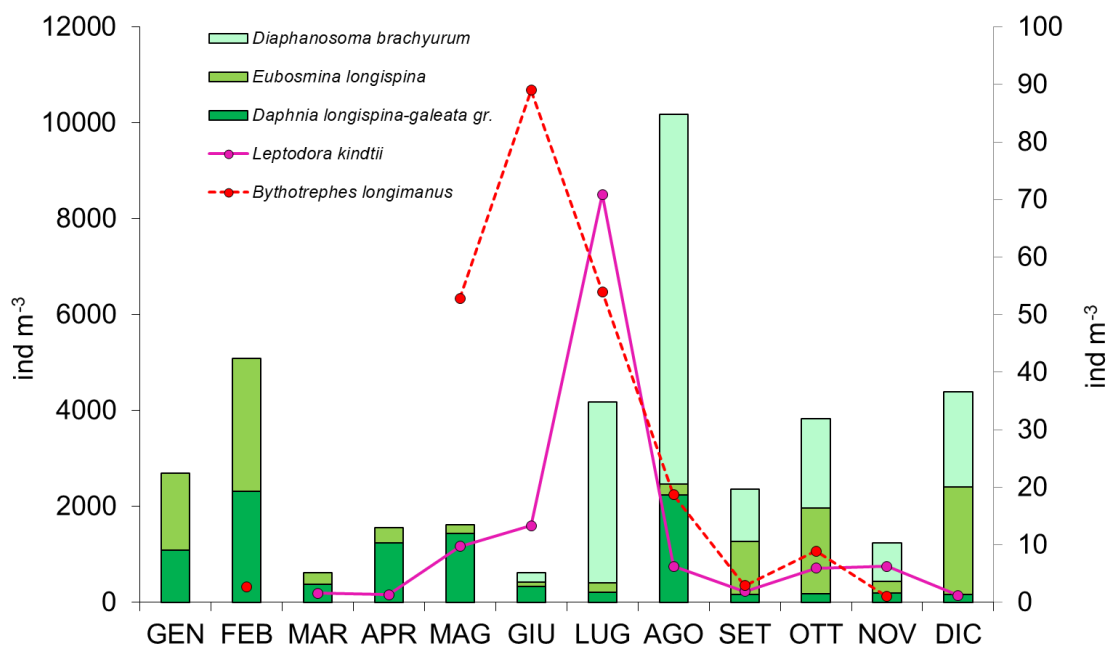


Fig. 5.3. Densità di popolazione della componente a cladoceri dello zooplancton pelagico prelevato presso la stazione di Ghiffa con rete da 76 µm di luce nel Lago Maggiore nel corso del 2022 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

I principali taxa che hanno costituito il popolamento a rotiferi nel corso del 2022 sono stati: *Asplanchna priodonta*, *Notholca acuminata-labis*, *Polyarthra* spp., *Kellicottia longispina*, *Keratella* spp., *Conochilus unicornis-hippocrepis gr.*, *Filinia longiseta*, *Pompholyx* spp., *Euchlanis dilatata*, *Ploesoma* spp., *Ascomorpha* spp. e *Synchaeta* spp. (Fig. 5.4). La massima abbondanza numerica è stata rilevata a maggio (66650 ind m⁻³) sostanzialmente a carico di *Synchaeta* spp. (39800 ind m⁻³), *Keratella* spp. (6700 ind m⁻³), *Asplanchna* (4700 ind. m⁻³) e *Polyarthra* spp. (4600 ind. m⁻³), ma anche nei mesi di giugno e luglio il popolamento ha raggiunto valori considerevoli con la dominanza di

Conochilus unicornis-hippocrepis gr. e *Keratella* spp.. Valori bassi, inferiori ai 2000 ind. m⁻³ sono stati osservati a gennaio, settembre e ottobre.

Come per lo scorso triennio il 2022 è stato caratterizzato da una cospicua presenza di taxa per campione, compresa tra 9 e 14. Unica eccezione il campione di dicembre nel quale sono stati identificati solo 5 taxa.

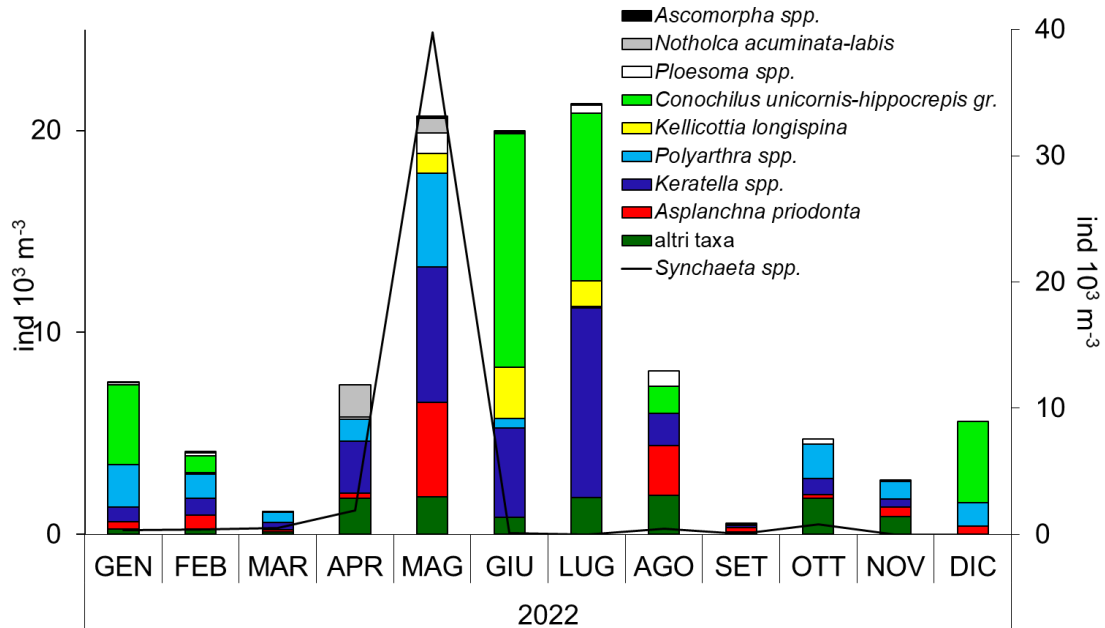


Fig. 5.4. Densità di popolazione del popolamento a rotiferi costituente lo zooplancton pelagico prelevato presso la stazione di Ghiffa con rete da 76 µm di luce di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2022 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

Il progetto proposto per il triennio 2022-2024 prevede anche l'analisi di campioni prelevati nella baia di Pallanza, al fine di evidenziare variazioni nel popolamento dovute ad esempio all'input di nutrienti derivanti da eventi di piena, in quanto la stazione è più influenzata dal litorale rispetto all'usuale stazione di Ghiffa. Pertanto sono stati prelevati dei campioni nello strato 0-30 m nel periodo che dovrebbe essere di maggior sviluppo numerico del popolamento, ovvero da marzo a ottobre. In Figura 5.5 sono riportati i risultati dell'analisi microscopica e come si può osservare i campioni delle due stazioni sono risultati molto simili. Le uniche differenze sostanziali riscontrate nei campioni prelevati nella baia di Pallanza sono state: la presenza più cospicua di *Mesocyclops leuckarti*, che sembra prediligere le acque più litorali, la presenza di *Bosmina longirostris* al posto di *Eubosmina longispina* a settembre e la presenza di un solo picco di rotiferi a maggio. Come atteso, nelle acque litorali si è osservata anche una maggiore presenza di *Diaphanosoma*, dato che conferma quanto descritto in precedenza (Manca et al. 1990) sulla predilezione di questo cladocero per acque calde e ben stratificate e il suo reclutamento nel pelago dalla fascia litorale.

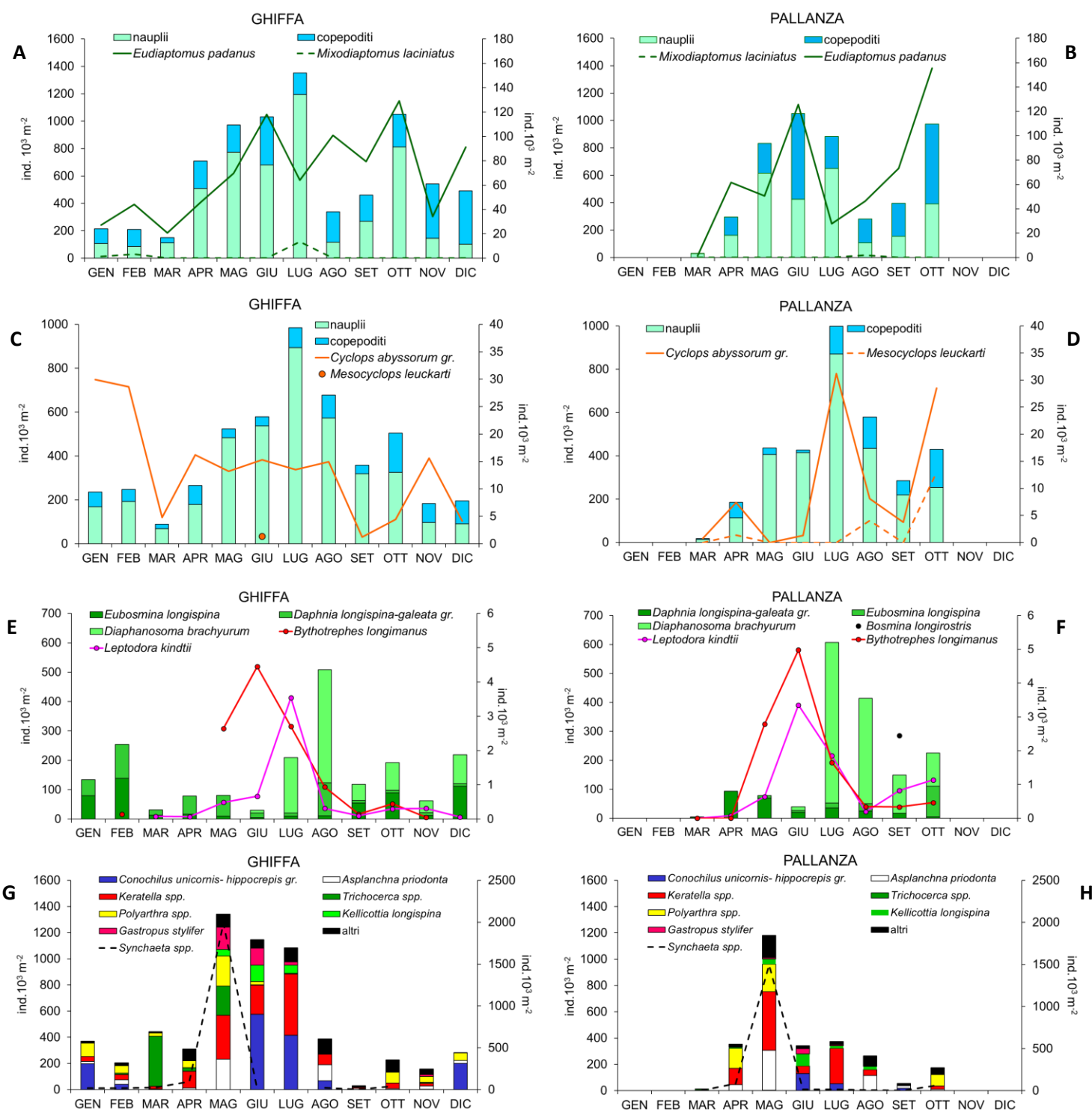


Fig. 5.5. Confronto tra la densità del popolamento costituente lo zooplancton di rete pelagico (Ghiffa) e quello litorale (Pallanza). A e B: diaptomidi; C e D: ciclopidi; E e F: cladoceri; G e H: rotiferi. I valori dei simboli (o) o delle linee vanno riferiti all'asse di destra.

