

Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere



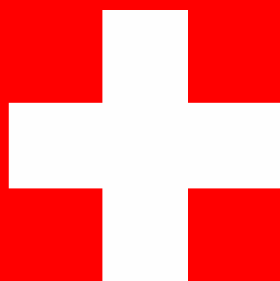
PROGRAMMA TRIENNALE 2019-2021

CAMPAGNA 2019

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

a cura di
Michela Rogora

Verbania, 2020



ISSN: 1013-8099

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore
Aspetti limnologici

Programma triennale 2019 – 2021
Campagna 2019

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto di Ricerca sulle Acque
Sede di Verbania Pallanza

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

CNR IRSA. Sede di Verbania. 2020 Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2019-2021. Campagna 2019. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 110 pp.

SOMMARIO

DEDICA.....	5
INTRODUZIONE.....	5
Executive summary.....	6
Inquadramento geografico e stazioni di campionamento.....	8
Unità di misura.....	9
1. INDAGINI SUL CAMBIAMENTO CLIMATICO NELL'AREALE DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO DATI METEOROLOGICI, IDROLOGICI E SUI FENOMENI ESTREMI.....	10
1.1 Pluviometria e idrologia	10
1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi	20
2. EVOLUZIONE DEL REGIME DI MESCOLOMENTO E DELLA DINAMICA DEI NUTRIENTI ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO NUMERICO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO DEL LAGO MAGGIORE.....	23
2.1. Aggiornamento serie storiche	23
2.2. Calibrazione del modello ecologico-idrodinamico GLM/AED2	31
3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI	37
3.1 Acque lacustri	38
3.2 Tributari ed emissario.....	51
4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI	62
4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici.....	62
4.2. Variazioni della biomassa algale.....	67
4.3 Metabarcoding	69
5. INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE	71
5.1 Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili	71
5.2. Barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA ...	77
6. CARBONIO ORGANICO TOTALE (TOC), SUA COMPONENTE MUCILLAGINOSA (TEP), CLOROFILLA E PICOCIANOBATTERI	86
6.1. TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	86
6.2. TEP (Transparent Exopolymeric Particles) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	87

6.3. Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale	90
7. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE	96
7.1. Premessa.....	96
7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica	96
7.3 Discussione e conclusioni	98
8. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	100
8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore	100
8.2. Stato di avanzamento 2020	105
9. SINTESI E CONCLUSIONI	108
ELENCO DEGLI AUTORI.....	110

DEDICA

Questo rapporto è dedicato a Mario Contesini, collaboratore tecnico presso il CNR IRSA di Verbania, scomparso prematuramente nel marzo 2020. Mario per tanti anni ha dato il suo prezioso contributo alle campagne limnologiche CIPAIS e a tante altre attività di ricerca dell'Istituto.

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 2019 per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). Il 2019, che costituisce il primo anno del nuovo programma di ricerche (2019-2021), 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, considerando gli aspetti meteo-climatici, 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 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;
- evoluzione del regime di mescolamento del lago e delle dinamiche dei nutrienti attraverso un approccio modellistico;
- struttura delle associazioni fito e zooplantoniche e loro modificazioni in relazione a fattori di controllo trofici e climatici, anche mediante l'utilizzo di metabarcoding molecolare;
- analisi dell'evoluzione temporale di ulteriori importanti indicatori di qualità delle acque quali carbonio organico totale (TOC), sua componente mucillaginosa (TEP), clorofilla e picocianobatteri;
- caratterizzazione tassonomica e funzionale della comunità ittica, in particolare per ciò che concerne la sovrapposizione della nicchia trofica tra le specie ittiche principali;
- analisi della presenza e distribuzione di batteri antibiotico-resistenti nelle acque lacustri.

Executive summary

The present report describes the results of the limnological campaign carried on Lake Maggiore in 2019 by the CNR Water Research Institute for the International Commission for the Protection of Italian-Swiss Waters (CIPAIS). This activity is part of the 3-year research program (2019-2021) which contains both long-term studies continuing researches 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 2019 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 2019 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 phyto- and zooplankton communities and their changes in response to trophic and climatic drivers, concomitantly assessed by traditional organisms enumeration and by metabarcoding;
- the temporal variations of water quality indicators such as total organic carbon (TOC), transparent exopolymeric particles (TEP), chlorophyll-*a*, and picocyanobacteria;
- the taxonomic and functional characterisation of the fish community, with a specific focus on the trophic niche overlap of the most important species;
- the presence and distribution of antibiotic resistant genes (ARGs) in the lake.

The year 2019 was characterised by above-average precipitation (1930 mm as the total amount on the lake watershed), mainly in Autumn. Consequently, discharge of the main tributaries were well above the long-term average values, especially between October and December, when the level of the water in the lake level increased, and almost reaching the level defined for ordinary flooding.

The maximum mixing depth of the lake in 2019 was around at 80 m depth (in March), similar to the values recorded in the previous years. Limited mixing depth is, indeed, a consequence of the lake warming and of the mild weather conditions in Winter. The lack of a complete (or, at least, of a deep) turnover is causing oxygen depletion and accumulation of nutrients, mainly phosphorus, in deep waters (below 200 m depth), even though in 2019 a slight increase of deep-water oxygen was detected. Overall, nutrient concentrations confirmed the oligotrophic status of the lake and the stability of the catchment loads: inputs of phosphorus from the main tributaries was below 200 t P y⁻¹ in 2019.

Chlorophyll level and algal biovolume were fairly stable with respect to the previous years and diatoms, chlorophytes and cyanophytes were confirmed as the dominant phytoplankton groups. A “typical” succession occurred over the year, with diatoms steadily overrunning other groups promoting the peaks in biomass recorded in Spring (March-April) and Summer (June-July). An earlier than usual diatom spring peak occurred in 2019, most possibly due to favourable meteorological conditions: beside mild temperatures, also nutrient inputs due to heavy rainfalls in Spring may have played a role. Growth of cyanobacteria in Summer can also be considered as a consequence of the high water temperature.

In 2019 the average abundance of the total zooplanktonic community increased by 35% with respect to the period 2016-18, mainly due to an increment in number of rotifers and cyclopoids. From the taxonomic point of view, the second part of the year was characterised by the large presence of *Diaphanosoma brachyurum*, which is usually associated with warm and stratified waters, thus confirming that the zooplanktonic community is also affected by the thermal and hydrodynamic conditions of the lake.

In 2019 the study of metabarcoding of phytoplankton and zooplankton has been started. However, due to delays caused by the restrictions imposed in early 2020 by the pandemic, results are not available yet.

In 2019, a comparative study between the reference station Ghiffa, located at the point of maximum depth, and the station of Pallanza in the Borromeo Basin was started. No significant differences were found as regards nutrient concentrations, while TOC showed slightly different levels and distribution, with concentrations uniformly higher along the water column at the Pallanza site. TEP values confirmed a tendency towards higher values in recent years; particularly high concentrations were measured in the lake in September, together with widespread presence of foam on the surface of the lake. A peak in the number of picocyanobacteria was also found just before the TEP maximum, suggesting a possible role of picocyanobacteria in the production of mucilaginous substances.

The investigations on the overlap of the ecological niche among the main fish species in Lake Maggiore showed in 2019 a higher overlap in Summer for all species, indicating a similar diet in terms of both, food quality and quantity. Captured fish were probably at the same depth during the feeding phase or they fed on a prey (zooplankton) homogeneously distributed along the water column.

Research on antibiotic resistance genes (ARGs) in Lake Maggiore were enlarged in 2019 to the quantification of the class 1 integron genes (*intI1*), a proxy of anthropogenic pollution. *intI1* usually showed low values, suggesting a limited anthropogenic impact; however, further analyses are needed to confirm these results. The data gathered in 2019 confirmed the presence of a relevant number of ARGs but also a slight tendency towards a decreasing contamination in the littoral zone and a decreasing presence of genes directly related to human and veterinary health care, suggesting a better or minor use of antimicrobials. The results overall also confirmed the role of the lake as a long-term reservoir of antibiotic resistances.

Altogether the results of the Lake Maggiore campaign 2019 confirmed some trends in which meteo-climatic factors play a more and more important role. Results also point the needs for in-depth, high frequency studies, based on innovative approach, to identify and better understand processes and phenomena, which could potentially harm water quality and its use.

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:

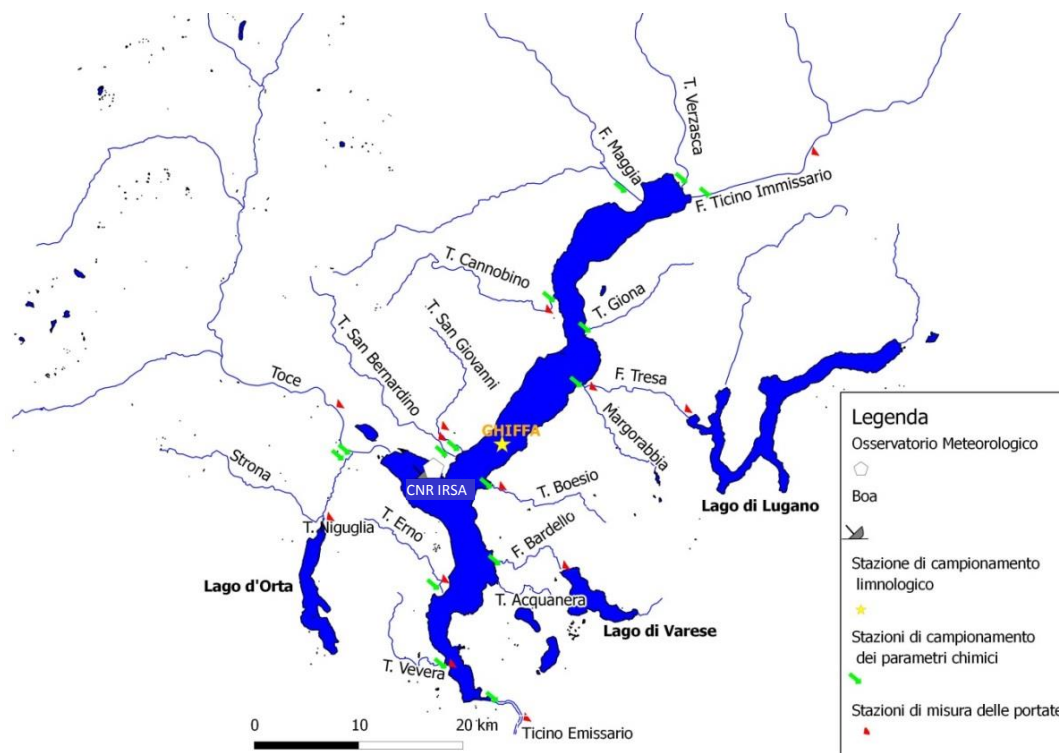
UTM WGS84 32T 463640 5082850

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Quota media del lago	194 m s.l.m.	Prof. criptodepressione	176 m
Lunghezza del thalweg	66 km	Volume	37,502 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)2	6.599 km ²	Rapporto fra aree del bacino imbrifero e del lago	31,1



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- <i>a</i>	chl- <i>a</i>	[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]

1. INDAGINI SUL CAMBIAMENTO CLIMATICO NELL'AREALE DEL LAGO MAGGIORE ATTRAVERSO DATI METEOROLOGICI, IDROLOGICI E SUI FENOMENI ESTREMI

Marzia Ciampittiello, Helmi Saidi, Claudia Dresti e Dario Manca

1.1 *Pluviometria e idrologia*

Questo è il primo anno del nuovo programma triennale 2019-2021 per quanto riguarda le indagini sul cambiamento climatico e sull'evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi. All'interno del nuovo programma si approfondiranno le analisi e le valutazioni sull'evoluzione meteo-climatica dell'areale del Lago Maggiore, tenendo conto delle piogge, della temperatura dell'aria e del vento, parametro analizzato solo recentemente. Si cercherà di definire più in dettaglio l'andamento temporale (annuale e stagionale) dei principali parametri meteorologici quali la pioggia, la temperatura dell'aria e il vento, l'intensità, la frequenza e distribuzione spaziale degli eventi estremi di pioggia, la frequenza e la durata degli eventi siccitosi e il riflettersi di tali condizioni sulle portate dei principali immissari a lago e sulle fluttuazioni del livello lacustre.

Gli approfondimenti delle analisi sul cambiamento climatico in atto forniscono soprattutto indicazioni sulla disponibilità della risorsa, in particolare per gli ecosistemi fluviali e lacustre, e per le attività antropiche quali approvvigionamento idropotabile, utilizzo agricolo, idroelettrico/industriale e attività turistico-ricreative. La valutazione di tutti i parametri che concorrono alla definizione del cambiamento climatico in atto è propedeutica inoltre, per le valutazioni ecologiche e qualitative degli ambienti fluviali e lacustre del bacino del Lago Maggiore e per gli obiettivi di qualità che si vogliono raggiungere e/o preservare.

1.1.1. *Piogge*

I dati di precipitazione, per l'anno 2019, 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. Inoltre, a causa dell'emergenza COVID-19 in corso, non tutti i dati di tutte le stazioni sono ad oggi disponibili. I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in Tabella 1.1 insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-18 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2019 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in Figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2019. 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	300	25	165	225	112	92	52	122	35	401	336	124	1989
AIROLO	Ticino immissario	1139	43	44	105	315	57	280	47	262	61	417	340	198	2169
PIOTTA	Ticino immissario	990	39	28	82	290	43	239	56	292	79	292	279	125	1844
FAIDO	Ticino immissario	747	26	32	80	227	53	215	63	161	66	297	266	149	1635
Acquarossa/COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	12	46	64	160	43	173	114	204	50	160	242	124	1392
BIASCA	Ticino immissario	278	11	53	61	155	69	182	109	272	63	243	293	171	1682
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	31	80	94	243	117	243	85	287	106	289	312	168	2055
MESOCOCO	Ticino imm.-Moesa	830	21	54	57	239	85	203	90	243	65	237	285	134	1713
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1315	10	48	58	199	102	258	101	291	108	212	291	150	1828
GRONO	Ticino imm.-Moesa	324	8	52	44	193	65	195	122	243	95	186	303	142	1648
BELLINZONA	Ticino immissario	225	8	51	48	166	86	114	95	298	97	229	312	173	1677
MAGADINO (Aeroporto) /Cadenazzo	Lago Maggiore	203	6	52	63	214	99	120	126	373	103	289	378	227	2050
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	199	3	27	55	404	115	83	94	291	107	285	485	222	2171
CIMETTA	Lago Maggiore	1661	11	37	60	246	107	106	85	235	147	294	298	156	1782
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	367	5	44	67	230	90	105	78	294	88	308	370	189	1868
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	7	47	74	314	106	96	76	268	126	415	493	261	2283
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	932	15	41	66	176	72	84	-	-	36	174	-	105	770
GNOSCA	Ticino immissario	247	9	45	44	153	87	117	114	297	67	194	274	141	1542
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	7	61	53	177	106	117	107	266	122	239	285	165	1704
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	57	58	136	305	137	385	116	369	155	337	471	266	2790
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775	50	30	77	229	62	227	90	245	102	292	258	138	1801
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698	27	40	95	259	93	269	87	261	97	269	366	180	2043
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	930	23	37	80	184	74	227	56	233	81	203	321	149	1668
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	1	48	74	301	156	91	64	285	119	493	471	238	2341
@ PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	5	10	41	81	63	233	70	190	52	353	43	41	1181
L. TOGGIA	Toce	2200	38	23	86	182	73	203	57	219	73	265	266	139	1624
L. SABBIONE	Toce	2462	12	26	39	129	35	168	68	162	44	274	225	74	1256
L. MORASCO	Toce	1820	40	33	87	226	73	216	51	214	47	301	275	142	1705
L. VANNINO	Toce	2183	19	37	65	248	61	228	70	292	59	398	292	127	1896
@ CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	5	20	45	293	90	179	96	167	40	304	346	117	1703
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	2	17	43	342	54	133	62	98	44	339	444	152	1731
DOMODOSSOLA	Toce	240	5	33	48	340	79	123	67	110	44	328	464	166	1807
CODELAGO	Toce-Devero	1800	27	29	88	296	63	183	74	201	34	347	269	169	1780
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	27	30	81	344	66	235	81	221	43	419	331	184	2062
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	17	31	64	221	71	202	105	204	32	341	348	166	1802
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1465	35	23	59	218	31	185	65	51	31	264	286	119	1367
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	51	30	78	289	69	260	102	177	42	380	350	192	2020
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	7	27	63	297	92	149	99	94	40	397	384	128	1776
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	13	28	51	471	89	185	122	180	85	478	423	179	2304
PONTETTO	Toce-Isorno	348	5	25	46	308	55	174	67	94	36	285	386	128	1609
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	4	18	42	417	66	181	116	125	75	361	424	147	1977
@ Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	1	14	26	117	118	275	77	199	51	591	54	49	1573
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	5	24	52	428	67	181	99	158	52	542	456	176	2240
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	5	27	30	293	72	200	145	147	73	191	319	123	1625
@ ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	7	28	43	271	87	193	134	157	49	393	119	140	1621
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2316	9	6	22	164	47	-	96	-	40	178	177	89	
L. CAMPLICCIOI	Toce-Ovesca	1364	5	26	40	355	59	144	123	80	52	361	223	160	1628

Continuazione Tab 1.1

@	MACUGNAGA (P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	5	9	14	52	47	107	111	98	65	133	10	24	676
	MACUGNAGA (Fornarelli)	Toce-Anza	1185													
	CEPPO MORELLI (Alpe Colla)	Toce-Anza	1995	3	23	29	245	111	164	96	107	66	326	142	79	1390
	ANZINO	Toce-Anza	669	1	19	46	350	72	110	93	135	56	399	412	126	1819
	SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	9	32	67	621	130	92	112	281	91	710	683	258	3086
	OMEGNA	Toce-Strona	298	9	31	61	302	125	105	120	268	107	461	500	280	2369
@	MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	12	33	57	213	156	50	62	230	65	316	404	309	1906
@	MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	4	27	71	312	141	139	151	247	98	555	518	295	2556
	ROBIEI	Maggia	1910	60	52	123	385	144	289	119	308	123	576	598	293	3070
	CEVIO	Maggia	417	13	34	70	335	63	276	101	156	77	380	410	167	2082
	BOSCO GURIN	Maggia	1486	29	32	81	344	84	238	103	186	114	371	407	175	2164
@	MOSOGNO	Maggia	771	8	37	68	494	87	237	90	308	150	396	460	203	2538
@	CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226	56	4	101	308	236	286	89	218	109	499	366	200	2472
	CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	13	36	76	302	78	258	75	150	97	297	399	160	1939
	PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	23	35	99	279	91	172	59	211	90	380	380	183	2001
	SAMBUCO DIGA	Maggia	1460	36	44	99	310	70	228	69	219	102	304	398	163	2042
	FUSIO (Fusio Paese)	Maggia	1300	22	34	84	303	82	230	94	213	100	317	371	141	1991
	MAGGIA	Maggia	327	5	41	70	299	79	160	82	312	84	355	380	204	2071
	PALAGNEDRA	Maggia	498	3	38	63	484	67	210	96	248	104	431	463	215	2421
	CAMEDO (Camedo Paese)	Maggia	550	5	28	66	540	84	262	129	291	144	463	478	228	2718
	SONOGNO	Verzasca	913	13	51	76	283	91	233	144	266	150	306	410	193	2216
	AROSIO	Tresa	860	12	52	70	187	92	83	87	335	85	279	420	235	1938
	ISONE	Tresa	810	8	58	60	252	119	133	139	511	130	253	384	245	2291
	LUGANO	Tresa	273	7	50	53	170	75	120	57	283	65	236	362	199	1677
	CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	15	57	82	224	125	94	127	379	89	341	426	252	2211
	PONTE TRESA	Tresa	274	12	45	55	191	76	64	75	265	62	245	466	240	1796
	STABIO	Tresa	353	17	47	53	214	112	42	44	130	64	226	422	236	1607
	MENDRISIO	Tresa	290	8	45	60	192	131	60	33	153	71	211	406	209	1580
	CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	4	42	66	431	99	196	107	218	139	541	551	285	2679
@	CANNOBIO	Cannobino	220	5	37	68	247	100	85	66	269	87	343	455	259	2021
@	MOTTAC	S. Bernardino	1695	7	24	40	420	134	180	103	201	126	578	264	213	2291
@	CICOGNA	S. Bernardino	770	19	41	79	488	141	191	90	220	117	567	555	319	2828
@	UNCHIO	S. Bernardino	283	13	39	60	331	104	139	56	224	110	429	497	280	2283
	PIANCAVALLO	S. Giovanni	1240													
	MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	11	37	68	411	89	3	-	-	-	436	520	196	1770
@	CANDOGLIA	Toce	201	9	28	48	325	94	116	63	206	66	544	448	225	2172
	PALLANZA	Lago Maggiore	211	14	41	69	343	91	130	73	248	112	412	544	301	2377
	CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	10	27	46	190	116	47	15	113	29	216	403	226	1437
	GAVIRATE	Bardello	284	11	28	42	144	71	19							
	VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	10	39	48	156	138	79	60	107	46	214	417	247	1561
	AZZATE	Bardello	320	11	42	46	154	131	63	41	85	69	183	361	212	1397
@	SOMERARO	Lago Maggiore	470	13	40	67	323	109	103	116	269	90	430	489	347	2394
	MIORINA	Ticino emissario	195	7	39	33	195	118	30	64	85	54	223	368	214	1430
			2019	15	36	63	277	91	165	88	220	81	341	368	185	1930
			1978-18	75	65	100	166	203	159	135	157	173	187	158	77	1655
			1921 - 1977	63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

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

In attesa della completa validazione dei dati del 2019, si può dire che in quest'anno mediamente, all'interno del bacino imbrifero del Lago Maggiore, sono caduti 1930 mm. Tale valore risulta essere al di sopra delle medie di riferimento (1978-2017 e 1921-1977) con 36 stazioni su 85 (42%) caratterizzate da piogge superiori ai 2000 mm e con 59 stazioni su 85 (69%) con piogge superiori ai 1700 mm. Solo 10 stazioni hanno fatto registrare piogge inferiori ai 1500 mm. Le maggiori precipitazioni si sono registrate a Sambughetto e Robiei con, rispettivamente, 3086 e 3070 mm. Le precipitazioni minori si sono registrate a Macugnaga Passo Moro (676 mm), Pian dei Camosci (1181 mm) e al lago Sabbione (1256 mm).

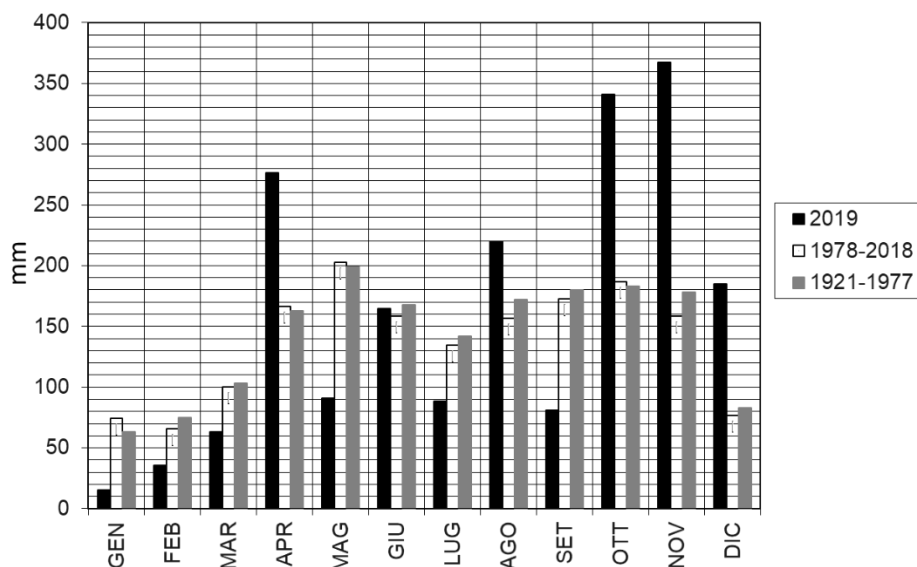


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge (mm) per l'anno 2019 e periodi di riferimento (1978-2018 e 1921-1977) a confronto.

Dalla figura 1.1 si nota come le piogge del 2019 si siano distribuite durante l'anno, in particolare si notano piogge inferiori ai periodi di riferimento da gennaio a marzo, piogge elevate ad aprile, quasi il doppio dei periodi di riferimento, ancora piogge inferiori alla media pluriennale nei mesi di maggio, luglio e settembre. Si può invece notare un aumento delle piogge nei mesi di agosto e negli ultimi tre mesi dell'anno, con, in questi ultimi, un aumento delle piogge di circa il doppio rispetto alle medie pluriennali. In particolare, ad ottobre si sono registrate punte di 220 mm in un solo giorno (a Sambughetto) e più di 400 mm in media in 5 giorni. Le piogge di novembre si sono distribuite maggiormente durante quasi tutto il mese e quelle di dicembre invece, verso la seconda metà del mese.

Per contro nel mese di gennaio è caduto solo il 20%, a maggio il 45% e a settembre il 46% delle piogge che cadono mediamente in questi mesi. A febbraio, marzo e luglio le piogge sono risultate inferiori rispetto alle medie pluriennali, intorno al 60%.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle piogge, in Fig. 1.2 sono riportate le isoiete dell'anno 2019, calcolate per tutto il bacino imbrifero del Lago Maggiore. Sono molto evidenti quattro nuclei ad elevate precipitazioni nell'alta valle della Maggia e del Ticino, nell'alta valle Strona e nell'alto Verbano-Valgrande.

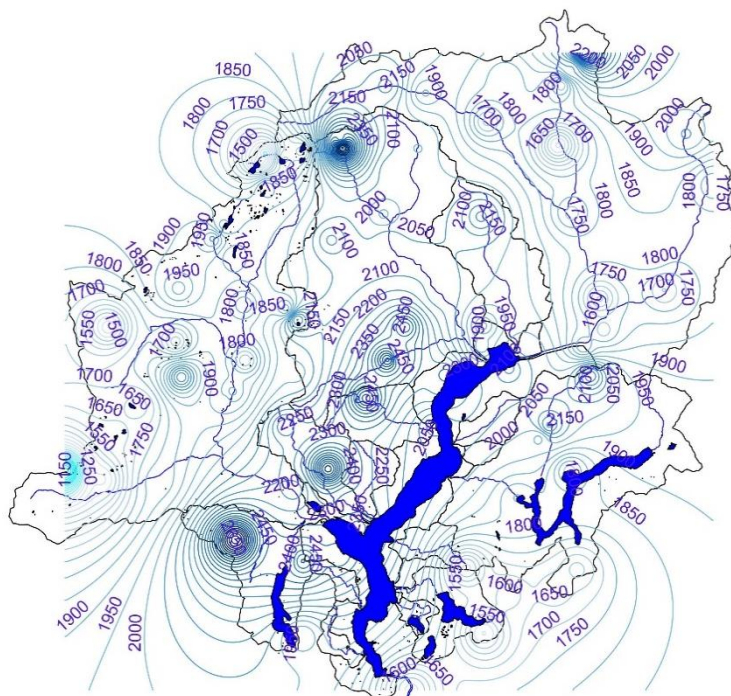


Fig. 1.2. Isoiete del bacino imbrifero del Lago Maggiore (mm) per l'anno 2019.

Per quanto riguarda l'andamento stagionale delle piogge, è evidente dalla Fig. 1.3 che, rispetto ai periodi di riferimento, solo l'estate ha fatto registrare piogge inferiori alla media (64%), l'inverno intorno alla media (94%), la primavera al di sopra della media (114%) e l'autunno molto al di sopra della media (130%).

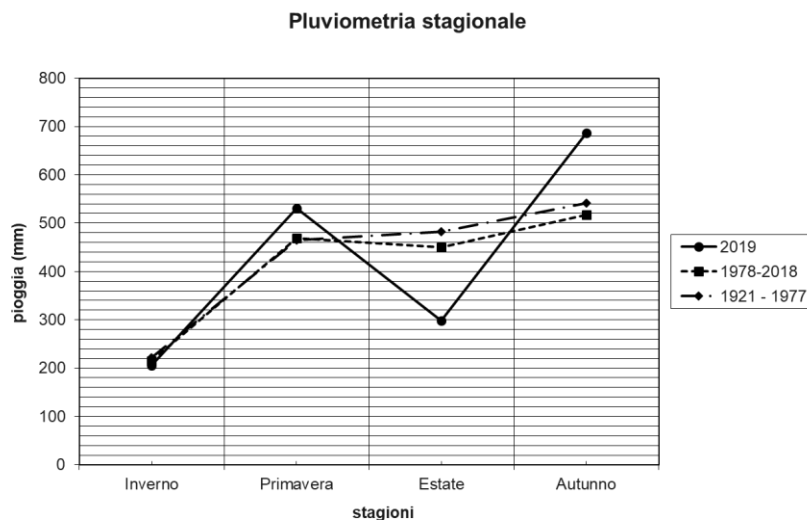


Fig. 1.3. Andamento stagionale delle piogge (mm) per l'anno 2019 e periodi di riferimento (1978-2018 e 1921-1977) a confronto.

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 2019, attraverso le reti di rilevamento del CNR IRSA, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna (UFAM), dei Consorzi del Ticino e del Bardello e di ARPA Piemonte, sono riportati in Tabella 1.3.

Non sono ancora stati ripristinati gli strumenti sui corsi d'acqua San Giovanni, San Bernardino, Erno, Vevera e Margorabbia. I dati di portata del Torrente Boesio sono in fase di validazione.

Tab. 1.2. Lago Maggiore 2019. 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	Oiemonte	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

I dati di portata disponibili per l'anno 2019 indicano per tutti i corsi d'acqua valori medi annuali inferiori a quelli dei periodi di riferimento, ad eccezione del Ticino Immissario, del Toce e del Ticino Emissario. I valori massimi si sono registrati principalmente a novembre per Cannobino, Toce, Tresa, Ticino Emissario, a giugno per il Ticino Immissario, a dicembre per il Niguglia e a gennaio per il Bardello. Il secondo massimo annuale si è posizionato in modo molto variabile tra marzo e dicembre.

I valori minimi si sono registrati principalmente nella prima parte dell'anno tra gennaio e marzo, in particolare a gennaio per Cannobino e Bardello, a febbraio per il Toce, a marzo per Ticino Immissario, Niguglia e Ticino Emissario e a luglio per la Tresa. I secondi minimi sono sempre stati registrati tra gennaio e marzo, tranne che ad aprile per il Bardello e a luglio per il Cannobino.

Considerando la quantità e distribuzione delle piogge durante l'anno si può dire che non tutti i corsi d'acqua hanno risposto alle piogge di aprile, mentre le elevate precipitazioni di ottobre, novembre e dicembre hanno di fatto aumentato le portate dell'ultima parte dell'anno in tutti i corsi d'acqua ad eccezione del Bardello.

Tab. 1.3. Portate medie mensili e annue del 2019 e dei periodi di riferimento.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2019 *	37,16	32,81	29,53	65,86	63,92	149,19	77,11	85,37	43,96	93,51	91,43	77,19	70,71
	1978-18	33,38	31,91	36,65	56,68	108,64	118,10	88,51	63,67	65,61	72,61	62,29	37,84	64,82
	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	2019 *	0,43	0,43	0,85	11,23	2,35	2,17	0,58	1,52	1,69	11,89	12,42	8,85	4,54
	1978-10	2,63	2,61	4,77	8,67	10,52	6,79	4,82	4,64	7,39	8,92	6,45	4,10	6,17
S. GIOVANNI	2019 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2019 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2019 *	32,19	29,85	34,71	91,77	70,20	149,31	78,60	50,78	39,97	84,22	188,37	75,65	77,08
	1978-18	28,67	27,51	35,38	63,56	118,39	119,22	81,55	59,71	62,62	74,18	68,03	34,81	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	2019 *	1,29	0,99	0,93	2,41	3,27	1,67	-	-	1,24	4,91	9,57	9,96	3,75
	1978-18	2,67	2,21	3,12	5,25	7,13	5,69	3,45	2,27	2,85	5,89	5,24	3,43	4,06
	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	2019 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2019 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2019 *	2,28	0,34	1,58	0,24	0,42	0,48	0,41	0,11	0,11	0,27	0,97	-	0,37
	1978-18	2,68	2,38	2,57	2,87	3,90	3,51	2,36	1,33	1,96	2,52	2,78	2,44	2,61
	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	2019 *	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	1978-18	1,21	0,99	1,36	1,96	2,27	1,73	1,30	1,02	1,45	1,99	1,79	1,11	1,50
MARGORABBIA	2019 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	2019 *	6,86	6,98	7,77	18,93	20,00	15,05	6,03	18,27	13,88	24,74	62,69	53,17	21,24
	1978-18	15,03	13,31	17,21	28,73	39,29	30,73	21,64	15,92	18,96	25,99	27,94	17,48	22,67
	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.	2019 *	163,50	150,50	114,80	281,70	288,70	480,50	299,40	270,70	225,90	424,80	570,20	517,00	316,20
	1978-18	154,95	151,04	182,62	293,83	467,52	433,27	338,57	255,57	255,14	343,86	286,99	186,37	280,46
	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

- dato mancante

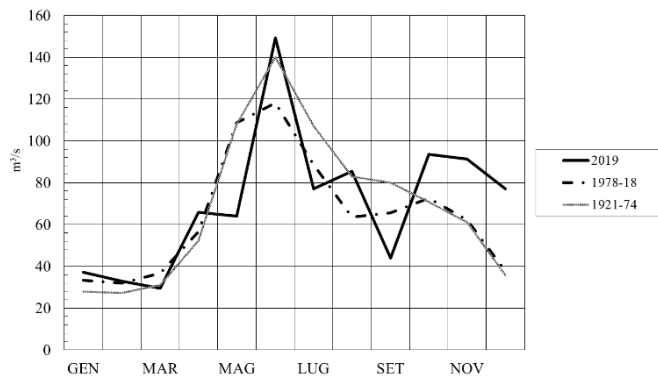
(*) dato in attesa di validazione

dato parziale

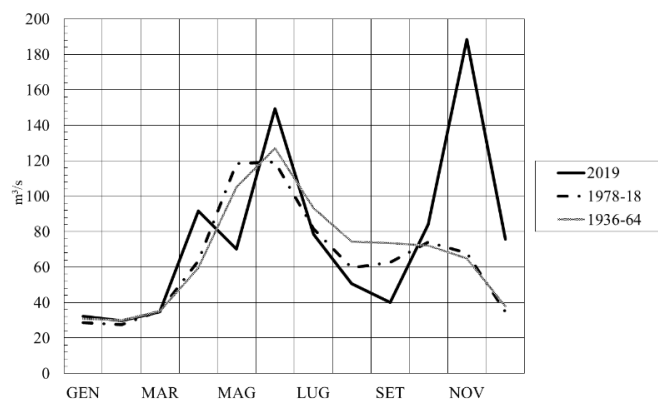
dato ricostruito

Le maggiori portate mensili registrate (ottobre, novembre e dicembre), rispetto alle medie di riferimento risultano superiori mediamente del 60% con in alcuni casi superiori anche di più del doppio rispetto alle medie pluriennali dello stesso periodo. Nelle Figure 1.4 a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino Immissario, del Toce e del Ticino Emissario. Risultano evidente in tutti e tre i corsi d'acqua i picchi elevati di giugno e novembre e le poche portate di inizio anno e del mese di settembre.

a)



b)



c)

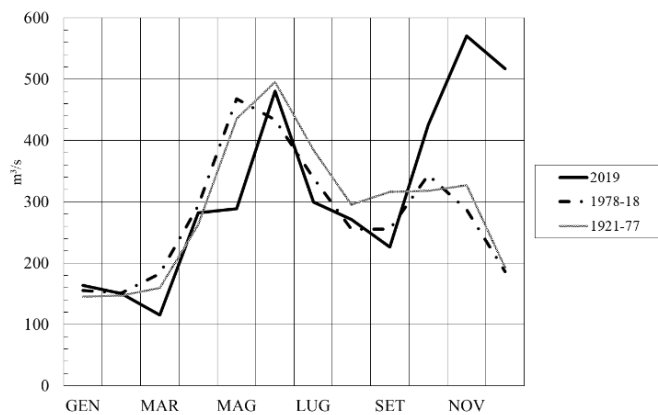


Fig. 1.4 a,b,c. Lago Maggiore 2019. Regime delle portate (m³/s): a) Ticino Immissario, b) Toce, c) Ticino Emissario.

1.1.3. Livello Lago

L'andamento dei livelli del lago nel 2019 (Fig. 1.5) è stato condizionato sia dalle scarse piogge dei primi mesi dell'anno e dalle abbondanti piogge degli ultimi mesi, sia dalla quota di regolazione del periodo 15 marzo-15 settembre che è stata di 194,36 m s.l.m..

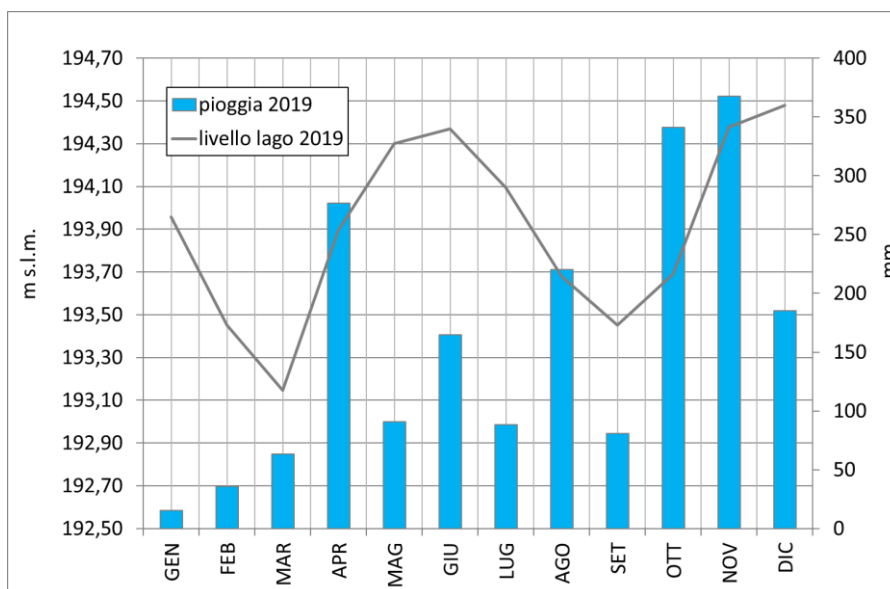


Fig. 1.5. Andamento dei livelli del lago per il 2019 (linea grigia) in relazione alle piogge registrate nell'intero bacino per lo stesso anno (barre azzurre).

Rispetto al periodo di riferimento 1952-2018, nel 2019 il livello del lago si è posizionato al di sopra di tale livello da aprile ad agosto e da fine ottobre a dicembre.

Considerando però l'innalzamento artificiale del periodo primaverile-estivo, si può dire che solo i primi mesi dell'anno e gli ultimi danno un'idea effettiva della risposta dei livelli del lago rispetto alle piogge e di come essi si sono posizionati rispetto ai valori storici di riferimento.

Per quanto riguarda la regolazione primaverile-estiva attuata dal 2015 (Fig. 1.6) va segnalato che nel 2019 si è innalzato il livello fino ad un nuovo valore pari a 194,36 m s.l.m. Nella figura 1.6 si riportano quindi i valori storici pre-sperimentazione (1952-2014), i livelli degli anni di sperimentazione 2015-2018 e i livelli del 2019. Rispetto ai tre periodi di riferimento il livello del 2019 si pone molto al di sotto nei primi tre mesi dell'anno e poi grazie alle piogge di aprile ha aumentato il suo livello fino al nuovo limite di regolazione (194,36 m s.l.m.) mantenuto poi fino a giugno. Da luglio a ottobre per le richieste di valle, e per le scarse piogge di settembre il livello ha continuato a scendere fino alle piogge abbondanti degli ultimi tre mesi quando è aumentato fino a superare di molto i livelli di riferimento, arrivando vicino alla quota di esondazione (195,5 m s.l.m. al lungolago di Pallanza) il 25 novembre con 195,06 m s.l.m.

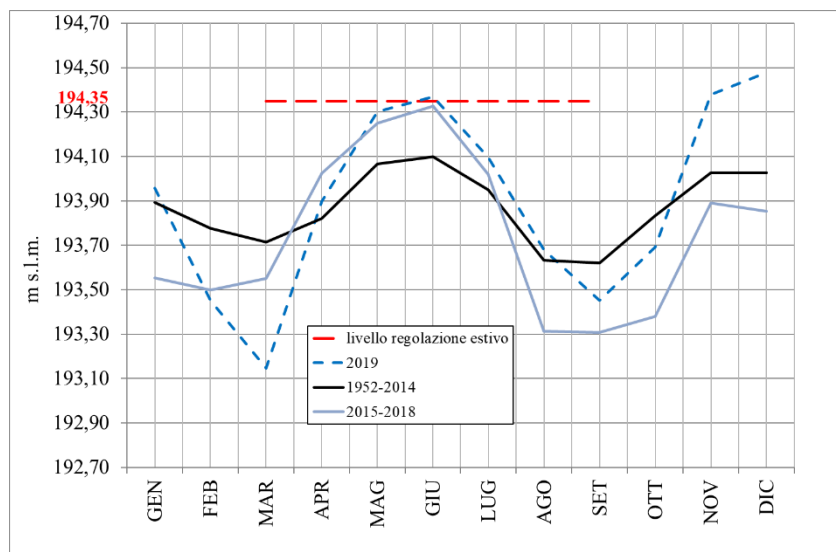


Fig. 1.6. Andamento del livello del lago per gli anni pre-sperimentazione 1952-2014 (linea nera), per gli anni della sperimentazione 2015-2018 (linea azzurra), anno 2019 (linea azzurra tratteggiata) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.

1.1.4. Temperatura dell'aria

Da quest'anno si analizzeranno anche i dati di temperatura dell'aria registrati in diverse stazioni distribuite all'interno del bacino del Lago Maggiore e alla fine dei tre anni si verificheranno gli andamenti e l'evoluzione rispetto ai valori storici. In figura 1.7 sono riportate le temperature medie annuali per l'anno 2019.

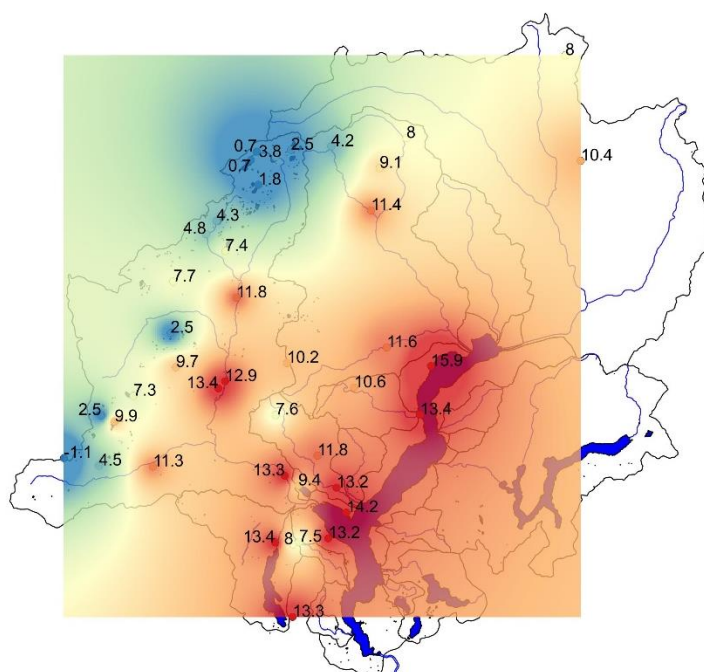


Fig. 1.7. Distribuzione spaziale delle temperature medie annuali all'interno del bacino del Lago Maggiore per l'anno 2019.

Il mese più freddo è stato gennaio con una temperatura media su tutto il bacino di -0,7 °C, ma si sono registrati valori medi mensili di -11,3 °C a Macugnaga Passo Moro e -9,5°C a Pian dei Camosci. Il secondo mese più freddo è stato dicembre con una media di bacino di 1,8 °C. Il mese più caldo è stato luglio con un valore medio di bacino pari a 18,4 °C ma con valori medi mensili che hanno raggiunto i 27 °C a Verbano Centrale e 25,2 °C a Pallanza. Il secondo mese più caldo è stato giugno con un valore medio pari a 16,6°C.

1.2 Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

Si continua l'analisi del vento e dei fenomeni estremi per approfondire le conoscenze dell'evoluzione climatica dell'areale del Lago Maggiore.