Bibliografia

Manca, M., G. Giussani & R. de Bernardi. 1990. Dinamica di popolazione e distribuzione verticale di cladoceri planctonici del Lago Maggiore in relazione a parametri ambientali. Atti VIII Congr. A.I.O.L.: 511-520.

6. CAPITOLO 6: IL CARBONIO ORGANICO E LE SCHIUME

Andrea Di Cesare, Raffaella Sabatino, Ester M. Eckert, Gianluca Corno, Evelina Crippa, Giulia Borgomaneiro, Roberto Bertoni, Cristiana Callieri

6.1 TOC, TEP, Clorofilla-a e batteri nella stazione di Ghiffa, distribuzione temporale

La concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) è un parametro fondamentale per illustrare l'evoluzione trofica del Lago Maggiore (Bertoni et al., 1997), poiché include la frazione autoctona, che riflette le attività di produzione e consumo di sostanza organica nel lago, e quella alloctona apportata dall'esterno. Il TOC, insieme ai nutrienti, sintetizza il risultato di tali processi ed è quindi una variabile importante da studiare per comprendere la dinamica del lago. Dunque, il TOC è un parametro prezioso per lo studio a lungo termine dei parametri limnologici del Lago Maggiore. Accanto a tale parametro, in un'ottica di monitoraggio a lungo termine del Lago Maggiore, sono stati misurati 1) la concentrazione di particelle trasparenti esopolimeriche (TEP), 2) la concentrazione di clorofilla-a e 3) l'abbondanza di batteri. Tutti questi parametri sono stati misurati, con campionamenti mensili, nella stazione di Ghiffa su un campione integrato (0-20m).

6.1.1 Metodi

La concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) è stata valutata analiticamente su 12 campioni di acqua di lago prelevati con frequenza mensile, nella stazione di Ghiffa. I campioni di acqua sono stati prelevati con un campionatore brevettato (Bertoni, pat. 96/A 000121) che permette di ottenere un campione integrato, rappresentativo dei primi 20 metri di profondità, in un volume totale di 4 litri. I campioni, prefiltrati su rete da plancton da 126 μm per eliminare lo zooplancton, erano successivamente analizzati. Come in passato anche nel 2022 le misure di TOC sono state effettuate con un analizzatore Shimadzu (TOC-VCPH, dotato di auto campionatore) nel giorno stesso del prelievo oppure (in caso di problemi) i campioni sono stati posti a -20°C e analizzati successivamente. Gli stessi campioni prefiltrati sono stati processati per l'analisi del TEP, della clorofilla e dei batteri. La metodica utilizzata per l'analisi del TEP è stata quella descritta da Passow and Alldredge, (1995) con la quale il TEP è colorato con alcian blu, un colorante cationico idrofilo che si lega ai lipopolisaccaridi. La concentrazione di TEP viene poi misurata come assorbanza a 787 nm in una cuvetta di 1 cm e quantificata utilizzando una curva di calibrazione con gomma xantano ed espressa come gomma xantano (GX) equivalenti per litro ($\mu\text{g GXeq L}^{-1}$). Per poter fare una comparazione delle concentrazioni di TEP e TOC è necessario trasformare l'unità di misura del TEP da gomma xantano equivalenti a carbonio organico. Si è usato il fattore di conversione di 0.63 (Engel and Passow, 2001), come descritto in dettaglio in Callieri et al., (2017). La clorofilla-a è stata misurata con un fluorimetro PhytoPAM (Pulse Amplitude Modulated) che ci permette di avere immediatamente la misura di concentrazione di clorofilla, basandosi su una calibrazione interna effettuata dalla ditta produttrice (Waltz). L'abbondanza batterica è stata ottenuta utilizzando il citometro a flusso CYTOFLEX (Beckman Coulter) dotato di un laser blu (488 nm) a stato solido da 50 mW e di un laser rosso (660 nm) da 50 mW. Oltre al forward e al side scatter (FSC e SSC) si è usata la fluorescenza verde (FL1 :525/40nm) per il conteggio dei batteri marcati con SYBR Green. In particolare un'aliquota di campioni prefiltrati come descritto sopra è stata fissata in formalina (concentrazione finale 1%) quindi marcata con SYBR Green I

(Life Technologies) (1%) e incubata al buio per 15 minuti. Si è poi proceduto al conteggio dei batteri totali al fine di ottenere almeno 105 eventi all'interno dei gate definiti per contare le cellule batteriche (Corno et al., 2013).

6.1.2 Risultati

I valori di concentrazione di TOC nel 2022 si collocavano in un intervallo compreso tra 9.9×10^2 a $1.8 \times 10^3 \mu\text{g C L}^{-1}$. L'andamento del TOC è risultato essere in linea con quello ottenuto nel triennio precedente, registrando però un picco leggermente più alto pari a $1.8 \times 10^3 \mu\text{g C L}^{-1}$ misurato consecutivamente nei mesi di agosto e settembre (Fig. 6.1). Si è notato che anche il TEP e il numero dei batteri hanno mostrato un picco nei mesi estivi. Il TEP, misurato nel Lago Maggiore a partire dal 2014 con frequenza bimensile escludendo i mesi di novembre, dicembre e gennaio, nel 2022 è stato misurato mensilmente per tutto l'anno e ha mostrato un andamento crescente. Infatti, la sua concentrazione è aumentata progressivamente dai mesi invernali fino a raggiungere il picco nei mesi di luglio e agosto, con un valore massimo pari a $6 \times 10^2 \mu\text{g C L}^{-1}$ (Fig. 6.1). Il valore di picco del TEP per il 2022 è risultato più simile a quello registrato nel 2019, evidenziando ancora di più i valori bassi misurati nel 2021. Il numero totale di batteri è stato quantificato mensilmente, risultando sempre nell'ordine di 10^5 cellule/mL, raggiungendo il picco nel mese di agosto con un valore di 8.32×10^5 cellule mL^{-1} (Fig. 6.1). In generale, si può concludere che i batteri hanno contribuito maggiormente al TOC nel mese di agosto; mentre nel mese di settembre, quando i batteri, seppur ancora in quantità relativamente alta (se comparata agli altri mesi), iniziano a diminuire, il TOC è risultato particolarmente legato al TEP. Infatti, quest'ultimo rappresenta il 33% circa del TOC e quindi influisce in modo importante sul suo andamento (Tab. 6.1).

Tab. 6.1. Valori di concentrazione di TOC e TEP e loro relazione.

Data	TEP ($\mu\text{g C L}^{-1}$)	TOC ($\mu\text{g L}^{-1}$)	%TOC determinata dal TEP
17/01/2022	14,1	1174,0	1,2
31/01/2022	47,2	985,9	4,8
14/03/2022	102,0	1084,0	9,4
11/4/2022	18,9	1076,7	1,8
16/05/2022	100,6	1312,3	7,7
13/06/2022	109,8	1375,3	8,0
11/7/2022	121,3	1409,3	8,6
16/08/2022	444,0	1784,7	24,9
19/09/2022	605,3	1831,7	33,0
17/10/2022	125,9	1396,7	9,0
15/11/2022	78,5	1400,0	5,6
12/12/2022	89,2	1166,7	7,6

Un discorso a parte merita la clorofilla-a, in quanto non è risultata legata a nessuno dei parametri qui misurati. In particolare, il suo andamento è stato quello tipico di un lago

oligotrofo, con un valore di picco come nel 2021 misurato nel mese di maggio, anche se sicuramente più contenuto in quanto è risultato essere circa di $7 \mu\text{g L}^{-1}$, ben inferiore ai $14 \mu\text{g L}^{-1}$ misurati nel 2021.

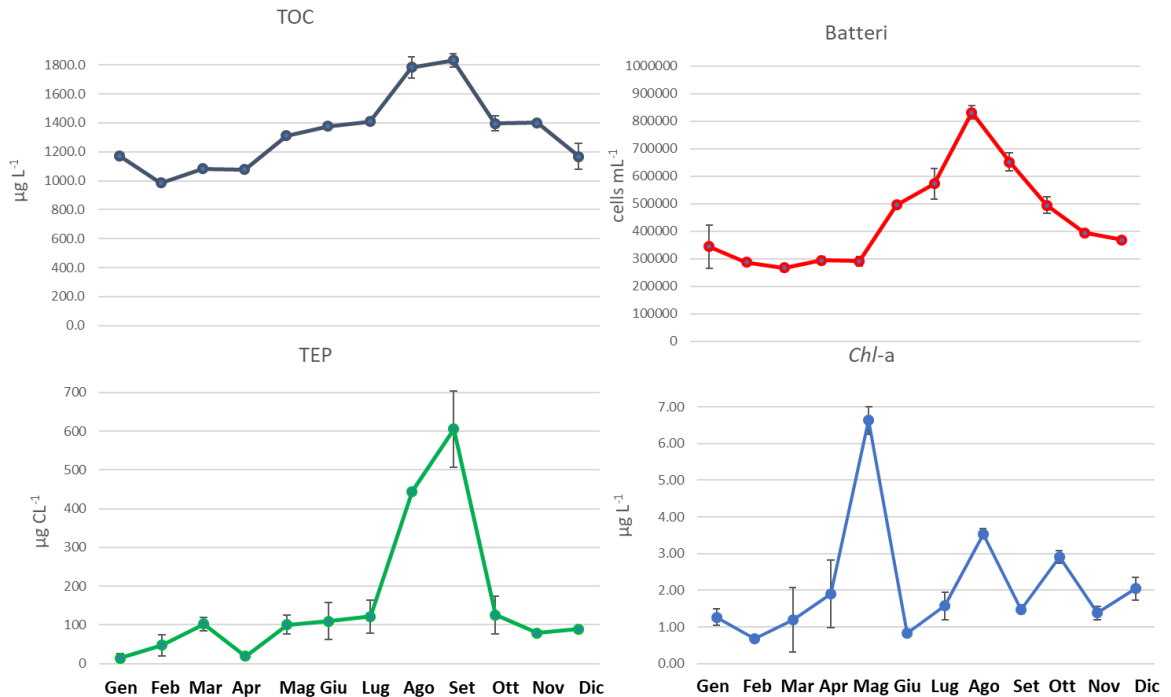


Fig. 6.1. Andamento dei diversi parametri misurati nei campioni integrati (0-20m) di acqua prelevata nella stazione di Ghiffa nell'anno 2022. In alto a sinistra sono rappresentati i valori di TOC, in alto a destra quelli dei batteri, in basso a sinistra i valori di TEP e in basso a destra quelli di clorofilla-a.

6.2 Caratterizzazione delle schiume nel Lago Maggiore

Un aspetto che si è iniziato ad investigare nel 2022 è quello della presenza delle schiume. La formazione di schiume in acqua è causata dalla presenza di sostanze tensioattive. Le schiume sono una dispersione instabile di aria in acqua, favorita dalle sostanze tensioattive che abbassano la tensione superficiale dell'acqua e consentono alle bolle d'aria di penetrare nel liquido (Schilling and Zessner, 2011). Tra le sostanze tensioattive naturali ci sono lipidi, proteine, saponine, monosaccaridi, polisaccaridi e sostanze oleose, mentre tra quelle sintetiche ci sono i detersivi e i saponi (Stefani et al., 2016). Le schiume possono essere osservate nei laghi sulle sponde, dove sono indotte dal vento o vicino alla foce degli immissari, mentre le correnti di Langmuir possono causare striature schiumose sulla superficie dell'acqua. Le schiume causate da tensioattivi naturali, sono spesso il risultato di eventi meteorici come le piogge intense, lo scioglimento delle nevi o il vento, e persistono a lungo nell'ambiente una volta formate. Alla formazione delle schiume può contribuire anche l'attività antropica, e.g., l'immissione di liquami, gli scarichi di depuratori civili, il dilavamento di terreni coltivati. Lo studio delle schiume nel Lago Maggiore, mediante l'analisi della frazione organica e della comunità batterica ad esse associata, ha l'obiettivo di indagare alcuni aspetti della loro composizione e formazione, perché si è visto che le esse costituiscono un importante indicatore di contaminazione delle acque, in aumento sulla superficie di laghi e mari.