1.2.1 Vento

Per quanto riguarda il vento in tabella 1.4 si riportano i valori medi annuali e la raffica massima per l'anno 2019 per le stazioni di Domodossola, Macugnaga Passo Moro, Mottarone, Formazza Pian dei Camosci, Lago Paione e Pallanza.

Tab. 1.4. Velocità media e raffica del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2019.

Stazione	Quota m s.l.m.	Velocità media m/s	Direzione prevalente	Raffica massima m/s	Direzione prevalente
Pallanza	211	1,8	WNW	33,2	WNW
Domodossola	252	1,0	N	15,3	N
Lago Paione	2269	2,1	NE	37,0	NE
Macugnaga	2820	3,2	SSW	32,3	SSW
Mottarone	1491	3,5	N	31,5	N
Pian Camosci	2450	2,8	NE	27,5	NE

I dati di Macugnaga Passo Moro e del Lago Paione sono discontinui a novembre e dicembre e quelli relativi alla sola direzione non sono continui e completi in nessuna stazione. La velocità media è molto variabile da stazione a stazione, a Pallanza l'80% dei valori è compreso tra 1-2,5 m/s, a Domodossola il 63,8% dei valori è compreso tra 0-0,9 m/s e il 31,4% tra 1-2,5 m/s, al Lago Paione il 46,6% è compreso tra 1-2,5 m/s e il 38,3% tra 2,6-5 m/s, a Macugnaga Passo Moro il 53,1 % tra 2,6-5 m/s e il 44,2% tra 1-2,5 m/s, a Mottarone il 47% tra 2,6-5 m/s e il 40,8% tra 1-2,5 m/s, a Formazza Pian dei Camosci il 57,9% tra 1-2,5 m/s e il 39,8% tra 2,6-5 m/s. Per quanto riguarda le raffiche in tre stazioni la maggior parte dei valori registrati sono stati superiori ai 10 m/s, in particolare al Lago Paione il 67%, a Macugnaga il 62% e a Pian dei Camosci il 59,9%. Le raffiche a Pallanza sono state per il 33,5% tra i 2,6-5 m/s, il 30,2% tra 5,1-7,5 m/s e solo il 19% > 10 m/s. A Domodossola il 49,2% è stato tra 2,6-5, il 18,9% tra 5,1-7,5 e solo il 13% > 10 m/s. A Mottarone il 41% > 10 m/s e il 31,5% tra 5,1-7,5 m/s.

Le direzioni prevalenti sono state WNW e NE per Pallanza, N e NNE per Domodossola, NE e NNW per il Lago Paione, SSW e SW per Macugnaga, N e SW per Mottarone, NE e WSW per Pian dei Camosci. In Fig. 1.8 a,b,c,d,e,f si sono riportate le rose dei venti per le sei stazioni analizzate, da cui si può notare la presenza di un asse prevalente di direzione del vento a Formazza Pian dei Camosci (f) con direzione NE-WSW, un andamento bimodale per Macugnaga (d), trimodale per Pallanza (a), Lago Paione (c) e Mottarone (e).

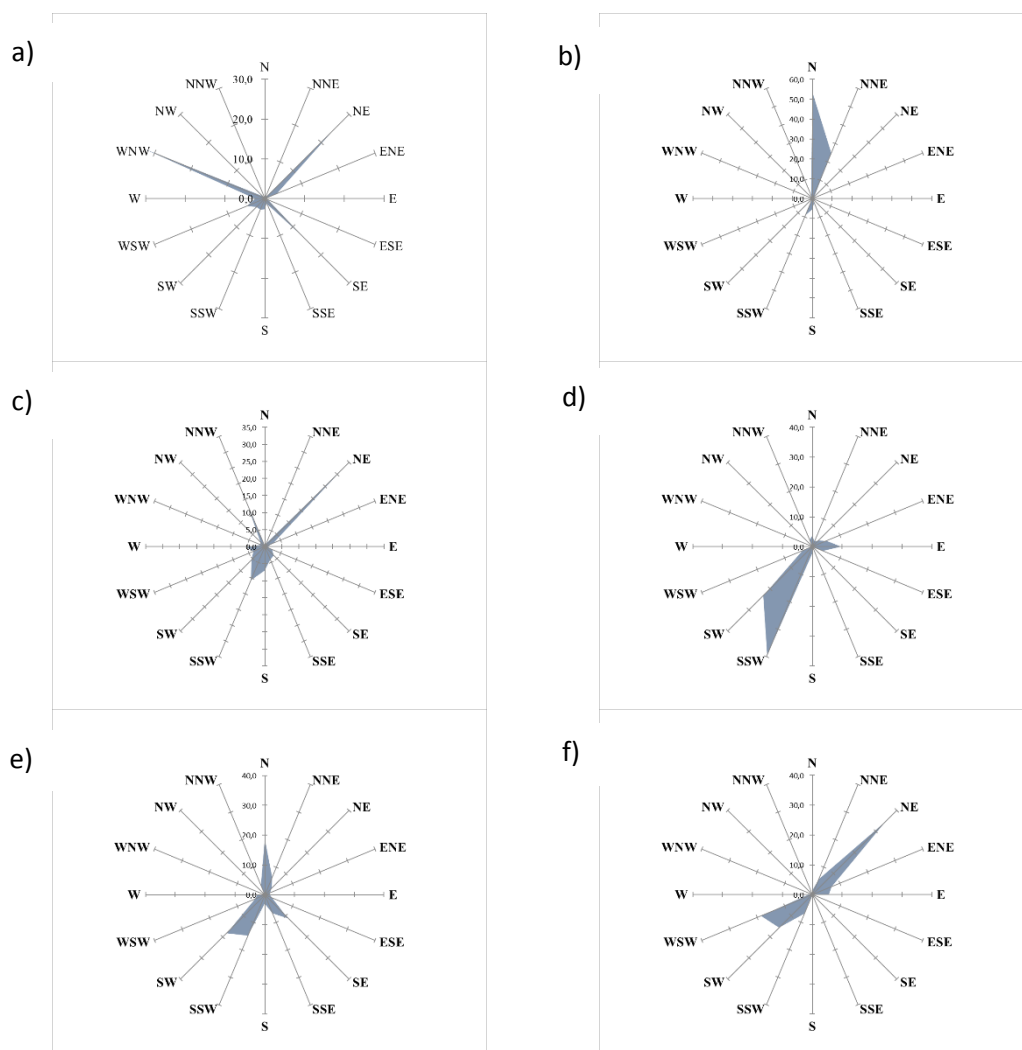


Fig. 1.8. Rosa dei venti a 16 quadranti per l'anno 2019, per le stazioni di: a) Pallanza, b) Domodossola Nosere, c) Lago Paione, d) Macugnaga Passo Moro, e) Mottarone Vetta, f) Formazza Pian dei Camosci.

1.2.2 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 2019, pari a 113, essi sono stati superiori a quelli del periodo di riferimento (1981-2018) pari a 104, ma non in tutti i mesi. Sono stati inferiori a quelli registrati nel periodo di riferimento a gennaio, febbraio, marzo, maggio e settembre, uguali ad aprile e luglio e molto superiori a novembre e dicembre. In Fig. 1.9 sono riportati i giorni piovosi per l'anno 2019 e i giorni piovosi per il periodo di riferimento 1981-2018, unitamente alle piogge cadute mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, nel 2019 e nel periodo di riferimento 1981-2018. L'andamento dei giorni piovosi nell'anno in esame ha seguito molto da vicino quello delle piogge diminuendo in corrispondenza di una

diminuzione delle stesse e aumentando in relazione ad un loro aumento. Solo a maggio i giorni piovosi sono aumentati a fronte di una diminuzione delle piogge rispetto al mese di aprile, è da notare però che nel mese di aprile i giorni piovosi sono stati nella media pluriennale a fronte di una quantità di pioggia superiore a quella del periodo di riferimento.

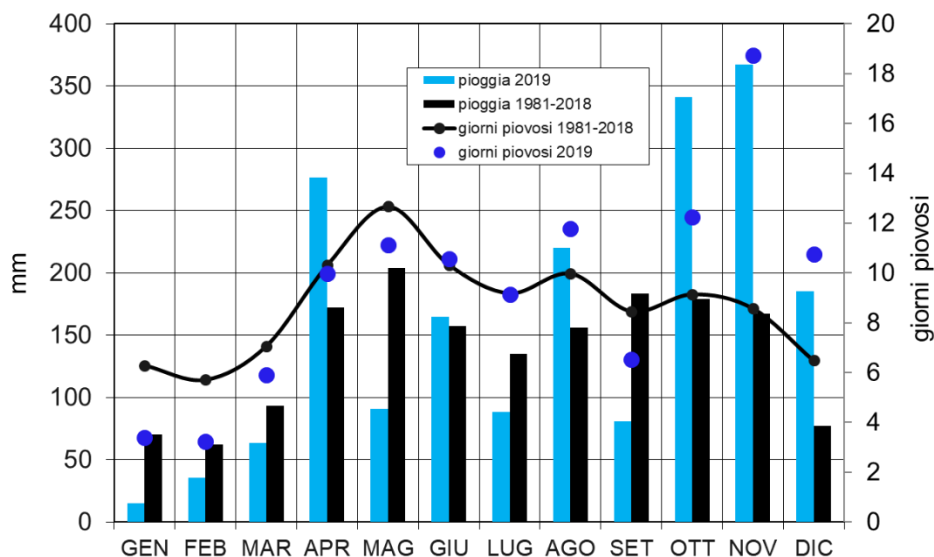


Fig. 1.9. Andamento dei giorni piovosi totali mensili mediati sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2019 (pallini blu) in relazione al loro periodo di riferimento 1981-2018 (linea nera) e alle piogge medie mensili registrate all'interno del bacino imbrifero per l'anno 2019 (barre azzurre) confrontate con le piogge medie pluriennali del periodo 1981-2018 (barre nere).

Confrontando quindi i giorni piovosi e le piogge del 2019 con i giorni piovosi e le piogge del periodo di riferimento 1981-2018 (Fig. 1.9) il rapporto giorni piovosi/pioggia è molto variabile nei diversi mesi dell'anno. Da evidenziare il rapporto giorni/pioggia di aprile, pari a 3,6% per il 2019, contro un valore del 6% del periodo di riferimento, di maggio, pari a 12,2% nel 2019, contro 6,2% del periodo di riferimento, di ottobre pari a 3,6% del 2019 contro 5,1% del periodo di riferimento e di dicembre con un valore pari a 5,8% del 2019 contro 8,4% del periodo di riferimento.

2. EVOLUZIONE DEL REGIME DI MESCOLOMENTO E DELLA DINAMICA DEI NUTRIENTI ATTRAVERSO L'UTILIZZO DI UN MODELLO NUMERICO ACCOPPIATO ECOLOGICO-IDRODINAMICO DEL LAGO MAGGIORE

Claudia Dresti

L'obiettivo della seguente ricerca è duplice: innanzitutto 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 risultano infatti fondamentali 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). Inoltre, da quest'anno verranno anche analizzati i dati derivati dai profili termici effettuati nella baia di Pallanza.

In secondo luogo, l'obiettivo della ricerca è la calibrazione e l'utilizzo di un modello numerico monodimensionale accoppiato ecologico-idrodinamico per valutare l'effetto di diversi scenari di cambiamenti climatici per il prossimo secolo sulla profondità di mescolamento, sull'ossigenazione degli strati profondi e sulla distribuzione dei nutrienti lungo la colonna d'acqua nel Lago Maggiore. Ci si focalizzerà soprattutto sulle dinamiche in ipolimnio poiché sono particolarmente rilevanti per via del crescente isolamento di tale strato causato dalla diminuzione della profondità di mescolamento, che ha provocato in primo luogo la diminuzione del livello di ossigeno osservato. Nella ricerca di quest'anno verranno presentati i risultati della calibrazione del modello.

2.1. Aggiornamento serie storiche

2.1.1. Profondità di mescolamento

Nel corso del 2019, 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).

È interessante notare che in estate (nel 2019 nel mese di luglio) la temperatura superficiale ha superato per il secondo anno di fila i 25°C. Il valore registrato, in particolare, risulta inferiore solo a quello dell'estate 2003, quando si sono raggiunti i 26.3 °C, e a quello dell'estate 2010, in cui si sono registrati 25.8 °C.

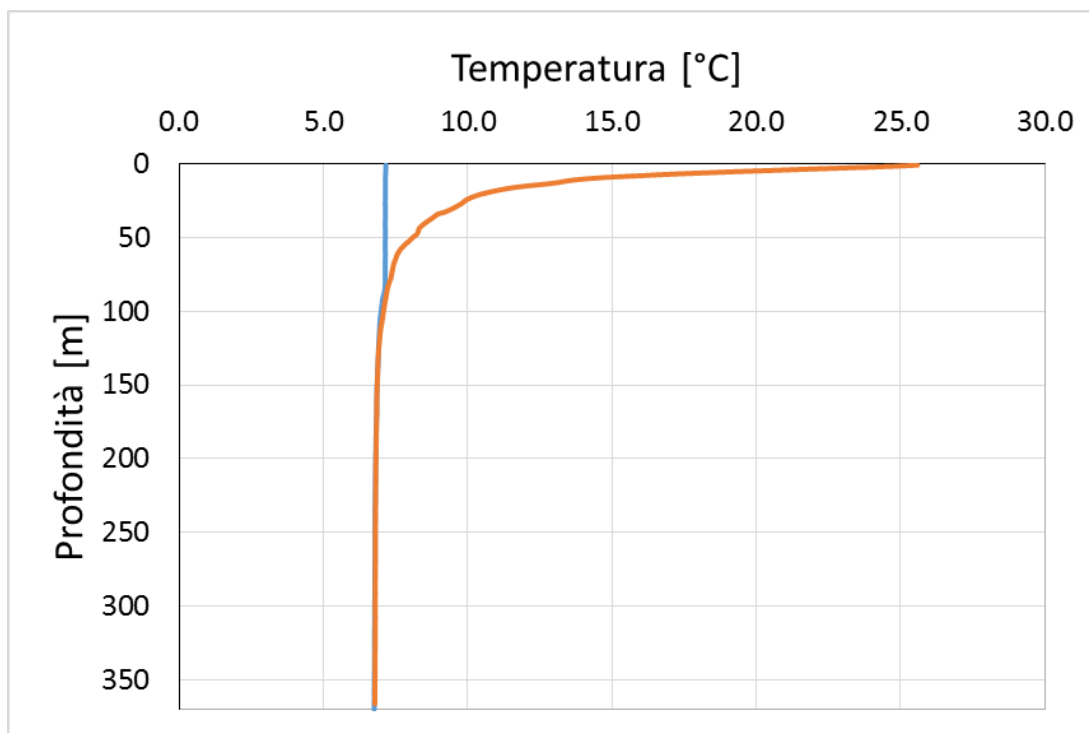


Fig. 2.1. Profili di temperatura dell'acqua a fine inverno (blu) e durante il periodo di massima stratificazione estiva (arancione).

Dalle analisi svolte si è ottenuto che l'omogeneizzazione verticale delle acque è risultata incompleta nel 2019, raggiungendo una profondità di ca. 80 m. Sono ormai sei 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 e i 70 nel 2018 (Fig. 2.2)

Le indagini condotte nel 2019 hanno dunque confermato la scarsa incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come la velocità del vento e la temperatura dell'aria. La temperatura media invernale (dicembre 2018 - febbraio 2019), è risultata essere 5.3 °C, parecchio superiore alla media invernale per il periodo 1999-2018 pari a 3.91 °C. In particolare, per il mese di dicembre 2018 è stato registrato un valore medio di 5.3 °C, molto superiore alla media pluriennale per il mese di dicembre (pari a 3.88 °C), mentre per il mese di gennaio è stato registrato un valore medio di 4.23 °C, contro un valore medio pluriennale per lo stesso mese di 3.34 °C. Anche il mese di febbraio è risultato particolarmente caldo, con una media di 6.5 °C contro una media pluriennale di 4.5 °C. L'inverno particolarmente caldo ha quindi impedito il raffreddamento delle acque lacustri, che hanno raggiunto una situazione di omeotermia solo nei primi 80 m di profondità.

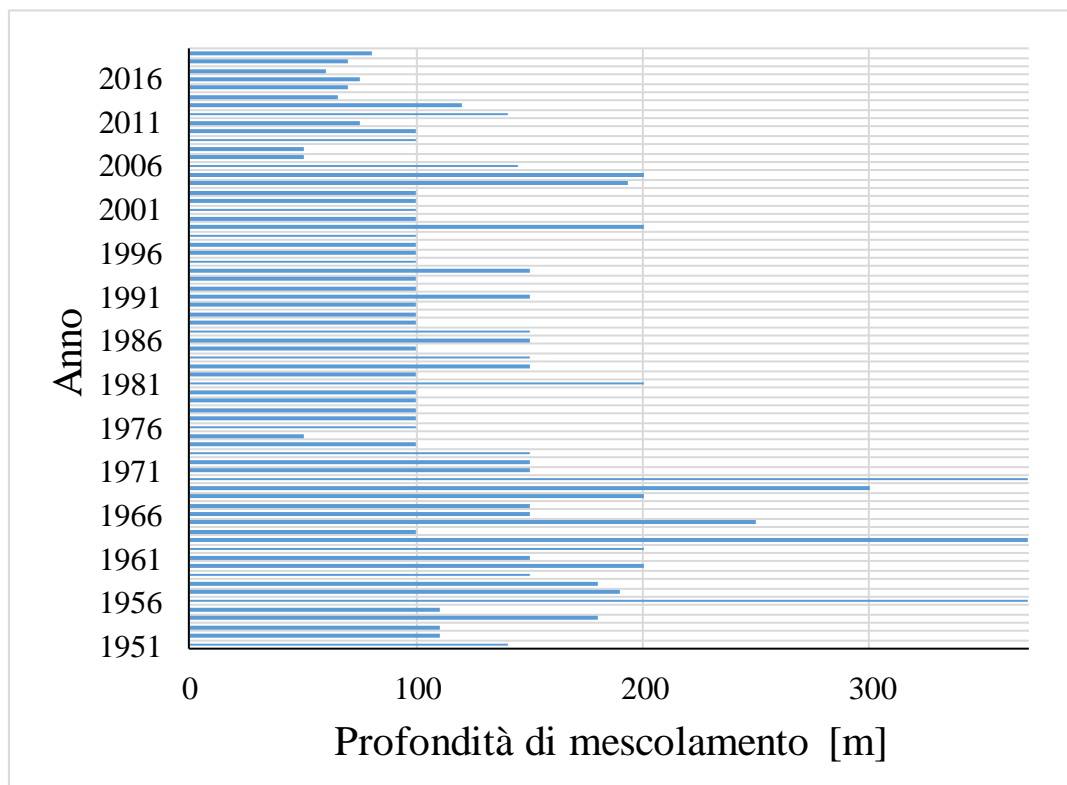


Fig.2.2. Profondità di mescolamento del Lago maggiore per moti convettivi a partire dal 1951.

Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1.5 m s^{-1} , contro una media invernale per il periodo 1999-2018 pari a 1.44 m s^{-1} . Più in dettaglio, il mese di dicembre 2018 è stato caratterizzato da un valore medio di 1.4 m s^{-1} , leggermente inferiore della media pluriennale per lo stesso mese di 1.48 m s^{-1} , mentre il mese di gennaio 2019 ha presentato un valore medio di 1.7 m s^{-1} , leggermente più alto rispetto alla media pluriennale (1.42 m s^{-1}). Il mese di febbraio 2019 ha presentato un valore di velocità media del vento leggermente inferiore alla media pluriennale (1.2 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 2018-2019. 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. Come già specificato nello scorso rapporto, il periodo di riferimento per il calcolo delle medie pluriennali è stato scelto il periodo 1999-2018 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.

Il contenuto di calore totale entro la massa lacustre nel 2019 è superiore rispetto a quello del 2018, con un valore di 5819 MJ m^{-2} rispetto ai 5726 MJ m^{-2} dell'anno precedente. In estate, si sono raggiunti 6423 MJ m^{-2} , massimo assoluto della serie storica, a cui si avvicina solo il dato del 1998, con 6.401 MJ m^{-2} . Si riporta in figura 2.4 la serie storica dell'andamento del contenuto di calore totale nel lago. La figura 2.5 riporta invece l'andamento dei massimi e dei minimi annuali del contenuto di calore del Lago Maggiore.

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.

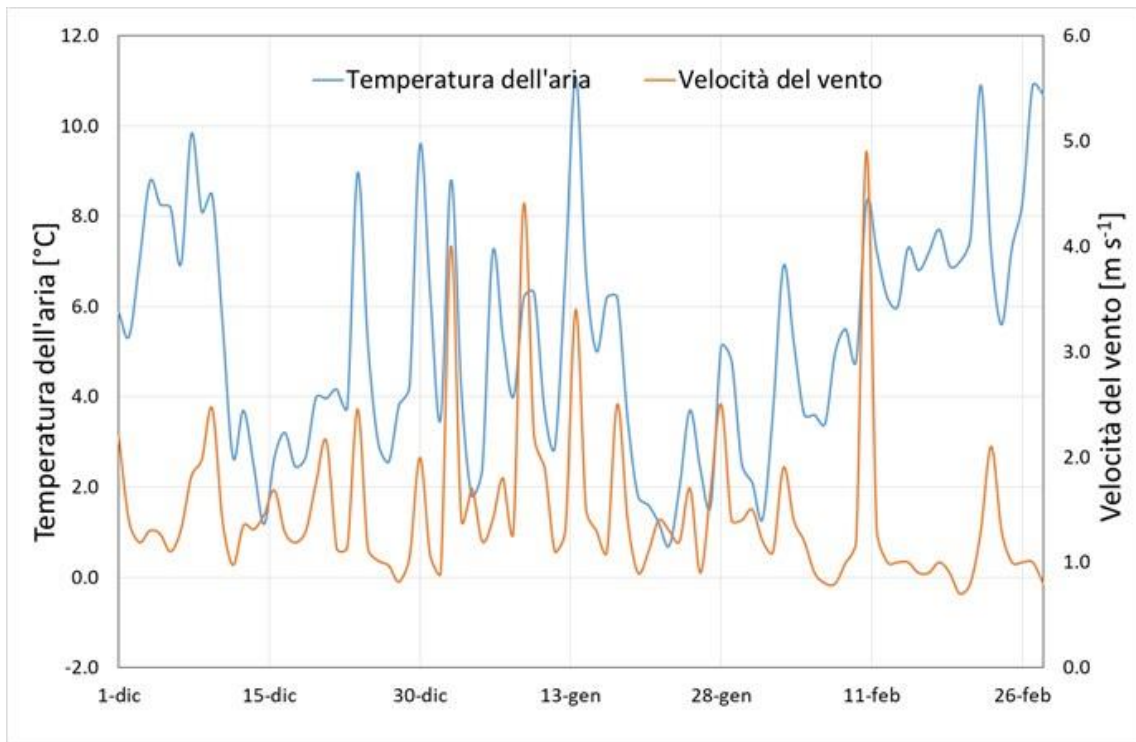


Fig. 2.3. Temperatura dell'aria e velocità del vento nell'inverno 2018-2019.

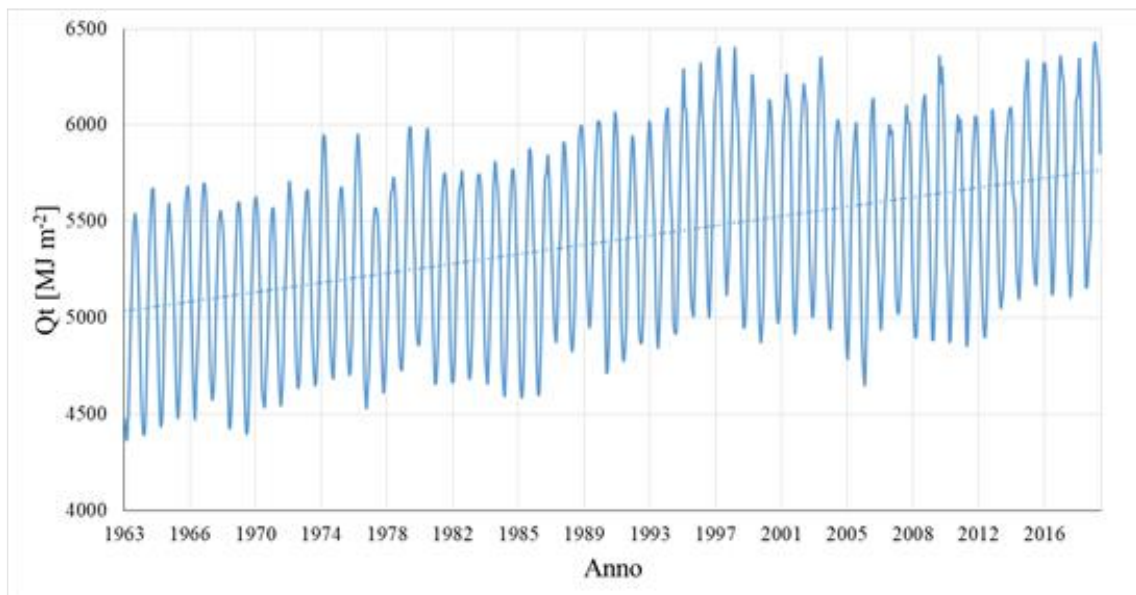


Fig. 2.4. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2019.

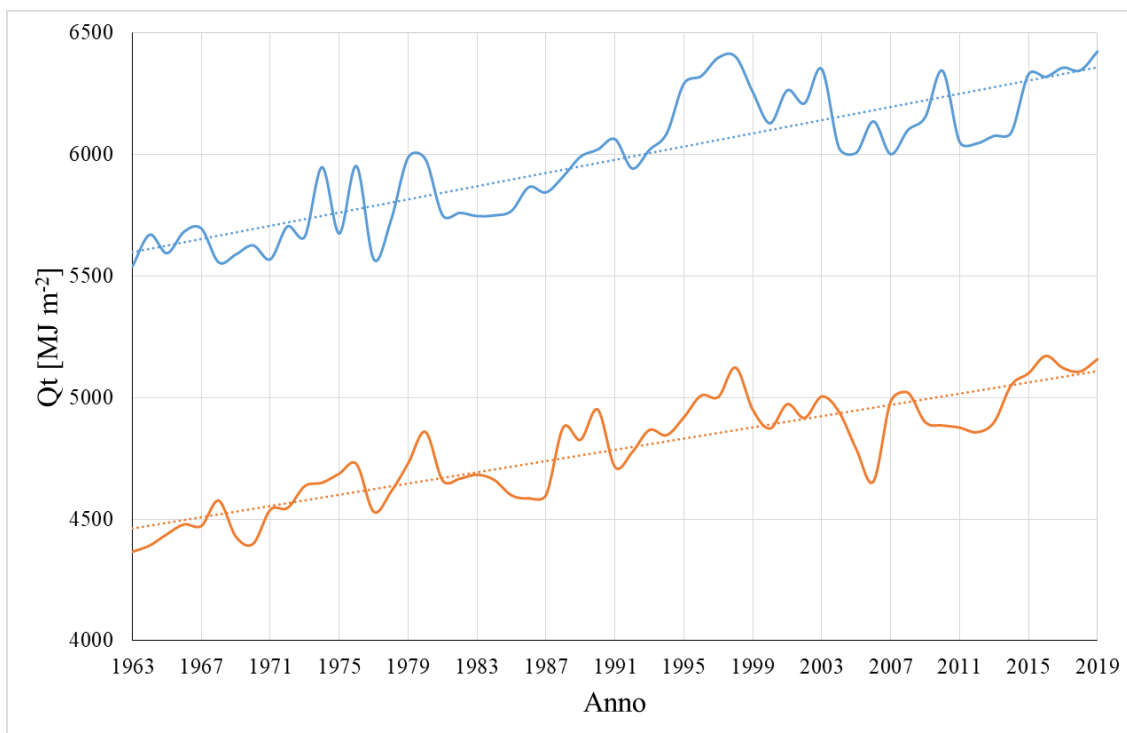


Fig. 2.5. Contenuti di calore massimo (blu) e minimo (arancione) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 1963-2019.

Come anticipato precedentemente, la profondità di mescolamento per moti convettivi alla fine dell'inverno 2018-2019 ha raggiunto circa 80 m. In figura 2.6 si riportano i profili di temperatura e conducibilità a inizio febbraio 2019, al momento della massima circolazione. Come si può notare, la massima omogeneizzazione riguarda uno strato del lago di circa 80 m di profondità.

Le Figure 2.7 e 2.8 mostrano la distribuzione verticale di temperatura e ossigeno disciolto durante il 2019.

È interessante notare che nello strato profondo, sotto i 200 m, la concentrazione di O_2 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 2.9 rappresenta l'andamento della stabilità media annua per il periodo 1981-2019 (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.

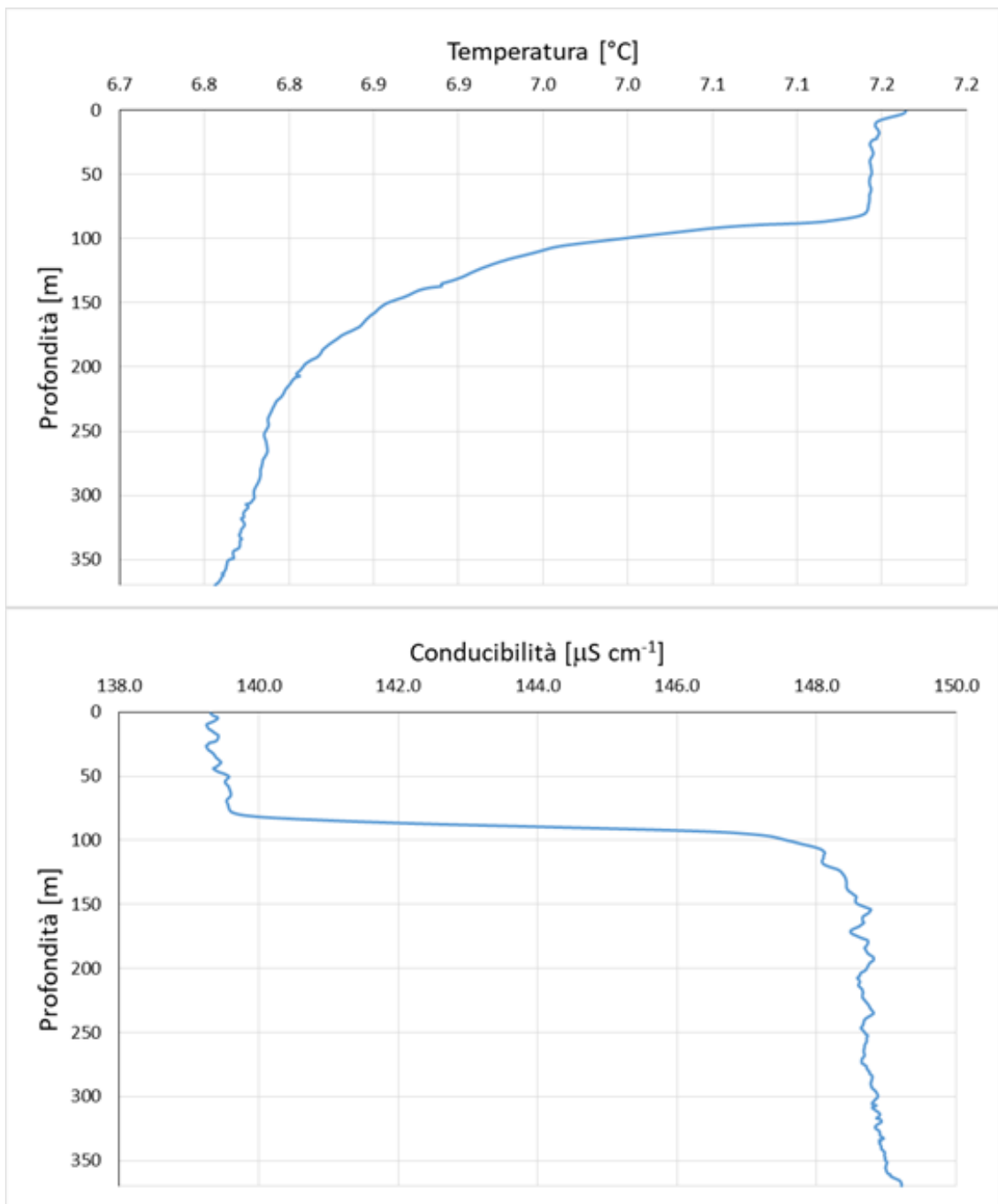


Fig. 2.6. Profili verticali di temperatura e conducibilità al momento della massima omogeneizzazione del lago (febbraio 2019).

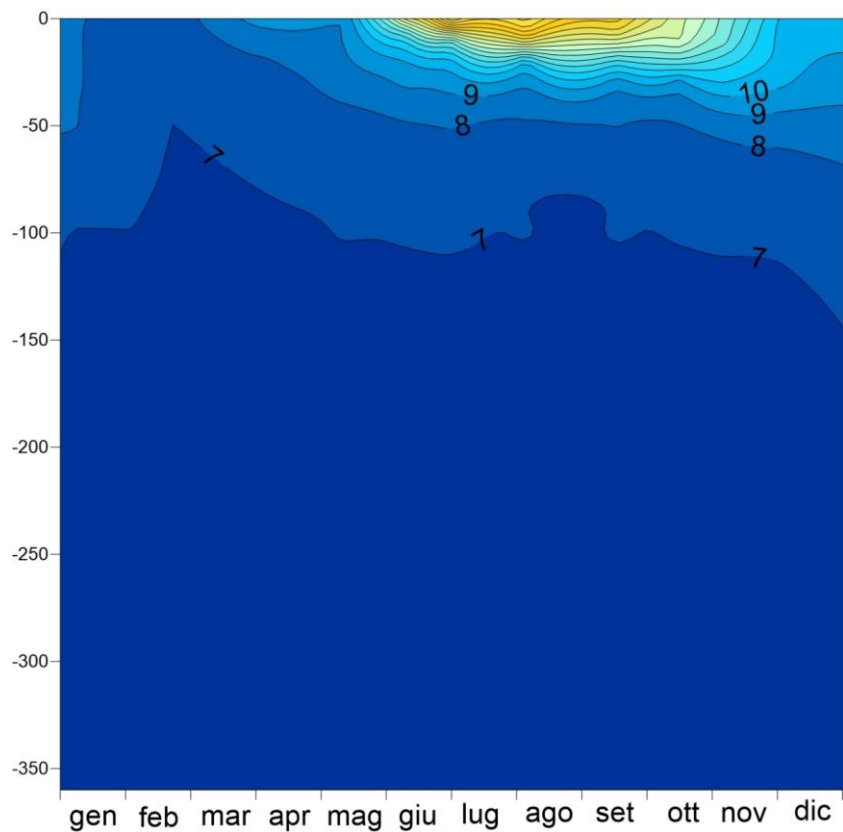


Fig. 2.7. Distribuzione verticale della temperatura ($^{\circ}\text{C}$) nell'anno 2019.

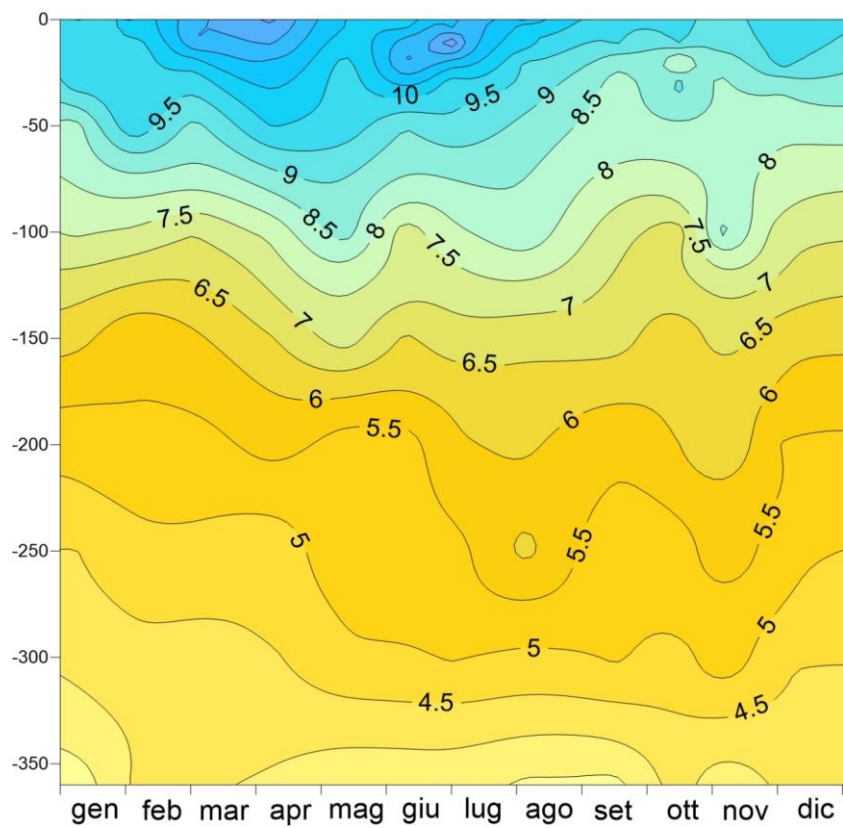


Fig. 2.8. Distribuzione verticale della concentrazione di O_2 (mg L^{-1}) nell'anno 2018.

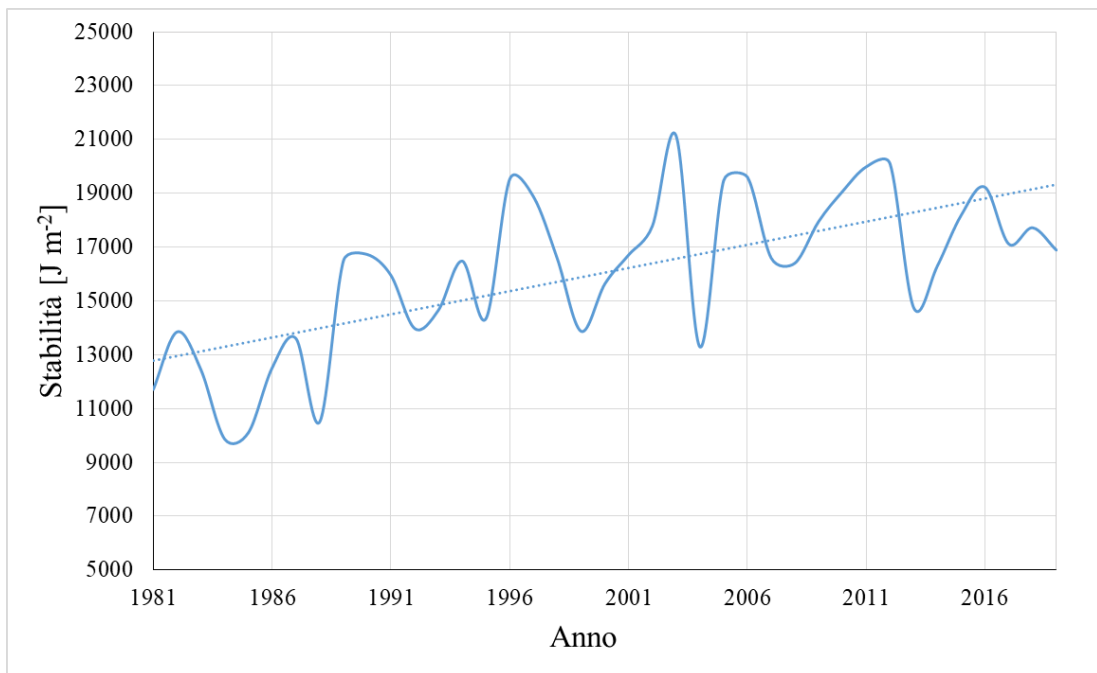


Fig. 2.9. Stabilità di Schmidt media annua per il Lago Maggiore.

La Figura 2.10 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 2019 risulta leggermente più alto rispetto a quello del 2018 ed è lontano dai valori rilevati negli anni di omogeneizzazione completa del lago.

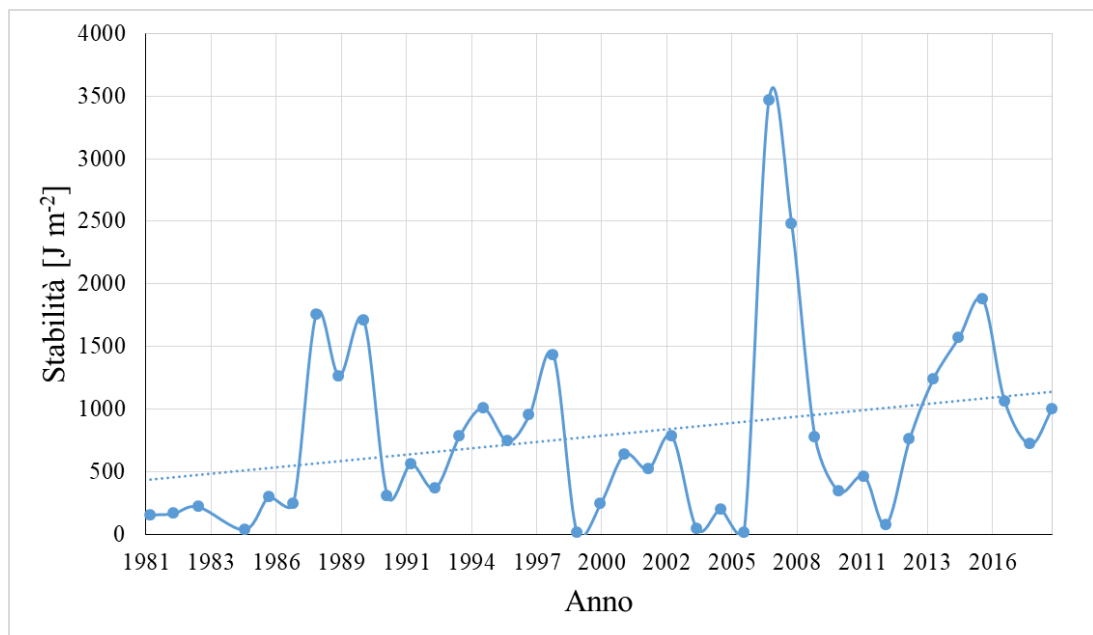


Fig. 2.10. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

2.2. Calibrazione del modello ecologico-idrodinamico GLM/AED2

Il modello che si è scelto di utilizzare è il modello open-access General Lake Model (GLM, Hypsey et al., 2014). Esso è un modello monodimensionale in grado di simulare il bilancio termico e idrologico di un lago e la stratificazione di corpi d'acqua lentici. GLM calcola i profili verticali di temperatura, salinità e densità tenendo conto degli effetti di immissari ed emissari sul bilancio idrologico, sul riscaldamento delle acque e sul mescolamento (Figura 2.11). La calibrazione del modello puramente idrodinamico GLM e i risultati di simulazioni degli effetti dei cambiamenti climatici sulla temperatura dell'acqua sono riportati negli scorsi rapporti CIP AIS (CNR IRSA, 2019).

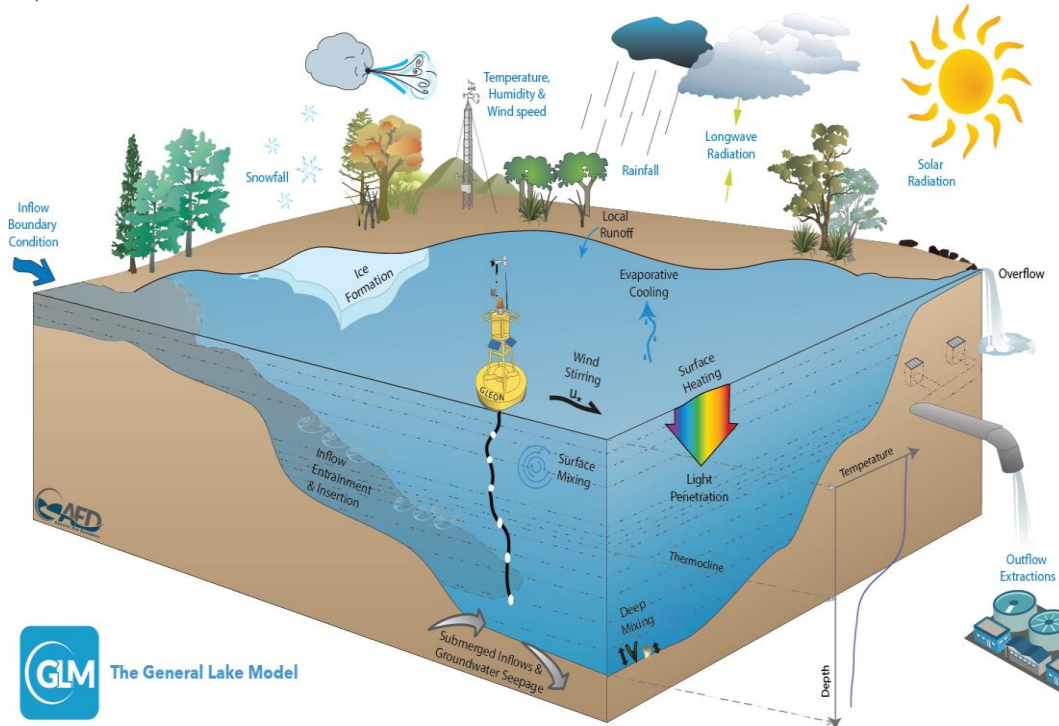


Figura 2.11: Schema del dominio di simulazione del modello GLM (Hypsey et al., 2014). In blu i dati di input e in nero i processi simulati.