6.2.1 Metodi

Nel 2022 è stato investito un grande impegno per lo sviluppo della metodologia da utilizzare nell'analisi delle schiume a partire dal campionamento. Nonostante diverse prove e l'ottimizzazione di un campionatore specifico per la raccolta all'interfaccia aria-acqua, non è stato possibile utilizzarlo a causa della miscelazione inevitabile della schiuma con l'acqua durante la fase di raccolta, che ha reso impossibile l'analisi della schiuma in modo separato. Per risolvere il problema della miscelazione della schiuma con l'acqua durante il prelievo dei campioni, abbiamo deciso di utilizzare un cucchiaino d'acciaio sterile per raccogliere la schiuma e trasferirla in tubi Falcon da 50 mL anch'essi sterili. Nonostante ciò, era inevitabile raccogliere una piccola quantità di acqua insieme alla schiuma. Per valutare se la presenza di acqua potesse influire sull'analisi della schiuma, abbiamo anche raccolto un campione di acqua superficiale immediatamente vicino alla schiuma. In questo modo, abbiamo potuto stimare se ci fossero interferenze tra le misure delle schiume e quelle dell'acqua campionata assieme alle schiume. La comparsa delle schiume e quindi il prelievo di esse è avvenuta il 12/09/2022 nella stazione di Cannero (46.02055075883513, 8.678721862418021) e il 26/09/2022 nella stazione di Pallanza (45.92366609440933, 8.54787984929776). In queste date si è prelevata la schiuma (la maggior quantità possibile) e l'acqua ad essa adiacente (1L). Nella stazione di Pallanza, abbiamo prelevato due campioni di schiuma: uno alla riva e l'altro sempre alla riva ma galleggiante poco più al largo, al fine di valutare eventuali differenze tra le due zone. I campioni di schiuma sono stati pesati e diluiti in 60 mL di acqua Milli-Q sterile. Quindi i campioni di schiuma diluiti e quelli dell'acqua adiacente sono stati prefiltrati su rete da plancton da 126 μm per eliminare lo zooplancton filtratore. Un'aliquota di ciascun campione di acqua e di schiuma è stata processata come descritto sopra per la misurazione di TOC, TEP, clorofilla-*a* e batteri. Inoltre, un'aliquota di ciascun campione d'acqua prefiltrata è stata filtrata su un filtro in policarbonato (47 mm di diametro) con pori da 0.22 μm . Un'aliquota di schiuma diluita e prefiltrata è stata centrifugata (5000rpm per 10 minuti), quindi il pellet è stato processato come di seguito descritto. Il pellet di ciascun campione di schiuma e mezzo filtro di ciascun campione d'acqua sono stati analizzati per estrarre il DNA, utilizzando il kit commerciale PowerSoil kit, (Qiagen). Il DNA è stato misurato fluorimetricamente usando il kit commerciale Qubit (ThermoFisher). Il DNA è stato quindi spedito alla ditta Macrogen per il sequenziamento del gene 16S rRNA al fine di caratterizzare le comunità microbiche. Le sequenze ottenute sono state analizzate seguendo la pipeline di DADA2 (<https://benjjneb.github.io/dada2/tutorial.html>). Le comunità microbiche sono state analizzate per la ricchezza e la beta diversità. Inoltre, dalla lista dei generi batterici ottenuti è stata creata una lista di generi batterici potenzialmente patogeni per l'uomo.

6.2.2 Risultati

I risultati delle misurazioni di TOC, TEP, clorofilla-*a* e batteri hanno chiaramente evidenziato una maggiore concentrazione di tutti questi parametri nelle schiume rispetto all'acqua adiacente (Fig. 6.2), suggerendo che esse rappresentano un "hotspot" (*sensu* Rahlff et al. 2021) di carbonio organico nell'ecosistema esaminato, che seppur effimeri, visto la vita breve delle schiume, possono avere un ruolo rilevante nel ciclo del carbonio del lago. In particolare, abbiamo osservato che tutti i parametri risultavano significativamente più elevati nelle schiume rispetto all'acqua, mostrando una buona concordanza dei risultati ottenuti. Questi risultati mettono in luce l'importanza di

considerare le schiume come un possibile serbatoio di nutrienti e biomassa per la comunità biologica locale.

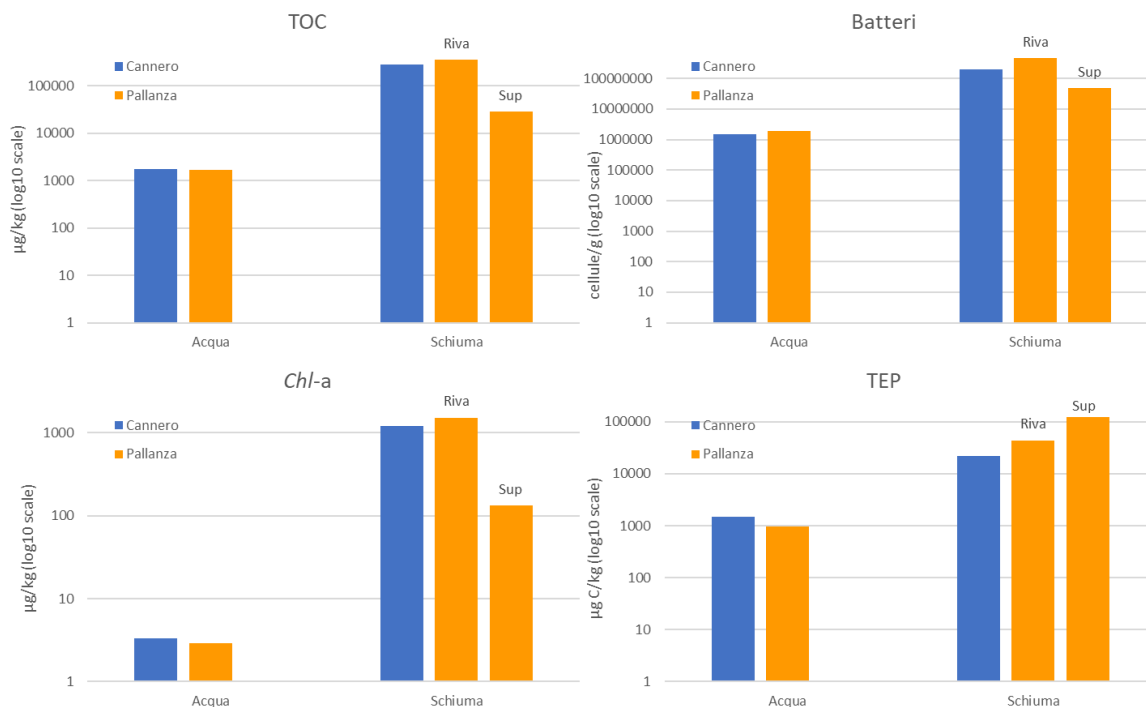


Fig. 6.2. Concentrazione dei diversi parametri misurati nei campioni di schiuma e di acqua adiacente nelle stazioni di Cannero e Pallanza. In alto a sinistra sono raffigurate le concentrazioni di TOC, in alto a destra quelli dell'abbondanza batterica, in basso a sinistra sono riportati i valori di concentrazione di clorofilla-a e in basso a destra quelli di TEP.

Abbiamo analizzato le comunità batteriche presenti nei campioni di schiuma e di acqua adiacente utilizzando l'approccio dell'*amplicon sequencing*, che ci ha permesso di ottenere una risoluzione a livello di genere batterico. Questo approccio di analisi ci ha fornito una visione dettagliata della composizione microbica delle due matrici ambientali, consentendoci di identificare le specie batteriche presenti e di valutare la loro abbondanza relativa. La ricchezza in generi delle due comunità è risultata simile, mentre la beta diversità ha chiaramente mostrato due *cluster*, uno riguardante i campioni d'acqua ed un altro riguardante i campioni di schiuma, indipendentemente dal sito di campionamento o dal tipo di schiuma (superficiale o a riva) (Fig. 6.3). Questo risultato sottolinea una notevole differenza nella composizione microbica tra le due matrici ambientali, suggerendo che le schiume possono costituire un habitat microbico distinto rispetto all'acqua circostante.

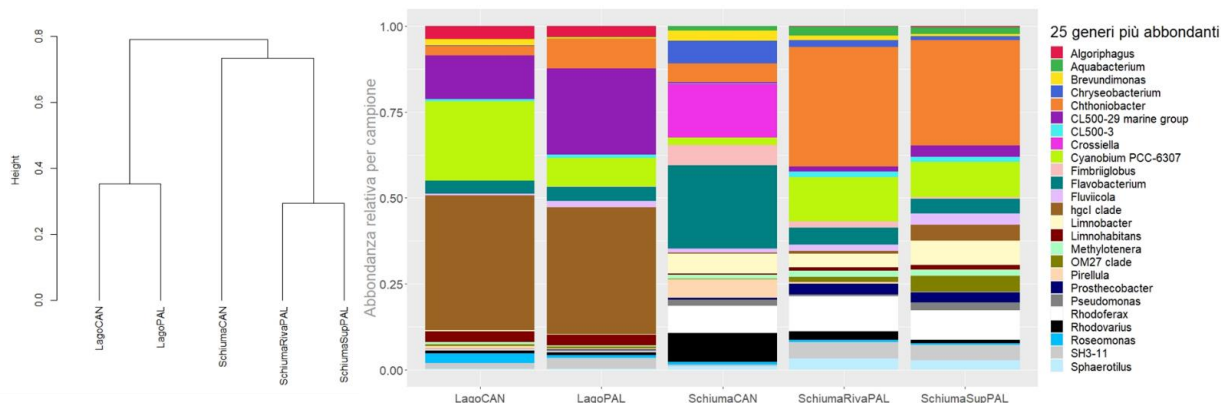


Fig 6.3. Rappresentazione grafica della beta diversità misurata nei campioni di acqua e di schiuma (a sinistra) e dei 25 generi più abbondanti nelle comunità batteriche dei diversi campioni. (CAN: Cannero, PAL: Pallanza).

Sebbene non sia stato possibile individuare un genere batterico caratterizzante esclusivamente una delle due comunità, è stato possibile identificare delle differenze tra esse. In particolare, analizzando i generi batterici più rappresentati, abbiamo notato una maggior abbondanza del genere *Rhodoferrax* nelle comunità batteriche delle schiume (Fig. 6.3). Le specie appartenenti a questo genere sono batteri gram-negativi, fotoeterotrofi facoltativi (Imhoff, 2006). Questi batteri sono stati originariamente isolati dai fanghi attivi (Hiraishi et al., 1991), per cui non si può escludere una loro origine antropica. Inoltre, i batteri di origine fecale, come ad esempio *Escherichia-Shigella*, *Streptococcus*, *Enterococcus*, sebbene identificati a basse concentrazioni, ad eccezione di *Escherichia-Shigella* (presente solo in un campione d'acqua), sono stati trovati esclusivamente nei campioni di schiuma. Infine, analizzando il subset di batteri potenzialmente patogeni per l'uomo, è emerso che questi erano presenti in maggior quantità nei campioni di schiuma rispetto a quelli di acqua (Fig. 6.4).