L'ipotesi di base del modello 1-D è che il lago sia orizzontalmente omogeneo, considerando dunque la sola variabilità verticale dovuta alle dinamiche di mescolamento e stratificazione. Questa ipotesi lo rende adatto a indagini su periodi di tempo abbastanza lunghi in cui si voglia studiare la variazione nel tempo della qualità delle acque lacustri.

Il modello puramente idrodinamico GLM può essere accoppiato alla libreria Aquatic Ecodynamics (AED, Hypsey et al., 2013), che è costituita da una serie di moduli (ossigeno, azoto, fosforo, silice, materia organica, fitoplancton, zooplancton, patogeni, rilascio dei sedimenti), che possono essere attivati indipendentemente l'uno dall'altro. Di conseguenza, in mancanza di dati, è possibile simulare anche solo la dinamica dell'ossigeno senza simulare i cicli dei nutrienti. Chiaramente, in fase di calibrazione, la mancanza di simulazione di tutti i processi potrebbe incidere sui valori dei parametri di calibrazione. L'esempio tipico è la simulazione delle dinamiche del fitoplancton senza simulare lo zooplancton: il fatto che lo zooplancton nella realtà esista

dovrà essere tenuto in conto nel parametro di respirazione del fitoplancton, per evitare una sua crescita incontrollata. Figure 2.12 e 2.13 rappresentano rispettivamente uno schema che spiega l'accoppiamento dei moduli della libreria AED con i modelli da 1D (come GLM) a 3D e i modelli concettuali dei cicli di carbonio e nutrienti e dei gruppi di fitoplancton che possono essere simulati.

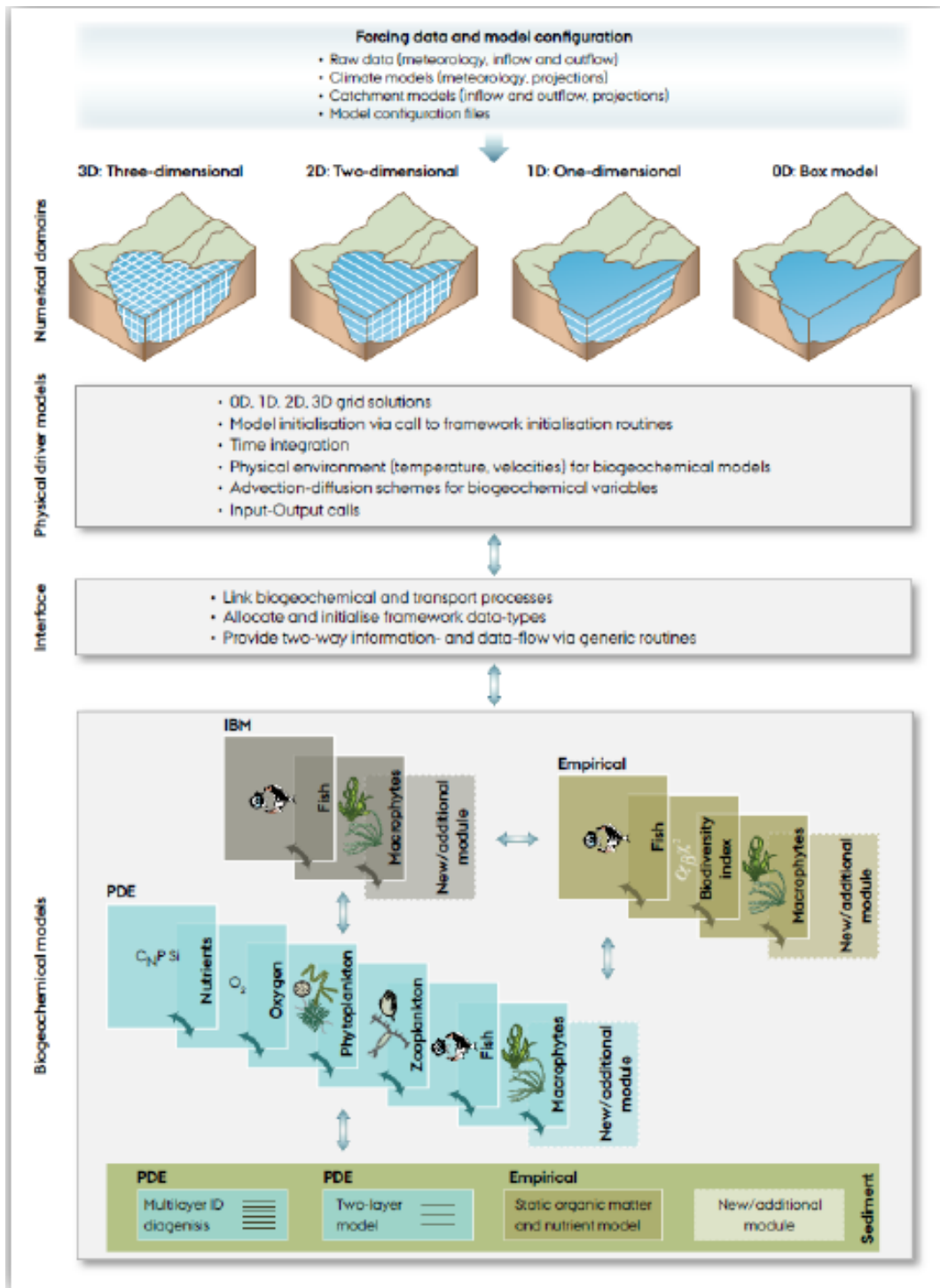


Figura 2.12: schema dell'accoppiamento della libreria AED con diversi modelli idrodinamici (Hypsey et al., 2013).

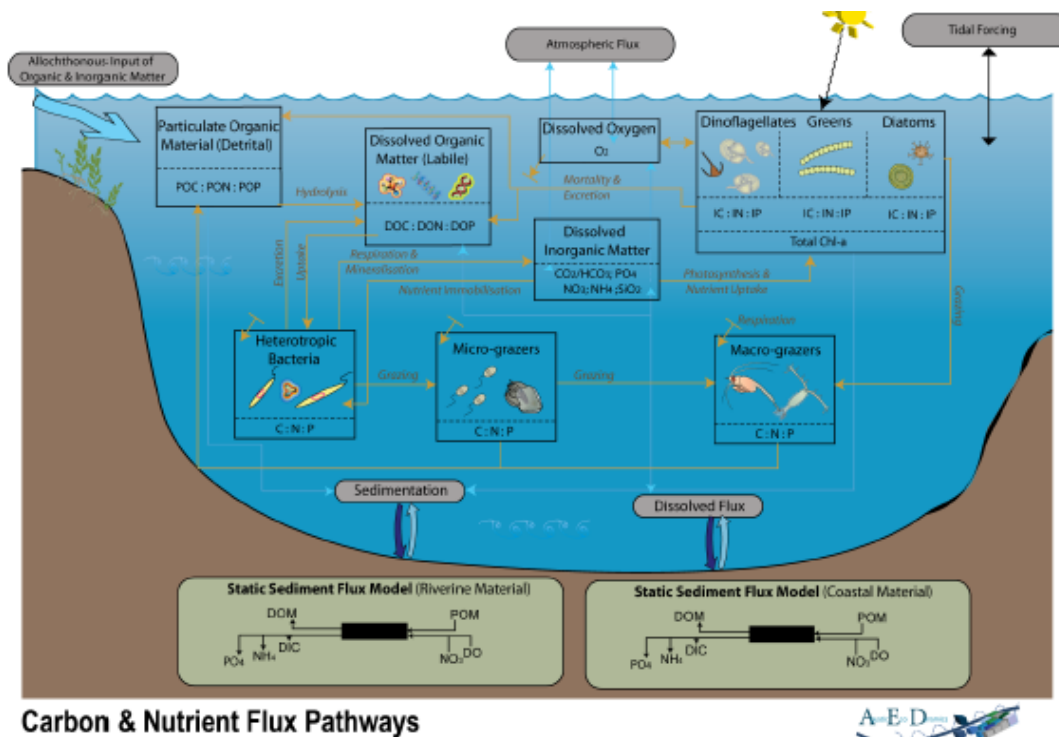


Figura 0.13: ciclo di carbonio e di nutrienti e dinamiche del fitoplancton simulate da AED (Hypsey et al., 2013).

Per quanto riguarda la calibrazione del modello accoppiato per il Lago Maggiore, sono stati utilizzati i moduli dell'ossigeno, del fosforo, dell'azoto, della silice, del carbonio, della materia organica e del fitoplancton. In particolare, per il fitoplancton sono stati modellati quattro gruppi funzionali: cianofite, diatomee, dinofite e un gruppo chiamato "c3phytes", che include clorofite, crisofite e criptofite.

L'intervallo di tempo considerato per la calibrazione del modello riguarda un periodo di 8 anni (1 gennaio 1999 – 31 dicembre 2006), mentre per la validazione è stato utilizzato il periodo gennaio 2007 – ottobre 2014 (periodo in cui i dati meteorologici sono risultati completi e validati come input per il modello GLM già in Fenocchi et al., 2018). Per la calibrazione è stata utilizzata una tecnica trial-and-error, modificando i parametri all'interno dei limiti suggeriti in letteratura per laghi profondi oligotrofi, fino ad ottenere una corrispondenza fra osservazioni e simulazioni che non potesse più essere migliorata. La calibrazione delle variabili chimiche è stata ottimizzata per lo strato profondo 200-370 m, poiché risulta di grande interesse simulare in futuro l'effetto dei cambiamenti climatici sull'ossigenazione e la distribuzione del fosforo proprio in questo strato.

Si riportano in Figura 2.14 e 2.15 i risultati della calibrazione (1999-2006) e della validazione (2007-2014): si può vedere che le performance del modello accoppiato per il Lago Maggiore sono molto soddisfacenti sia in calibrazione che in validazione. L'evoluzione chimica del Lago Maggiore è ben riprodotta, specialmente per quanto riguarda l'ossigeno e il fosforo reattivo (P-PO₄), che sono i parametri maggiormente di interesse per studiare gli effetti dei cambiamenti climatici. Infatti, nel Lago Maggiore, come negli altri laghi profondi subalpini, sono già stati osservati un accumulo di nutrienti (specialmente di fosforo) e una diminuzione di ossigeno in ipolimnio (Rogora

et al., 2018), a causa della maggior stabilità e della minor frequenza di mescolamento della colonna d'acqua.

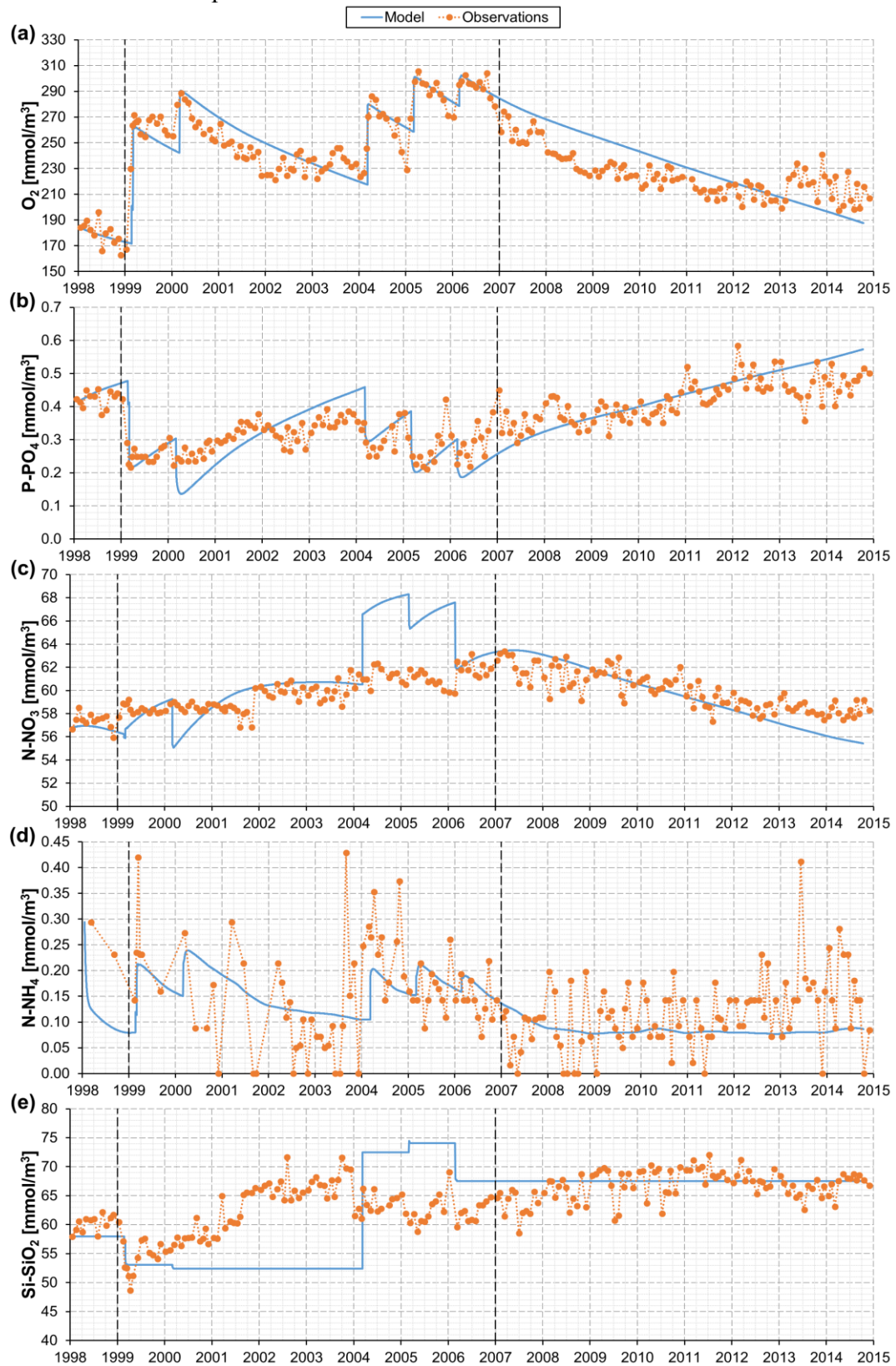


Fig. 2.14. Concentrazioni osservate (arancione) e modellate (blu) di ossigeno (a), P- PO_4 (b), NO_3 (c), NH_4 (d) e silice (e) nello strato 200 ÷ 370 m.

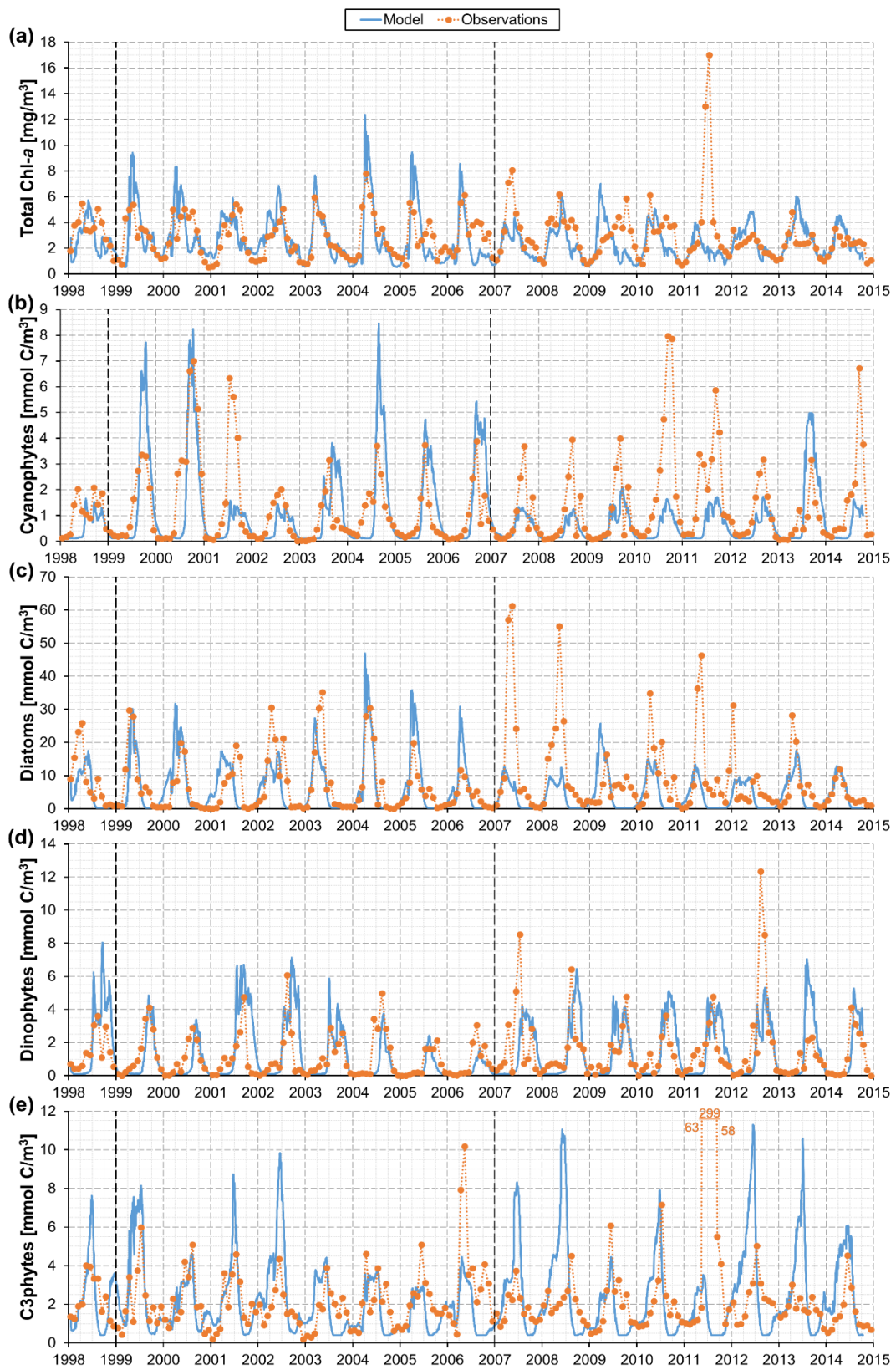


Fig. 2.15. Concentrazioni osservate (arancione) e modellate (blu) di clorofilla totale Chl-*a* (a) e concentrazioni in [mmol C/m³] di cianofite (b), diatomee (c), dinofite (d) e c3phytes (e) integrate nello strato 0 ÷ 20 m.

Per quanto riguarda il fitoplancton, piccoli errori o shift temporali nella calibrazione sono dovuti all'aggregazione in gruppi funzionali e alla non-riproduzione delle singole specie, che risulta tuttavia impossibile per l'eccessiva parametrizzazione che sarebbe necessaria.

In conclusione, si può dire che l'utilizzo del modello accoppiato GLM-AE2 per il Lago Maggiore ha mostrato risultati molto buoni per periodi di calibrazione e validazione di diversi anni. Tali risultati sono comparabili o migliori rispetto a quelli che si trovano in letteratura: la maggior parte degli studi riguarda laghi poco profondi, con dinamiche meno complesse rispetto al Lago Maggiore, e con periodi di calibrazione più brevi rispetto a quello utilizzato in questa ricerca.

Per ulteriori approfondimenti si rimanda a Fenocchi et al. (2019).

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ing. Andrea Fenocchi dell'Università degli Studi di Pavia, con il quale è stato sviluppato il modello GLM-AED2 per il Lago Maggiore.

Bibliografia

- CNR IRSA. Sede di Verbania. 2019. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2018 e Rapporto triennale 2016-2018. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 160 pp.
- Fenocchi A., M. Rogora, S. Sibilla, C. Dresti, 2018. Forecasting the evolution in the mixing regime of a deep subalpine lake under climate change scenarios through numerical modelling (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Climate Dynamics* 51(9-10): 3521-3536. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4094-6>.
- Fenocchi A., M. Rogora, G. Morabito, A. Marchetto, S. Sibilla, C. Dresti, 2019. Applicability of a one-dimensional coupled ecological-hydrodynamic numerical model to future projections in a deep large lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Ecological Modelling* 392: 38-51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.005>.
- Hipsey, M.R., Bruce, L.C., Hamilton, D.P., 2013. Aquatic Ecodynamics (AED) Model Library: Science Manual. AED Report. The University of Western Australia, Perth, Australia.
- Hipsey M. R., L.C. Bruce, D.P. Hamilton. 2014. GLM - General Lake Model: Model overview and user information. AED Report #26, The University of Western Australia, Perth, Australia. 42 pp.
- Idso S.B. 1973. On the concept of lake stability. *Limnol. Oceanogr.*, 18 (4): 681-682.
- Rogora M., Buzzi F., Dresti C., Leoni B., Lepori F., Mosello R., Patelli M., Salmaso N., 2018. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia* 824: 33-50. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3623-y>.
- Schmidt W. 1928. Ueber Temperatur und Stabilitätsverhältnisse von Seen. *Geogr. Ann.* 10: 145-177.

3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI

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

I campionamenti per le analisi chimiche nel 2019 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 e nella stazione di Pallanza, nel bacino omonimo, alle profondità 0, 20 e 100 m. 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 Idronaut CTD304.

La stazione di Pallanza è stata inserita nel piano di monitoraggio a partire del 2019, nell'ambito delle ricerche limnologiche 2019-2021, allo scopo di indagare in maggior dettaglio la variabilità spaziale nella distribuzione dei nutrienti (composti del fosforo, dell'azoto e silicati), anche in relazione agli apporti dai tributari. La stazione di Pallanza in particolare risente in misura marcata degli apporti dal Fiume Toce

Su tutti i campioni raccolti nella stazione storica di Ghiffa 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 ($N_{in}=N-NH_4+N-NO_3$). Sui campioni raccolti nella stazione di Pallanza sono stati analizzati pH, conducibilità, alcalinità e nutrienti algali. Nel campionamento di marzo, per la stazione di Ghiffa, sono stati inoltre determinati i principali metalli in tracce mediante ICP-OES con nebulizzatore ultrasonico.

I principali tributari del Lago Maggiore ed il Ticino emissario sono stati anch'essi campionati con frequenza mensile nel corso del 2019. 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 e dei metalli.

Tutte le analisi sono state eseguite presso il laboratorio di idrochimica del CNR IRSA di Verbania, con le metodiche analitiche in uso e già utilizzate nel corso delle precedenti campagne sul Lago Maggiore. 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 2019 sono presentati e discussi nel presente rapporto mediante confronto con i dati pregressi disponibili dalle precedenti campagne. Nella maggior parte dei casi, per l'analisi delle tendenze temporali, vengono utilizzate 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 di alcune variabili, come l'ossigeno disciolto, viene inoltre considerato il valor medio ponderato dello strato profondo (al di

sotto dei 200 m). Analogamente, nel caso dei tributari, i dati 2019 vengono considerati unitamente a quelli degli anni precedenti per valutare le tendenze evolutive, in particolare per quanto concerne i composti di fosforo e azoto veicolati a lago.

Per i tributari per i quali erano disponibili dati misurati di portata (Bardello, Ticino Immissario, Toce, Cannobino, San Bernardino, Strona e Tresa, drenanti complessivamente circa il 68% del bacino) e per il Ticino emissario si sono calcolati i carichi annui di fosforo e azoto a partire dalle concentrazioni mensili e dai valori di portata. Per il Boesio, a causa delle difficoltà di recupero dei dati di portata e di un malfunzionamento dello strumento, non è stato possibile eseguire il calcolo dei carichi. Non appena i dati di portata saranno disponibili si procederà al calcolo dei carichi anche per questo corso d'acqua e all'aggiornamento dei carichi complessivi. Per i tributari San Giovanni e Erno, in mancanza di portate misurate, il calcolo è stato eseguito ricostruendo i valori di portata sulla base del confronto con anni simili dal punto di vista meteo-idrologico. Infine, per i tributari Maggia, Verzasca, Giona e Vevera (19% del bacino) gli apporti sono stati stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali calcolate per gli altri tributari (escludendo Bardello e Boesio). I dati delle portate per Toce, San Bernardino e Strona sono stati forniti da ARPA Piemonte, Area Previsione e Monitoraggio Ambientale.

3.1 Acque lacustri

3.1.1. Confronto tra le stazioni di Ghiffa e Pallanza

In Tab. 3.1 e 3.2 sono riportati i valori medi sulla colonna d'acqua delle variabili chimiche analizzate mensilmente nel corso del 2019 nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza rispettivamente. Un confronto tra le due stazioni, considerando le tre profondità comuni ai campionamenti (0, 20 e 100 m) è riportato invece in figura 3.1 per quanto concerne fosforo reattivo e totale, azoto totale e silicati.

Tab. 3.1 – Valori medi sulla colonna d'acqua, da 0 a 360 m, ponderati sui volumi, delle variabili chimiche analizzate con frequenza mensile sui campioni del Lago Maggiore (stazione di Ghiffa) nel corso del 2019. Cond.: conducibilità elettrica a 20 °C, Alc.: alcalinità, NT: azoto totale, PR: fosforo reattivo, PT: fosforo totale, Si: silicati.

		08.01	04.02	04.03	09.04	13.05	10.06	01.07	05.08	16.09	15.10	04.11	02.12
Temp.	°C	7,3	7,0	7,0	7,2	7,4	8,0	8,4	8,7	8,6	8,5	8,4	7,9
O ₂	mg L ⁻¹	7,04	7,31	7,24	7,78	7,85	7,54	7,82	7,66	7,06	6,98	7,51	7,01
O ₂	%	60,1	61,7	61,1	66,2	67,1	68,8	69,3	68,3	62,7	61,8	66,0	60,9
pH		7,25	7,27	7,28	7,37	7,34	7,37	7,43	7,33	7,39	7,42	7,35	7,32
Cond.	µS cm ⁻¹	148,5	149,1	150,2	150,2	149,0	149,5	148,6	148,5	148,7	149,0	147,4	147,6
Alc.	meq L ⁻¹	0,816	0,818	0,825	0,842	0,833	0,835	0,830	0,831	0,828	0,832	0,815	0,820
N-NH ₄	µg L ⁻¹	3	2	6	8	6	6	8	5	6	5	8	3
N-NO ₃	µg L ⁻¹	781	772	783	767	759	759	757	752	751	744	762	754
NT	mg L ⁻¹	0,89	0,90	0,85	0,88	0,85	0,87	0,92	0,83	0,85	0,83	0,85	0,82
PR	µg L ⁻¹	11	11	11	10	9	10	9	9	9	8	8	10
PT	µg L ⁻¹	13	13	13	13	11	12	12	13	12	12	11	11
Si	mg L ⁻¹	1,85	1,87	1,81	1,74	1,70	1,68	1,62	1,67	1,69	1,71	1,67	1,68

Le caratteristiche chimiche delle acque nel loro complesso risultano molto simili nelle due stazioni considerate e presentano un andamento stagionale analogo. Una lieve differenza si può riscontrare nelle concentrazioni di nutrienti, che risultano più elevate nella stazione di Pallanza nei mesi estivi ed autunnali (Tab. 3.1 e 3.2). Si possono osservare concentrazioni più elevate di fosforo nella stazione di Pallanza alla profondità di 100 m, mentre nello strato epilimnico i valori appaiono molto simili nelle due stazioni. Anche gli andamenti di azoto totale e silice sono del tutto confrontabili; nel caso della silice si osserva qualche differenza nel mese di agosto quando le concentrazioni superficiali appaiono più elevate nella stazione di Pallanza rispetto a quelle di centro lago mentre i valori a 100 m mostrano la situazione opposta (Fig. 3.1).

Tab. 3.2 – Valori medi sulla colonna d’acqua, da 0 a 100 m, ponderati sui volumi, delle variabili chimiche analizzate con frequenza mensile sui campioni prelevati nella stazione di Pallanza nel corso del 2019. Abbreviazioni come in Tab. 3.1.

		08.01	04.02	04.03	09.04	13.05	10.06	01.07	05.08	16.09	15.10	04.11	02.12
Temp.	°C	7.3	7.0	7.0	7.3	8.8	#N/D	8.9	8.9	9.1	8.9	8.7	8.0
pH		7.31	7.26	7.35	7.36	7.54	7.33	7.45	7.40	7.47	7.45	7.33	7.38
Cond.	$\mu\text{S cm}^{-1}$	148.4	149.9	150.1	150.5	144.8	148.8	147.8	148.0	147.8	148.3	145.5	145.7
Alc.	meq L^{-1}	0.812	0.819	0.816	0.840	0.811	0.834	0.832	0.830	0.823	0.828	0.805	0.809
N-NH ₄	$\mu\text{g L}^{-1}$	4	3	5	9	13	6	9	6	9	6	12	4
N-NO ₃	$\mu\text{g L}^{-1}$	778	780	772	765	738	745	745	737	696	724	722	733
NT	mg L^{-1}	0.88	0.91	0.86	0.87	0.84	0.90	0.88	0.84	0.84	0.83	0.80	0.81
PR	$\mu\text{g L}^{-1}$	10	8	8	9	4	11	10	9	9	10	12	9
PT	$\mu\text{g L}^{-1}$	12	12	11	12	8	13	13	14	14	12	16	13
Si	mg L^{-1}	1.81	1.79	1.70	1.71	1.29	1.69	1.61	0.84	1.65	1.63	1.82	1.70

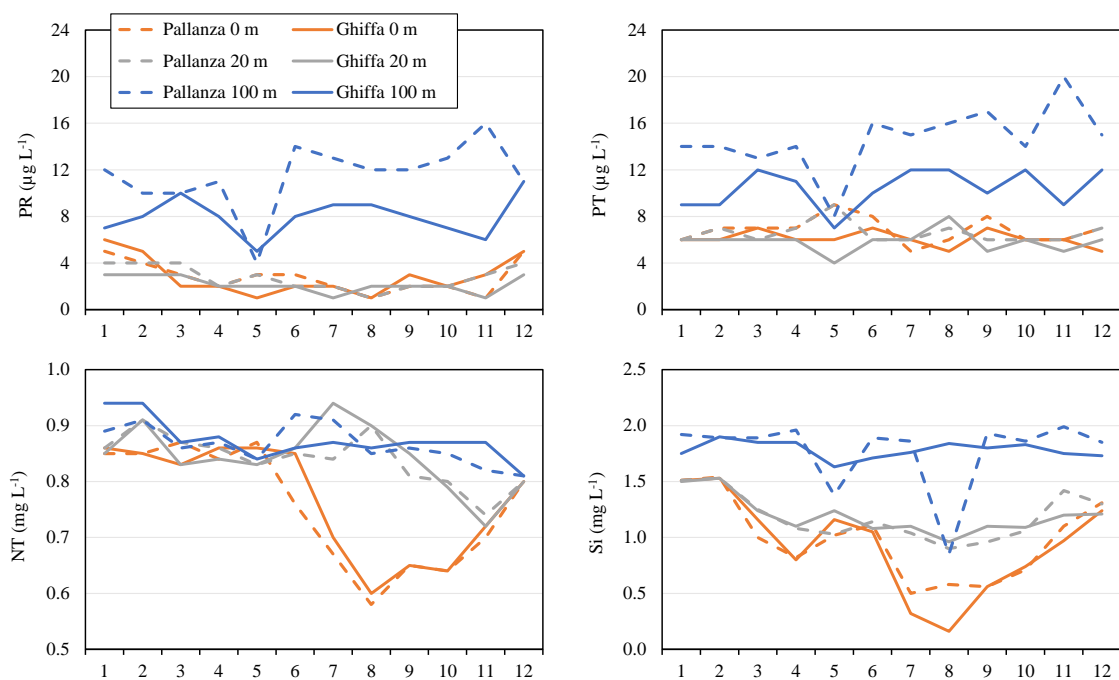


Fig. 3.1 Confronto tra le stazioni di Ghiffa e Pallanza: andamenti delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale, azoto totale e silicati alle profondità di 0, 20 e 100 m nel corso del 2019.

Nel complesso questi dati confermano la rappresentatività della stazione di Ghiffa per quanto concerne le condizioni del lago, in particolare lo stato trofico. Anche i dati di Pallanza evidenziano la differenza ormai piuttosto marcata tra epilimnio e ipolimnio per quanto concerne il fosforo, che si sta accumulando nelle acque profonde per effetto di una mancata circolazione profonda del lago.

I dati che verranno raccolti nei successivi due anni di indagine permetteranno di valutare meglio le eventuali differenze tra le due stazioni, sia per quanto riguarda la termica delle acque che il livello dei nutrienti algali.

3.1.2 Temperatura, pH e ossigeno disciolto

La temperatura massima estiva in epilimnio nel 2019 è stata registrata in agosto (17,6 °C, media dello strato 0-25 m) e la minima in febbraio (6,9 °C). Le temperature ipolimniche (25-360 m) presentano variazioni molto più contenute, tra 6,9 in febbraio-marzo, al momento della circolazione tardo-invernale, e massimi di 7,5 nei mesi immediatamente precedenti (novembre e dicembre). I valori del 2019 sono risultati in linea con quelli degli anni precedenti, confermando la tendenza ad un riscaldamento delle acque del lago, sia superficiali che profonde. Per questo tema si rimanda al Cap. 2 sulla termica delle acque.

I valori di pH e ossigeno nelle acque superficiali presentano andamenti simili nel corso dell'anno, in quanto le due variabili sono tra loro collegate e dipendenti da processi di produzione primaria. I massimi di pH e ossigeno, sia come concentrazione che come % di saturazione, si registrano nei mesi estivi quando la produzione algale rilascia ossigeno alle acque, determinando condizioni di sovrassaturazione, e il consumo di CO₂ porta ad un innalzamento del pH, fino a valori in alcuni casi prossimi a 9. Nel 2019 il massimo di pH in epilimnio è stato di 8,3 in luglio, con un corrispondente valore di ossigeno del 116%. I minimi, sempre in epilimnio, pari a 7,5 e 85%, sono stati rilevati come di consueto nei mesi invernali (gennaio-febbraio).

Il confronto con i valori delle stesse variabili negli anni precedenti (Fig. 3.2) non mostra anomalie per il 2019; come già rilevato negli anni altri anni, pH e ossigeno presentano di solito un massimo relativo in marzo-aprile, in corrispondenza delle prime fioriture algali a carico soprattutto del gruppo delle Diatomee, per poi ridiscendere nel mese di maggio e risalire fino ai massimi estivi, di solito raggiunti in luglio-agosto. Gli andamenti possono risultare leggermente diversi di anno in anno ma in tutti i casi rispecchiano quello dei gruppi algali, a loro volta dipendenti da fattori come luce, temperatura e stabilità della colonna d'acqua.

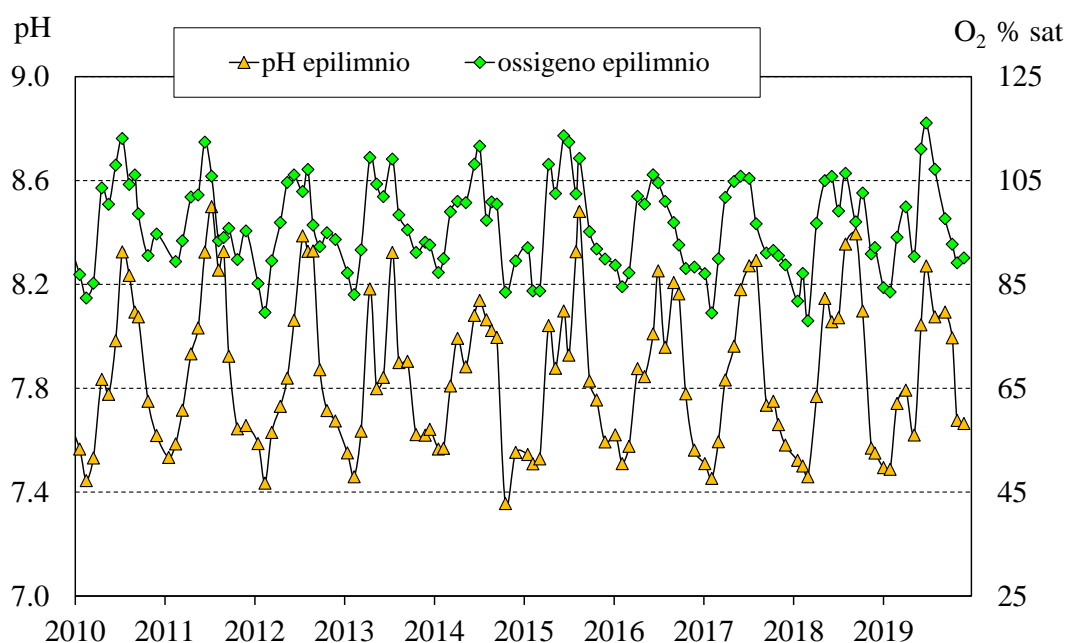


Fig. 3.2 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2010-2019 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Per quanto riguarda l'ossigeno, di particolare interesse sono le dinamiche nelle acque ipolimniche e profonde (Fig. 3.3), data la tendenza costante alla diminuzione registrata negli ultimi anni a causa del mancato mescolamento delle acque. Nel 2019 si è osservata una leggera controtendenza, soprattutto per quanto riguarda i valori in profondità: le concentrazioni, da maggio in poi, si sono infatti riportate tra 5 e 6 mg O₂⁻¹, rispetto ai valori prevalentemente inferiori a 5 mg O₂ L⁻¹ che si erano misurati nel 2018 e ad inizio 2019. Si deve però anche rilevare come i valori nei primi mesi dell'anno siano stati particolarmente bassi: a gennaio 2019 si è misurata una concentrazione media nello strato profondo di 4,85 mg O₂ L⁻¹, ovvero il minimo assoluto nella serie storica dei dati disponibili per il Lago Maggiore. La percentuale di saturazione ha mostrato un andamento analogo, con un minimo particolarmente accentuato a gennaio, pari al 37% (Fig. 3.3a). Considerando l'intero ipolimnio (Fig. 3.3b), si può osservare come i valori del 2019 siano stati molto simili a quelli dell'anno precedente e compresi tra 6,6 e 7,5 mg O₂ L⁻¹ (56-62% come % di saturazione). Anche nel 2019 quindi il mescolamento delle acque a fine inverno non è stato sufficiente a consentire un'immissione di ossigeno nelle acque profonde e quindi una risalita dei valori. Questa situazione, ovvero una mancata riossigenazione delle acque profonde a causa di una sempre maggior stabilità termica e di mescolamento limitato delle acque, è comune agli altri laghi profondi subalpini e risulta particolarmente critica per laghi come Lugano ed Iseo già caratterizzati da ipossia/anossia delle acque (Rogora et al., 2018). Nel caso del Lago Maggiore la situazione non si può ancora definire critica ma certamente merita di essere monitorata con attenzione.

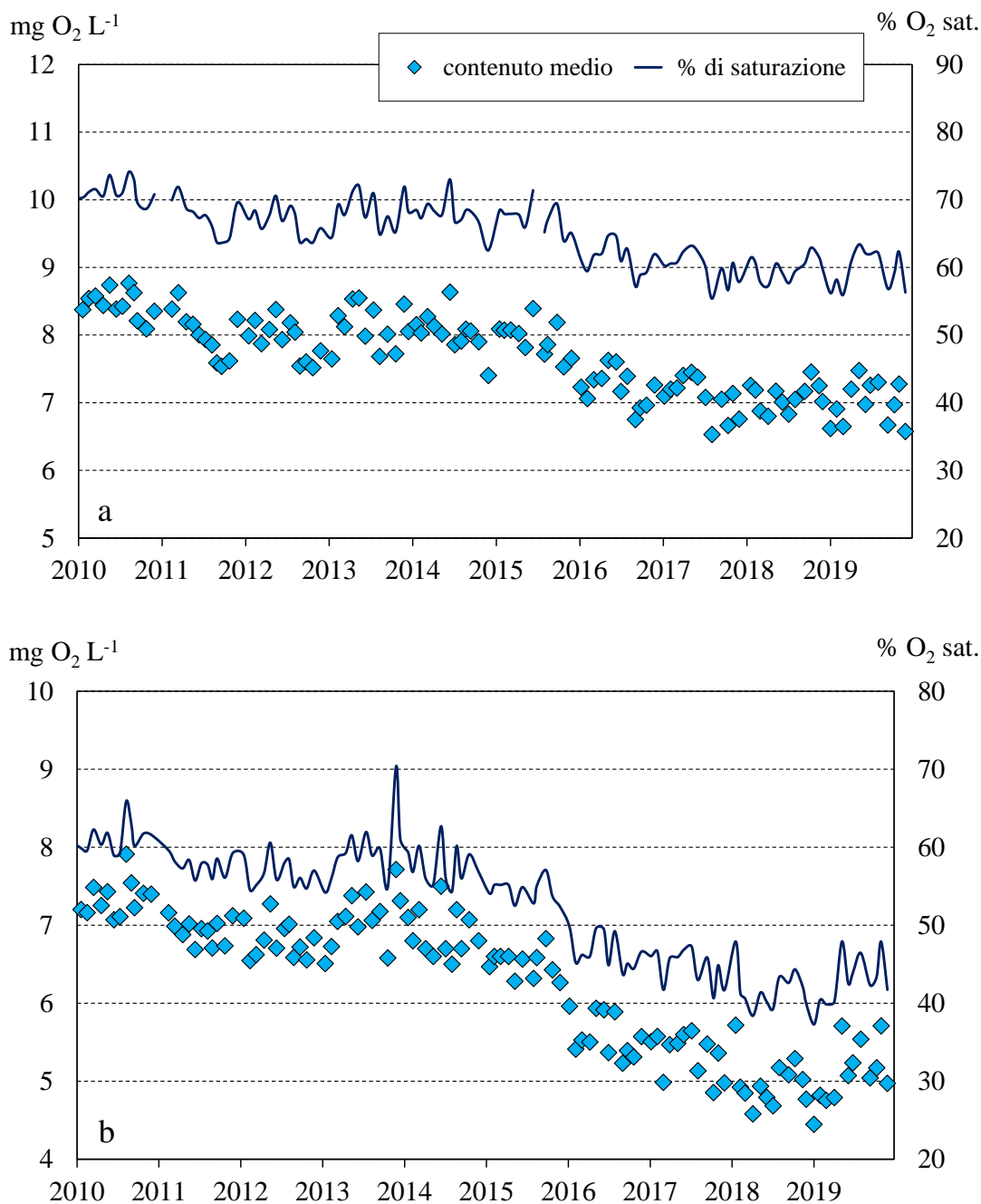


Fig. 3.3 Andamento nel periodo 2010-2019 delle concentrazioni medie di ossigeno e della % di saturazione in ipolimnio (25-360 m) (a) e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità (b) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

3.1.3 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 2019 a confronto con l'ultimo decennio. Essendo i bicarbonati, insieme al calcio, lo ione prevalente nelle acque lacustri, gli andamenti di conducibilità e alcalinità sono simili.