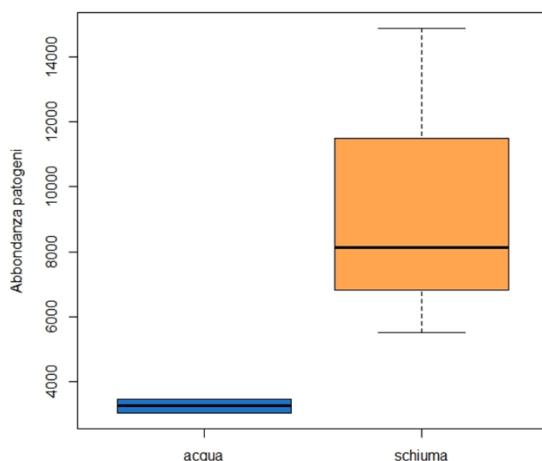


Fig. 6.4. Rappresentazione grafica dell'abbondanza dei generi batterici potenzialmente patogeni per l'uomo identificati nelle comunità batteriche dei campioni di acqua e di schiuma.

Riassumendo questi risultati, preliminari in quanto ottenuti da un piccolo numero di campioni, suggeriscono un'origine naturale delle schiume (tenendo conto della bassa concentrazione dei batteri indicatori di contaminazione fecale) ed un significato di *hotspot* effimeri sia di carbonio che di batteri (Rahlff et al., 2021). Tuttavia il contributo antropico non può essere escluso e sicuramente necessita ulteriori indagini.

Bibliografia

- Bertoni, R., Callieri, C., Morabito, G., Pinolini, M.L., Pugnetti, A., 1997. Quali-quantitative changes in organic carbon production during the oligotrophication of Lake Maggiore, Italy. *SIL Proceedings*, 1922-2010 26, 300–304. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900722>
- Callieri, C., Corno, G., Contesini, M., Fontaneto, D., Bertoni, R., 2017. Transparent exopolymer particles (TEP) are driven by chlorophyll a and mainly confined to the euphotic zone in a deep subalpine lake. *Inland Waters* 7, 118–127. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1294384>
- Corno, G., Villiger, J., Pernthaler, J., 2013. Coaggregation in a microbial predator–prey system affects competition and trophic transfer efficiency. *Ecology* 94, 870–881. <https://doi.org/10.1890/12-1652.1>
- Engel, A., Passow, U., 2001. Carbon and nitrogen content of transparent exopolymer particles (TEP) in relation to their Alcian Blue adsorption. *Marine Ecology Progress Series* 219, 1–10.
- Hiraishi, A., Hoshino, Y., Satoh, T., 1991. *Rhodoferrax fermentans* gen. nov., sp. nov., a phototrophic purple nonsulfur bacterium previously referred to as the “*Rhodocyclus gelatinosus*-like” group. *Arch. Microbiol.* 155, 330–336. <https://doi.org/10.1007/BF00243451>
- Imhoff, J.F., 2006. The Phototrophic Beta-Proteobacteria, in: Dworkin, M., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K.-H., Stackebrandt, E. (Eds.), *The Prokaryotes: Volume 5: Proteobacteria: Alpha and Beta Subclasses*. Springer, New York, NY, pp. 593–601. https://doi.org/10.1007/0-387-30745-1_25
- Passow, U., Alldredge, A.L., 1995. A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnology and Oceanography* 40, 1326–1335. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.7.1326>
- Rahlff, J., Stolle, C., Giebel, H.-A., Mustaffa, N.I.H., Wurl, O., P R Herlemann, D., 2021. Sea foams are ephemeral hotspots for distinctive bacterial communities contrasting sea-surface microlayer and underlying surface water. *FEMS Microbiol Ecol* 97, fiab035. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab035>
- Schilling, K., Zessner, M., 2011. Foam in the aquatic environment. *Water Research* 45, 4355–4366. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.004>
- Stefani, F., Salerno, F., Copetti, D., Rabuffetti, D., Guidetti, L., Torri, G., Naggi, A., Iacomini, M., Morabito, G., Guzzella, L., 2016. Endogenous origin of foams in lakes: a long-term analysis for Lake Maggiore (northern Italy). *Hydrobiologia* 767, 249–265. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2506-8>

7. CAPITOLO 7: SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE

Pietro Volta, Stefano Brignone, Maurizio Odicino, Andrea Voccia, Mattia Iaia

7.1 Introduzione

La fauna ittica gioca un ruolo fondamentale nei flussi di materia ed energia degli ecosistemi lacustri e, proprio per questa ragione, lo studio dell'evoluzione a lungo termine di un lago non può prescindere dall'acquisizione di informazioni relative alle principali specie ittiche che in esso vivono anche con particolare riferimento al loro regime alimentare e, dunque, alla loro posizione trofica e alla potenziale competizione per le risorse alimentari che può insorgere tra esse.

In questa attività di ricerca, oramai entrata a far parte stabilmente del programma di ricerche CIP AIS, si è posta l'attenzione sulla potenziale sovrapposizione della nicchia alimentare tra le specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore: l'agone (*Alosa agone*), il coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*) e il gardon (*Rutilus rutilus*).

L'indice di sovrapposizione alfa tra le diverse specie varia in misura abbastanza importante durante l'anno evidenziando differenze attribuibili alla distribuzione spaziale delle tre specie ittiche. I valori medi sono in generale abbastanza contenuti attestandosi sempre sotto la soglia di 0,80, soglia ritenuta significativa per identificare una competizione interspecifica.

La presente attività di ricerca si inquadra nel contesto delle ricerche finalizzate ad arricchire le serie limnologiche del Lago Maggiore, anche con dati relativi a componenti biologiche che, non sempre, vengono considerate parte del quadro limnologico complessivo di un ecosistema lacustre. La fauna ittica rientra tra queste.

Delle tre specie considerate nell'analisi, l'agone (*Alosa agone*), il coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*) e il gardon (*Rutilus rutilus*), la prima di esse è una specie autoctona, le altre due sono specie alloctone, introdotte rispettivamente nel 1950 e a metà degli anni '90 del secolo scorso. Due di esse, agone e bondella, hanno una distribuzione prevalentemente pelagica con una parziale differenziazione nella distribuzione verticale durante il periodo che si estende dalla primavera all'autunno (agone in superficie, bondella in profondità). Il gardon invece è presente soprattutto nella zona litorale e sublitorale sebbene, a causa della cuvetta lacustre molto ripida, tenda a condividere l'habitat pelagico con le altre due specie in alcuni periodi dell'anno. Pertanto, almeno potenzialmente, le tre specie possono entrare in competizione per le risorse alimentari, direttamente qualora condividano lo stesso habitat, e indirettamente qualora si alimentino delle stesse prede, sottraendole, di fatto, ai loro competitori.

Alla luce dello stato di oligotrofia del Lago Maggiore, lo studio di questi aspetti trofici riveste particolare importanza in quanto, in un ambiente con scarsità di risorse alimentari, fenomeni di sovrapposizione significativa della nicchia trofica, possono condurre a processi di esclusione competitiva tra le specie interessate.

7.2 Metodi

I pesci sono stati campionati mediante l'utilizzo di reti multimaglia, calate sia in prossimità della riva che in ambiente pelagico, con la collaborazione dei pescatori professionisti.

I pesci catturati, sono stati misurati, pesati, è stato prelevato un campione di scaglie per la determinazione dell'età e, successivamente, è stato prelevato il tratto digerente. Quest'ultimo è stato poi preservato in alcool fino alle analisi del contenuto.

La sovrapposizione della nicchia alimentare può essere valutata utilizzando differenti metodologie che nella letteratura scientifica hanno trovato una ampia applicazione. Per questo lavoro di ricerca si è utilizzato l'indice di Schoener (1970, 1974), già utilizzato nelle precedenti ricerche. Questo indice è comunemente utilizzato per gli studi che interessano la fauna ittica (ad es. Janjua & Gerdeaux, 2011).

L'indice di sovrapposizione di nicchia di Schoener α che è espresso dalla formula:

$$\alpha = 1 - 0,5(\sum_{i=1}^n |V.I_{.xi} - V.I_{.yi}|)$$

dove:

n= numero delle categorie alimentari

V.I._{.xi} = valore d'importanza della categoria alimentare *i* nella specie *x*

V.I._{.yi} = valore d'importanza della categoria alimentare *i* nella specie *y*

Per ogni stomaco esaminato sono state determinate le categorie alimentari presenti in un subcampione e conteggiati gli individui appartenenti a ciascuna di esse, esprimendo i dati come: abbondanza relativa (N), equivalente al numero di individui di ciascuna categoria alimentare rispetto al numero totale di individui conteggiati; presenza relativa (S), ossia il numero degli stomaci contenenti ciascuna categoria alimentare sul totale degli stomaci pieni; sulla base di queste informazioni è stato calcolato il valore d'importanza (V.I.), secondo la formula seguente:

$$V.I. = N \times S$$

L'indice α può variare tra un valore pari a 0 (nessuna sovrapposizione) e 1 (completa sovrapposizione). Valori di α superiori a 0,6 devono essere giudicati biologicamente significativi ed indicativi di competizione interspecifica se le risorse sono limitate, mentre $\alpha > 0,8$ può essere considerato indice di un elevato grado di similarità nelle diete e di significativa competizione anche in condizioni di elevata produzione ambientale e disponibilità di risorse alimentari.

Sono stati esaminati circa 10 stomaci di ogni specie per mese. I pesci sono stati catturati nell'area centrale del Lago Maggiore, indicativamente tra Ghiffa, a nord, e Stresa, a sud.

I campionamenti sono stati svolti con il supporto dei pescatori di professione del Lago Maggiore. Per la cattura delle diverse specie sono state utilizzate reti branchiali da fondo o mesopelagiche.

I pesci catturati venivano immediatamente posti in ghiaccio, portati in laboratorio per la dissezione e il prelievo degli stomaci (agone, bondella) o dei tratti digerenti (gardon). Gli stomaci venivano conservati singolarmente in alcool fino al momento delle analisi.

Per ogni stomaco esaminato sono state determinate al microscopio le diverse categorie alimentari ed è stato calcolato il valore di alfa.

7.3 Risultati

L'indice di sovrapposizione di nicchia tra agone e coregone bondella (Fig. 7.1) raggiunge valori medi piuttosto elevati ($\alpha=0,68\pm0,05$) ma non raggiunge mai il valore significativo di 0,8 (massimo $\alpha=0,77$). Il valore minimo è toccato a maggio ($\alpha=0,56$) durante il periodo riproduttivo dell'agone. A questo periodo dell'anno corrisponde la massima diversificazione spaziale tra le due specie: la bondella si trova ancora nell'area sublitorale o pelagica profonde (30-50 metri), l'agone si è già spostato in prossimità della superficie e delle rive (per la deposizione delle uova). Pertanto, anche la dieta, fatta in prevalenza di copepodi ciclopidi per la bondella e cladoceri per l'agone, è dunque piuttosto differenziata. Di contro, nel mese di luglio, entrambe le specie tendono ad occupare lo stesso habitat (pelago lacustre), con una tendenza della bondella a rimanere a profondità leggermente più elevate rispetto all'agone, e, pertanto, il regime alimentare delle due specie, complice uno sviluppo più abbondante di cladoceri filtratori, tende ad essere più simile, sebbene nella bondella prevalga *Bythotrephes longimanus* mentre nell'agone *Daphnia* sp. e *Diaphanosoma brachyurum*. Il valore massimo è raggiunto quindi a luglio ($\alpha=0,77$).

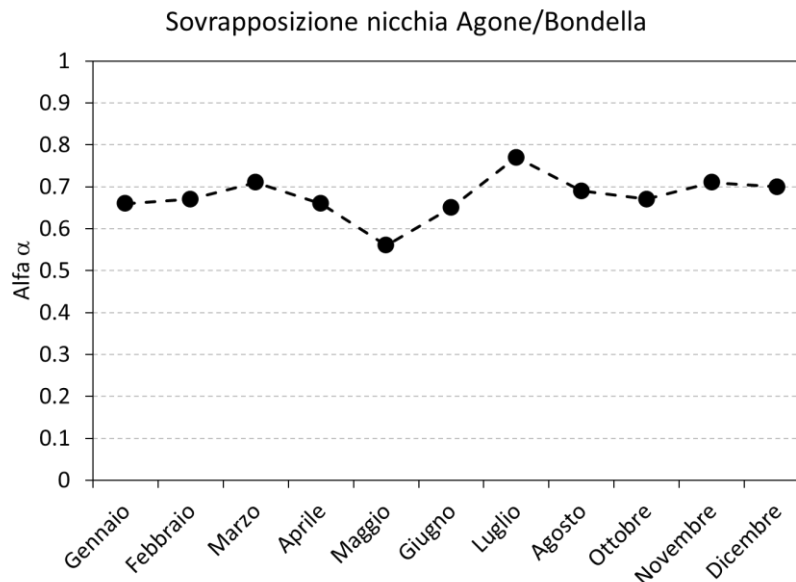


Fig. 7.1. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α per agone e coregone bondella.

Per quanto riguarda invece la sovrapposizione di nicchia trofica tra coregone bondella e gardon (Fig. 7.2) si può notare che l'indice alfa si attesta intorno a valori medi contenuti ($\alpha= 0,59 \pm 0,08$). Il valore massimo è raggiunto nel mese di agosto ($\alpha=0,76$), mentre il valore minimo ($\alpha=0,49$) nel mese di gennaio.

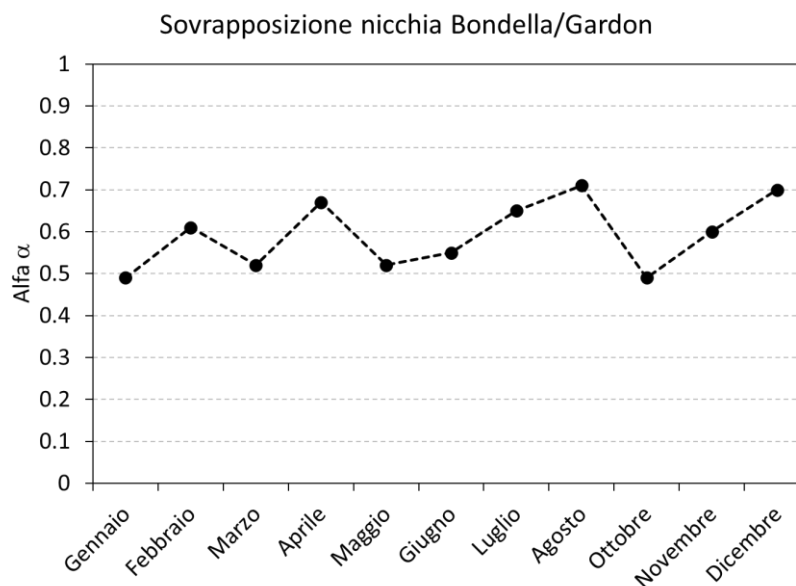


Fig. 7.2. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α tra coregone bondella e gardon.

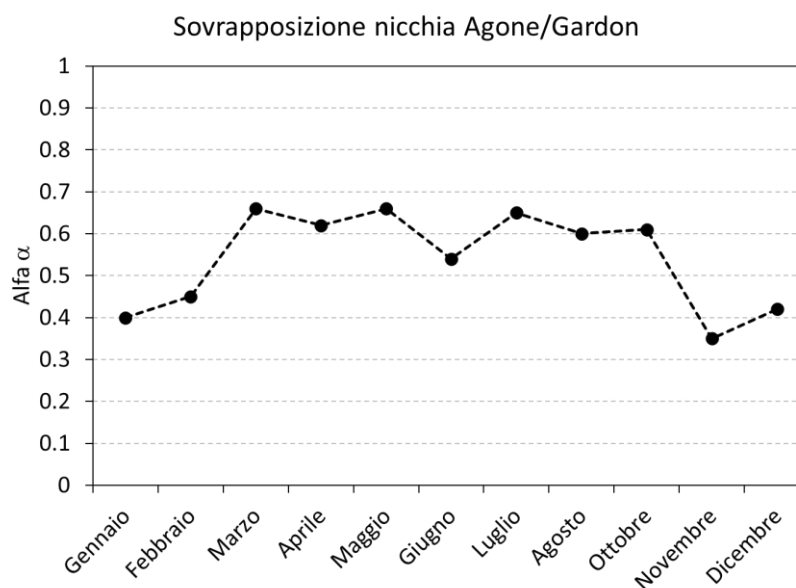


Fig. 7.3. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra gardon e agone

L'indice di sovrapposizione α tra l'agone e il gardon (Fig. 7.3) mostra valori piuttosto contenuti durante tutto l'anno attestandosi su valori medi di α pari a $0,54 \pm 0,12$ con un minimo a dicembre ($\alpha = 0,35$) ed un massimo primaverile (marzo e maggio $\alpha = 0,66$).

I dati che emergono da questo anno di ricerche sono sostanzialmente in linea con quanto evidenziato negli anni precedenti. L'indice di sovrapposizione alfa tra le diverse specie varia in misura abbastanza importante durante l'anno evidenziando differenze attribuibili alla diversa distribuzione spaziale delle tre specie ittiche. I valori medi sono in generale abbastanza contenuti attestandosi sempre sotto la soglia di 0,80, soglia ritenuta

significativa per identificare una competizione interspecifica. Risulta tuttavia interessante notare come i valori dell'indice di sovrapposizione di nicchia siano aumentati soprattutto tra agone e bondella, pur non essendo mai arrivati oltre la soglia di 0,8.

Come nel caso degli altri rapporti annuali, occorre fare presente tuttavia che questa indagine utilizza campioni di pesci di età adulta, compresi generalmente tra 2 e 4 anni di età, in numero ridotto (mediamente una decina di esemplari) e catturati in una singola zona del Lago Maggiore, quella centrale compresa tra Verbania a Oggebbio. È dunque un'analisi limitata, in termini di rappresentatività, ad una infinitesima frazione del popolamento lacustre di ciascuna delle tre specie. Non si esclude quindi che in altre aree del Lago Maggiore (più settentrionale o meridionale) con caratteristiche trofiche, termiche, dunque di produttività differenti, le specie ittiche abbiano un regime alimentare diverso e che dunque, il grado di sovrapposizione della nicchia trofica sia diverso da quanto riscontrato nei campioni di questa ricerca.

Occorre far notare però che, come per altri parametri chimico fisici o biologici monitorati nelle ricerche CIP AIS, anche per i pesci è necessario individuare una zona di riferimento che possa essere utilizzata come uno standard per le indagini di lungo termine. La zona di lago compresa tra Stresa e Ghiffa è utilizzata da tempo sia per le indagini relative alla fauna ittica sia per quanto riguarda tutte le altre indagini limnologiche ed è considerata un riferimento, rappresentativo di una condizione "media" per l'intero Lago Maggiore. Pertanto, i dati acquisiti, tenendo conto di quanto sopra accennato, possono essere comunque ritenuti utili per un monitoraggio a lungo termine della sovrapposizione della nicchia trofica tra le tre diverse specie.

8. CAPITOLO 8: PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE

Gianluca Corno, Ester M. Eckert, Andrea Di Cesare, Raffaella Sabatino

8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore

Lo sviluppo di antibiotico resistenze è un problema sanitario di primaria importanza e secondo vari modelli rappresenterà la prima causa di morte nel prossimo secolo. La presenza in ambiente di batteri non-patogeni resistenti agli antibiotici è un problema in quanto questi batteri, di per sé non pericolosi per l'uomo, possono essere tramite di geni specifici di resistenza, e quindi indurla in batteri patogeni di origine alloctona che sono presenti nelle acque in ambienti antropizzati come il Lago Maggiore, comportando un potenziale grave rischio per la salute umana e una potenziale causa di limitazione nell'utilizzo dell'acqua del lago.

La nostra attività nel 2022 si è concentrata sulla quantificazione, nella comunità batterica acquatica del Lago Maggiore, dei geni di resistenza ai principali gruppi di antibiotici di uso comune (medico e veterinario). Dal 2016 anche il Lago di Lugano è monitorato per la presenza di geni di antibiotico resistenza dalla SUPSI nel quadro del monitoraggio predisposto dai piani CIP AIS 2016-18 e successivi.

Le acque di scarico civili, agricole ed industriali e le acque di dilavamento dei suoli (strade, aree agricole, urbane ed industriali) della Val d'Ossola, del Canton Ticino, del bacino dei laghi di Lugano e di Varese e della zona del Basso Verbano confluiscono nel Lago Maggiore e seppur in larga parte trattate in modo corretto, la loro introduzione è causa diretta o indiretta della formazione di antibiotico-resistenze, in quanto ad oggi non esistono trattamenti specifici per la rimozione di antibiotici dai reflui, come confermato dagli studi sugli efflussi del depuratore di Losanna nel Lago di Ginevra (Czekalski et al. 2014) e di quelli dei depuratori di Verbania e Cannobio nel Lago Maggiore (Di Cesare et al. 2016a, 2016b). Inoltre, una parte minima dei reflui affinisce a lago non trattata, a causa dell'attivazione di bypass di rete e di impianto in caso di eventi atmosferici, oppure a causa di perdite nella rete fognaria. Non solo, l'utilizzo di metalli e pseudometalli per l'abbattimento dei nutrienti all'interno degli impianti di depurazione può indirettamente causare la proliferazione di antibiotico resistenze, direttamente rilasciate in ambiente (Di Cesare et al. 2016a). L'introduzione di geni di resistenza dal bacino idrografico è confermata da un nostro lavoro, che ha dimostrato sia la loro presenza in quantità importanti nelle acque del Fiume Toce (campionato all'immissione nel Maggiore), che l'effetto negativo degli eventi atmosferici che dilavando i suoli agricoli e industriali, convogliano nel fiume un ulteriore numero di batteri carrier di antibiotico resistenze (Di Cesare et al. 2017). Anche recenti studi portati a termine sulla presenza di resistenze nel Fiume Bardello hanno confermato l'importante mole di geni di resistenza rilasciati a lago dagli immissari, ma al tempo stesso l'importante ruolo di "environmental filtering" da parte della comunità microbica del Lago Maggiore, che riesce ad impedire che la gran parte di queste possa stabilizzarsi nel lago (Di Cesare et al. 2023; Corno et al. 2023).

Sebbene i dati sull'utilizzo, ancora oggi massivo (nell'ordine di 105 tonnellate per anno nella sola Svizzera, fonte FEDESA) di antibiotici confermino un costante calo nell'ultimo decennio in Canton Ticino e una situazione di consumi relativamente stabili per Regione Piemonte e Regione Lombardia (AIFA, 2019), sia nel settore medico che in quello veterinario, dati contrastanti arrivano da specifiche analisi sulle vendite (che negli ultimi anni sono caratterizzate anche da un mercato diretto, generalmente elettronico, in

gran parte illegale) e da studi sulla presenza di batteri antibiotico resistenti negli ospedali così come nei prodotti agricoli e zootecnici (per esempio la presenza di stafilococchi aurei meticillino-resistenti nei suini da macello ha registrato in Svizzera nel 2012 un aumento dal 5,6 al 18% a fronte di una diminuzione delle vendite di antibiotici nel settore zootecnico di circa l'1% e di oltre l'8% nel settore medico, ARCH-Vet. 2012). Un rapporto tra antibiotici utilizzati in veterinaria e antibiotici utilizzati in medicina umana è molto difficile da ottenere, proprio per la poca accessibilità e riproducibilità dei dati a disposizione. Inoltre, quantificare la presenza diretta di antibiotici nelle acque del lago è quasi impossibile, data la grande varietà di differenti antibiotici prodotti e date le loro bassissime concentrazioni in acqua, è però possibile quantificarne l'impatto sulla comunità batterica, in termini di sviluppo di batteri resistenti, che sono poi anche la fonte di potenziale rischio. È da notare che nel settore clinico ospedaliero il Verbano Cusio Ossola, grazie ad una serie di misure di contenimento e di "good practice" introdotte nell'ultimo decennio, è tra aree in Italia ad in Europa con il minor consumo di antibiotici (15.3 dosi per giorno per 1000 pazienti, Rapporto Seremi 2017).