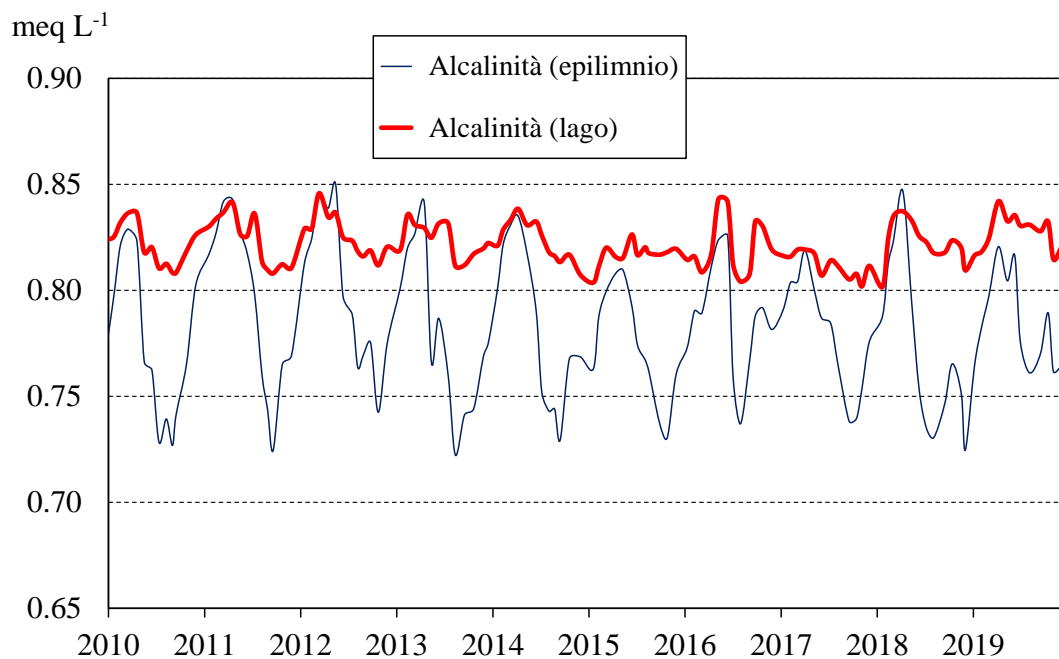


Fig. 3.4 Andamento nel periodo 2010–2019 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

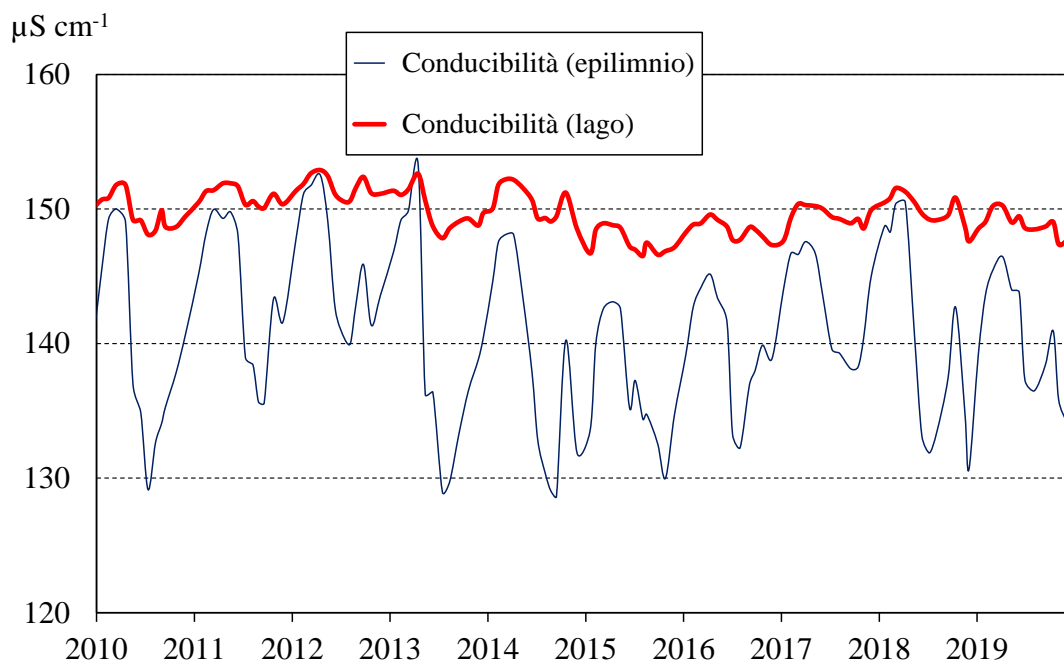


Fig. 3.5 Andamento nel periodo 2009–2018 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m).

Nel 2019 i massimi epilimnici nei mesi primaverili sono stati pari attorno a 0,85 meq L⁻¹ e 145 µS cm⁻¹ a 20 °C per alcalinità e conducibilità mentre i minimi, rilevati a gennaio e dicembre, sono stati di 0,76 meq L⁻¹ e 134-139 µS cm⁻¹ a 20 °C. Sia questi valori che quelli medi sulla colonna d'acqua non hanno mostrato anomalie rispetto al tipico andamento stagionale: dopo i massimi primaverili, i valori generalmente diminuiscono nel periodo estivo per effetto del processo di precipitazione

del carbonato di calcio che si verifica a seguito del riscaldamento delle acque e del raggiungimento della saturazione del CaCO_3 . Anche nel 2019, così come nel 2018, l'andamento dei valori ha mostrato una risalita dei valori in ottobre ($0,79 \text{ meq L}^{-1}$ e $141 \mu\text{S cm}^{-1}$) seguita da una diminuzione in novembre-dicembre (Fig. 3.4 e 3.5).

L'andamento dei valori mensili degli ioni principali è riportato in Fig. 3.6. Le concentrazioni di questi ioni presentano variazioni molto contenute sia nel corso dell'anno che nel lungo periodo, a conferma dell'elevata stabilità nella composizione chimica delle acque del lago. I solfati, in leggera diminuzione fino al 2016, hanno mostrato un aumento dei valori negli anni più recenti e nel 2019 si sono attestati tra $28,5$ e $29,7 \text{ mg L}^{-1}$. Il calcio e il magnesio presentano concentrazioni rispettivamente di $21,6$ - $22,4$ e $3,6$ - $3,7 \text{ mg L}^{-1}$. I dati del 2019 confermano la stabilizzazione delle concentrazioni di cloruri e una leggera diminuzione di quelle di sodio, tanto che attualmente i primi ($3,1$ - $3,2 \text{ mg L}^{-1}$) presentano concentrazioni leggermente più elevate dei secondi ($2,9$ - $3,0 \text{ mg L}^{-1}$), al contrario di quanto avveniva fino alla prima metà del decennio considerato. In generali i dati confermano come sia per il momento arrestata o perlomeno rallentata la tendenza all'aumento delle concentrazioni di cloruri che aveva interessato le acque del lago tra il 2000 e il 2014 (Rogora et al., 2015).

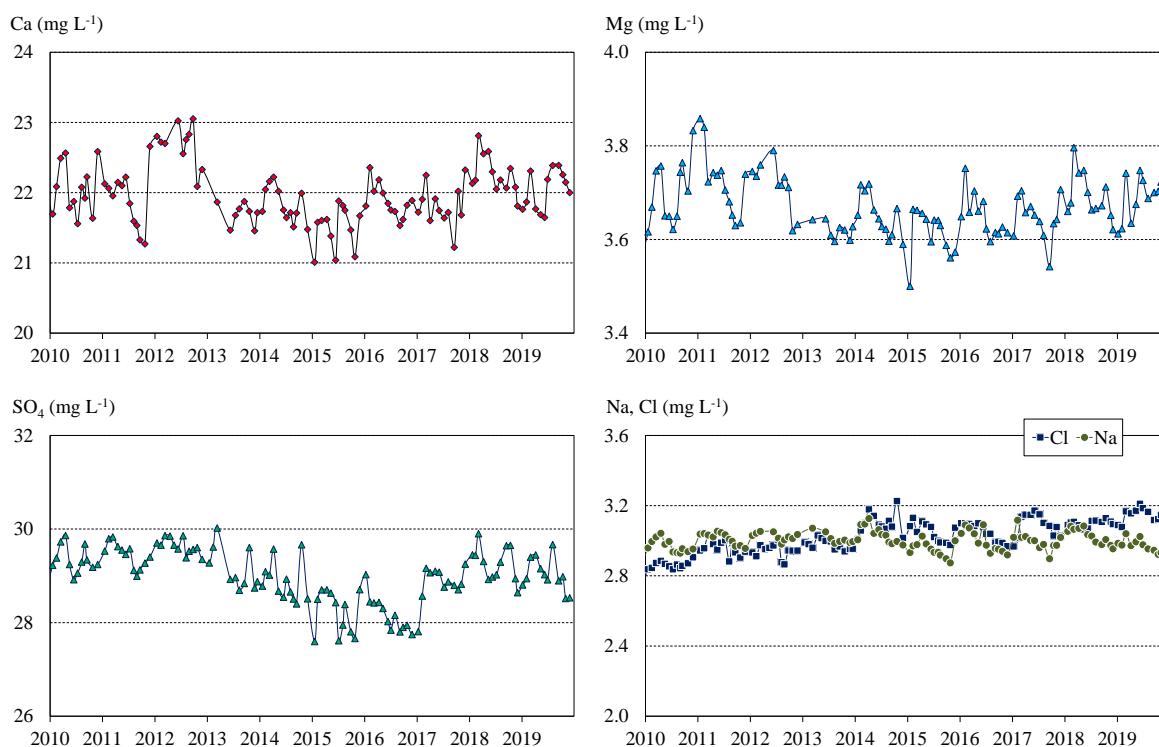


Fig. 3.6 Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2010-2019. Valori medi ponderati sulla colonna d'acqua (0-360 m).

3.1.4 Composti del fosforo, dell'azoto e silicati

Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate mensilmente nel 2019 sono riportate in Fig. 3.7 a confronto con i valori dell'ultimo decennio. Le concentrazioni delle diverse forme di azoto (organico, nitrico e totale) in epilimnio e ipolimnio sono invece riportate in figura 3.8. Nel Lago Maggiore il nitrato rappresenta la netta maggioranza dell'azoto presente nelle acque (circa il 90%), mentre

l'azoto organico contribuisce per il restante 10%; ammonio e nitriti hanno concentrazioni generalmente molto basse, attorno a 5 e 1 $\mu\text{g N L}^{-1}$ rispettivamente.

I valori medi di azoto nitrico nel 2019 sono stati compresi tra 0,74 mg N L⁻¹ a ottobre e 0,78 mg N L⁻¹ a marzo, quelli di azoto totale tra 0,82 mg N L⁻¹ a dicembre e 0,92 mg N L⁻¹ a luglio (Tab. 3.1; Fig. 3.7). I valori sono stati inferiori a quelli del 2018 e in generale confermano la tendenza alla diminuzione delle concentrazioni osservata negli ultimi anni, regolare per quanto riguarda i nitrati, meno evidente nel caso dell'azoto totale che risente anche delle variazioni delle altre forme di azoto. I valori dei nitrati si attestano attualmente attorno a 0,75 mg N L⁻¹, rispetto agli 0,85 mg N L⁻¹ del 2010-2011. Analogamente i valori di azoto totale sono passati da circa 0,95 mg N L⁻¹ a 0,85 mg N L⁻¹ (Fig. 3.7). Dai dati relativi allo strato epilimnico, si osserva però anche un altro aspetto, ovvero minimi tardo estivi di nitrati particolarmente accentuati negli ultimi anni. Ad esempio, nel 2019 i valori minimi a settembre-ottobre sono stati pari a 0,55-0,56 mg N L⁻¹, e quelli di azoto totale a circa 0,70 mg N L⁻¹. Anche i valori massimi, rilevati in inverno, mostrano una diminuzione nell'ultimo quinquennio, soprattutto per quanto riguarda l'azoto totale: nel 2019 i massimi di nitrati e azoto totale a febbraio sono stati pari a 0,77 e 0,89 mg L⁻¹, rispetto a valori di circa 0,85 e 0,98 mg N L⁻¹ negli anni 2000-2005 (Fig. 3.8a). L'azoto organico presenta variazioni più contenute nel corso dell'anno, tra 0,10 e 0,20 mg N L⁻¹, e in generale non mostra un trend dei valori nel tempo.

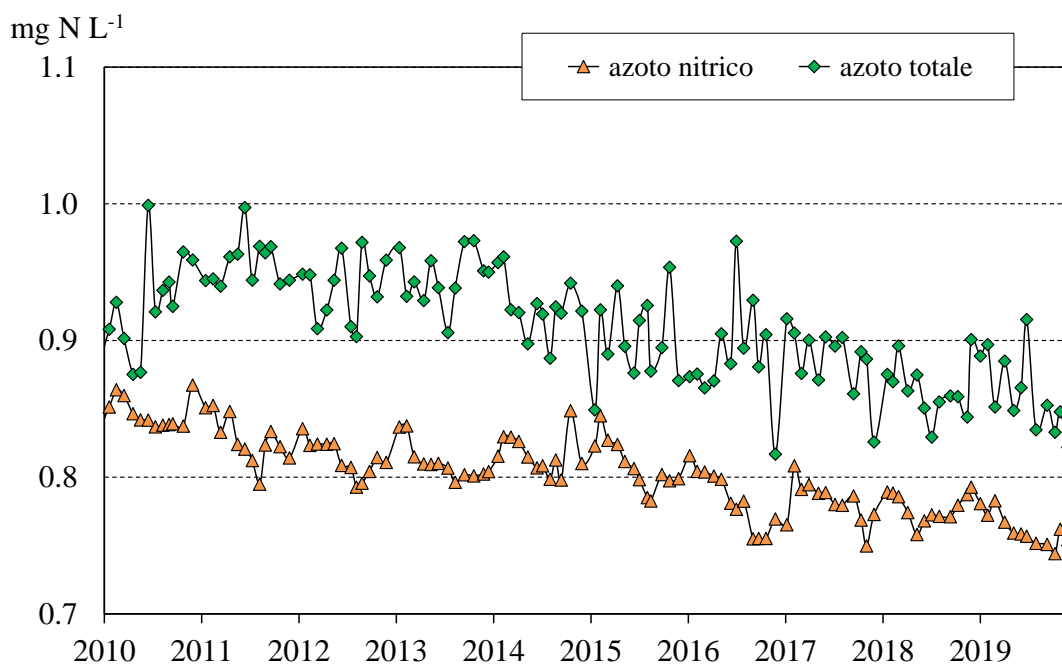


Fig. 3.7 Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2010-2019 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nelle acque ipolimniche i valori dei composti dell'azoto sono piuttosto stabili nel corso dell'anno: le concentrazioni di azoto nitrico e totale nel 2019 sono risultate attorno a 0,76-0,78 e 0,83-0,93 mg N L⁻¹ rispettivamente. Anche per i valori in ipolimnio è visibile comunque una tendenza alla diminuzione nel tempo, da 0,88-0,90 mg N L⁻¹ all'inizio del decennio agli attuali 0,76-0,78 mg N L⁻¹ per i nitrati e da 0,95-1,0 mg N L⁻¹ a circa 0,85 mg N L⁻¹ (Fig. 3.8b).

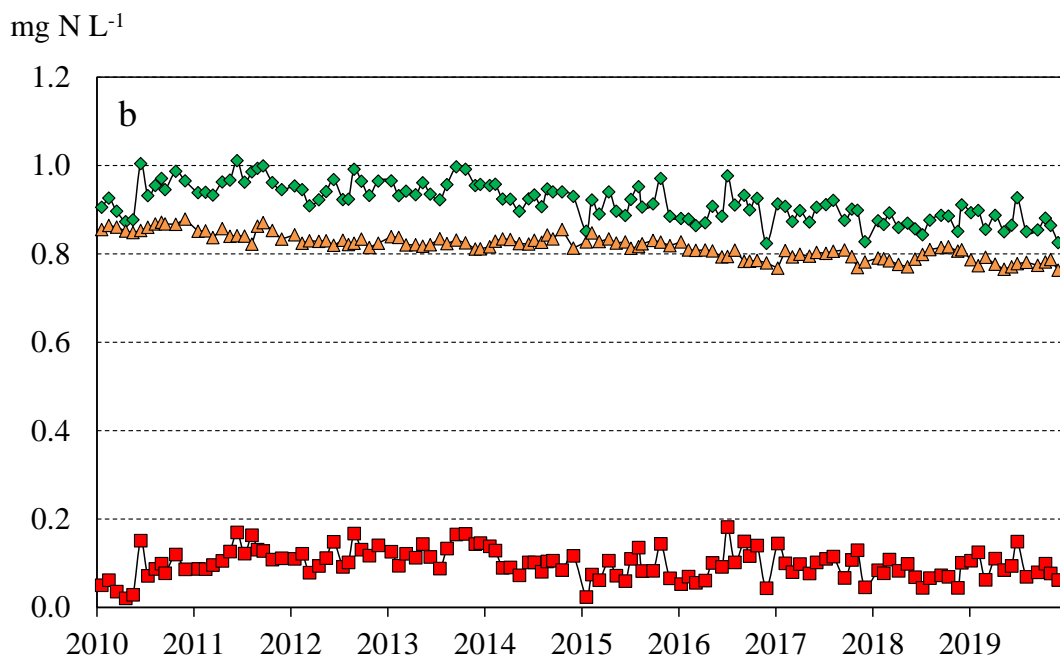
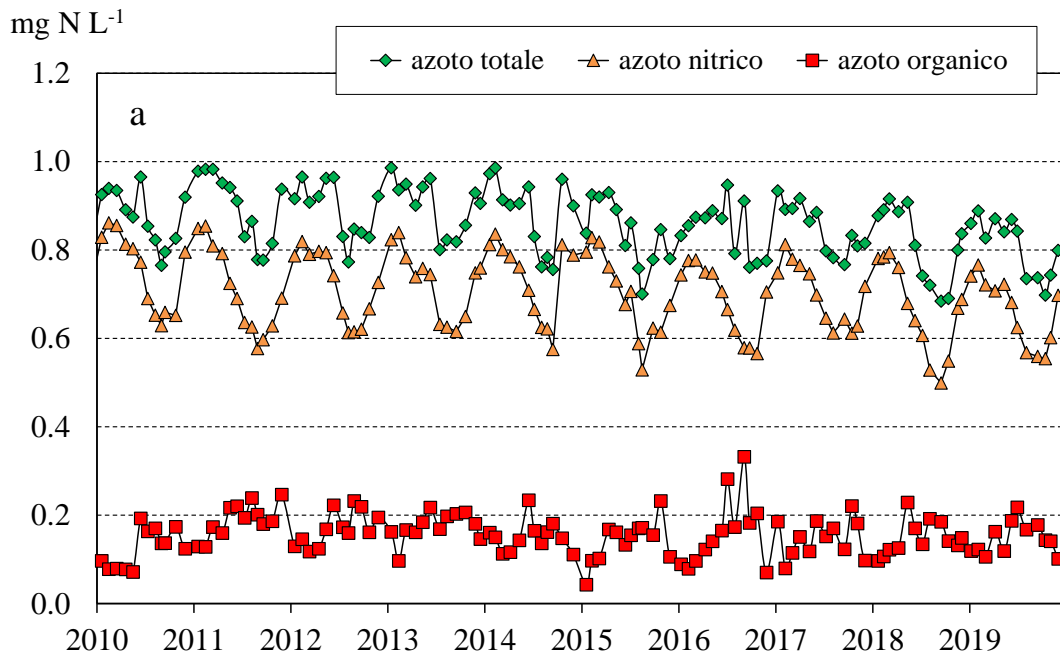


Fig. 3.8 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) (a) e ipolimnico (25-360 m) (b) nel periodo 2010-2019.

La riduzione delle concentrazioni di nitrati nelle acque del lago, e conseguentemente di azoto totale, ha avuto inizio attorno alla metà degli anni 2000 ed ha fatto seguito ad un periodo in cui le concentrazioni erano andate progressivamente aumentando; le due fasi, aumento e diminuzione, hanno seguito, pur con un leggero ritardo, le stesse tendenze osservate nelle deposizioni atmosferiche di azoto nell'areale del Lago Maggiore (Rogora et al., 2016). La fase recente di diminuzione, in particolare,

è dovuta ad un calo negli apporti atmosferici di azoto, soprattutto nella forma nitrica, conseguente alla riduzione delle emissioni in atmosfera di ossidi di azoto. La risposta del lago non è legata tanto alle deposizioni dirette sullo specchio lacustre quanto ai minori apporti di azoto attraverso i tributari. In aggiunta agli apporti esterni, si devono però considerare anche i processi a lago che regolano le dinamiche stagionali dei composti dell'azoto: la diminuzione delle concentrazioni epilimniche di nitrati, in particolare nei mesi estivi, potrebbe essere dovuta ad un maggior consumo da parte del fitoplancton.

I valori medi annui di fosforo nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2019 sono stati pari rispettivamente a 3, 11 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo (PR) e a 6, 13 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo totale (PT). Il valore medio sulla colonna d'acqua alla circolazione tardo-invernale è stato pari a 11 e 13 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il 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 PR e PT misurate nel 2019 a confronto con quelle dell'ultimo, mentre in Fig. 3.10 sono riportate le concentrazioni medie di fosforo totale negli strati epilimnico ed ipolimnico.

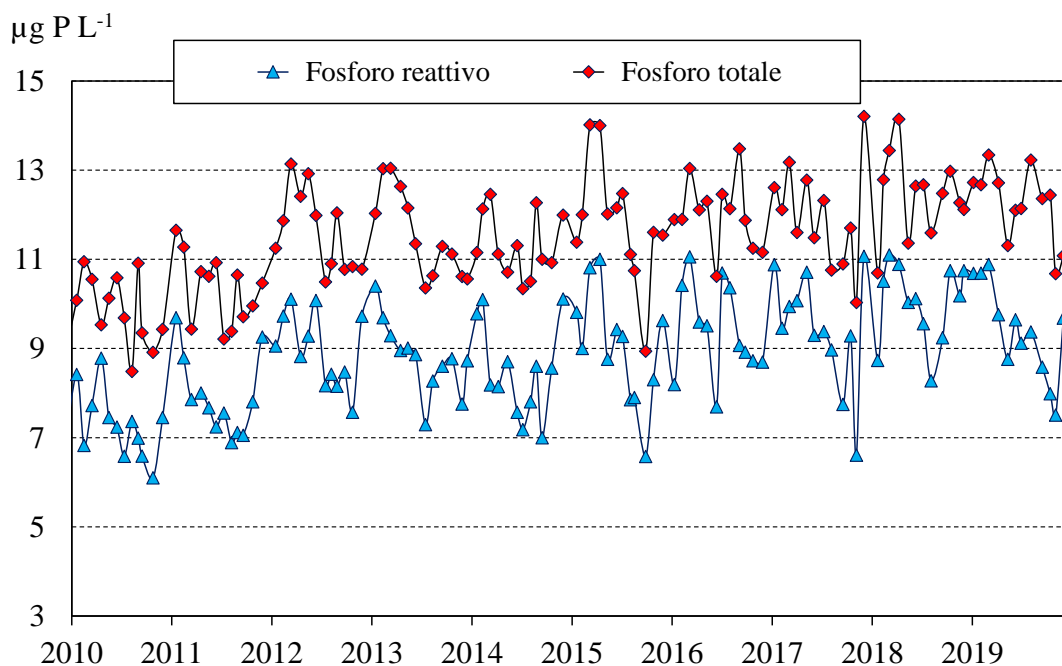


Fig. 3.9 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2010-2019 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nel 2019 le concentrazioni massime di PR e PT sono state misurate a marzo (11 e 14 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente come media sulla colonna d'acqua) e i minimi in novembre (8 e 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$). Un minimo relativo è stato inoltre rilevato a maggio (8 e 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$) (Fig. 3.9). La diminuzione in questo mese dell'anno è ben visibile quando si considerano i valori medi epilimnici (Fig. 3.10) ed è dovuta al consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche.

Sia i valori epilimnici che ipolimnici nel 2019 non si sono discostati da quelle degli anni precedenti. In particolare, non si è osservato un ulteriore aumento dei valori in ipolimnio, che erano andati progressivamente aumentando nel corso del decennio

passando da 10-11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ a valori prossimi a 14 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Fig. 3.10). Anche considerando i valori medi sulla colonna d'acqua (Fig. 3.9), andati aumentando nel tempo a causa dell'accumulo di fosforo in ipolimnio, si può osservare come nel 2019 le concentrazioni si siano stabilizzate l'aumento. I valori di fosforo sono andati aumentando nel tempo soprattutto alle profondità al di sotto dei 200 m, raggiungendo negli ultimi anni concentrazioni di fosforo totale comprese tra 20 e 30 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Come già descritto nelle precedenti relazioni, questo accumulo di fosforo negli strati più profondi è una diretta conseguenza del limitato mescolamento verticale delle acque a fine inverno. Questa tendenza è stata descritta anche per gli altri laghi profondi subalpini; insieme alla diminuzione dell'ossigeno disciolto, descritta nel paragrafo 3.2, l'accumulo di nutrienti negli strati profondi e la loro mancata redistribuzione agli strati superficiali sono da ritenersi tra gli effetti più evidenti del riscaldamento climatico sui laghi profondi (Salmaso et al., 2017; Rogora et al., 2018).

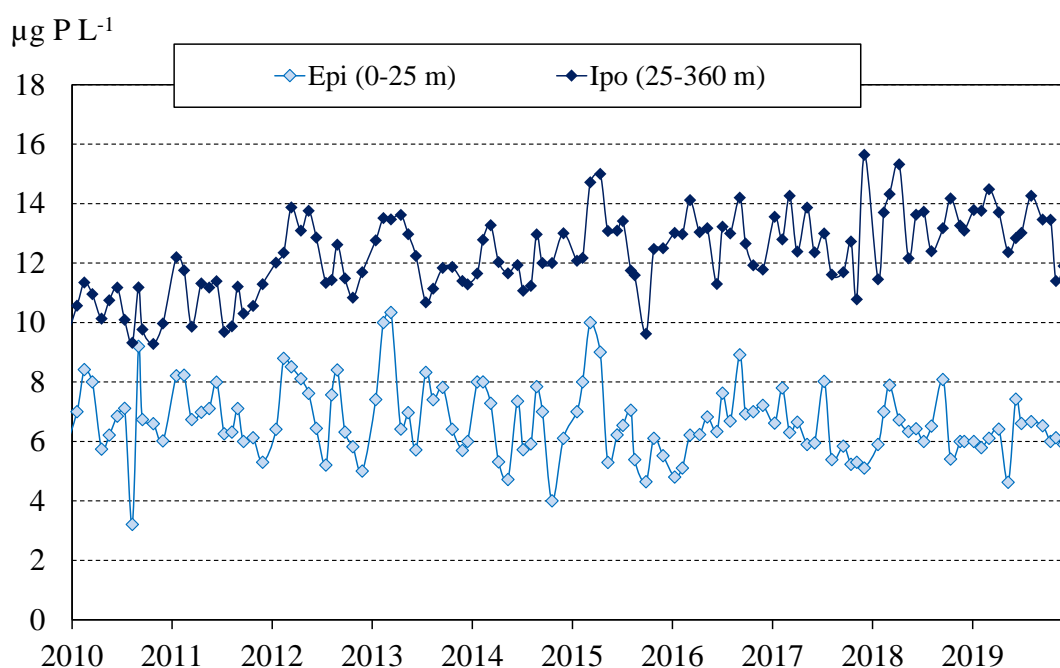


Fig. 3.10 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di fosforo totale nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2010-2019.

Le concentrazioni medie annue di silicati in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2019 sono state pari rispettivamente a 1,05, 1,84 e 1,72 mg Si L^{-1} e il valore medio alla circolazione tardo-invernale pari a 1,81 mg Si L^{-1} .

La figura 3.11 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e ipolimnici (25-360 m) dei silicati nel periodo 2010-2019. Nel 2019 i valori in epilimnio hanno mostrato il tipico andamento stagionale che caratterizza questa variabile, con massimi invernali (1,50 mg Si L^{-1} a gennaio-febbraio) e minimi estivi (0,49 mg Si L^{-1} in agosto). Il minimo relativo di aprile (0,93 mg Si L^{-1}) è da attribuire alle fioriture primaverili di Diatomee, come confermato dai valori piuttosto elevati di clorofilla misurati in questo periodo dell'anno (vedi Capitolo 4 sulle successioni fitoplanctoniche).

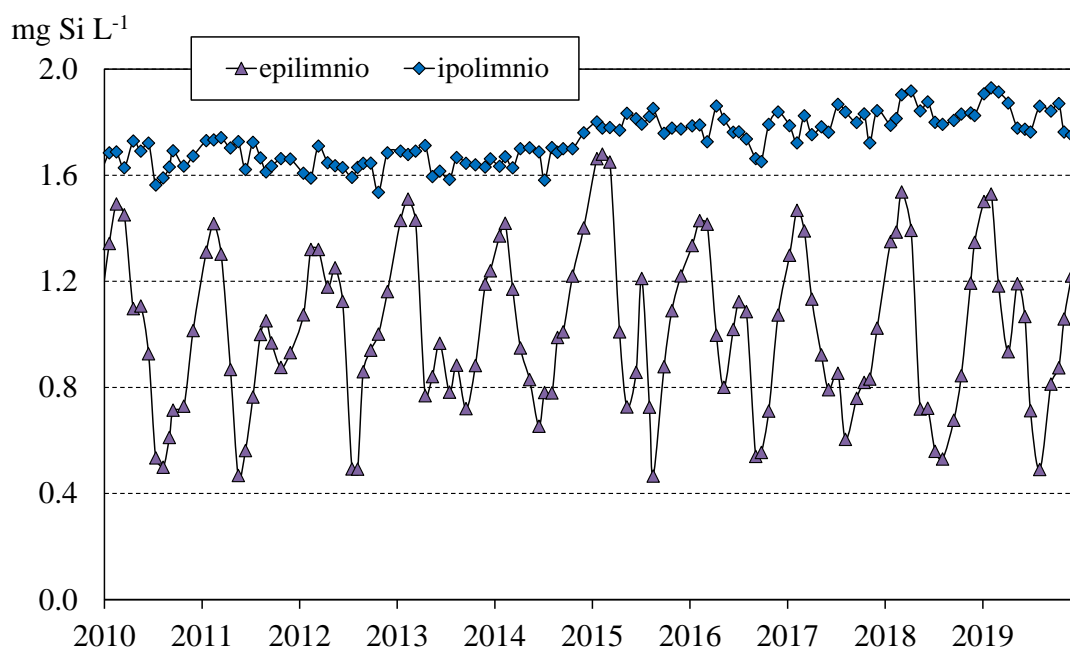


Fig. 3.11 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2010-2019.

In ipolimnion i valori dei silicati mostrano una variabilità limitata (tra 1,75 e 1,93 mg Si L⁻¹). Come già rilevato per il fosforo, anche nel caso della silice, la tendenza all'aumento dei valori ipolimnici osservata negli ultimi anni (da 1,5-1,6 mg Si L⁻¹ agli attuali 1,70 mg Si L⁻¹) non sembra proseguire nel 2019, in quanto i valori di quest'anno appaiono molto simili se non leggermente inferiori a quelli dell'anno precedente. Così come per l'ossigeno e i composti del fosforo, anche in questo caso sarà importante proseguire nella raccolta regolare di dati per verificare se si tratti effettivamente di un'interruzione nel trend o, come è da ritenersi più probabile, semplicemente di una situazione dovuta alla normale variabilità interannuale delle concentrazioni. Poiché anche nel 2019 il mescolamento tardo-invernale del lago è stato piuttosto limitato (vedi Cap. 2), verosimilmente la tendenza alla diminuzione del contenuto di ossigeno e all'accumulo di nutrienti negli strat profondi proseguirà anche nei prossimi anni e necessita di essere monitorata con attenzione. Per una trattazione più approfondita sul tema della termica e dell'idrodinamica lacustre si rimanda al Cap. 2.

3.1.5 Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti di marzo e settembre 2019, rappresentativi delle condizioni di circolazione e stratificazione, sui campioni raccolti alle diverse profondità sono state eseguite le analisi dei principali metalli in tracce mediante spettrofotometria ICP-OES con nebulizzatore concentrico ed ultrasonico. I risultati sono riportati in Tab. 3.3 insieme ai valori del limite di detezione (LOD) della metodica utilizzata.

Tab. 3.3 Concentrazioni (µg L⁻¹) dei principali metalli pesanti nelle acque del Lago Maggiore. Valori medi in epilimnion, ipolimnion e sulla colonna d'acqua nei campionamenti di marzo e settembre 2019. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

	Al	Ba	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	Zn
--	----	----	----	----	----	----	----	----	----

04.03.19	Epi	2,7	8,3	3	1	<	0,1	0,5	174	1,5
	Ipo	3,0	8,6	2	2	<	0,4	0,4	200	1,4
	Lago	3,0	8,5	2	2	<	0,4	0,4	197	1,4
16.09.19	Epi	4,7	5,2	<	1	0,5	0,2	0,4	112	0,3
	Ipo	2,5	5,3	<	2	0,6	0,2	0,4	124	0,8
	Lago	2,8	5,2	<	2	0,6	0,2	0,4	122	0,8
LOD		2,0	0,1	0,7	1,0	0,3	0,1	0,3	0,03	0,5

As, Cd, Co, Cr, Pt, Pb, Se, Ti e V sono risultati sempre al di sotto del LOD. Tutti gli altri elementi presentano concentrazioni molto basse, spesso al limite del LOD, con l'eccezione dello stronzio (110-200 $\mu\text{g L}^{-1}$), di origine geogenica. I metalli che potrebbero presentare qualche criticità perché potenzialmente tossici, come Al, Cr, Cu, Cd, Ni e Pb, sono presenti in concentrazioni molto basse. Le concentrazioni della maggior parte degli elementi considerati sono risultate più elevate nel mese di marzo (Ba, Cu, Sr, Zn), ma nel complesso non si osservano differenze evidenti tra i due periodi considerati.

3.2 Tributari ed emissario

3.2.1 Concentrazioni medie

I valori medi annui, ottenuti dai campionamenti mensili, delle principali variabili chimiche nei 14 tributari del Lago Maggiore considerati nel monitoraggio e nel Ticino emissario sono riportati in Tab. 3.4. Le variabili chimiche di base (pH, conducibilità, alcalinità) e i silicati dipendono prevalentemente dalle caratteristiche litologiche dei bacini e non presentano variazioni significative da un anno all'altro; la loro variabilità stagionale dipende invece soprattutto da fattori idrologici e si osserva in genere una relazione inversa con le portate. L'alcalinità, i cui valori dipendono dalla presenza di rocce carbonatiche, presenta basse concentrazioni (0,23-0,31 meq L⁻¹) nei tributari con bacino a composizione prevalentemente silicica come San Giovanni, San Bernardino, Cannobino e Verzasca e concentrazioni più elevate (tra 1,50 e 2,00 meq L⁻¹) nei tributari con presenza di rocce carbonatiche più solubili (es. Tresa). La conducibilità varia tra 40-50 μS cm⁻¹ (Verzasca, Cannobino, San Bernardino) e 200-230 μS cm⁻¹ a 20 °C, i silicati tra 0,70 (Erno, Tresa) e oltre 4,0 mg Si L⁻¹ (San Giovanni) (Tab. 3.4). Si collocano al di fuori di questi intervalli gli immissari Boesio e Bardello, in cui alcalinità e conducibilità superano rispettivamente i 3,0 e 5,0 meq L⁻¹ e i 350 e 600 μS cm⁻¹, a causa della contaminazione delle acque di questi tributari da scarichi non sufficientemente depurati e quindi dalla presenza in soluzione di composti che ne influenzano anche la chimica di base.

Tab. 3.4 Valori medi annui delle principali variabili chimiche nei tributari e nell'emissario del Lago Maggiore nel 2019. Per gli acronimi delle variabili si veda Tab. 3.1.

	Acronimo	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	5.126	607.4	0.14	4.45	0.63	5.21	289	3.14
Bardello	BAR	3.284	390.0	0.13	2.20	0.47	2.81	189	2.12
Tresa ^(a)	TRE	1.974	225.9	0.06	1.18	0.24	1.48	27	0.67
Giona	GIO	0.376	78.6	0.02	0.98	0.12	1.12	26	3.92
Vevea	VEV	1.596	231.3	0.05	2.69	0.26	3.00	26	5.27
Strona	STR	0.460	82.3	0.09	1.01	0.19	1.29	39	2.35
Toce	TOC	0.814	165.6	0.04	0.53	0.14	0.71	21	2.36
San Giovanni	SGI	0.277	59.1	0.01	1.11	0.16	1.28	13	4.35
Erno	ERN	1.776	206.9	0.05	1.01	0.20	1.26	16	0.71
San Bernardino	SBE	0.312	52.9	0.01	0.82	0.13	0.96	8	3.04
Cannobino ^(b)	CAN	0.245	43.2	0.04 (0.01)	0.50	0.13	0.68	11 (4)	3.43
Maggia	MAG	0.450	62.4	0.01	0.61	0.11	0.72	4	2.89
Ticino immissario	TIM	1.026	235.3	0.02	0.71	0.12	0.85	6	2.49
Verzasca	VER	0.239	41.8	0.01	0.69	0.11	0.81	4	2.57
Ticino emissario	TEM	0.797	140.0	0.01	0.62	0.17	0.80	9	0.94

^(a) Comprensivo delle acque emissarie del Lago di Lugano e del T. Margorabbia

^(b) Tra parentesi le concentrazioni medie annue di N-NH₄ e PT escludendo il dato anomalo di agosto 2019

Boesio e Bardello si discostano dagli altri corsi d'acqua anche per quanto riguarda il livello dei composti di fosforo e azoto: l'azoto ammoniacale presenta concentrazioni di 0,13-0,14 mg N L⁻¹ rispetto a 0,01-0,05 negli altri tributari (0,09 mg N L⁻¹ nello Strona), l'azoto organico 0,63 e 0,47 mg N L⁻¹ rispetto a 0,10-0,20 e il fosforo totale 289 e 189 µg P L⁻¹ rispetto a valori inferiori a 30 (39 µg P L⁻¹ nello Strona). Il Boesio presenta le concentrazioni più elevate, quasi doppie rispetto a quelle del Bardello sia per il fosforo che per i composti dell'azoto. In entrambi i casi i dati sono comunque indicativi di un'elevata compromissione delle acque da scarichi non adeguatamente depurati, aspetto che è stato messo in luce in tutte le precedenti campagne di indagine. Tra gli altri corsi d'acqua la situazione più critica è quello dello Strona, soprattutto per quanto riguarda il fosforo. Anche il Torrente Vevera presenta concentrazioni moderate di azoto organico e totale. Giona, Tresa e Toce si caratterizzano per concentrazioni di fosforo totale comprese tra 21 e 27 µg P L⁻¹ mentre in tutti gli altri tributari i valori sono compresi tra 4 e 16 µg P L⁻¹.

Nel Torrente Cannobino sono state misurate concentrazioni anomale di fosforo (79 µg P L⁻¹) e azoto ammoniacale (0,74 mg N L⁻¹) nel campionamento di agosto, che non si sono poi ripetute nei campionamenti successivi e che sono atipiche per questo corso d'acqua, tra quelli con le più basse concentrazioni di nutrienti. I valori medi annui hanno risentito di questo dato; escludendolo, il fosforo totale risulta in linea con quello che caratterizza solitamente questo corso d'acqua (4 µg P L⁻¹).

Nelle figure 3.12 e 3.13 sono riportati i dati mensili per quanto riguarda fosforo e azoto totale rilevati nei principali tributari nel corso del 2019. In generale nei tributari non si evidenzia un andamento stagionale delle concentrazioni: tra i corsi d'acqua caratterizzati da bassi tenori di fosforo, alcuni hanno presentato un picco di concentrazione in agosto (Cannobino, Ticino, San Bernardino). Il San Bernardino, in particolare, nel 2019 è stato caratterizzato da concentrazioni superiori alla media (15-20 µg P L⁻¹) in alcuni mesi dell'anno (giugno, agosto, ottobre) ma questa tendenza è stata discontinua e nei restanti periodi i valori sono sempre stati attorno a 5 µg P L⁻¹ (Fig. 3.12a). Nei tributari con concentrazioni più elevate, e in particolare nel Boesio e Bardello, i valori più elevati di fosforo sono stati misurati nei mesi estivi e in febbraio-marzo. Nel Boesio, in particolare, a giugno e settembre si sono misurati valori di fosforo totale molto elevati (rispettivamente 441 e 490 µg P L⁻¹). Nel Bardello le concentrazioni variano tra poco meno di 100 µg P L⁻¹ (marzo e novembre) e oltre 300 µg P L⁻¹ (luglio-agosto) (Fig. 3.12c). Seguire l'andamento delle concentrazioni in quest'ultimo corso d'acqua è particolarmente importante poiché il Bardello, emissario del Lago di Varese, è stato individuato come corpo idrico recettore dell'acqua ipolimnica che verrà prelevata dal lago nel contesto degli interventi di risanamento previsti dall'AQST Lago di Varese (per approfondimenti: www.lagodivarese.regione.lombardia.it).

La variabilità interannuale delle concentrazioni nei tributari dipende in parte dall'idrologia, di conseguenza valori più elevati nei mesi estivi possono essere collegati alle minori portate di questo periodo; nei corsi d'acqua più inquinati la variabilità può però dipendere anche da apporti discontinui da scarichi civili e/o industriali. Nel caso dell'azoto, in particolare dei nitrati, le deposizioni stesse sono un veicolo di questo elemento, per cui nei periodi con precipitazioni abbondanti si possono verificare aumenti di concentrazione. Nel 2019 le concentrazioni di azoto totale sono risultate leggermente più elevate nei mesi invernali e più basse nei mesi tardo primaverili nella maggior parte dei tributari, con l'eccezione già discussa del Cannobino in cui il valore di azoto di agosto totale risente del dato anomalo di ammonio (Fig. 3.13a, b).

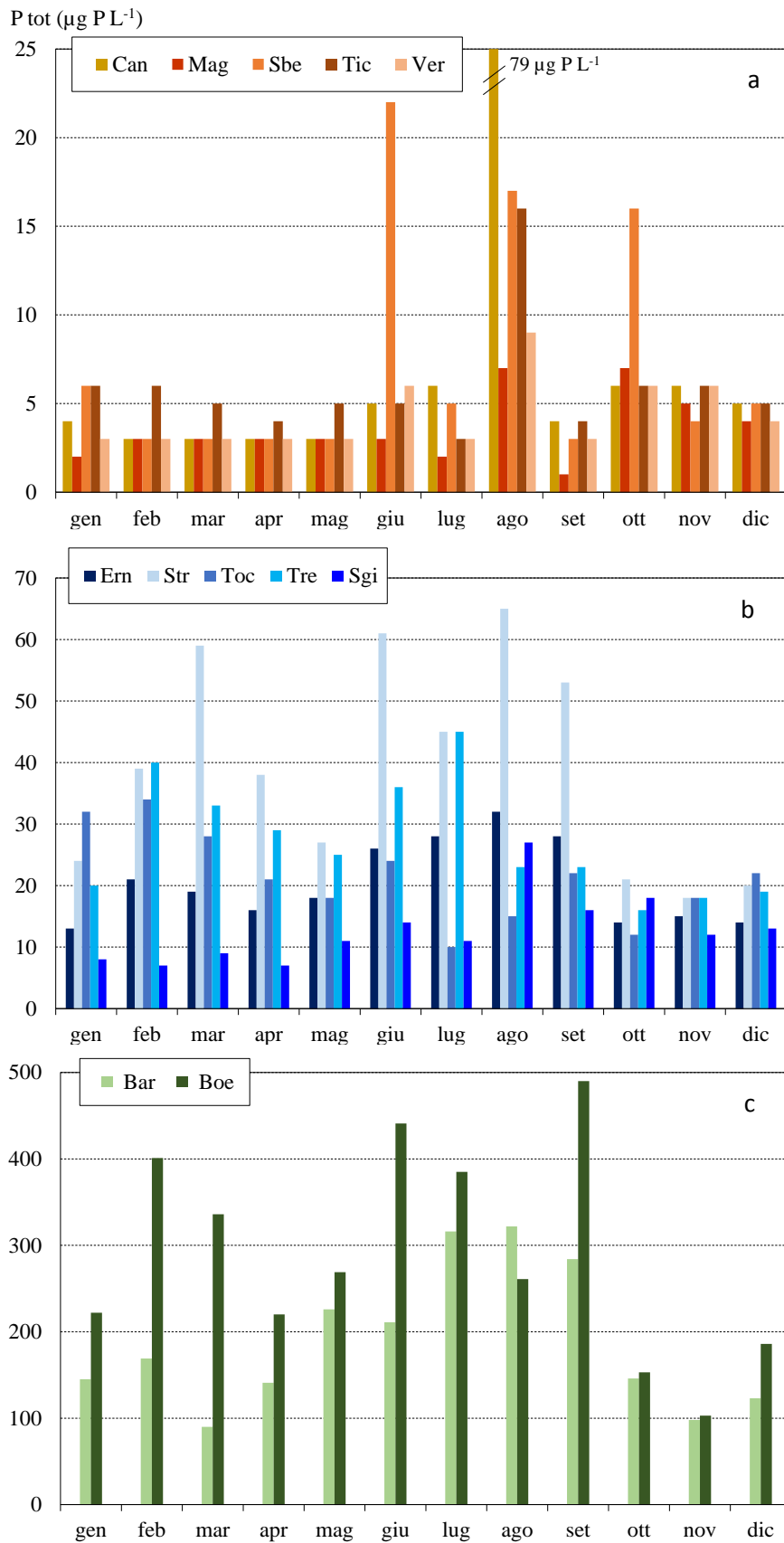


Fig. 3.12 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2019.

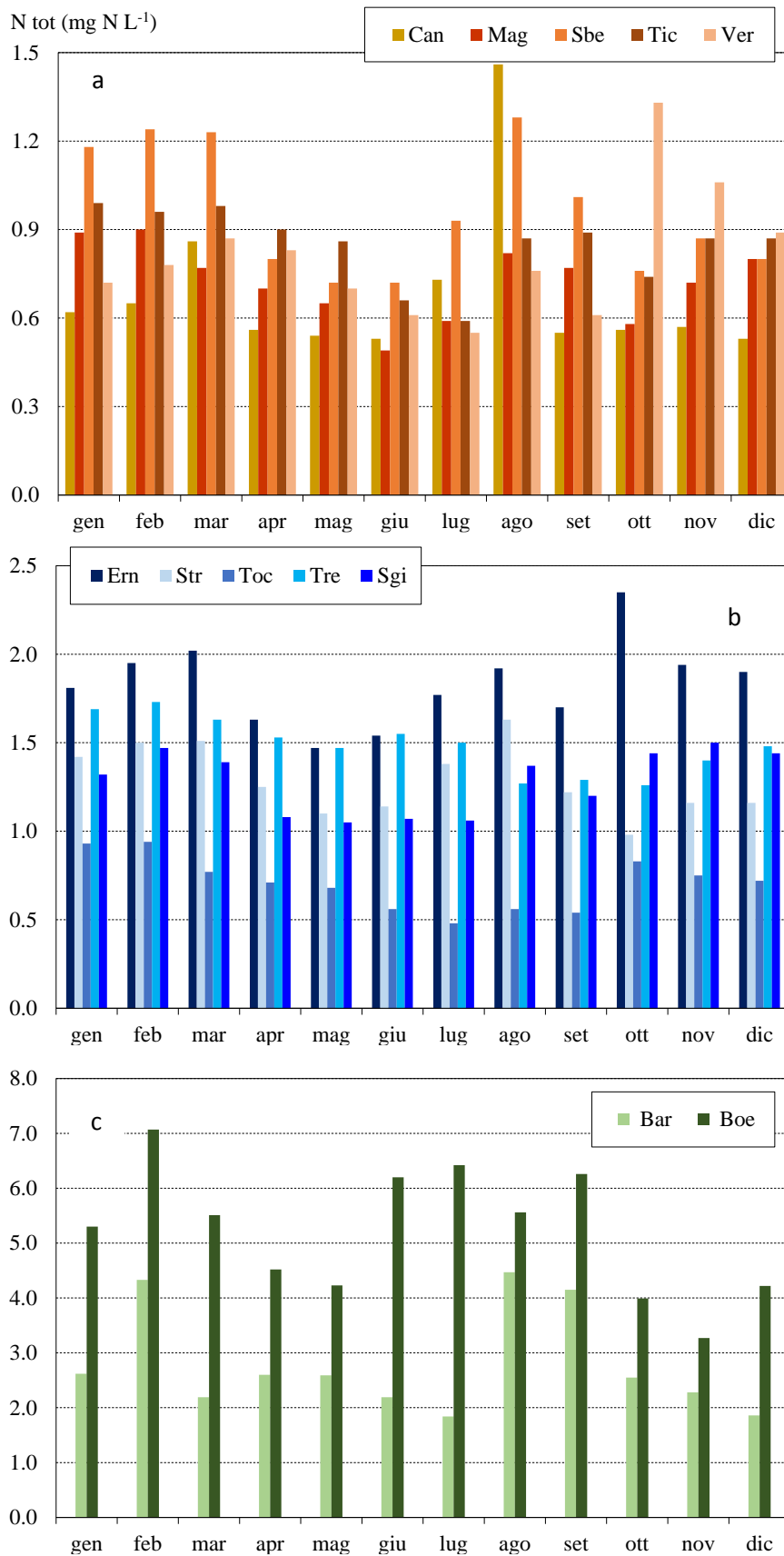


Fig. 3.13 Andamento delle concentrazioni mensili di azoto totale nei principali tributari del Lago Maggiore nell'anno 2019.

I dati mensili confermano la marcata differenza qualitativa tra le acque dei diversi tributari. In alcuni di essi (Cannobino, Maggia, San Bernardino, Ticino Immissario, Verzasca), le concentrazioni di P totale sono prevalentemente inferiori a $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ (in diversi mesi al di sotto di $5 \mu\text{g P L}^{-1}$) e quelle di N totale quasi sempre al di sotto di $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$ (Fig. 3.12a e 3.13a). In questi corsi d'acqua la variabilità nel corso del 2019 è stata abbastanza contenuta, con l'eccezione già citata delle concentrazioni elevate di P totale rilevate nel mese di agosto.

I tributari Erno, Strona, Toce, Tresa e San Giovanni presentano concentrazioni di P e N totale generalmente comprese tra 10 e $40 \mu\text{g P L}^{-1}$ (più alte nel caso dello Strona, tra 20 e $60 \mu\text{g P L}^{-1}$) e tra $0,5$ e $2,0 \text{ mg N L}^{-1}$ rispettivamente (Fig. 3.12b e 3.13b). Il Torrente Erno si caratterizza per concentrazioni più elevate di N totale (tra $1,5$ e $2,4 \text{ mg N L}^{-1}$), rappresentato al 90-95% da azoto nitrico. Con l'eccezione dei picchi di P totale nello Strona in alcuni mesi dell'anno, dovuti a qualche apporto discontinuo nel corso dell'anno, anche in questi corsi d'acqua la variabilità interannuale nel 2019 è stata abbastanza contenuta.

Infine, il Boesio, e in misura minore il Bardello, si caratterizzano per concentrazioni di P totale elevate in tutti i mesi dell'anno, quasi sempre al di sopra di $100 \mu\text{g P L}^{-1}$. Anche l'N totale si mantiene costantemente elevato, al di sopra di $3,0$ e $2,0 \text{ mg N L}^{-1}$ rispettivamente (Fig. 3.12c e 3.13c). Questi corsi d'acqua sono quindi interessati costantemente da reflui non depurati. Come già ricordato, nel caso del Bardello, fondamentale per la qualità delle acque e la sua evoluzione temporale è la condizione del Lago di Varese, del quale il torrente è emissario, ma anche la presenza di ulteriori apporti di nutrienti e inquinanti lungo il corso d'acqua, dall'uscita dal Lago di Varese all'ingresso nel Lago Maggiore, punto di monitoraggio nell'ambito delle ricerche CIP AIS.

Nella figura 3.14 le concentrazioni medie annue di P e N totale misurate nel 2019 nei diversi tributari sono messe a confronti con i valori medi del precedente triennio di indagini (2016-18; Rogora et al., 2019), allo scopo di valutare eventuali tendenze all'aumento o diminuzione dei valori. Tenendo conto dell'areale drenato, sono state inoltre calcolate le concentrazioni medie areali, ovvero i valori medi di P e N delle acque tributarie nel loro complesso; il dato del 2019 è messo a confronto con quelli pregressi in Fig. 3.15.

I dati del 2019 non si sono discostati in modo evidente da quelli medi dell'ultimo triennio, sia per quanto riguarda il P che l'N totale, ad indicare una sostanziale stabilità delle condizioni qualitative delle acque dei tributari. Solo nel caso del Bardello si osserva un peggioramento per quanto riguarda il P totale, passato da 145 a $189 \mu\text{g P L}^{-1}$, con un aumento del 30% circa (Fig. 3.14a). L'azoto totale è diminuito nella maggior parte dei tributari, con l'eccezione di Bardello, Boesio e Vevera (Fig. 3.14b).

Nel Torrente Erno si è verificata una diminuzione delle concentrazioni medie di N totale (-29%), dovuto però quasi esclusivamente ai nitrati, in quanto azoto ammoniacale ed organico sono invece aumentati nel 2019. Il confronto con i dati della serie storica evidenziano come i valori medi del 2019 ($20 \mu\text{g P L}^{-1}$ e $0,95 \text{ mg N L}^{-1}$) siano stati in linea quelli degli ultimi anni, confermando la sostanziale stabilità delle concentrazioni di nutrienti nei tributari.

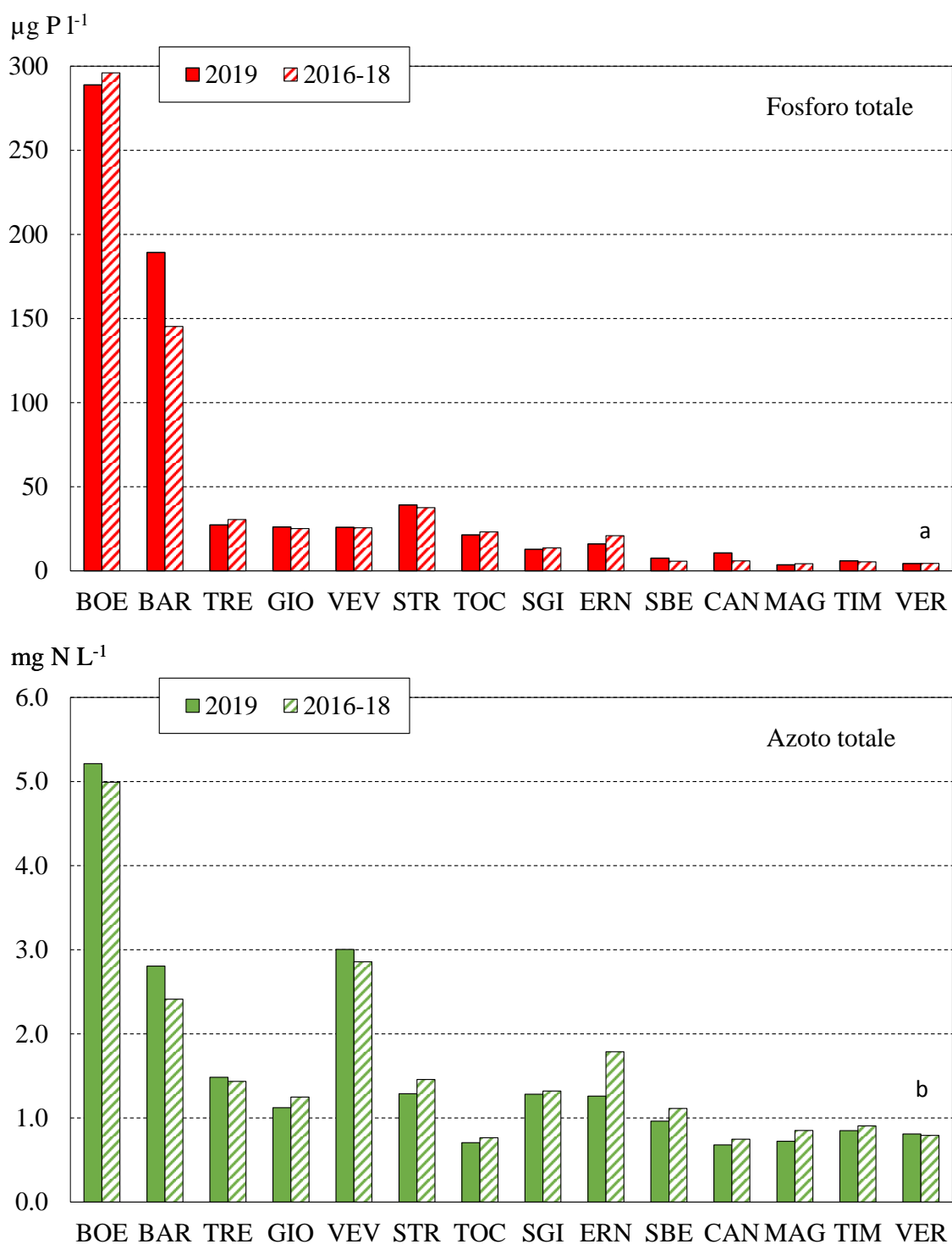


Fig. 3.14 Concentrazioni medie annue di P totale (a) e N totale (b) misurate nei principali tributari del Lago Maggiore nel 2019, a confronto con i valori medi del triennio 2016-18. Per gli acronimi si veda Tab. 3.4.

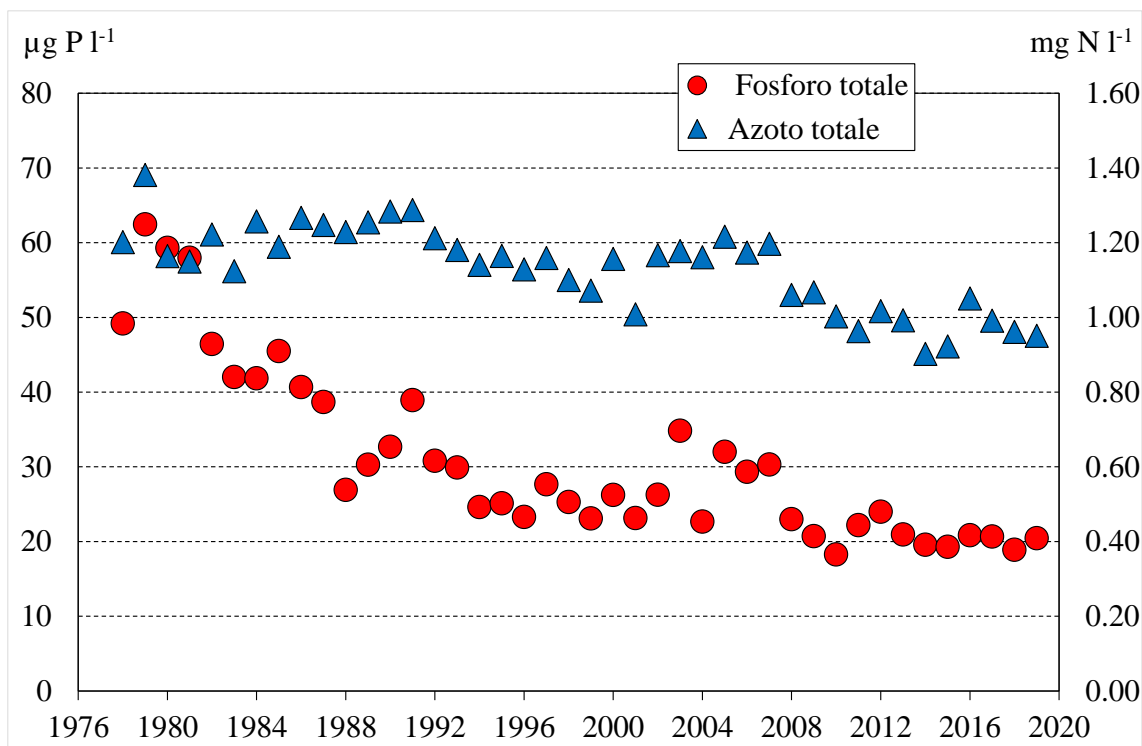


Fig. 3.15 Concentrazioni medie areali di P e N totale veicolate al Lago Maggiore dai tributari nel periodo 1978-2019.

3.2.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi per l'anno 2019 di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai tributari e quelli in uscita attraverso il Ticino emissario sono riportati in Tab. 3.5. Il carico del Boesio verrà calcolato non appena disponibili i dati di portata per il 2019.

Per quanto riguarda i carichi di azoto totale, i contributi più elevati nel 2019 sono stati quelli di Ticino Immissario, Toce, Maggia e Tresa, compresi tra circa 1000 e 1900 t N a⁻¹. Gli apporti di azoto nitrico, che rappresenta la maggioranza del carico di azoto, da questi corsi d'acqua sono compresi tra 800 e 1500 t N a⁻¹. Anche per azoto ammoniacale ed organico, i carichi maggiori sono quelli di Toce (87 e 319 t N a⁻¹), Ticino Immissario (45 e 360 t N a⁻¹) e Tresa (38 e 168 t N a⁻¹). Per questi composti diventano rilevanti anche gli apporti da tributari minori, come Bardello e Strona (rispettivamente 7 e 19 t N a⁻¹ e 11 e 75 t N a⁻¹). I rimanenti tributari presentano carichi di azoto totale compresi tra 60 e 270 t N a⁻¹. Gli apporti di azoto ammoniacale variano tra meno di 1 t N a⁻¹ per Erno e Vevera e 12 t N a⁻¹ della Maggia e quelli di azoto organico tra 5-6 e 157 t N a⁻¹.

In termini percentuali, il contributo di Toce e Strona al carico totale di azoto nel 2019 è stato pari al 29% circa, seguito da quello del Ticino Immissario (27%) e da Tresa (16%) e Maggia (14%). Per l'ammonio, Toce e Strona apportano più del 45% del carico totale, seguiti dal Tresa (18%), mentre per l'azoto organico il carico di Toce e Strona (32%) è simile a quello del Ticino immissario (30%); seguono Tresa (14%) e Maggia (13%).

Per quanto riguarda i carichi di fosforo, anche nel 2019 il contributo più elevato risulta essere quello del Toce (51 t P a⁻¹): seguono, ma con carichi decisamente inferiori,

Tresa (17 t P a⁻¹), Ticino Immissario (15 t P a⁻¹) e Maggia (7 t P a⁻¹). In termini percentuali, il contributo di Toce e Strona è pari al 52% del totale, seguito da Tresa (15%) e Ticino Immissario (13%). Tra gli altri tributari, i contributi più rilevanti sono quelli della Maggia (6%) e Bardello (7%), quest'ultimo a fronte di un bacino di dimensioni ridotte (meno del 2% della superficie totale del bacino del lago) e di portate limitate. I rimanenti tributari apportano carichi ridotti di fosforo ridotti, in genere compresi tra 1 e 2 t P a⁻¹. Sia i carichi complessivi che i contributi in termini percentuali potranno essere rivisti una volta calcolati i carichi del Torrente Boesio.

Tab. 3.5 Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali ed uscite attraverso l'emissario per il 2019.

	N-NH ₄	N-NO ₃	N _{org}	TN	TP
Ticino Immissario ^(a)	45	1483	360	1888	15
Maggia ^(b)	12.2	799	157	968	6.8
Verzasca ^(b)	3.3	227	41	271	1.9
Cannobino ^(a)	1.3	65	16	82	0.9
San Giovanni ^(a)	1.0	103	15.4	119	1.2
San Bernardino ^(a)	1.5	185	23.6	210	1.3
Toce Ossola ^(a)	87	1197	319	1603	51
Strona ^(a)	11.0	319	75	404	9.3
Erno ^(a)	0.2	55	6	61	0.6
Vevera ^(b)	0.7	71	5	77	0.6
Bardello ^(a)	6.8	89	19	115	7
Boesio ^{(a)*}					
Tresa ^(a)	38	909	168	1115	17
Giona ^(b)	1.0	65	9	75	1.4
Totale	210	5565	1212	6986	114
Ticino emissario ^(a)	165	5855	1605	7624	91

^(a)Valori calcolati dai dati di concentrazione e dai deflussi.

^(b)Valori calcolati dalla regressione fra concentrazione e contributi areali.

*valori mancanti a causa della mancanza dei dati di portata

I bilanci complessivi provvisori per azoto e fosforo totale sono stati calcolati per il 2019 e riportati rispettivamente nelle Tab. 3.6 e 3.7. Nelle stesse tabelle sono riportati i valori dell'ultimo decennio. Alla somma degli apporti dai tributari campionati vengono aggiunti quelli dall'areale non campionato (ottenuto attribuendo il contributo areale medio dall'areale campionato alla parte di bacino non drenata dai tributari) e dalla popolazione rivierasca (ottenuto applicando un coefficiente per abitante equivalente e considerando la popolazione residente nel bacino, incluse le presenze turistiche). Nel caso dell'azoto si considera anche il contributo dovuto alle precipitazioni sullo specchio lacustre, calcolato in base alle concentrazioni di azoto nelle deposizioni atmosferiche monitorate nella stazione di Verbania Pallanza ed ai volumi di precipitazione; il contributo meteorico non viene invece considerato nel caso del fosforo in quanto trascurabile, date le basse concentrazioni di questo elemento nelle deposizioni. In tabella sono inoltre riportate le uscite attraverso l'emissario e la ritenzione percentuale a lago calcolata dalla differenza tra il totale degli apporti e le uscite.

I carichi complessivi provvisori di fosforo e azoto totale nel 2019 sono stati pari a 183 t P a⁻¹ e 8700 t N a⁻¹, in linea con quelli dell'ultimo decennio. Il carico di fosforo in particolare si mantiene al di sotto delle 200 t P a⁻¹, considerato l'obiettivo per il mantenimento dello stato oligotrofo delle acque del lago. I carichi di azoto, nonostante il 2019 sia stato un anno con precipitazioni superiori alla media (1930 mm come totale degli afflussi sul bacino), diminuiscono leggermente rispetto al 2018, grazie soprattutto alla diminuzione degli apporti di azoto dal Toce (-18% rispetto al 2018). Il lieve aumento dei carichi di fosforo rispetto all'anno precedente dipende soprattutto da un aumento dei carichi veicolati da Ticino Immissario (+ 6 t) e Toce (+4 t).

Tab. 3.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2010-2019 di azoto totale (t N a⁻¹).

	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19
Tributari campionati	7680	7414	7283	7891	9387	6032	6488	5243	7324	6986
Areale non campionato	658	635	624	676	804	517	556	449	628	599
Totale bacino emerso	8338	8049	7907	8567	10192	6549	7044	5692	7951	7585
Fascia rivierasca	590	590	590	590	590	590	590	590	590	590
Precipitazioni sul lago	480	309	472	498	465	420	549	451	428	552
Totale apporti	9408	8948	8969	9656	11247	7559	8184	6733	8969	8727
Uscite da emissario	8403	7447	7809	8484	10497	7202	6142	5399	7080	7624
Ritenzione % in lago	11	17	13	12	7	5	25	20	21	13

Tab. 3.7 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2010-2019 del fosforo totale (t P a⁻¹).

	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	'19
Tributari campionati	125	154	178	159	185	117	104	86	110	114
Areale non campionato	11	13	15	14	16	10	9	7	9	10
Totale bacino emerso	136	168	194	173	201	127	113	94	119	124
Fascia rivierasca	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59
Totale apporti	195	227	253	232	260	186	172	153	178	183
Uscite da emissario	108	104	105	83	135	74	82	58	86	91
Ritenzione % in lago	45	54	59	64	48	60	52	62	52	50

Un confronto qualitativo tra i diversi tributari è possibile anche sulla base dei contributi areali, ovvero i carichi rapportati al territorio drenato dai singoli corsi d'acqua (Tab. 3.8). Anche in questo caso il contributo areale per il Torrente Boesio potrà essere calcolato una volta disponibili i dati di portata. I contributi areali più elevati per quanto riguarda il fosforo sono quelli di Bardello (0.056 g P m⁻² a⁻¹) e Strona (0.042 g P m⁻² a⁻¹). Altri tributari con valori abbastanza elevati (tra 0,020 e 0,030 g P m⁻² a⁻¹) sono San Giovanni, Toce, Erno, Vevera, Tresa e Giona. I rimanenti corsi d'acqua presentano contributi areali pari o inferiori a 0,010 g P m⁻² a⁻¹.

Per quanto riguarda i composti dell'azoto, i contributi areali più elevati per l'azoto ammoniacale, indicatori della presenza di scarichi non depurati, sono quelli di Bardello, Tresa, Toce e Strona (attorno a 0,050 g N m⁻² a⁻¹). Per l'azoto organico il valore più

elevato è quello dello Strona (oltre $0,3 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) mentre per gli altri tributari i valori variano tra $0,15$ e $0,25 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Vevera e Erno presentano i contributi più elevati per l'azoto nitrico ($2,12$ e $3,38 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e totale ($2,34$ e $3,65 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Il Bardello, che presenta contributi areali elevati per fosforo e ammonio, non si discosta invece dagli altri tributari per quanto riguarda i contributi di azoto nitrico e totale. Ticino Immissario, Maggia, Verzasca e Cannobino sono i corsi d'acqua con i contributi areali inferiori, sia di fosforo che di azoto: i valori si collocano infatti attorno a $0,008 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ e tra $0,7$ e $1,2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ rispettivamente.

Nel complesso i carichi areali del 2019, così come le concentrazioni, rispecchiano il diverso livello qualitativo dei tributari ma confermano anche la buona qualità complessiva delle acque tributarie: i contributi per l'areale drenato sono risultati pari a $1,20 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per l'azoto totale e inferiori a $0,020 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per il fosforo totale. Questi valori potranno essere eventualmente rivisti una volta calcolati i contributi del Torrente Boesio.

Tab. 3.8 Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati e dal Ticino emissario nel 2019.

	N-NH ₄	N-NO ₃	Norg	TN	TP
Ticino Immissario	0.028	0.917	0.223	1.168	0.009
Maggia	0.013	0.862	0.170	1.045	0.007
Verzasca	0.014	0.957	0.172	1.143	0.008
Cannobino	0.012	0.587	0.148	0.747	0.008
San Giovanni	0.017	1.689	0.254	1.960	0.020
San Bernardino	0.011	1.416	0.180	1.607	0.010
Toce Ossola	0.049	0.676	0.180	0.905	0.029
Strona	0.049	1.430	0.332	1.811	0.042
Erno	0.009	2.120	0.213	2.342	0.025
Vevera	0.035	3.382	0.235	3.652	0.029
Bardello	0.051	0.661	0.143	0.854	0.056
Boesio*					
Tresa	0.051	1.205	0.223	1.478	0.023
Giona	0.021	1.308	0.172	1.500	0.029
Totale campionati	0.036	0.946	0.206	1.188	0.019
Ticino emissario	0.025	0.887	0.243	1.155	0.014

* valori mancanti a causa della mancanza dei dati di portata

Bibliografia

- Rogora M., R. Mosello, L. Kamburska, N. Salmaso, L. Cerasino, B. Leoni, L. Garibaldi, V. Soler, F. Lepori, L. Colombo, F. Buzzi. 2015. Recent trends in chloride and sodium concentrations in the deep subalpine lakes (Northern Italy). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22: 19013–19026.
- 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., P. Giacomotti, R. Mosello, A. Orrù, G.A. Tartari. 2019. Considerazioni generali sull'evoluzione a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore, con particolare riferimento al triennio 2016-2018. In: CNR Istituto di Ricerca sulle Acque. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016 – 2018. Campagna 2018 e rapporto triennale 2016-18. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 109-124.
- Salmaso, N., A. Boscaini, C. Capelli & L. Cerasino. 2017. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: evidences from a three decade study in Lake Garda. *Hydrobiologia* 824: 177–195.

4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI

Martina Austoni, Ester M. Eckert, Tommaso Sforzi, Aldo Marchetto

4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2019, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 14 gennaio ed il 2 dicembre 2019, sopralluoghi con prelievamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con la 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, è stata effettuata esclusivamente tramite determinazione fluorimetrica con sonda bbe-Fluoroprobe, metodica più sensibile e meno soggetta ad errori dovuti a manipolazione e degradazione del campione.

Il numero totale dei taxa censiti durante il 2019 è stato di 103 unità, valore diminuito rispetto ai 107 dell'anno precedente ma in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche.

Nel 2019 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 44, diminuendo di 3 unità rispetto l'anno precedente ed inferiore all'anno 2013 che rappresentò il valore massimo assoluto dal 1981 con 54 unità.

Anche il numero di specie significative (dominanti in quanto concorrenti a formare almeno l'80 % del biovolume totale almeno una volta nel corso dell'anno) ha mostrato un decremento rispetto al 2018 (37), attestandosi sul valore di 34 specie, valore comunque assolutamente confrontabile con i numeri registrati nel decennio precedente. È bene ricordare che il perdurare di un numero elevato di specie dominanti nella comunità 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.

La distribuzione dei singoli taxa in categorie sistematiche più ampie ha mostrato leggere differenze rispetto al 2018: il gruppo con la maggiore diversità è ancora quello delle diatomee, rappresentate da 28 specie (erano 29 l'anno precedente) ma seguite dalle 27 specie del gruppo delle cloroficee che sono quindi in aumento rispetto gli anni precedenti seguite dalle 23 specie del gruppo dei cianobatteri.

Da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, come evidenziato precedentemente, sebbene i rapporti reciproci di importanza, in numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 11 unità, le criptoficee e le dinoficee entrambe con 7 unità tassonomiche che sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del lago Maggiore. Le unità tassonomiche di queste ultime due classi sono rimaste invariate rispetto all'anno precedente soltanto per quanto riguarda il gruppo delle dinoficee, mentre per le criptoficee la variazione è stata di 2 unità.

La successione stagionale si è svolta, nel 2019, con una dinamica, in linea generale, simile a quella osservata negli ultimi anni: infatti, anche il 2019 si potrebbe definire un anno “a diatomee”, essendo stati questi gli organismi algali costantemente dominanti in termini di biomassa, durante l’arco dell’intero anno (Fig. 4.1).

Quindi l’anno 2019 è stato caratterizzato da una costante e massiccia presenza di diatomee, nello specifico di *Fragilaria crotonensis*, specie che colonizza probabilmente la nicchia metalimnetica, secondo la strategia descritta in Morabito et al. (2012); la specie è largamente presente da aprile a dicembre ma iniziando già da marzo, in concomitanza alla presenza di *Aulacoseira spp.* con un comportamento simile al 2018, mentre nel 2017 la sua presenza era risultata pressoché uniforme coprendo i mesi da gennaio a dicembre. Durante i primi mesi dell’anno, unitamente a *F. crotonensis*, si sono aggiunte le diverse specie di *Aulacoseira spp.* e *Asteronella formosa* insieme a una timida apparizione di *Tabellaria flocculosa* durante i mesi di aprile, luglio e agosto. Tranne *A. formosa*, sono specie di diatomee pennate le cui presenze erano diminuite nel tempo, osservazione valida soprattutto per *T. flocculosa* assente ormai da diversi anni. Altre diatomee che accompagnano *Fragilaria crotonensis* anche incalzandola, sono: *A. formosa* e *Rhizosolenia spp.* (*R. eriensis* e *R. longiseta*).

A. formosa è presente da gennaio a giugno eccetto che nel mese di aprile per la massiccia presenza di una fioritura di *F. crotonensis* che non ha dato spazio ad altre diatomee pennate sorelle. Il genere *Rhizosolenia*, la cui presenza rimane comunque timida, è presente nei mesi freddi dell’anno andando da novembre a febbraio. I primi due mesi dell’anno sono caratterizzati da un biovolume mensile ridotto e parte di questo è occupato dalla significativa presenza di *Plagioselmis nannoplanctica*, una criptoficea che, generalmente, caratterizza i popolamenti invernali del Lago Maggiore. Possiamo ipotizzare che le temperature invernali abbiano permesso a questa specie di crescere, raggiungendo un biovolume significativo, eventualmente grazie anche ad una disponibilità di nutrienti più elevata di quella che si misura normalmente in periodo invernale. Questa comunità generalmente mostra una tendenza stagionale con un maggiore sviluppo in inverno quando si hanno valori sì più bassi di temperatura, un decremento della pressione da parte dello zooplancton, le acque sono rimescolate ma la temperatura e la radiazione solare molto bassa rappresentano dei forti ostacoli allo sviluppo del fitoplancton in generale e la comunità è spesso quindi dominata da specie solitamente appartenenti alle criptoficee o alle crisoficee, in grado di nutrirsi anche per via eterotrofa.

Il mese di febbraio che coincide con il periodo di mescolamento delle acque del lago fino a ca. 80 m (vedi cap. 2) coincide anche con il valore minimo registrato di clorofilla *a* e biomassa algale rispettivamente di 0,54 $\mu\text{g l}^{-1}$ e 0,18 $\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$. A partire dal mese di marzo si assiste a un incremento massiccio di diatomee iniziando con il genere *Aulacoseira* e con *A. formosa* presenti già da gennaio a cui si aggiungerà *F. crotonensis* in seguito.

In generale, diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti (Fig. 4.1), sebbene, in estate, un contributo significativo sia venuto anche da *Cyclotella bodanica* ma anche da diatomee centriche di più piccole dimensioni. Rispetto all’anno precedente, i dinoflagellati di grandi dimensioni come *Ceratium hirundinella* e *Gymnodinium spp.* hanno contribuito in volumi più modesti. Accanto a queste, merita una segnalazione il ritorno delle piccole chroococcali anziché delle classiche filamentose (per la maggior parte rappresentate generi *Planktothrix* *Aphanizomenon* e *Tychonema*), seppur con biomasse non importanti.

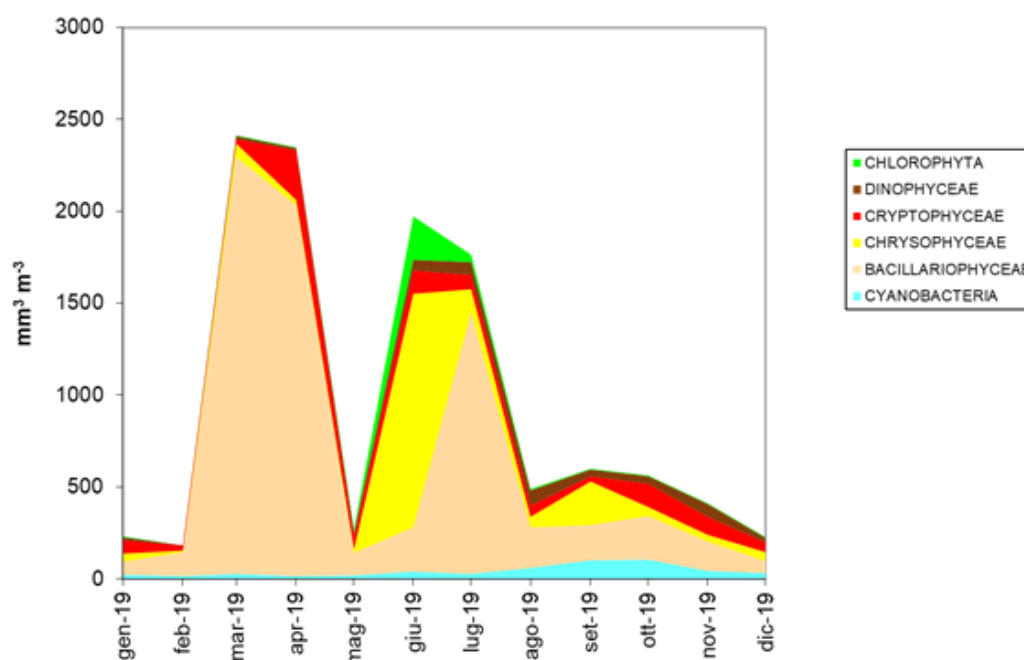


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2019.

Secondo uno schema di successione ormai tipico per il Lago Maggiore, le diatomee sono state in prevalenza responsabili dei picchi di biomassa osservati nei periodi marzo-aprile e giugno-luglio- con *F. crotonensis* dominante (fino al 75% del biovolume totale per il mese di aprile) unitamente ad *A. formosa* durante la fase di sviluppo tardo-primaverile, mentre *S. acus* var. *angustissima* unitamente alle diatomee centriche quali *Cyclotella comensis* morf. *minima*, *C. bodanica* accompagnano *F. crotonensis* durante la fase estiva analogamente precedente.

Lo sviluppo dei popolamenti algali ha avuto inizio, nel 2019, già dal mese di gennaio con la piccola criptoficea *P. nannoplanctica* e le diatomee *A. formosa* e *A. granulata* a cui si unisce *F. crotonensis* dal mese di febbraio. La compresenza equilibrata delle tre pennales continua fino a marzo per poi declinare ad aprile lasciando libero spazio a *F. crotonensis* che crea da sola il primo picco di diatomee per poi sì continuare anche nel mese successivo ma aiutata da *A. formosa*. Con il mese di giugno, si assiste ad una importante presenza della crisoficea *Dinobryon divergens* che possiede adattamenti vantaggiosi in particolari condizioni oligotrofiche e che va a occupare temporaneamente spazio all'associazione a diatomee. Tra le diatomee centriche si osserva lo sviluppo delle ciclotelle quali *C. bodanica*, *C. comensis* morf. *minima* e del genere *Stephanodiscus*, con *S. minutulus*. rappresentata durante l'anno con picchi nella stagione estiva (giugno e luglio), sempre in associazione a *F. crotonensis*.

Come ormai riscontrato negli ultimi anni, la prima fase di crescita delle diatomee è risultata anticipata, probabilmente anche a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli, con temperature del periodo invernale marcatamente superiori alla media (vedi Capitolo 2), iniziando con una significativa biomassa da febbraio la simultanea presenza di *A. granulata* e *A. formosa*. Sulla dinamica del popolamento a diatomee è rilevante sottolineare come la concausa di questa costante dominanza anche nel 2019 potrebbe essere dovuta al contributo delle precipitazioni: come descritto nel Capitolo 1, i mesi primaverili, in particolare aprile, sono stati

caratterizzati da precipitazioni abbondanti, che, apportando al lago notevoli quantità di silice, spiegherebbero la massiccia fioritura di *Fragilaria crotonensis* del mese di aprile.

Come è stato osservato in rapporti precedenti e come evidenziato da uno studio sui fattori di controllo della crescita delle diatomee nel Lago Maggiore (Morabito et al., 2012), precipitazioni elevate possono apportare al lago notevoli quantità di silice, essendo il bacino del lago di natura prevalentemente silicea. La silice, il cui esaurimento durante lo sviluppo primaverile rappresenta di solito il principale fattore limitante per il proseguimento della crescita delle diatomee, sarebbe risultato quindi presente in concentrazioni tali da sostenere la produzione di questi organismi fino al tardo autunno. Il fenomeno è, peraltro, ben documentato nella letteratura scientifica (si veda, per es. Znachor et al., 2008). Nel mese di giugno si assiste ad una probabile competizione per la presenza della crisoficea *Dynobryon divengens* che riesce a competere efficacemente in ambienti oligotrofi e può eventualmente dominare temporaneamente il plancton durante i periodi di esaurimento dei nutrienti (Lehmann, 1976). Da rilevare la ricomparsa di *Tabellaria flocculosa*, ormai pressoché nulla 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). Infatti, era a partire dal 2012, che si riscontrava la sua drastica riduzione. 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).

Le Cryptophyta oltre alla già menzionata *Plagioselmis nannoplanctica*, danno un contributo con alcune specie di Cryptomonas tra cui *Cryptomonas reflexa* e *C. ovata*, prevalentemente concentrate tra la primavera e la tarda estate fino a dicembre.

Nel 2019, la presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata significativa nel mese di giugno con *D. divergens*, a settembre con l'ormai consueto genere *Chrysochromulina* tra cui *C. parva* nel gruppo delle dominanti e un isolato picco invernale nel mese di dicembre di *Mallomonas caudata*.

Analogamente all'anno passato, l'importanza delle Chlorophyta risulta drasticamente ridotta: in pratica, delle 26 specie rinvenute, solo *Sphaerocystis schroeteri* entra a settembre nel gruppo delle dominanti.

In conclusione, dalle osservazioni compiute, le Cryptophyta danno un contributo durante tutto l'anno con *Plagioselmis nannoplanctica* e con *Cryptomonas spp.* durante il periodo tardo invernale fino a inizio primavera e dal mese di agosto al periodo invernale. Tra le Chrysophyceae la presenza più significativa, durante l'intero anno, è quella di *Chrysochromulina spp.* L'importanza delle Chlorophyta risulta diminuita: in pratica, delle 27 specie rinvenute che seppur aumentate rispetto al 2018 ma ridotte se si guarda agli anni precedenti, solo i generi *Staurastrum* (specie già di per sé di grandi dimensioni) e *Sphaerocystis spp.* contribuiscono alla biomassa nei mesi di maggio e giugno.

Nel 2019, la clorofilla *a* media è risultata essere di 3,95 $\mu\text{g l}^{-1}$ in linea con i valori dell'anno precedente ma diminuita se confrontata ai 4,8 $\mu\text{g l}^{-1}$ del 2017. Il valore massimo assoluto si è registrato il 9 aprile (9,4 $\mu\text{g l}^{-1}$) in corrispondenza della fioritura della diatomea *F. crotonensis*, ma anche il mese di marzo ha avuto valori simili (9,2 $\mu\text{g l}^{-1}$) per l'importante sviluppo delle diatomee pennate *Asterionella formosa*, *Aulacoseira spp.* e *F. crotonensis*.

Analogamente a quanto osservato negli ultimi anni, la crescita dei cianobatteri si è concentrata prevalentemente nel periodo tardo-estivo (Fig. 4.1): la tendenza in corso

negli anni più recenti, è stata verso una forte riduzione delle Chroococcales di piccole dimensioni ma sembra essersi leggermente invertita già con il 2018, come si deduce dalla ricomparsa di specie appartenenti a questo ordine tra le dominanti. Da notare la presenza tra le dominanti dei generi *Aphanocapsa spp.*, *Aphanothece spp.*, *Cyanodictyon imperfectum* e *Snowella lacustris* seppur sempre con biomasse ridotte. *Microcystis aeruginosa* rientra tra le specie dominanti nel mese di settembre con una biomassa di $31,68 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Il contributo delle Chroococcales di piccole dimensioni (picocianobatteri, vedi capitolo 6 per ulteriori dettagli) al biovolume algale era gradualmente cresciuto con il progredire dell'oligotrofizzazione e, quindi, l'inversione di tendenza degli ultimi anni potrebbe essere un ulteriore segnale di cambiamenti trofici (Callieri 2017).

Le Oscillatoriales rimangono tra le specie significative con *Aphanizomenon spp.* nei tre mesi da ottobre a dicembre e il gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore soprattutto nei mesi invernali.

La crescita dei cianobatteri, ridotta durante la fase di fioritura delle diatomee, ha avuto quindi il suo massimo sviluppo nella tarda estate, favorita anche dal mantenersi di temperature elevate e di condizioni climatiche favorevoli (Fig. 4.1): in sintesi al gruppo appartengono sia le Oscillatoriales del complesso *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore, seppur in quantità più ridotte anche nel 2019, *Aphanizomenon flos-aquae*, presente con biomasse ridotte dai mesi estivi a tardo estivi e trascurabile è la biomassa dei generi *Geitlerinema* e *Pseudanabaena*, contrariamente a quanto avvenuto nel 2016 e le Chroococcales di piccole dimensioni.

Anche *Dolichospermum lemmermannii* protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è ripresentata ma nel 2019 lo ha fatto molto timidamente e diversamente da come ultimamente si caratterizza (presenza dai primi di luglio anziché nel periodo tardo estivo). *D. lemmermannii* ha avuto il suo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, solo nel mese di settembre ($0,79 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$).

I dati del 2019 confermano ulteriormente quanto osservato negli ultimi anni (presenza, tra le dominanti, di specie a carattere meso-eutrofo e riduzione di altre con esigenze oligotrofe), che sembrerebbero indicare una tendenza verso un peggioramento qualitativo delle acque lacustri. Tuttavia, la presenza dei cianobatteri di piccole dimensioni, quali le Chroococcales, potrebbe essere legata alla crescente stabilità della colonna d'acqua confermata dai dati a lungo termine (vedi Capitolo 2). 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. La biomassa di questi piccoli cianobatteri viene valutata separatamente anche nel capitolo 6 con una metodologia differente. Il conteggio del picoplancton insieme agli organismi fitoplanctonici più grandi con il microscopio invertito può sovrastimare o sottostimare delle forme più piccole, che però inficia in modo marginale la stima del biovolume totale del fitoplancton, dal momento che le chroococcali ne rappresentano una proporzione minima. Si può, peraltro, ritenere trascurabile l'errore data la scarsa

biomassa che questi raggiungono nel Lago Maggiore nel corso della successione stagionale.

Il valore di biovolume ottenuto con il microscopio invertito, conforme alle norme CEN 15204:2006, è di grande utilità nel contesto delle attività CIP AIS perché permette un confronto con la serie temporale di lungo periodo, e anche perché è il valore necessario per la valutazione della qualità ecologica del lago ai sensi del Decreto Ministeriale 260/2010. Inoltre, trattandosi di un metodo con una elevata riproducibilità, che non dipende dagli algoritmi di taratura della strumentazione, i risultati ottenuti possono essere direttamente confrontati con quelli provenienti da altri laghi europei.

Per quanto i valori prodotti con i due metodi non siano perfettamente sovrapponibili, entrambe le metodiche indicano una tendenza alla diminuzione della biomassa del picoplancton.

Uno studio recente delle variazioni delle classi di taglia nel fitoplancton del Lago Maggiore (Kamenir & Morabito, 2009) indica che l'aumento delle piccole chroococcali coincide con gli anni di minor trofia del lago: quindi un loro ritorno potrebbe indicare una tendenza positiva. Un'eventuale tendenza in questo senso potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton.