A partire dal 2013, il CNR-IRSA di Verbania monitora la presenza di geni di antibiotico-resistenza per gli antibiotici di uso più comune nella comunità batterica acquatica, in 4 stazioni, due pelagiche (Ghiffa, punto di massima profondità del lago, e Pallanza, Bacino Borromeo), e due litorali (Ascona ed Arona). Dal 2019, data la grande omogeneità di risultati nelle 4 stazioni, e la relativamente bassa importanza statistica delle stazioni di Arona ed Ascona, il campionamento si è concentrato sulle due sole stazioni di Ghiffa e Pallanza, aumentando per queste il numero e la qualità dei dati raccolti e delle analisi. Le due stazioni sono caratterizzate da diverso impatto antropico: Ghiffa subisce indirettamente (attraverso correnti, navigazione, venti e trasporto attraverso organismi più grandi) l'effetto delle attività umane a riva, e quindi dell'inquinamento da antibiotici, mentre Pallanza subisce un impatto diffuso e costante, con punte di utilizzo nella stagione estiva quando le rive in prossimità dei punti di campionamento sono ampiamente utilizzate per scopi ricreativi.

Dal 2019 si è aggiunta alle analisi classiche la quantificazione dell'integrasi dell'integrone 1 (*intI1*) che è ormai unanimemente considerato non solo un eccellente proxy genetico del livello di contaminazione dovuta a pressione antropica nelle comunità batteriche naturali (Gillings et al. 2015) ma anche un ottimo indicatore di diffusione di antibiotico resistenza (Ma et al. 2017), in quanto rappresenta un frammento di DNA situato in una parte facilmente mobilizzabile del DNA stesso, dove si accumulano i diversi geni di resistenza.

8.2 Valutazione della presenza e dell'abbondanza dei geni di antibiotico-resistenza (ABR) nell'anno 2022

L'attività periodica di campionamento nei Punti di Ghiffa e Pallanza si è svolta a partire da gennaio 2022 con cadenza mensile. I campioni sono stati raccolti come campione integrato degli strati d'acqua compresi tra 0 e 20 metri (ponendo particolare cura nell'evitare di contaminare il campione con frazioni di sedimento e quindi, quando necessario, limitandosi alla frazione 0-1 metri sopra al fondo). Una volta prelevati i campioni sono stati quindi posti a 4°C e trasportati nei laboratori dell'IRSA Verbania dove sono stati prefiltrati su retino da 10 µm per eliminare organismi di taglia superiore, ed i batteri concentrati su filtri Nucleopore da 0.22 µm. Per ogni filtro, in dipendenza della stagione e quindi della biomassa microbica, è stato possibile concentrare tra 500 e 1500

ml di campione. Dai filtri è stato poi estratto il DNA batterico totale, poi mantenuto a -20°C.

Attraverso l'amplificazione tramite polimerase chain reaction (PCR) di frammenti di DNA unici nella loro composizione e specifici di singoli geni di ABR è stato possibile valutare la presenza degli stessi nei vari campionamenti. I protocolli di PCR utilizzati sono quelli standard per ciascun gene ed il risultato è stato valutato qualitativamente dopo aver migrato elettroforeticamente il frammento su gel ed averlo evidenziato in fluorescenza (SybrGreen, Biorad). L'amplicone è stato quindi visualizzato attraverso un sistema di analisi GelDoc (Biorad). Solo i campioni nei quali la corsa dell'amplicone è risultata priva di segnale di fondo, e l'unica banda presente era relativa alla dimensione attesa sono stati considerati come positivi.

I geni analizzati durante il 2022 (decimo anno di monitoraggio intensivo) coprono le famiglie di antibiotici di uso più comune nell'ultimo decennio in Italia ed in Svizzera: beta-lattamici, fluorochinoloni, sulfamidici, tetracicline, aminoglicosidi e macrolidi (dal 2015); dal 2019 a questi si aggiunge l'integrasi dell'integrone 1 (Hall & Stokes 1993) come indicatore di contaminazione da antibiotico resistenza di origine antropica (Tab. 8.1), che era partita in modo sperimentale nel 2018. In totale è stata valutata la presenza di 12 geni.

Tab. 8.1. Antibiotico resistenze testate nel Lago Maggiore, molecole correlate, e dati sul consumo in Italia (Rapporto EFSA e ECDC, 2011). *dati percentuale sul totale utilizzato (valori riferiti al consumo totale che include sia il settore ospedaliero che le cure mediche di base).

Famiglia di antibiotici	Utilizzo medico in Italia nel 2011*	Utilizzi più comuni	Gene utilizzato nel monitoring CIP AIS
Tetracicline	1,74	Pollame, ovini e suini. Cure mediche di base.	<i>tet A</i> <i>tet M</i> <i>tet B</i>
Sulfamidici	1,31	Bovini, suini, pollame, acquacoltura.	<i>sul II</i>
Beta-lattamici	63,25	Ospedaliero, cure di base. Bovini e suini.	<i>bla CTX</i> <i>bla SHV</i> <i>bla TEM</i>
Fluorochinoloni	12,78	Ospedaliero. Pollame	<i>qnr S</i> <i>qnr A</i>
Aminoglicosidi	2,85	Vario	<i>str B</i>
Macrolidi	15,72	Ospedaliero, cure di base.	<i>ermB</i>
---	---	---	<i>int 1</i>

I risultati relativi alle analisi per il 2022 sono particolarmente interessanti in quanto seguono i dati molto particolari relativi al 2020 fortemente impattati della pandemia di COVID sulle dinamiche dei geni di resistenza nel Lago Maggiore ed a quelli post-pandemia verificati nel 2021. In assoluto si dimostra la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del Lago Maggiore, in costante diminuzione rispetto ai valori medi del triennio precedente in termini sia di presenza/assenza, sia di abbondanza assoluta, riprendendo il trend di stabilità/riduzione iniziato nel 2018 e poi interrotto nel 2020 (Fig. 8.2, 8.3).

Il 2020 è stato un anno particolare nella serie di dati sull'antibiotico resistenza nel lago, soprattutto perché i diversi antibiotici identificati hanno, rispetto al passato, seguito trend contrastanti, ma spiegabili alla luce della particolarità dell'anno, e delle valutazioni fatte sugli anni pregressi. Con il 2021 si era ritornati in una condizione in cui la presenza degli antibiotici di minore impatto per la salute umana, ed ormai costitutivi del microbioma del lago, sono stati presenti in gran parte dei campioni, mentre quelli più pericolosi sono di fatto scomparsi. Il 2022 prosegue sul trend del 2021, con la conferma dell'assenza dei geni di resistenza a macrolidi e betalattamici, e la costante presenza di resistenze a solfonamidici e tetracicline.

A conferma del basso utilizzo di betalattamici in medicina umana che ha caratterizzato il 2020 ed il 2021 si osserva la conferma della totale scomparsa nel 2022 del gene di resistenza *bla_{CTX-M}*, che negli anni scorsi aveva quasi sempre avuto picchi di presenza nei mesi invernali e primaverili (Fig. 8.2) e che era quello che creava più preoccupazione, in quanto si palesava un rischio di una sua stabilizzazione nelle comunità naturali. Si è vista una stabilizzazione, dopo la riduzione nel 2021, delle resistenze ai solfonamidici (gene *sul2*), confermata dalla sostanziale stabilità delle resistenze alla tetraciclina. Questo in un quadro in cui gli apporti di questi antibiotici a lago sono in parte ripresi, dopo i dati molto bassi del 2020, a conferma del relativo impatto tra lo stress prodotto dall'antibiotico stesso e la presenza di resistenze nel lago. Il 2022 conferma il ruolo di reservoir a lungo termine da parte del lago, per quelle resistenze che una volta stabilizzate nelle comunità microbiche acquatiche, permangono anche in assenza di stress specifici, così come ipotizzato nella nostra pubblicazione sui primi tre anni di ricerca (Di Cesare et al. 2015). Questa situazione mantiene quindi la necessità di proseguire nelle analisi di monitoraggio al fine di valutare se e quando altre resistenze, potenzialmente ben più pericolose per la salute umana, corrano il rischio di una tale stabilizzazione.

Nel dettaglio il 2022 (Fig. 8.2 ed 8.3) conferma la scomparsa del gene *bla_{CTX-M}*. Sono inoltre risultati come sempre assenti i geni *bla_{TEM}* e *bla_{SHV}* (resistenze ad antibiotici beta-lattamici, i più utilizzati in ambito umano), fino al 2015 riscontrati, anche se sporadicamente, nei diversi siti di riferimento, ma da allora assenti dalle acque del lago.

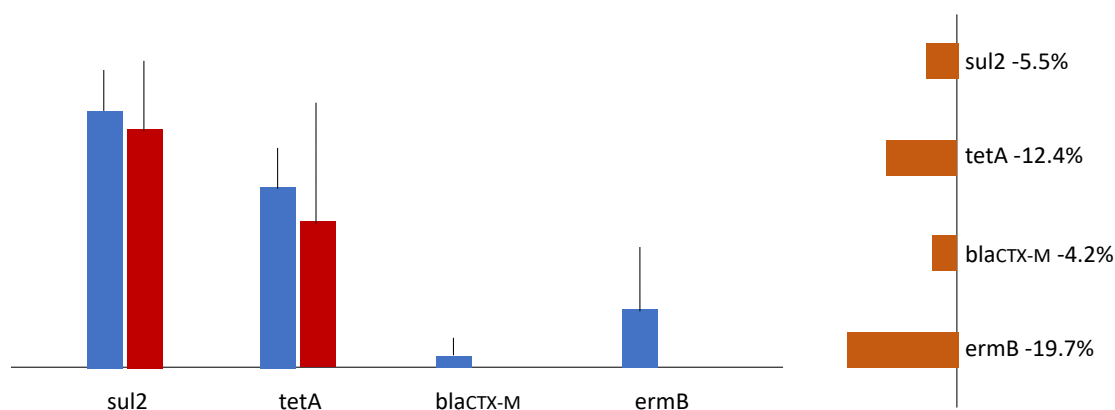


Fig. 8.2. Percentuale di positività dei campioni mensili (a sinistra) e variazione percentuale della presenza di principali geni di ABR (a destra) nei due siti campionati nell'anno 2022 (in rosso) rispetto ai valori medi del triennio 2019-21 (in blu). Il valore per anno è ottenuto sulla media dei valori misurati annualmente (12 dati mensili). I valori numerici sono riportati nel testo.

Il gene di resistenza ai sulfamidici *sul2* (Fig. 8.3) è invece stato riscontrato, quasi sempre in valori quantificabili, in concentrazioni leggermente inferiori a quelle misurate in passato, sia a Ghiffa (pelagico) che a Pallanza (semilitorale). Con il 2022 prosegue quella riduzione dei campioni positivi nei siti litorali interrotta nel 2018 quando si misurarono forti abbondanze sia a Ghiffa che a Pallanza, confermata poi nel 2019-2021. Nel 2022 la percentuale di campioni in cui il gene è stato riscontrato è stata del 83%, in riduzione del rispetto alle medie del triennio precedente ma in leggera risalita rispetto al 2021.

Come già anticipato, queste variazioni non sono correlabili ad un differente utilizzo di questa famiglia di antibiotici sull'uomo, in quanto i sulfamidici, largamente utilizzati fino agli anni '60, sono oggi prescritti in casi molto particolari ed hanno un utilizzo limitato. L'impiego di sulfamidici in zootecnia è invece ancora elevato in Italia e Svizzera, specialmente nel trattamento di bovini e altri grandi mammiferi ed in acquacoltura, che rimangono comunque pratiche ben poco comuni nel bacino del Lago Maggiore.

Anche i geni di resistenza alle tetracicline, antibiotici ampiamente utilizzati in zootecnia e anche, seppur con minor preponderanza, nelle cure di base e ospedaliere, sono presenti in misura consistente, come negli anni precedenti (Fig. 8.3) a conferma della loro costitutività nel microbioma del Lago Maggiore. Il gene *tetA* è risultato presente nel 50% dei campioni analizzati, con una leggera riduzione rispetto al triennio precedente. È invece confermato molto basso il dato quantitativo dello stesso, di fatto quantificabile solo in 5 dei 24 campioni considerati, e per i restanti presente con valori così bassi da risultare al di sotto del limite di detection della strumentazione.

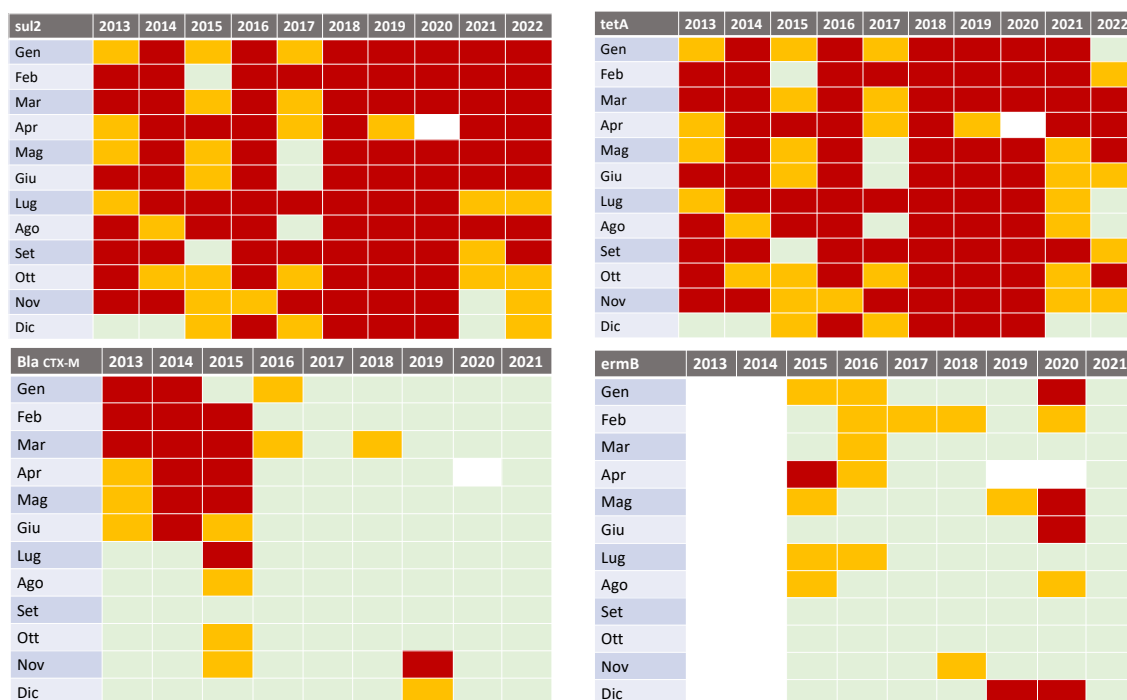


Fig. 8.3. Rappresentazione grafica della prevalenza (misurata in qPCR) dei quattro principali geni di ABR quantificati nel Lago Maggiore dal 2013. Il quadrato rosso indica una presenza in tutti i campioni nelle diverse stazioni, giallo una presenza in una sola stazione, verde l'assenza del gene nel mese. I dati di *ermB* sono stati rimisurati per i sei anni con nuovi standard al fine di ottimizzare la comparazione.

Il gene *tetB*, risultato assente in tutti i campioni nel periodo 2013-2021, anche nel 2022 è stato testato su alcuni campioni selezionati casualmente, dove si è confermato assente, in accordo con i dati prodotti dai programmi di analisi effettuati su altri grandi laghi europei: il suo monitoraggio rimane sospeso.

Tutti i campioni analizzati sono inoltre risultati negativi rispetto alla presenza di fluorochinoloni (*qnrS*).

Di particolare interesse la totale scomparsa nel 2021 del gene *ermB* che si conferma anche nel 2022. Questo gene nel 2020 aveva fatto registrare picchi di abbondanza mai riscontrati prima. *ermB* fornisce ai batteri resistenza agli antibiotici del gruppo dei macrolidi, tra i quali è presente l'azitromicina, utilizzata in grande quantità durante la pandemia come coadiuvante nelle cure di pazienti sintomatici COVID positivi. Seppur i dati sul consumo di questo antibiotico nel 2020 sono contrastanti ed è complessa una loro valutazione su un bacino amministrativamente variegato come quello del Maggiore, si può affermare con sicurezza che si è stati in presenza di un grande aumento dei consumi per tutto il 2020. Dati prodotti sul consumo di azitromicina negli Stati Uniti ed in Spagna presentano un aumento di consumo di azitromicina pari a 8-12 volte rispetto agli anni precedenti, dati preliminari dall'ospedale di Verbania (su pazienti ospedalizzati) indicano un raddoppio delle dosi rispetto al 2019, e dati raccolti in Emilia Romagna indicano un aumento del 25% circa nel mese di marzo 2019, peraltro non confermato in altri mesi della scorsa primavera. Questo lascia presupporre un forte aumento dell'inquinamento legato a questo farmaco specifico nel 2020, peraltro relativamente stabile in ambiente. La totale scomparsa del gene nel 2021 e la sua conferma nel 2022 può essere correlata ad un corretto utilizzo dell'azitromicina, ma anche ad altri fattori adattativi non direttamente correlabili all'utilizzo dell'antibiotico stesso. Di fatto possiamo affermare che non c'è stata stabilizzazione in ambiente di questa resistenza.

La quantificazione dei geni *tetA*, *sul2*, *blaCTX-M* ed *ermB* è stata effettuata attraverso analisi in PCR quantitativa (qPCR). Il DNA estratto da ogni campione è stato purificato e quantificato. Il protocollo di qPCR utilizzato prevede l'uso di home-made standard per la definizione di un limite soglia per la quantificazione del segnale (Bustin et al. 2009). Per le analisi è stato utilizzato un termociclatore Biorad CTX Connect, con chimica SSO Advanced (Biorad) in SybrGreen. I valori di amplificazione dei diversi geni sono stati poi rapportati ai valori di amplificazione del gene 16S rRNA, gene conservativo delle cellule procariotiche che può essere considerato un proxy del numero totale di cellule batteriche, ma sono stati anche validati come numero assoluto di copie di ogni singolo gene per millilitro, in modo da evitare errori legati alla variabilità del numero di copie di 16S rRNA nei diversi batteri.

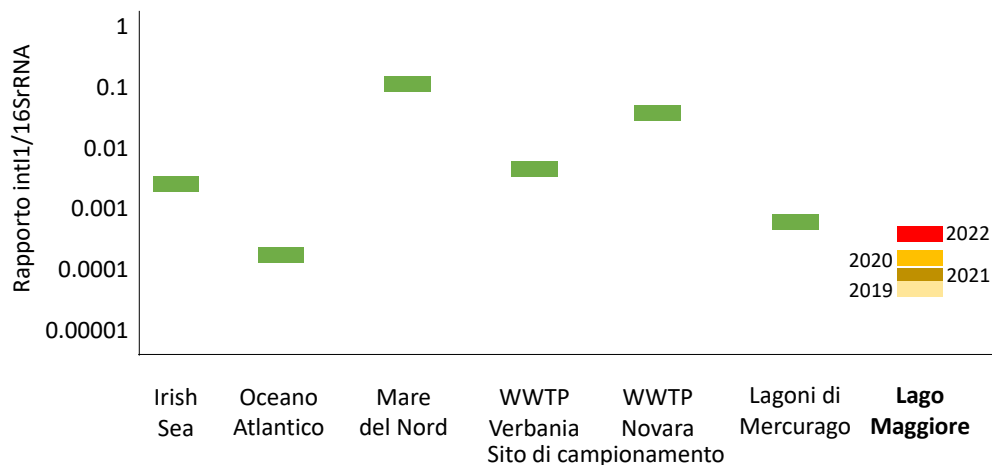


Fig. 8.4. Abbondanza del gene *IntI1* nel Lago Maggiore nel 2019-2022, in comparazione con altri ambienti a diverso impatto antropico.

Il gene *intI1*, che è un indicatore di contaminazione di origine antropica e di potenziale presenza di geni di antibiotico resistenza, ha fornito dati in leggero aumento rispetto a quelli del 2019-21 in termini di presenza e come nel 2020 (e a differenza del 2019 quando non era mai quantificabile tranne in un caso) e nel 2021, anche nel 2022 è risultato sempre abbastanza abbondante da permetterne la quantificazione (tranne a Ghiffa nel gennaio 2022). Questo, seppur mantenendo i valori nel Lago Maggiore ben al di sotto di quelli misurati in altri ambienti, indica comunque un certo grado di disturbo della comunità microbica, che potrebbe da un lato essere correlato alla specificità antropogenica dell'ultimo periodo, ma anche al cambiamento climatico in atto, e che potrebbe presagire possibili cambiamenti nella comunità batterica nei prossimi anni (Fig. 8.4).

Logicamente è necessario proseguire le analisi nei prossimi anni per affinarne la validità, e per poterne comprendere la relazione con l'inquinamento da determinanti di antibiotico resistenza.

Nel triennio 2020-2022 le seguenti pubblicazioni su riviste internazionali con peer review sono state prodotte dalla ricerca sull'antibiotico resistenza in ambito CIP AIS:

Andrea Di Cesare, Raffaella Sabatino, Tomasa Sbaffi, Diego Fontaneto, Diego Brambilla, Andrea Beghi, Franca Pandolfi, Cristina Borlandelli, Davide Fortino, Giovanni Bicca, Pietro Genoni, Gianluca Corno. 2023. Anthropogenic pollution drives the bacterial resistome in a complex freshwater ecosystem. *Chemosphere*. 1:138800.

Gianluca Corno, Timothy Ghaly, Raffaella Sabatino, Ester M Eckert, Silvia Galafassi, Michael R Gillings, Andrea Di Cesare. 2023. Class 1 integron and related antimicrobial resistance gene dynamics along a complex freshwater system affected by different anthropogenic pressures. *Environmental Pollution*. 316:120601.

Ester M Eckert, Silvia Galafassi, Marcela Bastidas Navarro, Andrea Di Cesare, Gianluca Corno. 2023. Increased similarity of aquatic bacterial communities of different origin after antibiotic disturbance. 2023. *Environmental Pollution*. 316:120568.

Andrea Di Cesare, Francesco Riva, Noemi Colinas, Giulia Borgomaneiro, Sara Borin, Pedro J Cabello-Yeves, Claudia Canale, Nicholas Cedraro, Barbara Citterio, Elena Crotti, Gianmarco Mangiaterra, Francesca Mapelli, Vincenzo Mondino, Carla Vignaroli, Walter Quaranta, Gianluca Corno, Diego Fontaneto, Ester M Eckert. 2022. Zooplankton as a Transitional Host for *Escherichia coli* in Freshwater. *Applied and Environmental Microbiology*. 88(9):e02522-21.

Ester M Eckert, Stefano Amalfitano, Andrea Di Cesare, Caterina Manzari, Gianluca Corno, Diego Fontaneto. 2020. Different substrates within a lake harbour connected but specialised microbial communities. *Hydrobiologia*. 847:1689-1704.

Andrea Di Cesare, Ester M Eckert, Camille Cottin, Agnes Bouchez, Cristiana Callieri, Mario Cortesini, Andrea Lami, Gianluca Corno. 2020. The vertical distribution of *tetA* and *intI1* in a deep lake is rather due to sedimentation than to resuspension. *FEMS Microbiology Ecology*. 96(2):fiae002.