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 $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$. Dal 2016 si sta assistendo ad una contrazione nel biovolume algale. Nel 2018, sia il biovolume medio annuo che la concentrazione media di clorofilla *a* erano diminuiti rispetto l'anno precedente, rispettivamente con valori di $0,75 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ e $3,6 \text{ mg m}^{-3}$. Nel 2019 è avvenuto un comportamento analogo seppur con un lieve incremento: sia il biovolume medio annuo che la concentrazione media di clorofilla *a* hanno valori rispettivamente di $0,95 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ e $3,9 \text{ mg m}^{-3}$.

Essendo stato un anno caratterizzato dalla presenza costante e quasi esclusiva delle diatomee; la successione delle specie di diatomee riflette quasi esattamente la successione stagionale del fitoplancton (Fig. 4.2).

La fase estiva della successione vede nuovamente la dominanza di *Fragilaria crotonensis* unitamente alle piccole diatomee centriche quali *Cyclotella bodanica*, *C. comensis*, il genere *Stephanodiscus* e le diatomee pennate quali *Asteronella formosa* e *Synedra spp.*

La crescita dei cianobatteri, rimasta contratta durante la fase di fioritura delle diatomee, ha avuto uno sviluppo degno di nota da agosto a ottobre, più per il contributo delle cianofitee Chroococcales che delle filamentose rappresentato dalle Oscillatoriales come *Planktothrix rubescens/agardhii* e in misura ridotta da *Aphanizomenon spp.* Quest'ultima, sebbene sempre presente tra i cianobatteri quantitativamente significativi, non è mai stata dominante se non nel 2002. Anche la ridotta biomassa dei generi *Pseudanabaena* e *Geitlerinema* che, unitamente a *Planktolyngbya*, dal 2016 era stata una presenza alle volte significativa e poteva essere spiegata dall'elevata tolleranza per le alte temperature (Pearl, 1988) potrebbe trovare delle risposte nell'andamento meteo

climatico per l'anno di studio, con intense precipitazioni nel mese di agosto accompagnate da alte temperature.

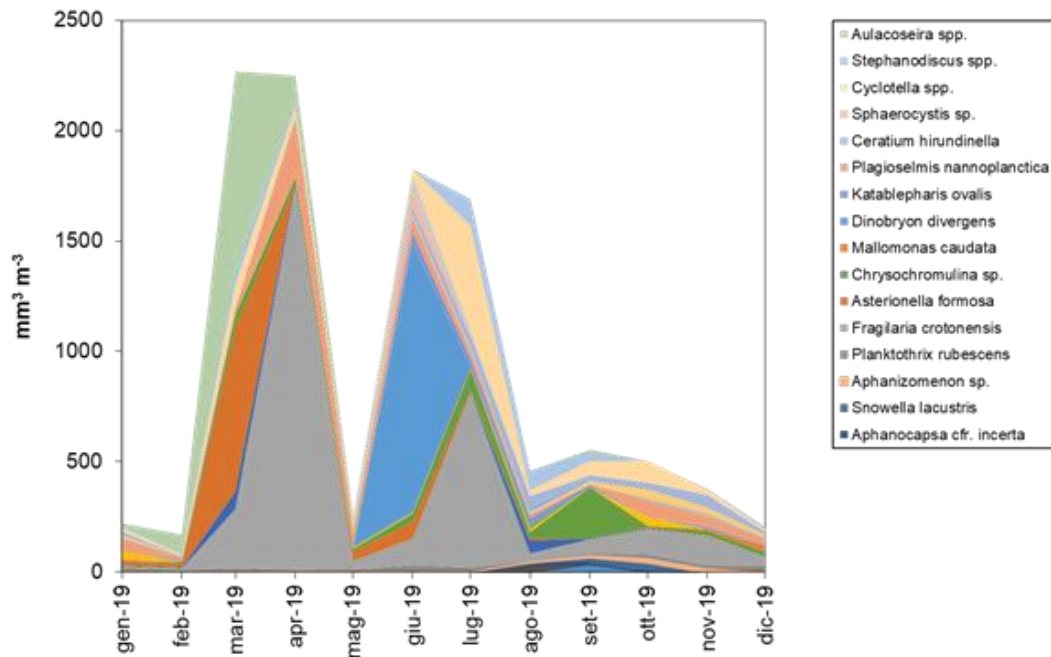


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significativi per il 2019.

Le Cryptophyta danno contributo con la solita *Plagioselmis nannoplanctica* presente lungo l'arco dell'intero anno (Fig. 4.2) con una biomassa media annua per l'intera classe di $86,81 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Diversamente dall'anno precedente *Katablepharis ovalis* è annoverata nell'elenco delle specie significative solo nei mesi di febbraio e ottobre.

La presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata generalmente modesta eccetto che nel mese di giugno a cui abbiamo assistito a uno sviluppo importante di *D. divergens* ($1220,37 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$) e di *Mallomonas caudata* nel mese di dicembre ($27,32 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$). Questo gruppo compete con le diatomee per i silicati e, quindi, la loro crescita potrebbe essere stata limitata dal forte sviluppo delle diatomee.

Tra le Chrysophyceae *Chrysochromulina parva* è presente tutto l'anno nel gruppo delle dominanti ma anche *Mallomonas caudata* (che ha sostituito il *Dynobryon divergens* del 2017) ha avuto una presenza significativa in termini di biomassa nel mese di maggio e in minor misura nel mese novembre.

Per quanto riguarda l'importanza delle Chlorophyta, si è scritto in precedenza della loro diminuzione in termini di biomassa. La loro presenza risulta modesta, nonostante la biodiversità elevata: tutte le specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili. Tra le chlorococcali il genere *Sphaerocystis* è tra le specie significative seppur con biomasse non importanti. *Staurastrum spp.*, specie già di per sé di grandi dimensioni, è tra le specie significative nei mesi di maggio e giugno con un biovolume rispettivamente di $13,76 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ e $75,70 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ mentre *Mougeotia sp.* che in precedenza aveva dato luogo anche ad una imponente fioritura nel 2011 è presente solo nel mese di giugno con una biomassa di $45,30 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Questo organismo, con abbondanze relativamente basse, è sempre stato presente nel Lago Maggiore ed è

estremamente comune in tutti i laghi profondi subalpini: fioriture di *Mougeotia* hanno avuto luogo anche nel Lago di Lugano e nel Lago di Garda e sono state interpretate come segnale di peggioramento dello stato trofico (Salmaso, 2002; Simona, 2002). Come riportato in Salmaso et al. (2018), alcuni studi hanno dimostrato come, nei laghi profondi, il riscaldamento abbia avuto un effetto importante sulla stratificazione, causando una riduzione di nutrienti negli strati superficiali e condizionando così la biomassa fitoplanctonica (Goldman & Jassby, 1990). In conclusione, le indagini compiute nell'anno 2019 evidenziano, una volta di più, come la dinamica del fitoplancton nel Lago Maggiore sia strettamente dipendente dalle vicende meteorologiche, molto probabilmente responsabili della variabilità interannuale osservata a carico di alcune componenti della biocenosi algale.

Anche queste osservazioni, dunque, devono indurre a mantenere alta la soglia di attenzione sui cambiamenti recenti in corso nel Lago Maggiore.

4.3 Metabarcoding

Il metabarcoding sui campioni mensili di fitoplancton nel Lago Maggiore è stato avviato. Le estrazioni del DNA sono state ottimizzate usando sia lisi meccanica (beads) che enzimatica (proteinasasi K) e sono risultate in una buona resa con quantità fra i 1-2 ng di DNA per μl di estratto. I campioni sono stati sequenziati con dei primer comunemente usati per amplificare il gene housekeeping 18S rRNA usando la tecnologia Illumina MiSeq (IGA Technologies, Udine). Il sequenziamento di tutti i campioni è risultato in circa 100'000 sequenze per campione.

La qualità delle sequenze è risultata essere ottima. A causa della situazione di emergenza COVID19 non è stato ancora possibile analizzare i dati a livello tassonomico e il confronto con i conteggi sarà quindi svolto nei prossimi mesi.

Bibliografia

- Callieri, C. 2017. *Synechococcus* plasticity under environmental changes. FEMS Microbiol. Lett. 364, fnx229.
- 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.
- Pearl, H.W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In: C.D. Sandgren (Ed.), Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press: 261-315.
- 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.

- Salmaso, N., G. Morabito, R. Mosello, L. Garibaldi, M. Simona, F. Buzzi & D. Ruggiu. 2003. A synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *J. Limnol.*, 62: 207-227.
- Salmaso, N., Boscaini, A., Capelli, C. & L. Cerasino, 2018. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: evidences from a three-decade study in Lake Garda. *Hydrobiologia* (2018) 824:177–195
- 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.
- 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. *Aquatic Sciences*, 70: 77-86.

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

Roberta Piscia, Diego Fontaneto, Ester M. Eckert, Giuseppe Garlaschè, Marina Manca

5.1 Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili

Nel corso del 2019, il prelievo dei campioni del popolamento zooplanctonico pelagico è stato effettuato con frequenza mensile presso la stazione situata a centro lago lungo il transetto Ghiffa-Caldé, in corrispondenza della zona di massima profondità. I campioni sono stati raccolti effettuando retinate verticali nello strato d'acqua compreso tra 0 e 50m di profondità, tramite un campionatore di plancton dotato di flussimetro e armato con una rete a maglia di 76 μ m di luce. I campioni sono stati fissati direttamente in barca con etanolo al 96% e successivamente analizzati al microscopio per l'identificazione dei singoli taxa, per la determinazione della densità di popolazione e per la stima della biomassa.

Complessivamente è stato riscontrato un aumento del 35% del valore medio annuo dell'abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico totale, rispetto al triennio precedente. In particolare, tale aumento è risultato sia a carico del popolamento a rotiferi, raddoppiato rispetto al periodo 2016-2018, che del popolamento a ciclopidi, anch'esso più che raddoppiato rispetto allo stesso periodo (Tab. 5.1.1). Permangono mediamente stabili i cladoceri e i diaptomidi. Occorre però sottolineare che il coefficiente di variazione percentuale (CV%) del popolamento zooplanctonico totale nel periodo 2016-2017 è stato dell'ordine del 36%. Tali differenze possono essere imputabili alle diverse condizioni meteo-climatiche che si possono verificare negli anni, ma anche ad una frequenza di campionamento mensile che non sempre consente di rilevare i picchi di crescita di tutti gli organismi zooplanctonici, soprattutto di quelli di minori dimensioni (rotiferi), caratterizzati da cicli vitali dell'ordine della settimana.

Tab. 5.1.1. Confronto tra i valori medi annui della densità di popolazione del 2019 e i valori medi del triennio precedente.

	2016-2018 ind. m ⁻³	2019 ind. m ⁻³
Diaptomidi	13332	12622
Ciclopidi	3950	9735
Cladoceri	2114	2559
Rotiferi	9179	19316
Popolamento totale	28575	44232

Nel corso del 2019, come di consueto, il massimo sviluppo del popolamento zooplanctonico pelagico di rete è stato osservato nei mesi centrali dell'anno (Fig. 5.1.1). In particolare, da maggio a luglio sono stati registrati i massimi valori totali (93740 ind m⁻³, 75000 ind m⁻³ e 127230 ind m⁻³, rispettivamente). Durante tale periodo la dominanza numerica è risultata a carico dei rotiferi (60% a maggio, 57% a giugno e il 75% a luglio). Benché con valori di densità di popolazione notevolmente inferiori, anche il mese di aprile è risultato composto per il 75% da rotiferi (19400 ind m⁻³ aprile, 87100 ind m⁻³ luglio). Nei restanti mesi a dominare numericamente sono stati i

copepodi, questi ultimi con una dinamica stagionale nel complesso simile a quella dei rotiferi.

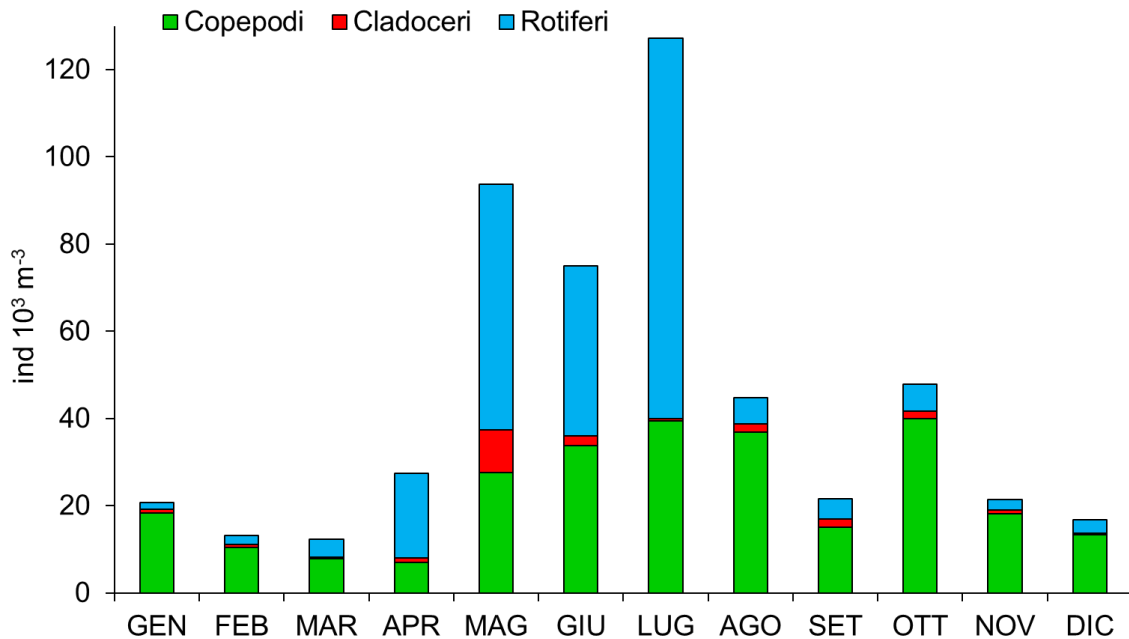


Fig. 5.1.1. Densità di popolazione dello zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 μm di luce nel corso del 2019 del Lago Maggiore.

I ciclopidi sono stati caratterizzati dalla ricomparsa della specie di taglia minore, ovvero *Mesocyclops leukarti*, assente nei campioni dello scorso anno e presente nel 2017 solo a febbraio con pochi individui (Fig. 5.1.2A; Piscia et al., 2018, 2019). Individui adulti di *Mesocyclops* erano presenti in quantità apprezzabile, e anche superiore a *Cyclops abyssorum* gr., da maggio a settembre, con due picchi di abbondanza numerica (466 ind m^{-3} a maggio e ca. 230 ind m^{-3} da luglio a settembre). Lo sviluppo numerico degli individui adulti del cicloptide di taglia maggiore è risultato altalenante nel corso dell'anno, con valori compresi tra 31 e 306 ind m^{-3} . La densità di popolazione degli stadi giovanili (naupli + copepoditi), componente numericamente dominante, è risultata contenuta nei primi quattro mesi dell'anno, con valori inferiori ai 5000 ind m^{-3} . Successivamente sono stati osservati due picchi numerici, il primo a luglio di 18835 ind m^{-3} e il secondo a ottobre di 27408 ind m^{-3} .

La dinamica stagionale dei copepodi, comunque, è stata in larga misura determinata dagli stadi giovanili dei diaptomidi, essendo questi ultimi la componente numericamente dominante del popolamento zooplanctonico a copepodi del lago (Fig. 5.1.2B). In particolare, la presenza numerica è stata maggiore da maggio a settembre, con valori compresi tra 18835 ind m^{-3} e 27408 ind m^{-3} , e minima ad aprile (3175 ind m^{-3}). Come per i ciclopidi, le specie presenti sono risultate due, una di taglia minore (*Eudiaptomus padanus*) e una di taglia maggiore (*Mixodiaptomus laciniatus*). Quest'ultimo, non più rilevabile nei campioni zooplanctonici in seguito all'invasione di *Eudiaptomus gracilis* nel 2006 (Visconti & Manca 2010), negli ultimi anni è ritornato ad essere presente sporadicamente (Piscia et al., 2019). In particolare, nel corso del 2019 pochi individui adulti sono stati rilevati nei campioni di marzo, aprile e dicembre

(con 8, 6 e 34 ind m⁻³, rispettivamente). Lo sviluppo numerico degli adulti di *Eudiaptomus padanus* è risultato molto simile a quello degli stadi giovanili dei diaptomidi, con tre picchi di densità (2055 ind m⁻³ a gennaio, 2365 ind m⁻³ a maggio e ca. 1600 ind m⁻³ tra agosto e settembre).

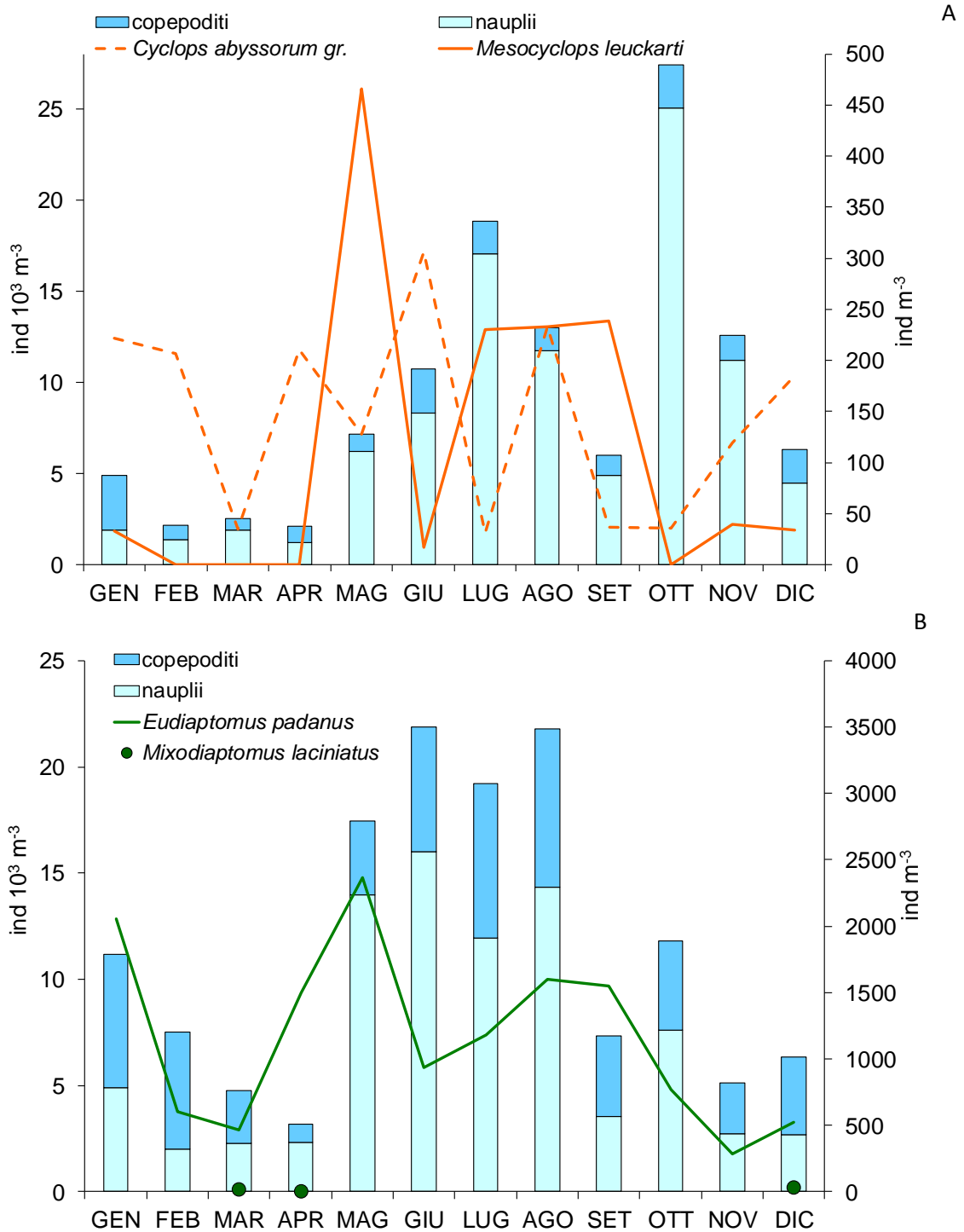


Fig. 5.1.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi (A) e diaptomidi (B) e dei relativi stadi naupliari e di copepodite nel corso del 2019 nel Lago Maggiore (i valori delle linee e dei simboli vanno riferiti all'asse di destra).

Piuttosto contenuto è stato lo sviluppo numerico del popolamento zooplanctonico pelagico a cladoceri, con valori compresi tra 450 e 853 ind m⁻³, da gennaio ad aprile, a luglio e negli ultimi due mesi dell'anno (Fig. 5.1.3). La massima densità numerica, pari a 9821 ind m⁻³ è stata rilevata a maggio, mese durante il quale solitamente si osserva la massima espansione numerica del filtratore non selettivo *Daphnia*. Tuttavia, nel 2019, essa è risultata determinata per il 45% da *Daphnia longispina-galeata* gr. e per il 53% da *Eubosmina longispina*. Giugno e luglio sono stati caratterizzati da una cospicua riduzione del popolamento totale (2279 ind m⁻³ e 613 ind m⁻³, rispettivamente), seguita da una seconda fase di incremento e un secondo picco in densità ad agosto di minore entità (6883 ind m⁻³), in larga parte dovuto a *Diaphanosoma brachyurum*. Analizzando la struttura tassonomica del popolamento a cladoceri si nota che nella prima parte dell'anno essa era determinata esclusivamente dai consumatori primari *Daphnia* ed *Eubosmina*, con la sola eccezione del mese di maggio nel quale erano presenti, sia pure in numero molto ridotto (35 ind m⁻³), individui del consumatore secondario *Leptodora kindtii*. La seconda parte dell'anno, è stata caratterizzata dalla presenza, anche cospicua, di *Diaphanosoma brachyurum* (5049 ind m⁻³ ad agosto e 2988 ind m⁻³ a luglio), organismo che predilige le acque calde e stratificate (Manca et al., 1990). Nello stesso periodo è stata osservata la fase di sviluppo numerico dei predatori *Bythotrephes longimanus* e *Leptodora kindtii*, il primo con valori nel complesso maggiori e due fasi di crescita, a luglio-agosto e ad ottobre.

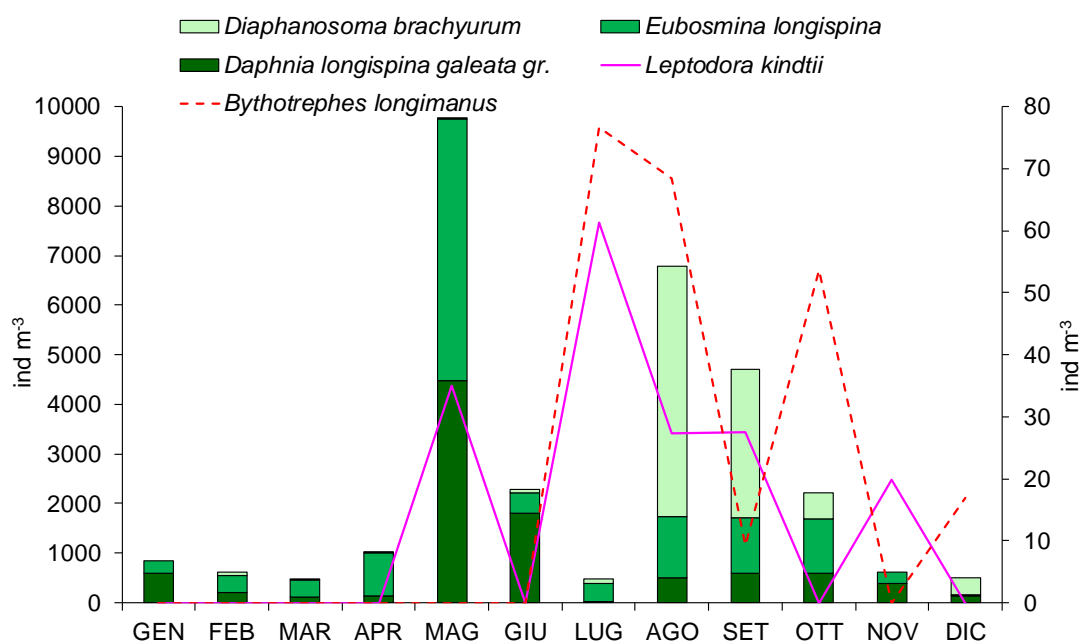


Fig. 5.1.3. Densità di popolazione della componente a cladoceri dello zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 µm di luce nel Lago Maggiore nel corso del 2019 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

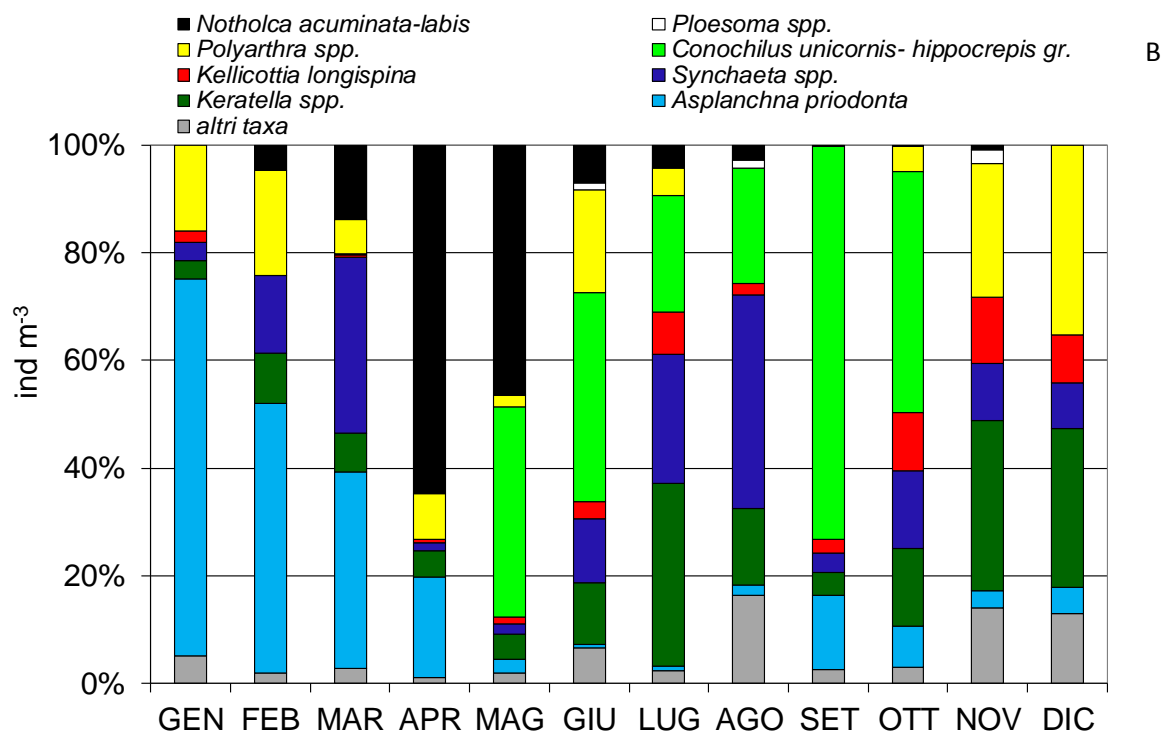
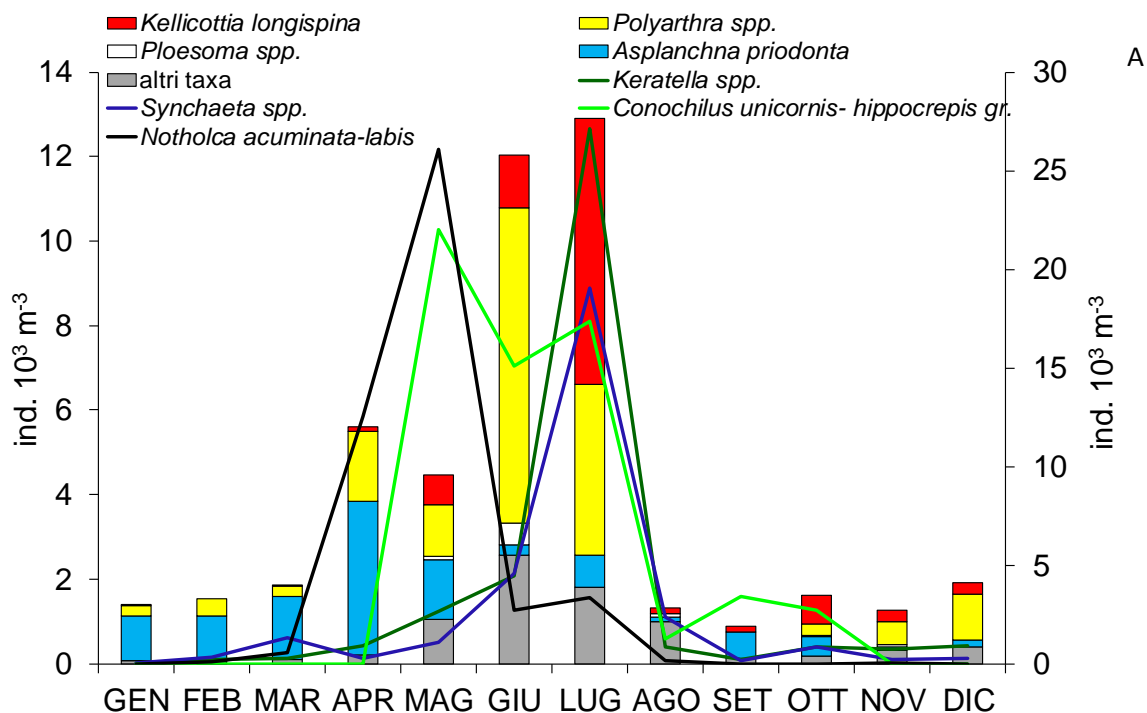


Fig. 5.1.4. Densità di popolazione del popolamento a rotiferi costituente lo zooplancton pelagico prelevato con rete da 76 μ m di luce di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2019 (A) e composizione tassonomica relativa (B) dello stesso.

I principali taxa che hanno costituito il popolamento a rotiferi nel corso del 2019 sono stati: *Asplanchna priodonta*, *Notholca acuminata-labis*, *Polyarthra* spp., *Kellicotia longispina*, *Keratella* spp., *Ploesoma* spp., *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr. e *Synchaeta* spp. (Fig. 5.1.4 A e B). La massima abbondanza numerica è stata rilevata nel trimestre maggio-luglio sostanzialmente a carico di *Notholca acuminata-labis*, *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr., *Keratella* spp. e *Synchaeta* spp. A maggio infatti sono stati registrati due picchi di densità di simile entità di *Notholca* (26107 ind m⁻³) e *Conochilus* (21983 ind m⁻³), quest'ultimo organismo è risultato protagonista dominante anche nei due mesi successivi, sebbene con valori leggermente inferiori (15085 ind m⁻³ e 17349 ind m⁻³, rispettivamente) rispetto a quelli rilevati in precedenza. A luglio erano presenti in quantità ragguardevole anche *Keratella* spp. (27111 ind m⁻³) e *Synchaeta* spp. (19019 ind m⁻³). Da un punto di vista funzionale i taxa possono essere suddivisi in *microphagous* (MIC) e *raptorial* (RAP) (Obertegger & Manca, 2011). Ai MIC appartengono *Notholca acuminata-labis*, *Polyarthra* spp., *Kellicotia longispina*, *Keratella* spp., *Conochilus unicornis-hippocrepis* gr., tra i RAP troviamo *Asplanchna priodonta*, *Synchaeta* spp. e *Ploesoma* spp. Eccetto *Conochilus*, efficiente filtratore che forma colonie sferiche che possono anche essere visibili ad occhio nudo (Manca & Sonvico 196), i MIC sono caratterizzati da un volume corporeo inferiore rispetto ai RAP. Dal grafico riguardante la composizione tassonomica relativa (Fig. 5.1.4B), si evince che i RAP dominano da gennaio a marzo, mentre i MIC rappresentano la maggior parte del popolamento a rotiferi nei restanti mesi in concomitanza con densità più elevate del popolamento algale. Al contrario dell'anno 2018, che è stato caratterizzato da una bassa diversità del popolamento a rotiferi (numero max di taxa per campione = 8), il 2019 è stato caratterizzato da una più cospicua presenza di taxa per campione, minima a settembre (9 taxa), massima a luglio (16 taxa) e con un valore medio per campione pari a 13 taxa.

5.2. Barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA

Le raccolte di zooplankton sono state sottoposte a trattamento in laboratorio per l'estrazione di DNA, secondo due differenti linee di ricerca. Da una parte abbiamo estratto il DNA da singoli individui, continuando e concludendo quanto iniziato nel triennio precedente, ovvero la creazione di una libreria di riferimento di sequenze di DNA per i crostacei dello zooplankton pelagico del lago; riportiamo qui la conclusione di questo studio. Dall'altra parte, abbiamo iniziato l'applicazione del metabarcoding dello zooplankton, estraendo il DNA da campioni non smistati.

Per il barcoding, gli animali sono stati isolati, conservati in etanolo, poi sciacquati in acqua distillata prima dell'estrazione del DNA, che è avvenuta mediante protocolli ottimizzati per piccoli invertebrati acquatici (Tang et al., 2014). Ci siamo focalizzati sul completamento dei dati per due marcatori molecolari: un frammento della citocromo c ossidasi subunità 1 (COI), un marcatore molecolare mitocondriale, comunemente utilizzato per il barcoding molecolare, e per cui esistono database di riferimento online (tipo GenBank, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/> e BOLD, <http://www.boldsystems.org/>); un frammento della subunità ribosomale nucleare corta (SSU, Small SubUnit), nota come 18S.

Per entrambi i marcatori, lo scopo del lavoro era quello di confrontare i dati del DNA barcoding ottenuti dal Lago Maggiore con tutte le informazioni sul DNA disponibili online per gli stessi taxa, in modo da valutare l'affidabilità dell'identificazione tassonomica attraverso i dati della sequenza del DNA. Per ottenere confronti quantitativi, abbiamo valutato le distanze genetiche all'interno e tra le specie, sia sui campioni del Lago Maggiore, sia includendo tutte le sequenze note per le stesse specie e per specie simili.

I due gruppi di crostacei presenti nello zooplankton pelagico sono i cladoceri e i copepodi. Per i cladoceri, nel lago sono presenti i complessi di specie *Daphnia galeata* G. O. Sars, 1864 e *Daphnia longispina* O. F. Müller, 1776, le cui popolazioni hanno dominato la comunità dei cladoceri negli ultimi anni (Visconti et al., 2008). Le altre specie di cladoceri presenti nel lago sono *Bythotrephes longimanus* (Leydig, 1860), *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848), *Eubosmina longispina* Leydig, 1860 e *Leptodora kindtii* (Focke, 1844) (Manca et al., 2007a, 2007b).

Le specie di crostacei copepodi presenti nel plancton del Lago Maggiore identificate su base morfologica sono quattro, due ciclopoidi, *Cyclops abyssorum* Sars G.O., 1863 e *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857), e due calanoidi, *Eudiaptomus padanus* (Burckhardt, 1900) e *Mixodiaptomus laciniatus* (Lilljeborg in Guerne & Richard, 1889) (Manca et al., 2008).

Con le sequenze, abbiamo costruito alberi filogenetici includendo tutti gli individui sequenziati dal Lago Maggiore. Inoltre, abbiamo anche scaricato da GenBank tutte le sequenze di COI disponibili per le stesse specie, oppure generi o famiglie quando non erano presenti sequenze di DNA delle stesse specie, in modo da controllare che non ci fossero problemi tassonomici. Tutte le sequenze per ciascun marcatore sono state allineate con MAFFT (Kuraku et al., 2013), utilizzando le impostazioni automatiche predefinite per COI e utilizzando il metodo iterativo denominato "Q-INS-I" (un metodo che tiene conto della struttura secondaria di RNA) per l'allineamento 18S. Per il set di dati COI, gli allineamenti sono stati anche controllati utilizzando il software MESQUITE (Maddison e Maddison, 2018) per l'assenza di codoni di arresto e per la corretta traduzione degli aminoacidi.

Dagli allineamenti, abbiamo calcolato le distanze genetiche non corrette all'interno e tra le specie per le sequenze dal Lago Maggiore, e anche in confronto con tutte le sequenze disponibili di GenBank. Data la diversa rappresentatività dei dati della sequenza del DNA per ciascuna specie e genere in GenBank per i diversi marcatori e taxa, i confronti sono stati condotti principalmente con le stesse specie o con specie strettamente correlate all'interno dello stesso genere per COI e con generi strettamente correlati all'interno della stessa famiglia per 18S. Per COI, le sequenze sono state anche raggruppate a livello di aplotipo, al fine di ridurre i tempi per i calcoli delle matrici di distanze. Tutte le analisi sono state eseguite in R 3.6.0 (<https://cran.r-project.org/>) utilizzando i pacchetti ape 5.0 (<https://cran.r-project.org/web/packages/ape/index.html>) e haplotypes 1.1 (<https://cran.r-project.org/web/packages/haplotypes/index.html>).

Per una rappresentazione visiva delle distanze all'interno e tra specie e generi, abbiamo eseguito ricostruzioni filogenetiche usando un approccio di massima verosimiglianza (Maximum Likelihood, ML) con PHYML versione 3.0 (Guindon et al., 2010) con un modello evolutivo GTR + invgamma.

Per i risultati ambigui, vale a dire quando i dati sulla sequenza del DNA di una singola specie non si raggruppavano in un'unica entità monofiletica e/o quando le distanze genetiche erano superiori alla soglia prevista del 3% in COI e dell'1% in 18S per ogni specie (Tang et al., 2012), abbiamo eseguito ulteriori test di tassonomia quantitativa del DNA, vale a dire ABGD (Puillandre et al., 2012), per esplorare la possibilità dell'esistenza di complessi di taxa criptici.

Dai 96 individui di cladoceri che abbiamo isolato, sono state ottenute 74 sequenze COI e sei sequenze di 18S (una per ogni specie). Le sequenze di COI amplificate da individui del Lago Maggiore hanno restituito entità monofiletiche, corrispondenti alle specie morfologiche (Fig. 5.2.1). Le distanze genetiche non corrette nelle sequenze di COI all'interno delle specie erano di 0,7% per *Bythotrephes longimanus*, 1,2% per *Daphnia galeata*, 1,3% per *Diaphanosoma brachyurum*, 1,5% per *Eubosmina longispina* e *Leptodora kindtii*, mentre *Daphnia longispina* era presente con un solo individuo. Le distanze minime tra le specie più vicine variavano dal 13,7% al 21,2%.

Ulteriori 214 sequenze di COI per le stesse sei specie sono state scaricate da GenBank e aggiunte alle analisi, in modo da controllare la concordanza tassonomica con la diversità genetica già nota per le stesse specie, confrontandole anche con specie simili. Le distanze genetiche non corrette all'interno delle specie, dopo avere incluso sequenze di DNA da altre zone del mondo per le stesse specie, erano comprese tra l'1,5% e il 2,9% per cinque specie, confermandone l'identificazione tassonomica e confermando che queste specie sono entità evolutivamente indipendenti. Invece, per *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* e *Leptodora kindtii* le distanze entro specie risultavano comprese nell'intervallo tra il 14,8% e il 17% (Tabella 5.2.1). Queste tre specie hanno rivelato una potenziale presenza di specie criptiche includendo campioni da altre località oltre che il Lago Maggiore e ulteriori analisi di tassonomia molecolare sono state eseguite utilizzando l'approccio ABGD, fornendo supporto per l'esistenza di due o tre entità tassonomiche indipendenti per *Diaphanosoma brachyurum*, da due a otto per *Leptodora kindtii* e tre per *Daphnia longispina*. Quindi, specie riportate nella letteratura con questo nome potrebbero non essere esattamente quello che si pensa, ma specie molto simili comunque evolutivamente separate. Le distanze genetiche minime in COI verso le specie più vicine disponibili in GenBank variavano dal 2,6% al 20,4% e in un solo caso il risultato è stato inferiore alla distanza massima all'interno delle specie (Tabella 5.2.1).

Tabella 5.2.1: Distanze genetiche massime non corrette in COI all'interno delle specie, comprese tutte le informazioni disponibili da GenBank, e distanza genetica minima non corretta rispetto alla specie più strettamente correlate.

gruppo	specie	distanza massima	specie più vicina	distanza minima alla specie più vicina
Cladocera	<i>Bythotrephes longimanus</i>	2,5%	<i>Daphnia dentifera</i>	19,3%
	<i>Daphnia galeata</i>	2,9%	<i>Daphnia longispina</i>	8,6%
	<i>Daphnia longispina</i>	14,8%	<i>Daphnia cucullata</i>	2,6%
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	17%	<i>Eubosmina longispina</i>	19,5%
	<i>Eubosmina longispina</i>	1,5%	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	2,6%
	<i>Leptodora kindtii</i>	16,9%	<i>Daphnia longispina</i>	20,4%
Copepoda	<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	1,0%	<i>Eudiaptomus graciloides</i>	13%
	<i>Eudiaptomus padanus</i>	18,8%	<i>Eudiaptomus graciloides</i>	13,8%
	<i>Cyclops abyssorum</i>	26,1%	<i>Cyclops ochridanus</i>	14,2%
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	18,9%	<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>	0,5%

Tabella 5.2.2: Distanze genetiche massime non corrette in 18S all'interno delle specie, comprese tutte le informazioni disponibili da GenBank, e distanza genetica minima non corretta dalla specie più strettamente correlate. Valori segnati come NA identificano confronti non possibili, con una sola sequenza disponibile.

gruppo	specie	distanza massima	specie più vicina	distanza minima alla specie più vicina
Cladocera	<i>Bythotrephes longimanus</i>	NA	<i>Eubosmina longispina</i>	1,7%
	<i>Daphnia galeata</i>	NA	<i>Daphnia longispina</i>	0
	<i>Daphnia longispina</i>	NA	<i>Daphnia galeata</i>	0
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	NA	<i>Eubosmina longispina</i>	2,3%
	<i>Eubosmina longispina</i>	NA	<i>Bosmina longirostris</i>	1%
	<i>Leptodora kindtii</i>	NA	<i>Bythotrephes cederstroemi</i>	6,2%
Copepoda	<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	0	<i>Arctodiaptomus salinus</i>	0
	<i>Eudiaptomus padanus</i>	0,3%	<i>Hesperodiaptomus shoshone</i>	0,1%
	<i>Cyclops abyssorum</i>	0	<i>Cyclops kolensis</i>	0,2%
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>	0,6%

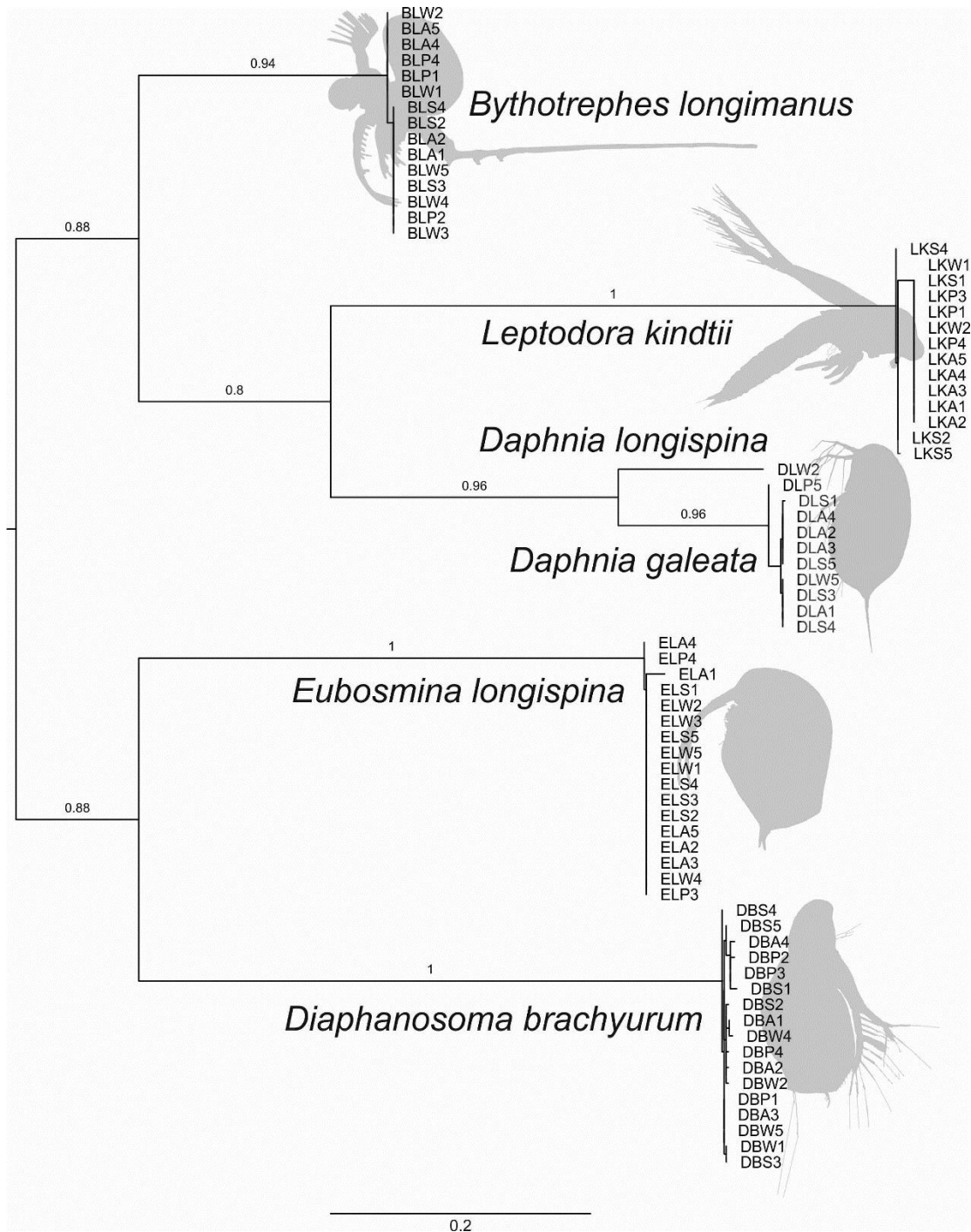


Figura 5.2.1: Albero di massima verosimiglianza (ML) dei Cladocera per sequenze di COI dal Lago Maggiore con lunghezze dei rami proporzionali al numero di sostituzioni per sito secondo un modello di sostituzione GTR + invgamma. I numeri sui rami indicano i valori di supporto. La barra della scala indica sostituzioni / sito.

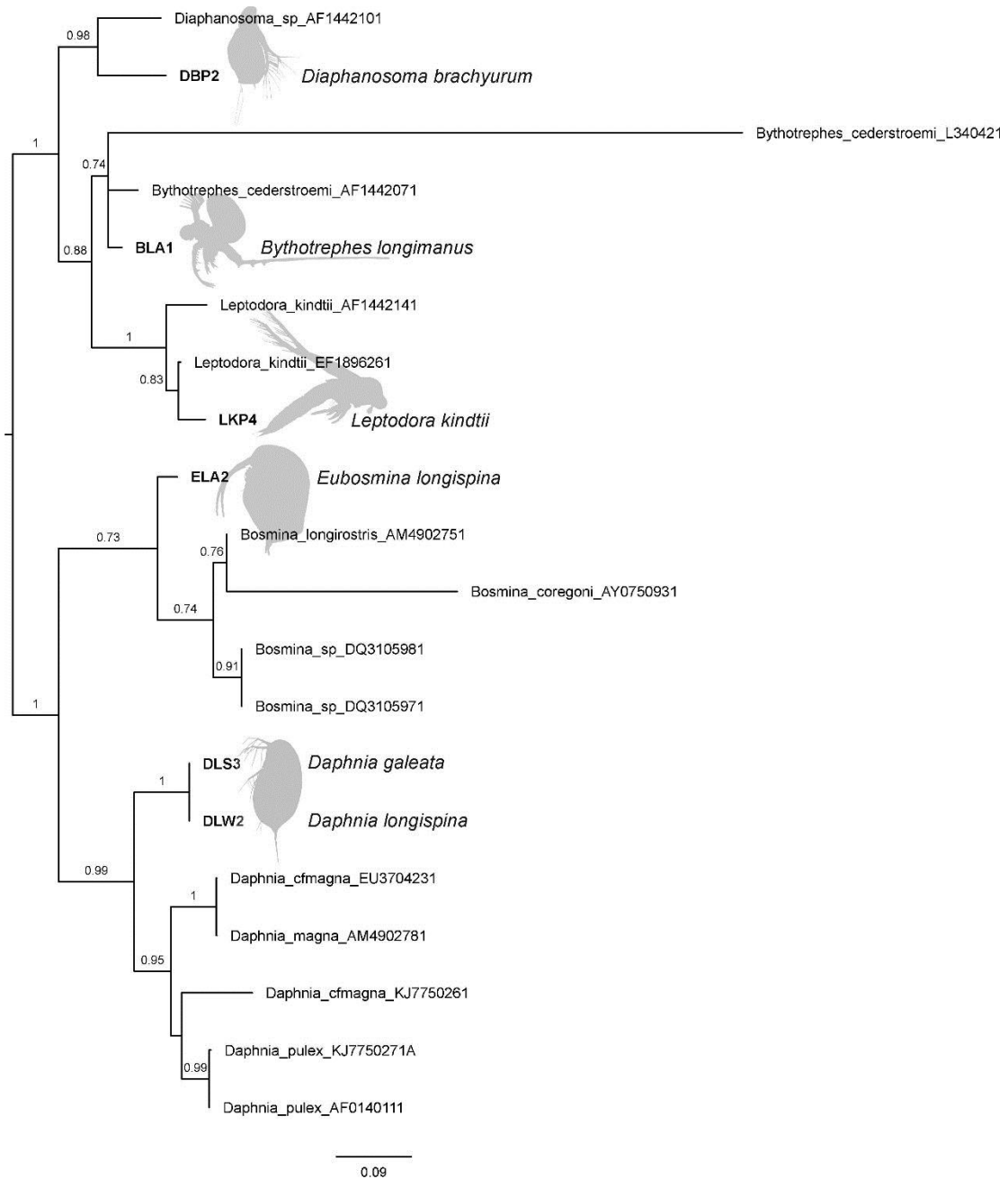


Figura 5.2.2: Albero di massima verosimiglianza (ML) dei Cladocera per sequenze di 18S dal Lago Maggiore e GenBank con lunghezze dei rami proporzionali al numero di sostituzioni per sito secondo un modello di sostituzione GTR + invgamma. I numeri sui rami indicano i valori di supporto. La barra della scala indica sostituzioni / sito.

Dalle sequenze del 18S ottenute in questo studio, la distanza genetica minima non corretta tra le specie era zero tra *Daphnia galeata* e *Daphnia longispina*, con distanze minime dell'1,2% tra *Eubosmina longispina* e *Daphnia* e massime del 2,4% tra *Leptodora kindtii* e *Eubosmina longispina*. Ulteriori 14 sequenze di 18S degli stessi generi sono state scaricate da GenBank e incluse in una ricostruzione filogenetica che ha fornito generi monofiletici (Fig. 5.2.2). Le distanze genetiche minime nel 18S con le specie più vicine in GenBank erano comprese tra lo 0% e il 6,2% (Tabella 5.2.2).

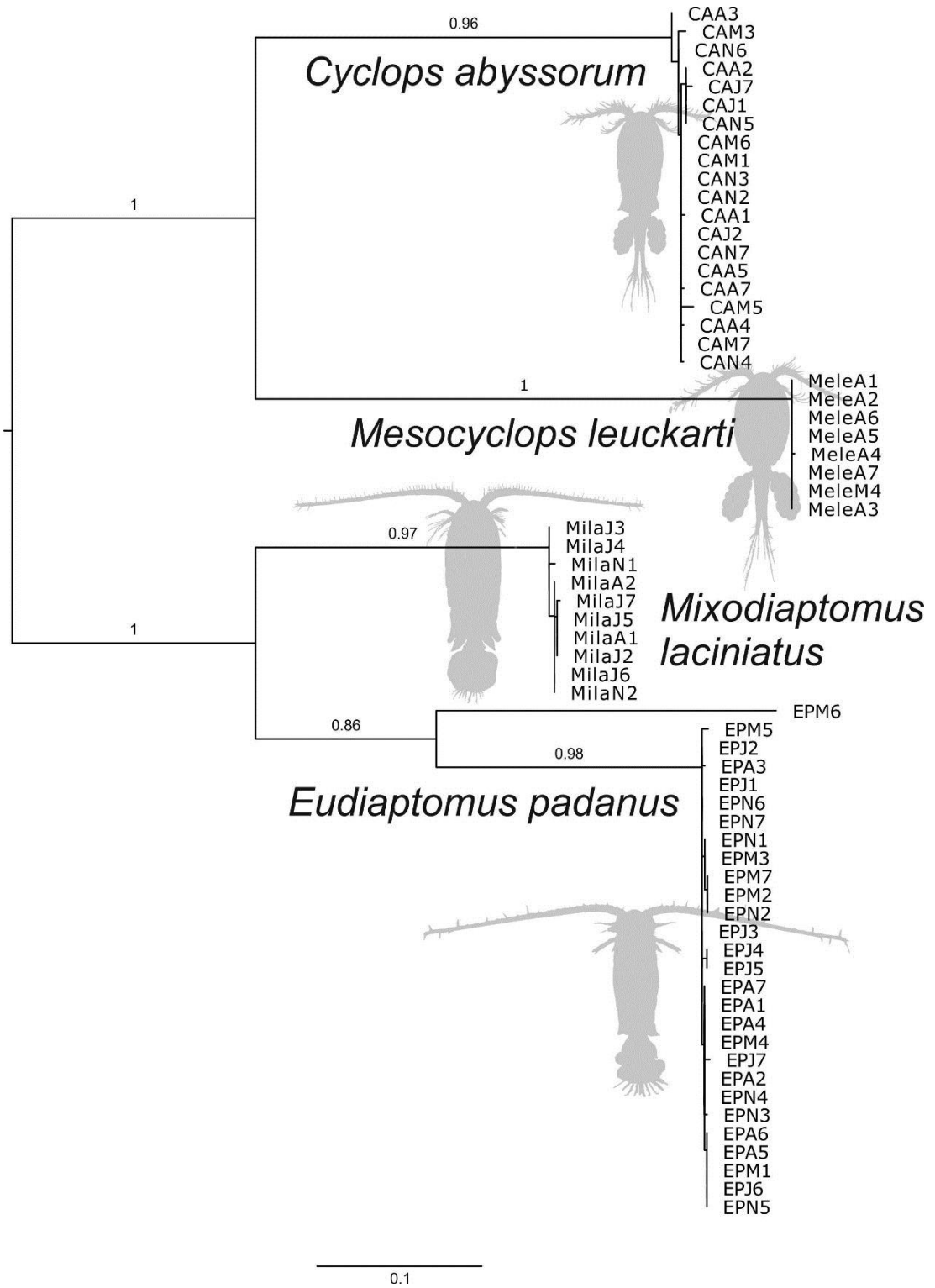


Figura 5.2.3: Albero di massima verosimiglianza (ML) dei Copepoda per sequenze COI dal Lago Maggiore con lunghezze dei rami proporzionali al numero di sostituzioni per sito secondo un modello di sostituzione GTR + invgamma. I numeri sui rami indicano i valori di supporto. La barra della scala indica sostituzioni / sito.

Degli 88 individui di copepodi che abbiamo isolato, sono state prodotte 66 sequenze di COI e nove sequenze di 18S (almeno due per specie). Tutte le specie rappresentavano entità monofiletiche per le sequenze di COI degli individui del Lago Maggiore (Fig. 5.2.3), anche se all'interno di *Eudiaptomus padanus* un individuo (EPM6) risultava piuttosto diverso dagli altri suoi conspecifici. Le distanze non corrette all'interno delle specie erano fino all'1,7% per *Cyclops abyssorum*, al 18,8% per *Eudiaptomus padanus*, allo 0,2% per *Mesocyclops leuckarti* e all'1% per *Mixodiaptomus laciniatus*. Le distanze minime tra le specie più vicine variavano dal 16,5% al 19,3%.

Data la grande diversità genetica tra le famiglie nei copepodi, abbiamo analizzato ciascuna famiglia separatamente. Per la famiglia Diaptomidae, 1695 sequenze di COI sono state scaricate da GenBank, ma dopo la selezione e il raggruppamento in aplotipi, solo 949 di questi sono stati conservati per le analisi, rivelando *Eudiaptomus padanus* come specie parafiletica. In GenBank non erano già presenti sequenze del genere *Mixodiaptomus*. Per la famiglia Cyclopidae 424 sequenze di COI sono state scaricate da GenBank e dopo la selezione e il raggruppamento in aplotipi, 209 di queste sono state conservate per le analisi rivelando entrambe le specie della famiglia come parafiletiche. Le distanze genetiche non corrette all'interno delle specie erano del 26,1% per *Cyclops abyssorum* e del 18,9% per *Mesocyclops leuckarti* (Tabella 5.2.1). Per questi gruppi, il numero potenziale di specie criptiche provenienti da ABGD era di sei per *Cyclops abyssorum* e di quattro o cinque per *Mesocyclops leuckarti*.

Per quanto riguarda il 18S, le distanze genetiche minime non corrette tra le specie per gli animali del Lago Maggiore variavano dallo 0,1% tra *Eudiaptomus padanus* e *Mixodiaptomus laciniatus* al 4,4% tra *Cyclops abyssorum* e *Mesocyclops leuckarti*. Per la famiglia Diaptomidae, sono state scaricate 214 sequenze di 18S da GenBank e, dopo il processo di selezione, 43 sono state conservate per le analisi, mostrando *Eudiaptomus* come un genere parafiletico. Le distanze genetiche minime con la specie maggiormente vicina in GenBank andavano dallo 0 allo 0,10% (Tabella 5.2.2). Per la famiglia Cyclopidae 345 sequenze di 18S sono state scaricate da GenBank e dopo il processo di selezione, 41 di esse sono state conservate per le analisi, mostrando sia *Cyclops* che *Mesocyclops* come generi parafiletici. Le distanze genetiche minime con le specie più vicine in GenBank andavano dallo 0,2% allo 0,6%.

Per il **metabarcoding**, i campioni di zooplancton sono stati preservati in un tampone prima dell'estrazione del DNA, che è avvenuta mediante protocolli ottimizzati per DNA ambientale (Martínez et al., 2020). Per il sequenziamento massivo, abbiamo usato gli stessi due marcatori molecolari del barcoding: un frammento della citocromo c ossidasi subunità 1 (COI), e un frammento della subunità ribosomiale nucleare corta (SSU, Small SubUnit), nota come 18S. I campioni di DNA sono stati spediti per il sequenziamento massivo, ma i ritardi dovuti all'emergenza per COVID-19 non hanno permesso ad oggi di analizzare i risultati ottenuti.

Bibliografia

- Guindon, S., J. Dufayard, V. Lefort, M. Anisimova, W. Hordijk, & O. Gascuel, 2010. New Algorithms and Methods to Estimate Maximum-Likelihood Phylogenies: Assessing the Performance of PhyML 3.0. *Systematic Biology* 59: 307–321, <https://academic.oup.com/sysbio/article/59/3/307/1702850>.

- Kuraku, S., C. M. Zmasek, O. Nishimura, & K. Katoh, 2013. aLeaves facilitates on-demand exploration of metazoan gene family trees on MAFFT sequence alignment server with enhanced interactivity. *Nucleic acids research* 41: 22–28.
- Maddison, W. & D. Maddison. 2007. Mesquite 2. A modular system for evolutionary analysis.
- Manca, M. M., M. Portogallo, & M. E. Brown, 2007a. Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophic. *Journal of Plankton Research* 29: 515–525.
- Manca, M., & D. Sonvico. 1996. Seasonal variations in population density and size structure of *Conochilus* in Lago Maggiore: a biannual study. *Mem. Istit. Ital. Idrobiol.*, 54, 97-108.
- Manca, M., A. Visconti, & R. De Bernardi, 2008. Lo zooplankton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia ambientale* 22: 64–72.
- Manca, M., B. Torretta, P. Comoli, S. L. Amsinck, & E. Jeppesen, 2007b. Major changes in trophic dynamics in large, deep sub-alpine Lake Maggiore from 1940s to 2002: A high resolution comparative palaeo-neolimnological study. *Freshwater Biology* 52: 2256–2269.
- 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.
- Martínez A., Eckert E.M., Artois T., Careddu G., Casu M., Curini-Galletti M., Gobert S., Ivanenko V.N., Jondelius U., Marzano M., Pesole G., Zanella A., Todaro M.A. & Fontaneto D., 2020. Human access impacts biodiversity of microscopic animals in sandy beaches. *Communications Biology* in press
- Obertegger, U., Manca, M. 2011. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *J. Limnol.*, 70(2): 231-238.
- Piscia R., Arpaia A., Fontaneto D., Manca M. 2017. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore e barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2016. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 70-81.
- Piscia R., Arpaia A., Fontaneto D., Manca M. 2019. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore e barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA. In: CNR IRSA. Sede di Verbania. 2019. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2018 e Rapporto triennale 2016-2018: 60-76.
- Piscia R., Arpaia A., Manca M., Fontaneto D., Eckert E.M. 2018. Indagini sull'evoluzione del popolamento zooplanctonico del Lago Maggiore e barcoding molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2017. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 65-91.
- Visconti A., Manca M. 2010. The invasive appearance of *Eudiaptomus gracilis* (GO Sars 1863) in Lago Maggiore. *Journal of Limnology*, 69(2), 353-357.

- Puillandre, N., A. Lambert, S. Brouillet & G. Achaz, 2012. ABGD, Automatic Barcode Gap Discovery for primary species delimitation. *Molecular Ecology* 21: 1864-1877.
- Tang, C. Q., F. Leasi, U. Obertegger, A. Kieneke, T.G. Barraclough & D. Fontaneto. 2012. The widely used small subunit 18S rDNA molecule greatly underestimates true diversity in biodiversity surveys of the meiofauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 16208-16212.
- Tang, C.Q., U. Obertegger, D. Fontaneto & T.G. Barraclough. 2014. Sexual species are separated by larger genetic gaps than asexual species in rotifers. *Evolution* 68, 2901-2916.
- Visconti, A., M. Manca, & R. de Bernardi, 2008. Eutrophication-like response to climate warming: An analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years. *Journal of Limnology* 67: 87–92.

6. CARBONIO ORGANICO TOTALE (TOC), SUA COMPONENTE MUCILLAGINOSA (TEP), CLOROFILLA E PICOCIANOBATTERI

Cristiana Callieri, Roberto Bertoni, Evelina Crippa, Mario Contesini, Andrea Di Cesare, Ester M. Eckert

6.1. TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

La concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) è la variabile che meglio illustra, accanto ai nutrienti, l'evoluzione trofica del Lago Maggiore. Essa, infatti, è la variabile che sintetizza il risultato di tutte le attività di produzione e consumo di sostanza organica in lago ed include la frazione di origine alloctona, al netto di quanto per sedimentazione viene segregato al fondo della cuvetta lacustre. Lo studio della sua dinamica spazio-temporale è perciò anche molto utile per comparare la stazione di Ghiffa di massima profondità e storicamente utilizzata in tutte le campagne per lo studio a lungo termine dei parametri limnologici con quella di Pallanza, sita nel Bacino Borromeo e che risente dell'afflusso del fiume Toce e dell'apporto antropogenico dei comuni rivieraschi.

Metodi - La concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) è stata valutata analiticamente su 12 campioni di acqua di lago prelevati con frequenza mensile a 8 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50, 100 e 350 m) nella stazione di massima profondità (Ghiffa) e a 7 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50 e 100 m) nella stazione di Pallanza sita nel Bacino Borromeo, scelte in modo da ottenere un profilo di questa variabile lungo la colonna d'acqua. Nei due siti di campionamento venivano anche prelevati due campioni con un campionatore brevettato (Bertoni, pat. 96/A 000121) che permette di ottenere una perfetta integrazione dei primi 20 metri, prelevando piccoli volumi d'acqua in calata, per un volume totale di 4 litri. Il campione veniva poi prefiltrato su rete da plancton da 126 μm per eliminare lo zooplancton filtratore e successivamente analizzati. Come in passato anche nel 2019 le misure di TOC sono state effettuate con un analizzatore Shimadzu (TOC-VCPH, dotato di auto campionatore) nel giorno stesso del prelievo o in quello successivo.

Risultati - Osservando le mappe della concentrazione di TOC nel 2019 si osserva una differenza sia di concentrazione che di distribuzione spazio-temporale tra le due stazioni di Ghiffa e Pallanza. Se si confrontano le concentrazioni fino a 100 m si nota una differenza significativa tra le due stazioni (t test, $p < 0.0001$), come mostrato nella tabella qui sotto.

Variabile	osservazioni	minimo	massimo	media	s.dev.	t test sign.
TOC Pallanza	84	816	1975	1141	270	$p < 0.0001$
TOC Ghiffa	84	706	1314	995	143	

La concentrazione di TOC in generale diminuisce con la profondità ma in aprile e ottobre nella stazione di Ghiffa si osserva una diminuzione fino a 100 m seguita da un graduale aumento della concentrazione fino a 350 m. (Fig. 6.1). Nonostante il Lago Maggiore sia un lago oligomittico e quindi non arrivi alla piena circolazione tutti gli

anni, si può notare che a febbraio/inizio marzo la concentrazione del TOC è abbastanza uniforme su tutta la colonna d'acqua con concentrazioni tra 0.8 - 0.9 mg L⁻¹. Nella stazione di Ghiffa si osservano tre picchi di concentrazione negli strati più superficiali che in qualche modo sono però visibili su tutta la colonna: in aprile, in giugno e in settembre/ottobre. A Pallanza manca il picco primaverile e la concentrazione di TOC sembra uniformemente più alta su tutta la colonna e aumenta negli strati superficiali soltanto a cominciare da giugno.

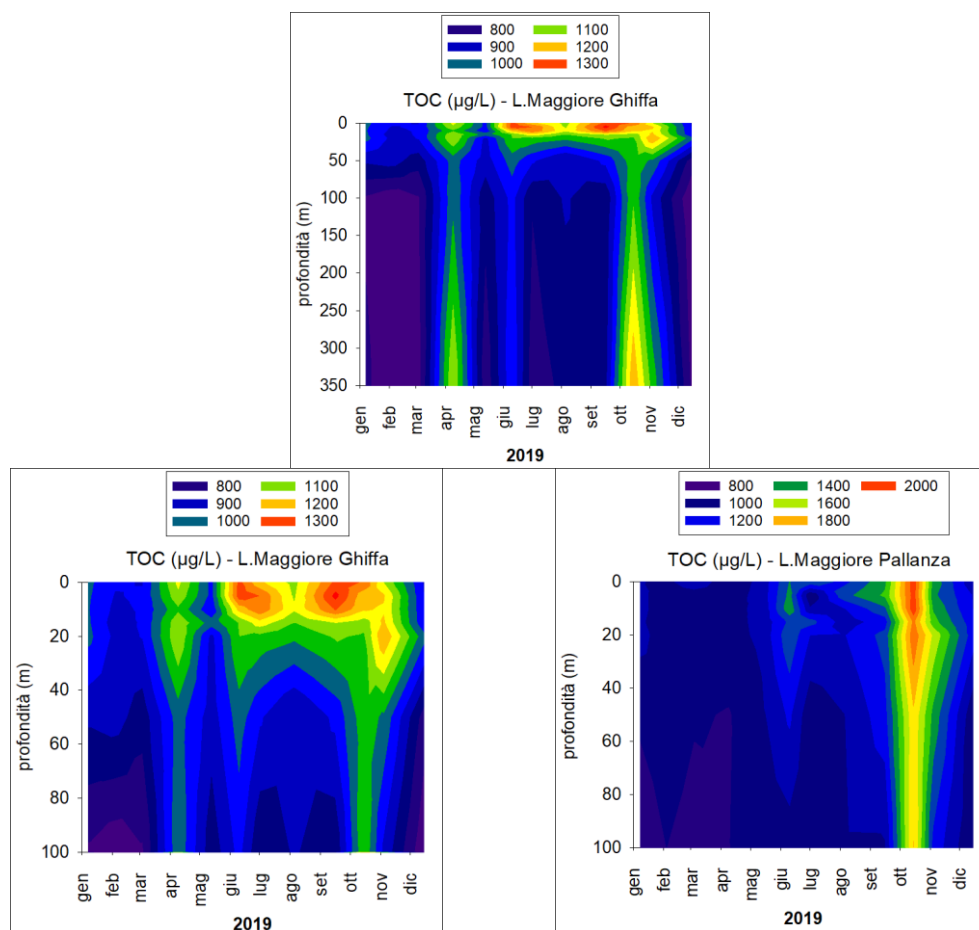


Fig. 6.1. Mappa della concentrazione di TOC (Total Organic Carbon) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2019.

6.2. TEP (Transparent Exopolymeric Particles) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

Le particelle trasparenti esopolimeriche (TEP) sono microgel organici presenti in un continuum dimensionale in tutti i sistemi acquatici (Passow, 2002). Queste particelle sono immerse in microgel adesivi e sono composte principalmente da mucopolisaccaridi acidi. Sono associate ad essudati algali e a muco batterico, da essi direttamente rilasciati, o derivati da rivestimenti cellulari gelatinosi o formati da precursori di polimeri organici (Bar-Zeev et al., 2012).

Lo studio quantitativo del TEP nel Lago Maggiore lungo il profilo verticale e nelle diverse fasi stagionali può dare indicazioni utili sulle sostanze polimeriche extracellulari di natura glucidica che, rilasciate nell'ambiente dalle alghe, tendono a costituire aggregati e a formare mucillagini e/o schiume anche in occasione di fioriture algali (Callieri et al., 2017). In particolare, nel nuovo triennio 2019-2021 si confronteranno le due stazioni di Ghiffa (massima profondità) e di Pallanza (sita nel Bacino Borromeo).

Metodi - I campioni sono stati prelevati assieme e nello stesso modo del TOC, (vedi paragrafo 6.1) a Ghiffa a 8 profondità: 0, 5, 10, 15, 20, 50, 100, 350 m e Pallanza a 7 profondità 0, 5, 10, 15, 20, 50, 100 m, ma con frequenza bimensile quindi per un totale di 6 prelievi (più uno in questo caso di ottobre 2019, fuori contratto), scegliendo i mesi di produzione del TEP quindi escludendo i mesi invernali. Inoltre, si è analizzato un campione integrato 0-20 m per caratterizzare la zona epilimnetica. Questi due ultimi campioni sono stati prefiltrati attraverso una rete da 126 μm come per le analisi del TOC. La metodica utilizzata è stata quella descritta da Passow e 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 utilizzando una curva di calibrazione con gomma xantano ed espressa come gomma xantano (GX) equivalenti per litro ($\mu\text{g GX eq L}^{-1}$). Per poter fare una comparazione delle concentrazioni di TEP e TOC è necessario trasformare l'unità di misura del TEP da gomma xantano equivalenti in carbonio. Si è usato il fattore di conversione di 0.63 (Engel e Passow, 2001), come descritto in dettaglio in Callieri et al. (2017). È da sottolineare che questo fattore di conversione, ottenuto da analisi con TEP proveniente da diverse specie algali, può portare a sovrastime/sottostime di questa frazione rispetto al carbonio organico totale (TOC) in dipendenza dalle caratteristiche dei popolamenti produttori di TEP (Engel, 2004).

Risultati - Nella figura 6.2 sono riportate le mappe di distribuzione spazio-temporale del TEP nelle due stazioni pelagiche di Ghiffa e Pallanza. Il pannello superiore della figura mostra le concentrazioni di TEP nella stazione di Ghiffa misurate fino alla massima profondità di 350 m. Nei pannelli inferiori della figura 6.2 sono messe a confronto le due stazioni fino a 100 m per osservare meglio le variazioni della concentrazione di TEP nella zona trofogenica dove si riscontrano le più alte concentrazioni. Mentre i valori più elevati del TEP si misurano a Pallanza in settembre (in superficie: 2007 $\mu\text{g L}^{-1}$), si nota una sostanziale similitudine delle dinamiche di distribuzione stagionale nelle due stazioni ed inoltre non esiste una differenza statisticamente significativa tra le concentrazioni di TEP nelle due stazioni (t test, $p=0.761$) come mostrato nella tabella qui sotto.

Variabile	osservazioni	minimo	massimo	media	s.dev.	t test sign.
TEP Pallanza	49	0	2007	124	322	$p=0.761$
TEP Ghiffa	494	0	1463	120	274	

Bisogna sottolineare che nel corso del 2019 si è osservata la presenza di schiume su tutta la superficie del lago a partire da agosto, fenomeno protrattosi fino a settembre. In particolare l'11 settembre sono state campionate e analizzate le schiume prelevando acqua di superficie a Pallanza e si sono trovati 2150 $\mu\text{gC L}^{-1}$ in forma di TEP. Tale concentrazione è la più elevata mai misurata nel Lago Maggiore e dimostra una forte

relazione tra schiume e presenza di sostanze mucillaginose. Nell'ipolimnio profondo (Ghiffa 350 m) il TEP è presente a concentrazioni basse o è assente. Questo perché il TEP è principalmente prodotto nella zona trofogenica e viene rapidamente utilizzato nei primi 50-100 metri.

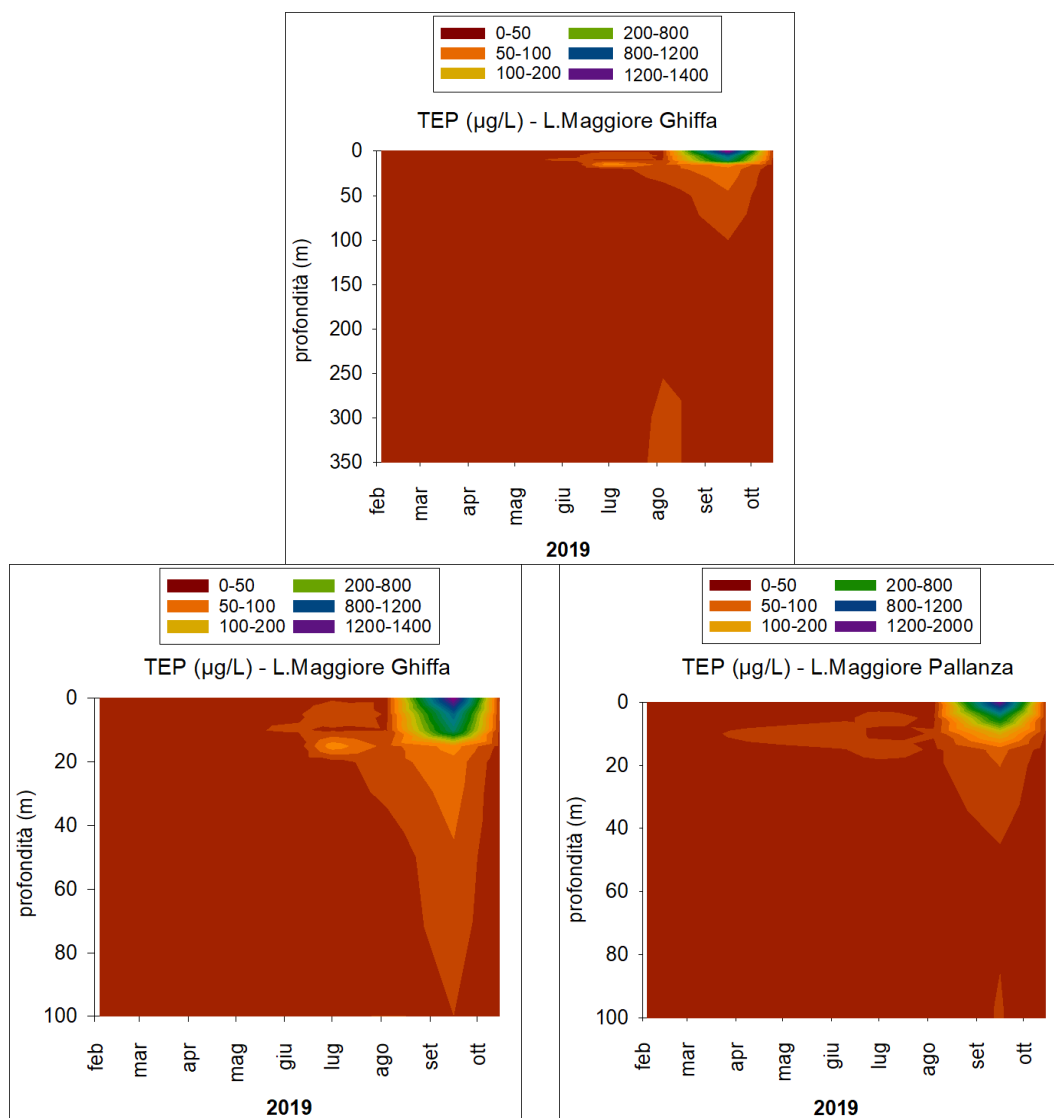


Fig. 6.2. Mappa della concentrazione di TEP (Transparent Exopolymeric Particles) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore nel corso del 2019.

Nella tabella 6.1 sono riportati i dati ottenuti dall'analisi dei campioni integrati e filtrati dove il TEP è stato convertito in unità di carbonio. Come si vede nella tabella, la concentrazione del TEP nel 2019 ha subito un incremento significativo in settembre, come avvenuto nel 2018, rappresentando un massimo del 61% del TOC totale a Ghiffa e del 58% a Pallanza. Questa percentuale è quindi passata dal 10% del 2017 a questi valori molto elevati, confermando un trend verso l'aumento di questa frazione del TOC. I valori più alti si sono misurati a Ghiffa in settembre ($681.4 \mu\text{g L}^{-1}$).

Tabella 6.1. Concentrazioni di TEP e TOC ($\mu\text{g L}^{-1}$) e % di TEP nella zona Eufotica (campione integrato 0-20 m e prefiltrato su 126 μm) della stazione di Ghiffa e di Pallanza del Lago Maggiore, nel 2019.

0-20 m			
Ghiffa	TEP ($\mu\text{gC L}^{-1}$)	TOC ($\mu\text{gC L}^{-1}$)	%TEP
04/02/2019	22.6	932	2.4
09/04/2019	67.0	1154	5.8
10/06/2019	54.9	1198	4.6
01/07/2019	41.9	1283	3.3
05/08/2019	80.8	1173	6.9
16/09/2019	681.4	1118	61
15/10/2019	51.0	1226	4.2
Pallanza			
04/02/2019	25.7	980	2.6
09/04/2019	63.5	989	6.4
10/06/2019	74.5	1184	6.3
01/07/2019	75.0	1153	6.5
05/08/2019	125.1	1157	11
16/09/2019	586.7	1054	56
15/10/2019	50.7	1236	4.1

6.3. Picocianobatteri e Clorofilla-a nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza: mappe di distribuzione spazio-temporale

I picocianobatteri (cianobatteri di circa 2 μm) sono rappresentati principalmente dal genere *Synechococcus* (Callieri et al., 2013) e costituiscono la componente autotrofa del picoplancton assieme ai piceoeucarioti (Callieri, 2017). Oltre alla clorofilla il *Synechococcus* possiede, come altri cianobatteri, pigmenti antenna che gli permettono di captare la luce a diverse lunghezze d'onda. Nelle acque dolci le principali ficobiliproteine sono la ficoeritrina (PE) e la ficocianina (PC). È interessante notare che questi cianobatteri possono vivere anche in zone del lago dove non arriva la luce adattandosi e utilizzando altri metabolismi come quello eterotrofo. Nel triennio 2019-2021 studieremo la distribuzione verticale dei picocianobatteri fino a 350 m nella stazione di Ghiffa e 100 m in quella di Pallanza.

Metodi – I campioni per il conteggio del picoplancton e la misura della clorofilla-a sono prelevati nelle due stazioni con frequenza mensile. A Ghiffa si preleva il campione a 8 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50, 100 e 350 m) e a Pallanza a 7 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50 e 100 m). Inoltre, in entrambe le stazioni viene anche prelevato un campione integrato 0-20 m per caratterizzare la zona eufotica. Questi due ultimi campioni sono stati prefiltrati attraverso una rete da 126 μm come per le analisi del TOC.

I campioni per il conteggio dei picocianobatteri vengono immediatamente fissati con formaldeide (1% sol. finale) e mantenuti a 4°C per 1-2 giorni, mentre quelli per la misura della concentrazione di clorofilla vengono trasferiti in fiale da 20 ml e mantenuti in luogo fresco al buio e processati immediatamente.

I picocianobatteri sono contati con un citometro a flusso Accuri C6 (Becton Dickinson, Oxford, UK) dotato di un laser blu a stato solido da 20 mW 488 nm e di un

diode laser rosso da 14,7 mW 640 nm. Oltre al forward e al side scatter (FSC e SSC) si sono usate fluorescenza verde (FL1 canale = 533/30 nm), fluorescenza arancione (FL2 canale = 585/40 nm), e fluorescenza rossa (FL3 canale >670 nm e FL4 canale 675/25) (Callieri et al., 2016). Il dato qui riportato si riferisce ai picocianobatteri totali (PE+PC).

La clorofilla-a viene misurata con un fluorimetro PhytoPAM (Pulse Amplitude Modulated) che ci permette di avere immediatamente la misura di concentrazione di clorofilla e divide in 3 gruppi il segnale: fluorescenza dovuta principalmente alle alghe blu (cianobatteri), alle alghe verdi (cloroficee) e alle alghe marroni (diatomee). Inoltre, per ogni campione, viene misurata anche l'efficienza fotosintetica che è la misura della quantità di energia luminosa che passa attraverso il fotosistema II (PSII) e che viene utilizzata per effettuare la fotosintesi.

Nei campioni adattati al buio, la fluorescenza misurata prima dell'impulso di saturazione è F_0 e la fluorescenza massima misurata dopo l'impulso è F_m . Il rapporto tra la fluorescenza massima variabile ($F_v = F_m - F_0$) e il rendimento massimo (F_m) fornisce la misura dell'efficienza massima di conversione quantistica del PSII ed è noto come rapporto F_v / F_m (Genty et al., 1989). Tale rapporto è un indicatore dello stato fisiologico del fitoplancton.

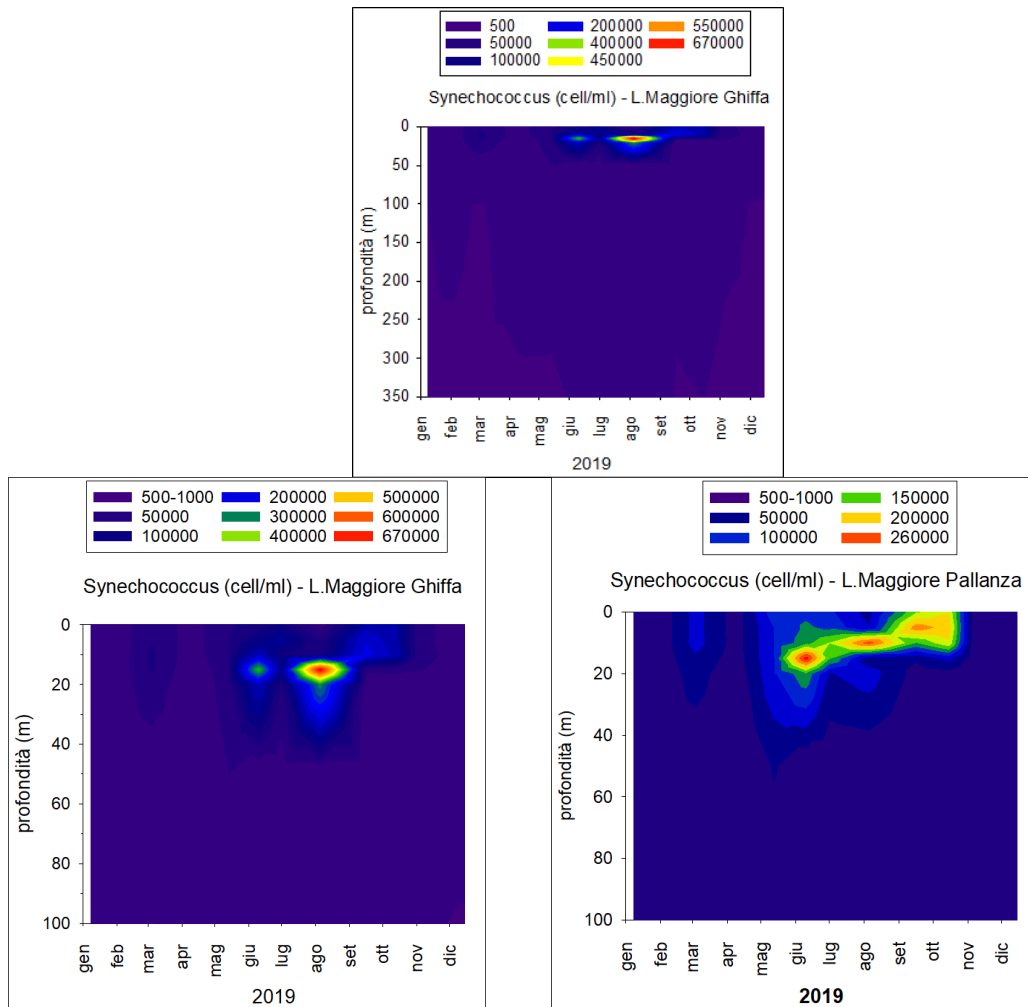


Fig. 6.3. Mappa del numero di picocianobatteri del genere *Synechococcus* (cell ml⁻¹) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2019.

Risultati – Il numero di picocianobatteri presenta delle differenze tra le due stazioni. A Ghiffa si raggiunge il valore più elevato e straordinario per il Lago Maggiore ($673 \times 10^3 \text{ cell ml}^{-1}$) a 15 m il 5 agosto ma sia in settembre che in ottobre le abbondanze sono abbastanza simili a Ghiffa e Pallanza, seppur con un diverso andamento nella distribuzione verticale. In profondità si hanno da 500 a $1000 \text{ cell ml}^{-1}$ che possono aumentare fino a $50000 \text{ cell ml}^{-1}$ verso i 40 m. Bisogna ricordare che pur essendo le acque del Lago Maggiore abbastanza trasparenti, tuttavia la luce arriva fino al massimo a 20 m (1% della radiazione di superficie). Dunque questi cianobatteri possono sopravvivere, anche se in numeri bassi, anche in queste condizioni proibitive per cellule autotrofe. E' molto interessante notare che il picco massimo a Ghiffa si è verificato appena prima della presenza di schiume e delle concentrazioni altissime di TEP misurate. Sembra quindi che ci potrebbe essere un ruolo dei picocianobatteri nella produzione di sostanze mucillaginose in lago.

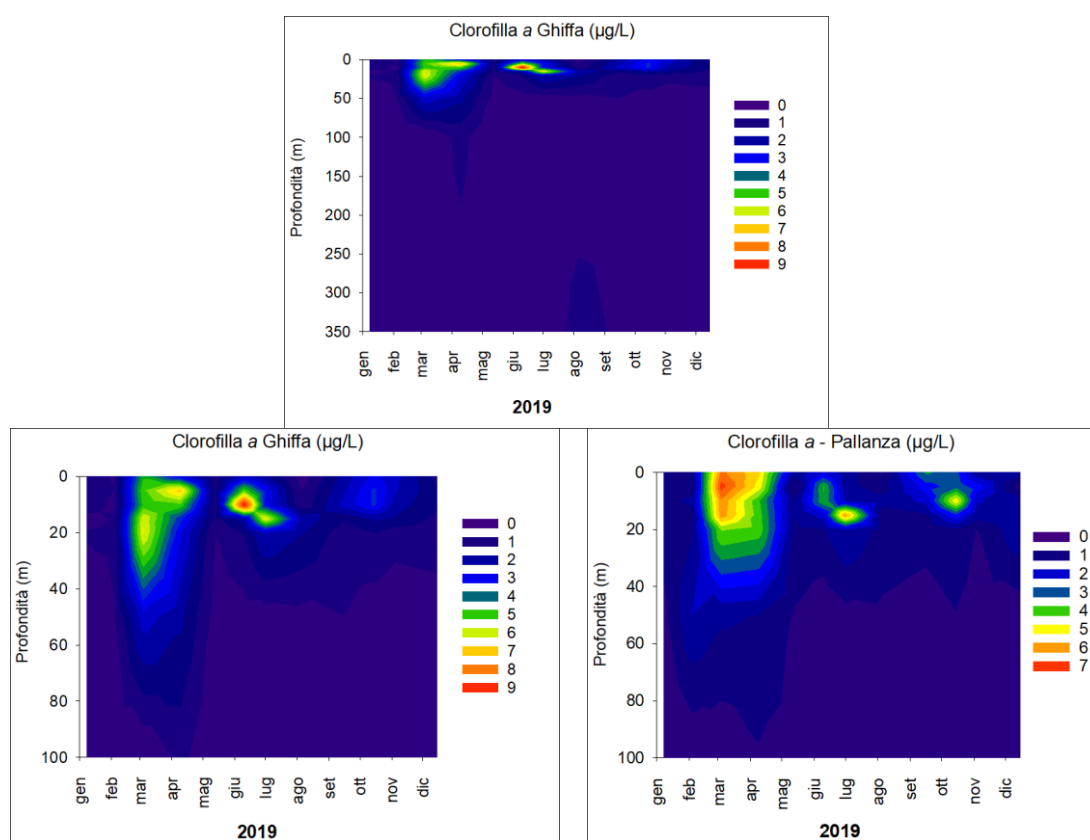


Fig. 6.4. Mappa della concentrazione di clorofilla-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza fino a 100 m (pannelli inferiori) e a Ghiffa fino a 350 m (pannello superiore), nel Lago Maggiore, nel corso del 2019.