Bibliografia

- AIFA. 2009. Rapporto sull'uso dei farmaci antibiotici nelle regioni italiane. Agenzia Italiana del Farmaco. 1:19-35.
- ARCH-Vet. 2012. Rapporto sulla vendita di antibiotici in medicina veterinaria e sul monitoraggio della resistenza agli antibiotici negli animali da reddito in Svizzera. Dipartimento federale dell'interno DFI, Ufficio federale di veterinaria UFV. 4-7.
- Bustin S.A., Benes V., Garson J.A., Hellems J., Huggett J., Kubista M., Mueller R., Nolan T., Pfaffl M.W., Shipley G.L., Vandesompele J. & Wittwer C.T. 2009. The MIQE guidelines: minimum information for publication of quantitative real-time PCR experiments. *Clinical Chemistry* 55:611–622.
- Czekalski N., Berthold T., Caucci S., Egli A. and Bürgmann H. 2012. Increased levels of multiresistant bacteria and resistance genes after waste water treatment and their dissemination into Lake Geneva, Switzerland. *Frontiers in Microbiology* 3: 106. doi: 10.3389/fmicb.2012.00106
- Czekalski N., Gascón Díez E. and Bürgmann H. 2014. Wastewater as a point source of antibiotic-resistance genes in the sediment of a freshwater lake. *The ISME Journal* 8: 1381-1390.
- Di Cesare A., Eckert E.M., D'Urso S., Bertoni R., Gillan D.C., Wattiez R., and Corno G. 2016. Co-occurrence of integrase 1, antibiotic and heavy metal resistance genes in municipal wastewater treatment plants. *Water Research* 94: 208-214.
- Di Cesare A., Eckert E.M., Teruggi A., Fontaneto D., Bertoni R., Callieri C., and Corno G. 2015. Constitutive presence of antibiotic resistance genes within the bacterial community of a large subalpine lake. *Molecular Ecology* 24: 3888-3900
- Di Cesare A., Eckert E.M., Rogora M., and Corno G. 2017. Rainfall increases the abundance of antibiotic resistance genes within a riverine microbial community. *Environmental Pollution* 226: 473-478.
- EFSA & ECDC. 2011. European Union summary report on antimicrobial resistance in zoonotic and indicator bacteria from animals and food in the European Union in 2009. *EFSA Journal* 9(7): 2154.
- FEDESA. 1999. Rapporto sull'utilizzo di antibiotici in medicina e veterinaria nell'Unione Europea. Federazione Europea della Salute Animale.

- Gillings M., Gaze W., Pruden A. et al. 2015. Using the class 1 integron-integrase gene as a proxy for anthropogenic pollution. *The ISME Journal* 9: 1269-1279.
- Hall R.M. & Stokes H.W. 1993. Integrons: novel DNA elements which capture genes by site-specific recombination. *Genetica* 90: 115-132.
- Ma L., Li A.D., Yin X.L., Zhang T. 2017. The Prevalence of Integrons as the Carrier of Antibiotic Resistance Genes in Natural and Man-Made Environments. *Environmental Science & Technology* 51(10): 5721-5728.
- SEREMI: l'utilizzo di antibiotici in ambito territoriale in Piemonte. Rapporto 2013 – 2016. A cura di Di Pietrantonj C., Finesso A., Pasqualini C., De Rosa F.G.; SeREMI - Servizio di riferimento regionale di Epidemiologia per la sorveglianza la prevenzione e il controllo delle Malattie Infettive ASL AL. ed. Regione Piemonte 2017
- Triebkorn R. & Hetzenauer H. 2012. Micropollutants in three tributaries of Lake Constance, Argen, Schussen and Seefelder Aach: a literature review. *Environmental Sciences Europe*: 24.
- Triebkorn R., Amler K., Blaha L., Gallert C., Giebner S. et al. 2013. SchussenAktivplus: reduction of micropollutants and of potentially pathogenic bacteria for further water quality improvement of the river Schussen, a tributary of Lake Constance, Germany. *Environmental Sciences Europe*: 25.

CONCLUSIONI

Il 2022 è stato un anno meno piovoso dei precedenti, con lunghi periodi caldi. Questa condizione climatica è stata rivelata dalle misurazioni, con un notevole calo delle piogge, un livello del lago basso, una portata degli immissari e del Ticino emissario bassa. Le conseguenze sono state rilevate sia nel comparto abiotico sia nel comparto biotico dell'ecosistema lago: l'omogeneizzazione della colonna d'acqua si è fermata a 70 metri, rimanendo per nove anni consecutivi entro i primi 100 metri di profondità. Le tendenze pluriennali all'aumento o alla diminuzione dei valori dei parametri fisici e chimici (e.g. pH, O₂, conducibilità, azoto, ecc.) continuano come negli anni precedenti. Per quanto riguarda le componenti biotiche, il fitoplancton segue in maniera rapida le condizioni climatiche, con cambi di abbondanza e composizione delle comunità legati ad eventi meteorologici. Lo zooplancton segue a sua volta le dinamiche del fitoplancton: è interessante per il 2022 rilevare la mancanza del picco primaverile di abbondanza di cladoceri. Non sono state viste differenze rispetto alle variazioni stagionali già individuate negli anni precedenti nella sovrapposizione di nicchia trofica tra le specie di pesci. L'analisi delle schiume ha rivelato come queste siano molto probabilmente di origine naturale e contengano un'abbondanza di nutrienti con una comunità microbica distinta da quella delle acque del lago. Le tendenze alla fluttuazione nelle abbondanze dei geni di antibiotico resistenza nelle comunità batteriche del lago continuano come gli anni precedenti, con cambiamenti dovuti soprattutto al mutato uso degli antibiotici dopo gli anni della pandemia da COVID.

ALLEGATI

Metodi di campionamento e di analisi

Unità di misura

PARAMETRI FISICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Temperatura atmosferica	T_a	[°C]
Temperatura dell'acqua	T_w	[°C]
Precipitazioni	P	[mm]
Giorni piovosi		n° giorni > 0,9 mm
Portata	Q	[m ³ s ⁻¹]
Altezza idrometrica	H	[m s.l.m.]
Trasparenza	-	[m]
Velocità vento		[m s ⁻¹]
Direzione vento		° o settore
Contenuto di calore	H_{tot} (H_{mix} ; H_{hypo})	[MJ m ⁻²]
Stabilità termica	S_t	[J m ⁻³]
Flussi di calore	-	[cal cm ⁻² d ⁻¹]

PARAMETRI CHIMICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Ossigeno disciolto	O ₂	[mg O ₂ L ⁻¹]
Fosforo totale	PT	[μg P L ⁻¹]
Fosforo reattivo	PR	[μg P L ⁻¹]
Azoto ammoniacale	N-NH ₄	[μg N L ⁻¹]
Azoto nitrico	N-NO ₃	[μg N L ⁻¹]
Azoto inorganico	Nin.	[μg N L ⁻¹]
Azoto organico	Norg	[μg N L ⁻¹]
Azoto totale	NT	[μg N L ⁻¹]
Apporti areali	-	[mg m ⁻² a ⁻¹]
Carichi	-	[t a ⁻¹]
Conducibilità elettrica specifica	-	[μS cm ⁻¹] (a 20°C)
Concentrazione idrogenionica	pH	[u]
Alcalinità totale	-	[meq L ⁻¹]
Silicati reattivi	SiO ₂	[mg Si L ⁻¹]

PARAMETRI BIOLOGICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Clorofilla-a	chl-a	[μg L ⁻¹]
Biomassa fitoplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Biomassa zooplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Densità zooplancton	-	[ind m ⁻³]
Carbonio organico totale	TOC	[mg L ⁻¹]
Particelle esopolimeriche trasparenti	TEP	[μg C L ⁻¹]
Picocianobatteri	Pcy	[cell ml ⁻¹]

ELENCO DEGLI AUTORI E COLLABORATORI

RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA

Diego Fontaneto

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza

diego.fontaneto@cnr.it

<https://publications.cnr.it/authors/diego.fontaneto>

ELENCO DEGLI AUTORI IN ORDINE ALFABETICO

Martina Austoni, Monica Beltrami, Roberto Bertoni, Giulia Borgomaneiro, Stefano Brignone, Cristiana Callieri, Marzia Ciampittiello, Gianluca Corno, Evelina Crippa, Andrea Di Cesare, Claudia Dresti, Ester M. Eckert, Andrea Fenocchi, Paola Giacomotti, Mattia Iaia, Lyudmila Kamburska, Andrea Lami, Dario Manca, Marina Manca, Aldo Marchetto, Rosario Mosello, Maurizio Odicino, Arianna Orrù, Roberta Piscia, Michela Rogora, Raffaella Sabatino, Helmi Saidi, Gabriele A. Tartari, Andrea Voccia, Pietro Volta

INDIRIZZO DI RIFERIMENTO DEGLI AUTORI

Martina Austoni

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza

martina.austoni@cnr.it

<https://publications.cnr.it/authors/martina.austoni>

Monica Beltrami

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza

monica.beltrami@cnr.it

<https://publications.cnr.it/authors/monica.beltrami>

Roberto Bertoni

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza

roberto.bertoni@irsa.cnr.it

<https://publications.cnr.it/authors/roberto.bertoni>

Giulia Borgomaneiro

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza

giulia.borgomaneiro@irsa.cnr.it

<http://www.meg.irsa.cnr.it/index.php/people/post-doc-and-research-ass/giulia-borgomaneiro>

Stefano Brignone
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
stefano.brignone@irsa.cnr.it

Cristiana Callieri
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
cristiana.callieri@irsa.cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/cristiana.callieri>

Marzia Ciampittiello
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
marzia.ciampittiello@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/marzia.ciampittiello>

Gianluca Corno
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
gianluca.corno@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/gianluca.corno>

Evelina Crippa
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
evelina.crippa@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/evelina.crippa>

Andrea Di Cesare
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
andrea.dicesare@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/andrea.dicesare>

Claudia Dresti
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
claudia.dresti@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/claudia.dresti>

Ester M. Eckert
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
estermaria.eckert@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/estermaria.eckert>

Andrea Fenocchi
Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Via
Adolfo Ferrata, 3, 27100 Pavia
andrea.fenocchi@unipv.it
<http://www-3.unipv.it/ingserv/servizi/scheda2.php?mat=031296>

Paola Giacomotti
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
paola.giacomotti@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/paola.giacomotti>

Mattia Iaia
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
mattia.iaia@irsa.cnr.it

Lyudmila Kamburska
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
lyudmila.kamburska@irsa.cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/lyudmilatorova.kamburska>

Andrea Lami
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
andrea.lami@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/andrea.lami>

Dario Manca
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
dario.manca@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/dario.manca>

Marina Manca
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
marina.manca@irsa.cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/marinamarcella.manca>

Aldo Marchetto
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
aldo.marchetto@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/aldo.marchetto>

Rosario Mosello
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
rosario.mosello@irsa.cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/rosario.mosello>

Maurizio Odicino
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
maurizio.odicino@irsa.cnr.it

Arianna Orrù
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
arianna.orrù@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/arianna.orrù>

Roberta Piscia
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
roberta.piscia@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/roberta.piscia>

Michela Rogora
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
michela.rogora@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/michela.rogora>

Raffaella Sabatino
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
raffaella.sabatino@irsa.cnr.it
<http://www.meg.irsa.cnr.it/index.php/people/post-doc-and-research-ass/raffaella-sabatino>

Helmi Saidi
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
helmi.saidi@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/helmi.saidi>

Gabriele A. Tartari
Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
gabriele.tartari@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/gabriele.tartari>

Andrea Voccia

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
andrea.voccia@irsa.cnr.it

Pietro Volta

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA),
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza
pietro.volta@cnr.it
<https://publications.cnr.it/authors/pietro.volta>