La concentrazione di clorofilla-a ha un andamento anomalo durante il 2019. Si notano infatti valori molto alti nei mesi primaverili dovuti alla presenza di diatomee in misura minore di cloroficee sia a Ghiffa che a Pallanza. Il valore più elevato si raggiunge a Ghiffa in giugno (10 giugno: $9.06 \mu\text{g L}^{-1}$ a 10 m), mentre a Pallanza non si raggiungono mai tali valori elevati ed il picco è a marzo (4 marzo: $6.71 \mu\text{g L}^{-1}$ a 5 m). Nelle due stazioni si alternano cloroficee a diatomee fino ad agosto, mese nel quale compaiono con numeri altissimi picocianobatteri del genere *Synechococcus* e

permangono numerosi fino ad ottobre, soprattutto a Ghiffa. Questo fatto potrebbe spiegare i valori bassi di concentrazione di clorofilla *a* nella seconda metà dell'anno perché i picocianobatteri possiedono poca clorofilla, rispetto ad altri pigmenti.

6.4. Zona eufotica integrata nelle stazioni di Ghiffa e Pallanza

Come si è specificato nella descrizione del campionamento, accanto ai campioni prelevati a profondità discrete si è prelevato un campione integrato da 0 a 20m e prefiltrato su 126 μ m. Questo campione costituisce un dato importante di confronto con gli anni passati perché è stato preparato con le stesse modalità sin dall'inizio del monitoraggio CIP AIS a Ghiffa.

I dati sono mostrati nella Tabella 6.2 dove sono riportate le concentrazioni di TOC, TEP, clorofilla-*a*, efficienza fotosintetica (F_v/F_m) e i numeri dei picocianobatteri, degli eucarioti e delle forme coloniali o filamentose. Se si considerano questi valori, mediati nello spazio, si nota una similitudine delle due stazioni, dimostrata da valori medi annui molto simili. I valori di efficienza fotosintetica più elevati sono quelli delle diatomee (0.6-0.8) mentre le cloroficee sembrano essere meno efficienti.

Tabella 6.2. Valori dei diversi parametri (descritti nel testo) nel campione integrato 0-20m corrispondente alla zona eufotica, nella stazione di Ghiffa e di Pallanza del Lago Maggiore, nel 2019. Nelle righe corrispondenti alla clorofilla *a* (Chl) i diversi colori corrispondono al gruppo dominante: verde per le cloroficee, marrone per le diatomee e blu per i cianobatteri.

GHIFFA	Eufotica	8-gen	4-feb	4-mar	9-apr	13-mag	10-giu	1-lug	5-ago	16-set	15-ott	4-nov	2-dic	media
μ g/L	TOC	1017	932	1018	1154	904	1198	1283	1173	1118	1129	920	917	1063
μ g/L	TEP		22.6		67.0		54.9	41.9	80.8	681.4	51.0			143
μ g/L	Chl	2.36	0.54	4.28	5.13	0.42	4.15	3.98	0.91	1.7	2.06	1.66	0.87	2.3
	Fv/Fm	0.33	0.83	0.6	0.62	0.35	0.63	0.59	0.60	0.56	0.59	0.71	0.71	0.59
10 ⁴ cell/ml	Pcy	2.34	1.49	5.88	1.21	3.65	16.11	11.92	20.72	16.00	14.04	3.45	2.84	8.30
cell/ml	Col Fil	706	505	942	456	464	333	147	277	2333	2870	637	599	856
cell/ml	Eucarioti	1250	1427	7101	2680	7986	5450	8706	3106	3957	3159	2480	2174	4123
PALLANZA	Eufotica	8-gen	4-feb	4-mar	9-apr	13-mag	10-giu	1-lug	5-ago	16-set	15-ott	4-nov	2-dic	media
μ g/L	TOC	1107	980	1186	989	1136	1184	1153	1157	1054	1236	1192	915	1107
μ g/L	TEP		25.7		63.5		74.5	75.0	125	587	50.7			143
μ g/L	Chl	2.19	0.56	4.28	4.91	1.12	3.02	4.1	1.28	1.4	1.98	0.8	1.52	2.3
	Fv/Fm	0.30	0.66	0.61	0.58	0.75	0.59	0.63	0.48	0.73	0.57	0.74	0.69	0.61
10 ⁴ cell/ml	Pcy	2.45	1.57	5.82	1.50	8.05	16.23	12.54	18.45	11.47	16.85	2.44	2.55	8.33
cell/ml	Col Fil	870	660	855	388	681	377	412	1830	2058	1899	339	529	908
cell/ml	Eucarioti	1522	1757	5884	3204	25072	5667	7206	2717	3558	3058	1444	1477	5214

Si sono anche messi a confronto i principali parametri misurati nelle due stazioni in due grafici (Fig. 6.5) per meglio seguire le dinamiche stagionali. Dai grafici si nota molto bene che il picco di TEP potrebbe essere legata ai picocianobatteri e non ai valori di clorofilla, come invece si era sottolineato negli anni precedenti.

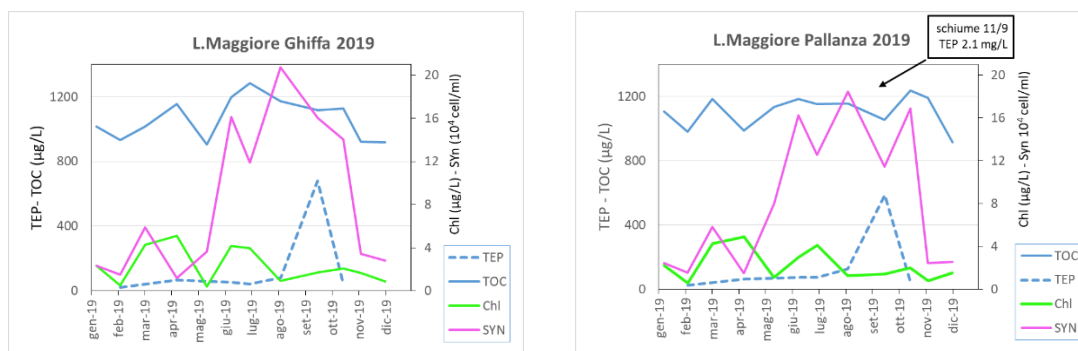


Fig. 6.5. Andamenti stagionali dei valori dei diversi parametri (TOC, TEP, Chl, Syn) nella zona eufotica delle due stazioni del Lago Maggiore, nel corso del 2019. In particolare durante la comparsa delle schiume si è misurata la concentrazione di TEP nella stazione di Pallanza (riportata nel riquadro).

6.5. Conclusioni

Il 2019 si è rivelato un anno molto particolare per il Lago Maggiore. In agosto e per tutto settembre sono comparse le schiume sulla superficie dell'intero lago, visibili dal satellite, e che si muovevano affiorando in superficie sia vicino la costa che nella zona pelagica. Nello stesso periodo si sono misurate concentrazioni di TEP elevatissime (oltre i 2 mg L^{-1}) e numeri di picocianobatteri altissimi (oltre $600000 \text{ cell ml}^{-1}$). Non si può escludere un ruolo delle diatomee e cloroficee primaverili nella produzione di TEP anche se sembra più probabile il ruolo dei cianobatteri che sono rimasti molto abbondanti fino ad ottobre. Le due stazioni, considerando una media annua e valori integrati nella zona eufotica, sembrano funzionare in modo molto simile e con concentrazioni simili. Tuttavia analizzando in dettaglio i profili verticali si nota che la stazione di Ghiffa, con profondità massima di 350 m, sembra avere delle concentrazioni più elevate nei picchi ma mediamente più basse nelle altre profondità. La stazione di Pallanza, con profondità massima di 100 m, sembra avere una concentrazione di carbonio e di clorofilla più alta durante tutto il corso dell'anno con picchi dei valori massimi meno evidenti.

Bibliografia

- Bar-Zeev E, Berman-Frank I, Girshevitz O, Berman T. 2012. Revised paradigm of aquatic biofilm formation facilitated by microgel transparent exopolymer particles. *P Natl Acad Sci.* 109 (23):9119–9124.
- Callieri C, Coci M, Corno G, Macek M, Modenutti B, Balseiro E, Bertoni R. 2013. Phylogenetic diversity of nonmarine picocyanobacteria. *FEMS Microbiol Ecol.* 85: 293-301.
- Callieri C, Amalfitano S, Corno G, Bertoni R. 2016. Grazing-induced *Synechococcus* microcolony formation: experimental insights from two freshwater phylotypes. *FEMS Microbiology Ecology* 92, fiw154.
- Callieri C. 2017. *Synechococcus* plasticity under environmental changes. *FEMS Microbiology Letters* 364, fnx229.
- 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 (1): 118-127.

- Engel A. 2004. Distribution of transparent exopolymer particles (TEP) in the northeast Atlantic Ocean and their potential significance for aggregation processes. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.* 51: 83-92.
- Engel A, Passow U. 2001. Carbon and nitrogen content of transparent exopolymer particles (TEP) in relation to their Alcian Blue adsorption, *Mar Eco Prog Ser.* 219:1–10.
- Genty B, Briantais JM, Baker NR. 1989. The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochi. Biophys. Acta* 990:87-92.
- Passow U, Alldredge AL. 1995. A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnol Oceanogr.* 40: 1326–1335.
- Passow U. 2002. Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments. *Prog Oceanogr* 55:287–333.

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

Pietro Volta, Silvia Zaupa, Mattia Iaia

7.1. Premessa

La presente attività di ricerca si inquadra nel contesto delle ricerche finanziate dalla CIP AIS e finalizzate ad arricchire le serie limnologiche disponibili con dati relativi a componenti ecosistemiche poco conosciute o non indagate nella lunga serie storica già presente. La fauna ittica rientra tra queste.

Per quanto riguarda la fauna ittica, l'attenzione è stata posta sulla sovrapposizione della nicchia alimentare tra le tre specie più abbondanti nel Lago Maggiore: l'agone (*Alosa agone*), il coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*) e il gardon (*Rutilus rutilus*). Come risulta dai dati del pescato professionale, elaborati dalla CISPP (www.cispp.org), queste tre specie sono ad oggi tra le più abbondanti nel Lago Maggiore, presentando popolazioni numericamente consistenti e ben strutturate.

La sovrapposizione della nicchia trofica è stata valutata mediante l'indice di Shoener.

Nel lungo termine, le informazioni acquisite da questa attività permettono di valutare se vi sia una competizione significativa per le risorse alimentari e consentono di mantenere aggiornato il "Pannello di Controllo" della CIP AIS.

In questa relazione si illustrano i risultati derivanti dall'attività svolta nel corso del 2019.

7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica

7.2.1 Metodi

Come misura del grado di sovrapposizione della nicchia trofica è stato utilizzato l'indice di sovrapposizione di nicchia α (Schoener, 1970) rivisto da Northcote & Hammar (2006), che è espresso dalla formula:

$$\alpha = 1 - 0,5(\sum_{i=1}^n |V.I.x_i - V.I.y_i|)$$

dove:

n = numero delle categorie alimentari

$V.I.x_i$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie x

$V.I.y_i$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie y

Sono stati esaminati circa 15 stomaci per specie per mese. I pesci sono stati catturati nell'area centrale del Lago Maggiore, indicativamente tra Intra e Ghiffa. I pesci catturati venivano immediatamente portati in laboratorio per la dissezione, il prelievo degli stomaci (agone, bondella) o dei tratti digerenti (gardon). Gli stomaci venivano conservati singolarmente fino al momento delle analisi.

Per ogni stomaco esaminato sono state determinate le categorie alimentari presenti in un sub campione, esprimendo i dati come: abbondanza percentuale (%N), equivalente al numero di individui di ciascuna categoria alimentare rispetto al numero totale di individui conteggiati; presenza percentuale (%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:

$$V.I. = \%N \times \sqrt{\%S}$$

L'indice α può variare tra un valore pari a 0 (nessuna sovrapposizione) e 1 (completa sovrapposizione). Valori 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.

7.2.2 Risultati

Come si può vedere di seguito, l'indice di sovrapposizione di nicchia tra agone e coregone bondella (Fig. 7.1) raggiunge mediamente valori piuttosto elevati ($\alpha=0,69$) e si mantiene sempre al di sopra del valore di 0,6. Il valore minimo è toccato a gennaio ($\alpha=0,5$) mentre il valore massimo è raggiunto a luglio ($\alpha=0,82$).

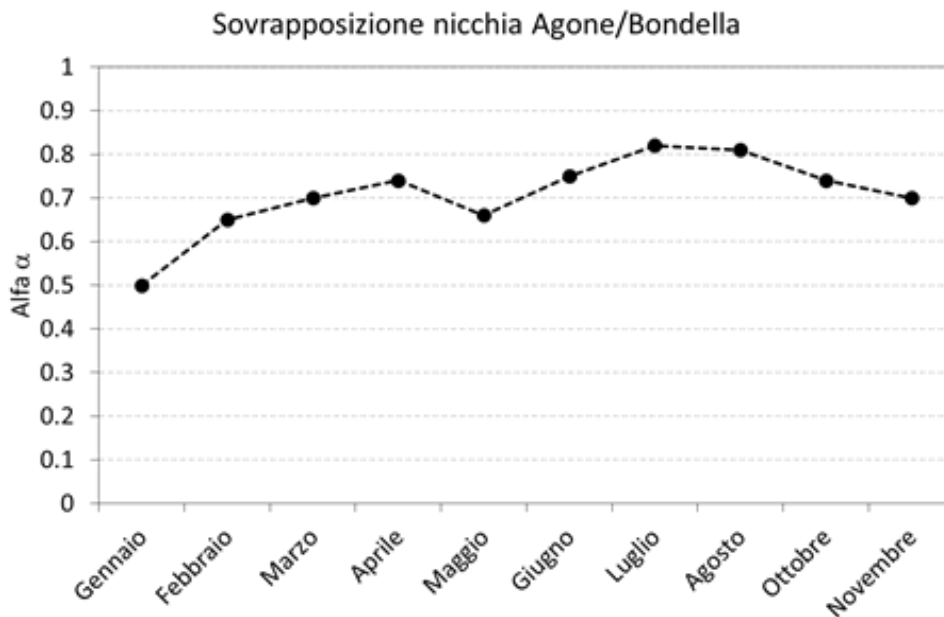


Fig. 7.1. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α per agone e coregone bondella.

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 elevati ($\alpha=0,70$). Il valore massimo è raggiunto nel mese di gennaio ($\alpha=0,78$), mentre il valore minimo ($\alpha=0,62$) nei mesi di gennaio e dicembre.

L'indice di sovrapposizione α riferito ad agone e gardon ha un valore medio pari a 0,63 con un minimo a gennaio ($\alpha=0,5$) ed un massimo a luglio ($\alpha=0,70$).

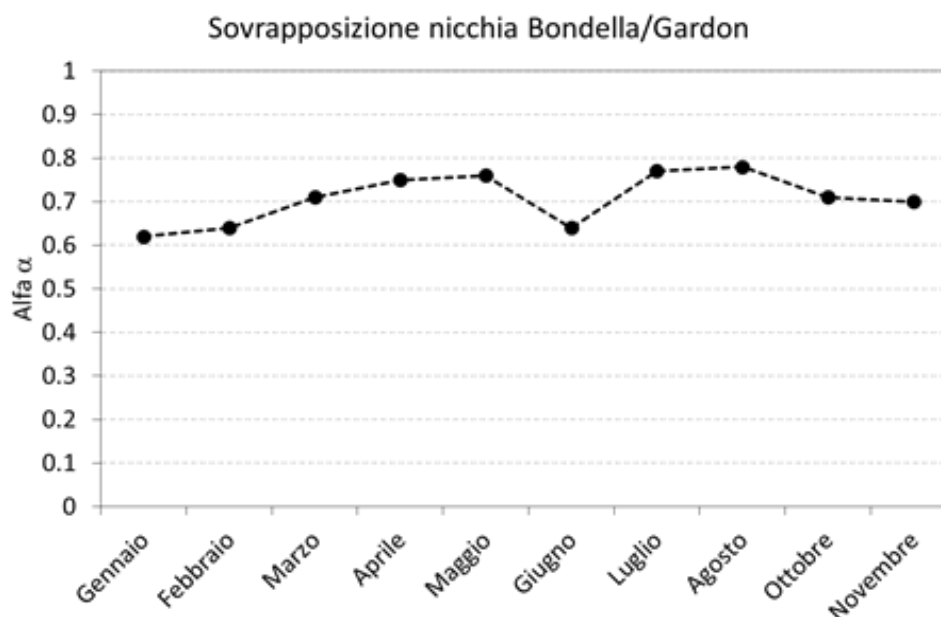


Fig. 7.2. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α tra coregone bondella e gardon.

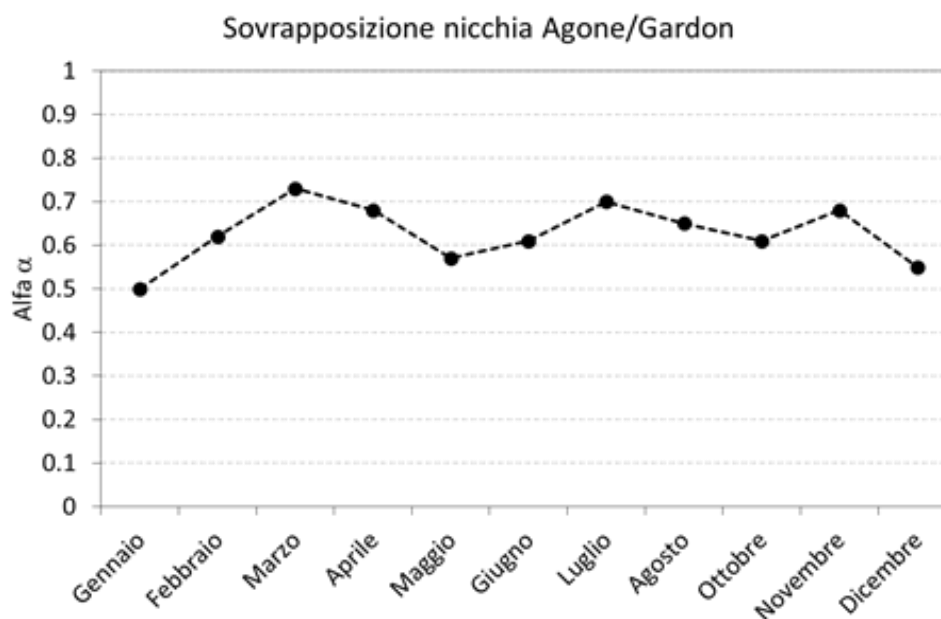


Fig. 7.3. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra gardon e agone

7.3 Discussione e conclusioni

Le informazioni raccolte in questo anno di lavoro hanno permesso di acquisire informazioni utili alla all'analisi della sovrapposizione della nicchia alimentare delle tre specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore, e cioè l'agone, il coregone bondella e il gardon. La serie di dati raccolti va ad implementare la serie storica e dunque permette e permetterà in futuro di seguire sempre con crescente attenzione l'evoluzione delle dinamiche di eventuale competizione per le risorse alimentari nella comunità ittica del Lago Maggiore.

Le tre specie ittiche considerate in questo lavoro presentano un grado di sovrapposizione della nicchia trofica piuttosto elevato che, in un contesto ambientale oligotrofo come quello del Lago Maggiore, possono essere ritenuti biologicamente significativi. I valori medi più elevati ($\alpha=0,70$) si registrano per bondella e gardon, di poco più elevati rispetto a quanto misurato per bondella e agone ($\alpha=0,69$). Più bassi invece i valori di alfa per gardon e agone ($\alpha=0,63$).

In questo anno di dati va rilevata una differenza importante rispetto al passato. Nelle serie di dati fin qui prodotte, i valori di alfa più elevati si registravano nel periodo invernale o tardo autunnale. In questo anno invece i valori di alfa sono risultati più elevati nei mesi estivi, per tutte le specie. La dieta estiva delle tre specie è risultata quindi molto simile, sia qualitativamente che quantitativamente, elemento nuovo rispetto a quanto fino ad oggi evidenziato. La ragione di questa differenza rispetto al passato non è di facile interpretazione, ma la ragione più plausibile è che gli individui catturati stazionassero alla stessa profondità non solo al momento della cattura, ma anche durante la fase di alimentazione attiva o che, comunque, abbiano potuto sfruttare una risorsa alimentare (lo zooplancton) distribuita omogeneamente lungo la colonna d'acqua.

Occorre fare presente in questa sede che la presente indagine si riferisce a campioni di pesci di età adulta, approssimativamente compresi tra 2 e 5 anni di età, e in numero ridotto (mediamente una decina di esemplari). E' dunque una analisi limitata, in termini di rappresentatività, ad una piccola frazione del popolamento lacustre di ciascuna delle tre specie. I dati sono stati acquisiti però in una zona centrale del Lago Maggiore, approssimativamente tra Verbania Ghiffa, che può essere considerata per tipologia di habitat presenti e biocenosi una sorta di "riferimento" per l'intero lago. Pertanto, i dati acquisiti, con le dovute cautele sopra accennate, possono essere comunque ritenuti rappresentativi di una situazione "media" di riferimento. Inoltre, nell'ottica di un monitoraggio di lungo termine dell'ecologia trofica delle tre specie, i dati acquisiti permettono di mantenere aggiornata la serie storica di riferimento e consentono anche di rispettare la compilazione del "Pannello di controllo" di CIP AIS.

Bibliografia

- Northcote T.G., Hamar J. 2006. Feeding ecology of *Coregonus albula* and *Osmerus eperlanus* in the limnetic waters of Lake Mälaren, Sweden. *Boreal Env. Res.*, 11: 229-246.
- Schoener T.W. 1970. Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology*, 51: 408-418.

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, non pericolosi per l'uomo, possono essere tramite di geni specifici, e quindi indurre resistenza agli antibiotici, in batteri patogeni di origine alloctona che sono presenti nelle acque in ambienti antropizzati come il Lago Maggiore, risultando in un potenziale grave rischio per la salute umana e per l'utilizzo dell'acqua.

La nostra attività nel 2019 si è concentrata sulla quantificazione, nel popolamento microbico acquatico del Lago Maggiore, dei geni di resistenza ai principali gruppi di antibiotici di uso comune (medico e veterinario) nei popolamenti batterici. 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 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 larghissima 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). 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 recente, 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).

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, 2009), 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. E' 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), per il 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'integrone dell'integrasi 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.

8.1.1 Valutazione della presenza e dell'abbondanza dei geni di antibiotico-resistenza (ABR) nell'anno 2019

L'attività periodica di campionamento nei Punti di Ghiffa e Pallanza si è svolta a partire da gennaio 2019 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 metro 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 sui 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 in gel, averlo evidenziato in fluorescenza (SybrGreen, Biorad). L'amplicone è stato quindi visualizzato in gel attraverso un sistema 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 2019 (settimo 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'integrone dell'integrasi 1 (Hall & Stokes, 1993) come indicatore di contaminazione da antibiotico resistenza di origine antropica (Tabella 8.1), che era partita in modo sperimentale nel 2018. In totale è stata valutata la presenza di 12 geni.

Tabella 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 CIPAIS
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 2019 dimostrano la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del Lago Maggiore, in leggero aumento rispetto ai valori medi del triennio precedente in termini di presenza/assenza, ma non di abbondanza assoluta, con un trend di stabilità rispetto all'anno 2018 (Figure 8.2, 8.3). Questo dato riduce ulteriormente rispetto allo scorso anno il trend di diminuzione di geni di ABR iniziato nel 2015 ed accresciutosi nel biennio 2016-17. In generale si osserva, dopo anni di riduzione che avevano portato nel 2018 alla quasi scomparsa di questi geni, un aumento delle resistenze ai betalattamici, particolarmente rilevante data l'importanza di questi antibiotici nelle cure umane (Figura 8.2), alle quali si contrappone una sostanziale stabilità delle resistenze a tetracicline, macrolidi e sulfonamidici. Una spiegazione di quanto osservato richiede sicuramente più dati ed analisi di periodi temporali più lunghi, ma già oggi sembra evidente che la riduzione generalizzata della contaminazione a livello rivierasco, e di geni più direttamente legati

alla medicina umana e veterinaria attuale, possa essere ricondotta ad un migliore/minore uso di sostanze antimicrobiche, fortemente promosso dalle autorità sanitarie e veterinarie locali. Da un altro punto di vista questa situazione confermerebbe il ruolo negativo, del lago, di reservoir a lungo termine delle resistenze una volta acquisite dalle comunità microbiche residenti, così come ipotizzato nella nostra pubblicazione sui primi tre anni di ricerca (Di Cesare et al., 2015). Questa situazione mantiene quindi la necessità proseguire nelle analisi al fine di comprendere meglio il rischio posto, in considerazione di una corretta gestione della risorsa idrica.

Nel dettaglio, durante l'arco del 2019 (Figure 8.2 ed 8.3) sono ricomparse alcune resistenze (gene *bla_{CTX-M}*, mentre sono risultati come sempre assenti i geni *bla_{TEM}* e *bla_{SHV}*) ad antibiotici beta-lattamici (i più utilizzati in ambito umano) fino al 2015 sempre riscontrati, anche se sporadicamente, nei 4 siti di riferimento, ma da allora assenti dalle acque del lago.

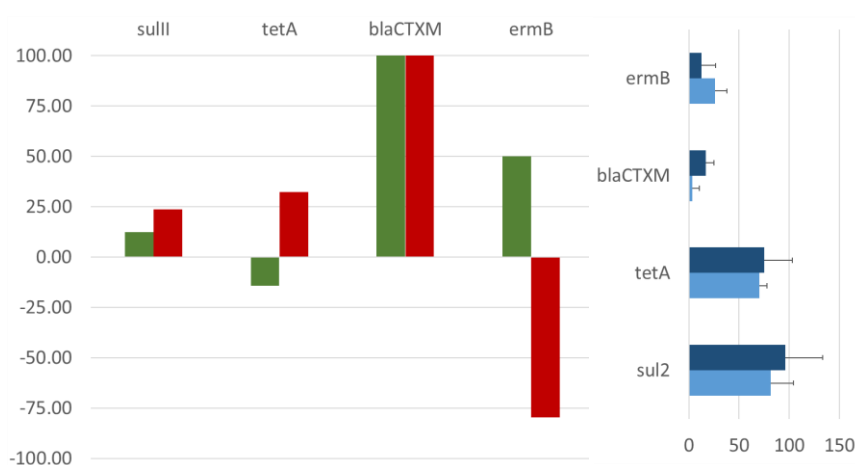


Figura 8.2. Variazione percentuale della presenza di principali geni di ABR nei vari siti campionati nell'anno 2019 rispetto ai valori medi del triennio 2014-16 (a sinistra) e in termini assoluti tra 2018 e 2019 (a destra). Il valore per anno è ottenuto sulla media dei valori misurati annualmente (12 dati mensili). In verde il dato per Ghiffa, in rosso per Pallanza, in azzurro i dati del lago nel 2018, in blu nel 2019.

La presenza del gene *bla_{CTX-M}* interrompe questo trend positivo, e ripropone la stagionalità osservata negli anni precedenti (i.e. presenza tra novembre-dicembre e la prima metà dell'anno, assenza nel restante periodo) con una chiara indicazione di possibile correlazione con l'utilizzo (in gran parte ingiustificato) di antibiotici betalattamici tra la popolazione in corrispondenza dei picchi stagionali di influenza. Risulteranno interessanti, a questo riguardo, i dati del 2020, per valutare l'impatto della pandemia di COVID19 sull'ambiente, in quanto sembra appurato un ampio utilizzo di betalattamici per prevenire complicazioni della malattia stessa.

Il gene di resistenza ai sulfamidici *suII* (Figura 8.3) è invece stato riscontrato, in concentrazioni molto vicine a quelle misurate in passato, sia a Ghiffa (pelagico) che a Pallanza (semilitorale). Dopo la riduzione dei campioni positivi nei siti litorali e a Pallanza del 2016 e 2017, prosegue la variazione di tendenza iniziata nel 2018 con forti abbondanze sia a Ghiffa che a Pallanza.

Questo aumento non è correlabile a variazioni nell'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.

Anche i geni di resistenza alle tetracicline, antibiotici ampiamente utilizzati in zootecnia e anche, seppur con minor preponderanza, nelle cure di base e ospedaliere per esseri umani, e dal 2013 caratterizzanti i popolamenti microbici del Lago Maggiore, sono presenti in misura consistente, a conferma dei dati degli anni precedenti (Figura 8.3).

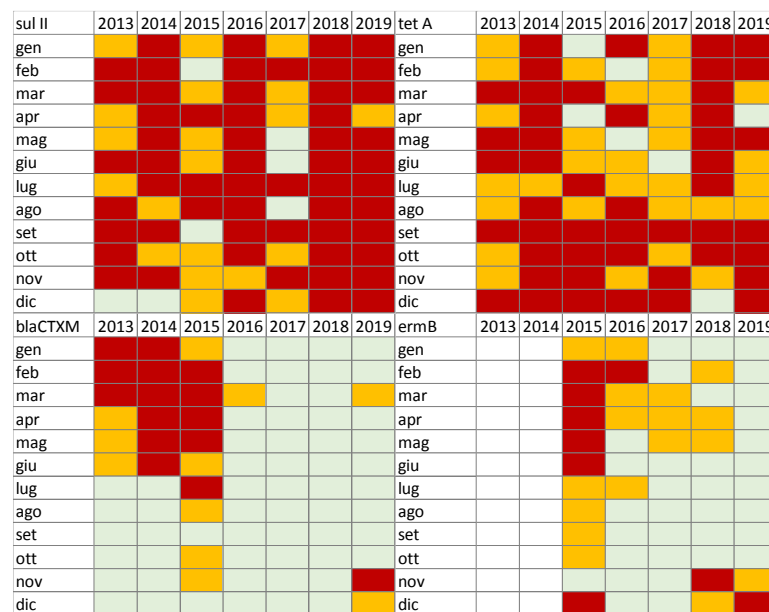


Figura 8.3. Rappresentazione grafica della prevalenza (misurata in qPCR) dei quattro principali geni di ABR nel Lago Maggiore dal 2013. Il quadrato rosso indica una presenza in tutti i campioni nelle diverse stazioni, giallo una presenza inferiore al 50%, verde l'assenza del gene nel mese.

Il gene *tetB*, risultato assente in tutti i campioni nel periodo 2013-2018, anche nel 2019 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*). Si è invece riscontrata la presenza di *ermB*, gene di resistenza ai macrolidi, che è stato quantificato, così come già fatto nel periodo 2015-18, al posto del gene *strB* di resistenza agli aminoglicosidi, che negli anni 2013-14 non ha presentato valori elevati e neppure importanti oscillazioni. Come nel 2018, *ermB* è risultato assente nella gran parte dei campioni analizzati ma con un progressivo aumento nella parte finale dell'anno (Figura 8.3).

La quantificazione dei geni *tetA*, *sulIII*, *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.

Il gene *IntI1*, che è un indicatore di contaminazione di origine antropica e di potenziale presenza di geni di antibiotico resistenza, ha fornito dati relativamente sorprendenti, con valori bassi che presuppongono un limitato impatto: il gene è sempre presente in tutti i campioni, ma in un solo caso, a Pallanza, raggiunge un valore che ne permette una quantificazione in qPCR (Figura 8.4).

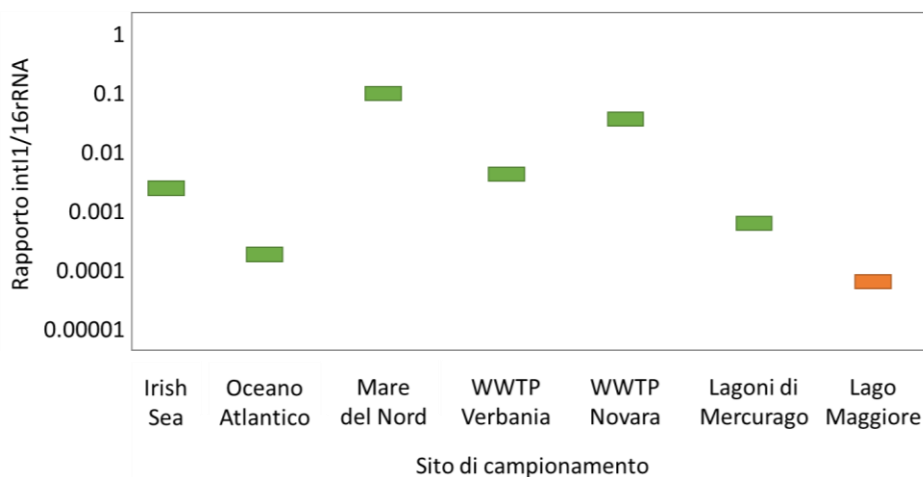


Figure 8.4. Abbondanza del gene *IntI1* nel Lago Maggiore nel 2019, in comparazione con altri ambienti a diverso impatto antropico.

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.

8.2. Stato di avanzamento 2020

La campagna di campionamento con frequenza mensile è stata effettuata nel periodo gennaio-marzo con regolarità presso le stazioni rappresentative dell'ambiente pelagico (Ghiffa, zona di massima profondità del lago) e semi-litorale (Pallanza, Golfo Borromeo). A causa delle restrizioni causate dalla pandemia non è stato possibile effettuare il campionamento ad aprile. L'attività di campagna dovrebbe riprendere con regolarità a partire dal mese di maggio.

I campioni raccolti (2-5 litri) sono stati portati in laboratorio evitando ogni possibile forma di contaminazione ed immediatamente filtrati (in doppio, prima su rete da 126µm, poi raccolti su filtri Millipore con porosità di 0.2 µm). I filtri sono stati frazionati in 2 parti e congelati a -20°C. Entro una settimana il DNA microbico raccolto su una metà-filtro è stata estratta attraverso l'utilizzo di un kit commerciale ad alta risoluzione (Qiagen Microbial DNA Extraction Kit) utilizzando un estrattore automatizzato (Qiagen Qiacube), dopo un passaggio preventivo di shaking ad alta velocità con omogeneizzatore (Precellys). I campioni sono successivamente stati stoccati a -80°C in attesa delle analisi successive.

Per quanto riguarda il 2020 non siamo ancora in grado di fornire dati, ma l'indicatore preparato negli anni scorsi è ora funzionante per il quarto anno consecutivo e potrà fornire dati di assoluto interesse in seguito alla pandemia di COVID19 e all'utilizzo di antibiotici nel trattamento dei pazienti colpiti. L'indicatore valuta la

variazione percentuale di valori di presenza/assenza dei geni di resistenza, nei diversi campioni, mediando il valore globale del lago nell'ultimo anno, rispetto a quello del triennio precedente.

In questo modo è possibile valutare l'evoluzione della situazione, sia in termini di lago, che di singoli punti di campionamento, con una variabilità che nel caso di geni quantificati risultava troppo elevata (in quanto influenzata da una serie di variabili limnologiche non ascrivibili all'impatto umano) da permettere una qualsivoglia analisi a posteriori.

Questo lavoro si inquadra nell'ambito di una serie di ricerche e di progetti che coinvolgono acque interne e gruppi di ricerca in tutta Europa, e che ha il fine di scegliere l'indicatore più valido per una futura legislazione che contempra l'antibiotico resistenza tra i parametri da considerare nella valutazione di qualità di un corpo idrico. Il Lago Maggiore è, grazie al lavoro CIPAIS e alle altre ricerche condotte dal CNR-IRSA Verbania in questo ambito, un modello di ricerca e monitoraggio a livello mondiale.

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.

9. SINTESI E CONCLUSIONI

Il 2019 è stato caratterizzato da precipitazioni superiori alla media di lungo periodo (1930 mm come afflussi totali), in particolare nel periodo autunnale; le elevate precipitazioni hanno comportato un aumento delle portate nell'ultima parte dell'anno in tutti i tributari, con valori medi che sono risultati ben al di sopra di quelli pluriennali di riferimento. Nel 2019 il livello del lago si è posizionato al di sopra dei valori di riferimento da aprile ad agosto e da fine ottobre a dicembre. Le precipitazioni abbondanti dei mesi autunnali hanno fatto aumentare di molto il livello del lago, fino a raggiungere in novembre valori prossimi alla quota di esondazione.

La profondità di mescolamento del lago, parametro fondamentale per un lago profondo e oligomittico come il Maggiore, nel 2019 è stata di circa 80 m, in linea con i bassi valori che hanno caratterizzato il periodo recente. Anche gli altri parametri fisici, come il contenuto di calore e la stabilità, confermano la tendenza al riscaldamento delle acque lacustri e la resistenza al mescolamento, fattori che a loro volta condizionano le dinamiche dei nutrienti e dell'ossigeno. Per quanto riguarda l'ossigeno, nel 2019 si è verificato un leggero aumento delle concentrazioni nello strato profondo (al di sotto dei 200 m), in controtendenza rispetto alla riduzione degli ultimi anni. I dati relativi ai nutrienti confermano l'accumulo, soprattutto del fosforo, nelle acque ipolimniche e profonde, anche in questo caso in conseguenza del limitato mescolamento delle acque. Nel complesso comunque i dati raccolti nel 2019, considerati congiuntamente a quelli delle ricerche pregresse, confermano la condizione prossima all'oligotrofia del Lago Maggiore e la sostanziale stabilità degli apporti di nutrienti dal bacino. I carichi veicolati dai tributari, anche se ancora parziali, nel 2019 sono stati infatti in linea con quelli degli ultimi anni, con un apporto totale di fosforo inferiore alle 200 t P a⁻¹. I dati sui singoli tributari continuano a evidenziare alcune criticità: in certi corsi d'acqua è evidente la presenza di scarichi non sufficientemente depurati.

I valori medi di clorofilla e biovolume algale nel 2019 non si sono discostati da quelli degli ultimi anni. Si è riconfermata la dominanza di diatomee, cloroficee e cianobatteri come gruppi maggiormente rappresentati tra il fitoplancton. Anche la successione stagionale si è svolta con una dinamica "tipica", con le diatomee costantemente dominanti in termini di biomassa durante l'arco dell'intero anno e responsabili dei picchi nei periodi marzo-aprile e giugno-luglio. Come già osservato negli ultimi anni, la prima fase di crescita delle diatomee è risultata anticipata, a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli. La crescita dei cianobatteri ha avuto il suo massimo sviluppo nella tarda estate, favorita anche dal mantenersi di temperature elevate. Anche l'apporto di nutrienti a seguito di eventi di precipitazione abbondanti si è dimostrato un fattore importante per le dinamiche del fitoplancton. Nel 2019 è stato inoltre avviato lo studio di metabarcoding del fitoplancton; i primi risultati saranno disponibili nel corso del 2020.

Nel 2019 è stato riscontrato un aumento del 35% del valore medio annuo dell'abbondanza numerica del popolamento zooplanctonico totale, rispetto al triennio precedente, a carico dei popolamenti a rotiferi e a ciclopidi. Piuttosto contenuto è stato lo sviluppo numerico del popolamento zooplanctonico pelagico a cladoceri. Analizzandone la struttura tassonomica, si è osservato come la seconda parte dell'anno sia stata caratterizzata dalla presenza, anche cospicua, di *Diaphanosoma brachyurum*, organismo che predilige le acque calde e stratificate, ad indicare che anche la struttura della comunità zooplanctonica risente delle condizioni termiche e idrodinamiche del lago. Nel 2019 è stato concluso il lavoro iniziato nel triennio precedente, ovvero la

creazione di una libreria di riferimento di sequenze di DNA per i crostacei dello zooplankton pelagico del lago. È stato inoltre avviato lo studio di metabarcoding previsto, ma a causa dell'emergenza COVID-19 non è stato possibile, ad oggi, analizzare i risultati ottenuti.

Nel 2019 è stato avviato il confronto tra la stazione pelagica di Ghiffa, storicamente utilizzata in tutte le campagne per lo studio a lungo termine dei parametri limnologici, e la stazione di Pallanza, sita nel Bacino Borromeo, per quanto concerne la termica, i nutrienti e il carbonio organico totale (TOC), la sua frazione esopolimerica (TEP) e i picocianobatteri. Le concentrazioni dei composti di fosforo e azoto sono risultate complessivamente simili nelle due stazioni, pur con qualche differenza negli andamenti temporali. Per il TOC si osserva una differenza nelle concentrazioni e nella distribuzione spazio-temporale tra le due stazioni; in particolare a Pallanza manca il picco primaverile riscontrato a Ghiffa e la concentrazione di TOC appare uniformemente più alta su tutta la colonna d'acqua.

I valori delle particelle esopolimeriche trasparenti (TEP) nel 2019 hanno confermato una tendenza all'aumento; concentrazioni particolarmente elevate sono state misurate a settembre, in corrispondenza alla presenza di schiume sulla superficie del lago ad agosto e settembre. La presenza di un picco elevato nel numero di picocianobatteri, soprattutto a Ghiffa, appena prima della presenza di schiume e delle concentrazioni altissime di TEP, porta a ipotizzare un loro possibile ruolo nella produzione di sostanze mucillaginose a lago.

Le indagini sulla sovrapposizione della nicchia alimentare tra le tre specie più abbondanti nel Lago Maggiore (agone, coregone bondella e gardon) hanno mostrato nel 2019 un'importante differenza rispetto agli anni passati, ovvero valori di sovrapposizione più elevati nei mesi estivi per tutte le specie, ad indicare una dieta molto simile, qualitativamente e quantitativamente, in questo periodo dell'anno. Verosimilmente gli individui catturati stazionavano alla stessa profondità durante la fase di alimentazione attiva o hanno avuto modo di utilizzare una risorsa alimentare (lo zooplankton) distribuita in modo omogeneo lungo la colonna d'acqua.

Nel 2019 sono proseguite le ricerche sulla presenza di geni di antibiotico resistenza nel Lago Maggiore, aggiungendo alle analisi classiche la quantificazione dell'integrone dell'integrasi 1 (intI1), un eccellente indicatore del livello di contaminazione dovuta a pressione antropica nelle comunità batteriche naturali, oltre che di diffusione di antibiotico resistenza. Il gene ha presentato valori quasi sempre bassi, ad indicare un impatto limitato. Sarà però necessario proseguire queste indagini nei prossimi anni per affinarne la validità. Nel complesso i risultati per il 2019 hanno dimostrato la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del lago e hanno confermato una riduzione della contaminazione a livello rivierasco, e di geni più direttamente legati alla medicina umana e veterinaria attuale, che potrebbe essere dovuto ad un migliore/minore utilizzo di sostanze antimicrobiche. I dati confermano però anche il ruolo del lago di reservoir a lungo termine delle resistenze una volta acquisite dalle comunità microbiche residenti.

Per concludere, i dati acquisiti nel 2019 hanno confermato una serie di tendenze evolutive in atto nel Lago Maggiore, nelle quali i fattori meteo-climatici giocano un ruolo sempre più importante. I risultati delle ricerche hanno inoltre evidenziato come solo studi di dettaglio, a frequenza elevata e basati su metodologie innovative possano contribuire a segnalare precocemente e a comprendere fenomeni potenzialmente dannosi per lo stato qualitativo della risorsa idrica.

ELENCO DEGLI AUTORI

RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA

Michela Rogora

RESPONSABILE AMMINISTRATIVO:

Giuseppe Mascolo (Direttore Istituto di Ricerca sulle Acque)

ELENCO DEGLI AUTORI IN ORDINE ALFABETICO

Martina Austoni
Roberto Bertoni
Cristiana Callieri
Marzia Ciampittiello
Mario Contesini
Gianluca Corno
Evelina Crippa
Andrea Di Cesare
Claudia Dresti
Ester M. Eckert
Diego Fontaneto
Giuseppe Garlaschè
Paola Giacomotti
Mattia Iaia
Dario Manca
Marina Manca
Aldo Marchetto
Rosario Mosello
Arianna Orrù
Roberta Piscia
Michela Rogora
Helmi Saidi
Tommaso Sforzi
Gabriele A. Tartari
Pietro Volta
Silvia Zaupa

INDIRIZZO DI RIFERIMENTO DEGLI AUTORI

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto di Ricerca sulle Acque
Sede Secondaria di Verbania
Largo V. Tonolli 50/52
28922 – VERBANIA PALLANZA
<http://www.irsas.cnr.it>