

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

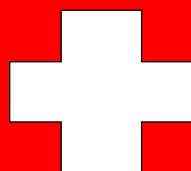
Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma triennale 2016 - 2018
Campagna 2016

a cura di Giuseppe Morabito

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di
Verbania Pallanza



ISSN: 1013-8099

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore
Aspetti limnologici

Programma triennale 2016 - 2018
Campagna 2016

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di
Verbania Pallanza

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

C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2017. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2016-2018. Campagna 2016.

Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 107 pp.

Sommario

INTRODUZIONE.....	6
Prefazione.....	6
Inquadramento geografico	7
Modalità di campionamento e metodi di analisi	8
Unità di misura.....	9
1. ANALISI METEO-CLIMATICHE E IDROLOGICHE ED EVOLUZIONE SPAZIO- TEMPORALE DEI FENOMENI ESTREMI	11
1.1. Pluviometria e idrologia.....	11
1.1.1. Piogge.....	11
1.1.2. Deflussi	15
1.1.3. Livello Lago	19
1.2. Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi	20
1.2.1. Vento.....	20
1.2.2. Giorni piovosi.....	21
2. DIPENDENZA DEL MESCOLAMENTO INVERNALE NEL LAGO MAGGIORE DALL’AUMENTO DEL CONTENUTO ENERGETICO DELLE SUE ACQUE.....	23
2.1. Profondità di mescolamento.....	23
2.2. Profondità di mescolamento: cosa succederà in futuro?	30
Bibliografia	34
3. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E DEI SUOI PRINCIPALI TRIBUTARI	35
3.1 Acque lacustri	36
3.1.1 Temperatura e ossigeno disciolto.....	36
3.1.2 Chimica di base e ioni principali.....	40
3.1.3 Composti del fosforo, dell’azoto e silicati	45
3.1.4 Metalli in tracce.....	50
3.2 Tributari ed emissario	51
3.2.1 Concentrazioni medie.....	51
3.2.2 Concentrazioni medie areali.....	55
3.2.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo	57
Bibliografia	63

4. STRUTTURA DELLE ASSOCIAZIONI FITOPLANCTONICHE NEL LAGO MAGGIORE E LORO MODIFICAZIONI IN RELAZIONE A FATTORI DI CONTROLLO TROFICI E CLIMATICI	64
4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici.....	64
4.1.1 Variazioni della biomassa algale.....	67
Bibliografia	69
5. INDAGINI SULL'EVOLUZIONE DEL POPOLAMENTO ZOOPLANCTONICO DEL LAGO MAGGIORE E <i>BARCODING</i> MOLECOLARE PER L'IDENTIFICAZIONE TASSONOMICA MEDIANTE SEQUENZE DI DNA.....	70
5.1. Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili.....	70
5.2. <i>Barcoding</i> molecolare per l'identificazione tassonomica mediante sequenze di DNA	78
Bibliografia	81
6. CARATTERISTICHE QUALITATIVE ED EVOLUZIONE DEL CARBONIO ORGANICO E DELLE SUE FRAZIONI	82
6.1. TOC (Total Organic Carbon) e DIC (Dissolved Inorganic Carbon): mappe di distribuzione spazio-temporale	82
6.2. TOC, DOC, DIC, TDN, Picocianobatteri e Batteri nella zona eufotica e afotica	83
6.3. Profili verticali di TEP (Transparent Exopolymeric Particles) e di Clorofilla <i>a</i>	86
7. SOVRAPPOSIZIONE DELLA NICCHIA TROFICA TRA LE SPECIE ITTICHE PRINCIPALI DEL LAGO MAGGIORE.	90
7.1. Premessa.....	90
7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica	90
7.2.1 Risultati	91
7.2.2 Discussione e conclusioni	93
Bibliografia	94
8. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI BATTERI ANTIBIOTICO-RESISTENTI NELLE ACQUE DEL LAGO MAGGIORE.....	95
8.1. Geni di ABR e Lago Maggiore	95
8.1.1 Valutazione della presenza e dell'abbondanza dei geni di antibiotico-resistenza (ABR) nell'anno 2016.....	96
8.2. Prossimi sviluppi della ricerca	100
8.3. Bibliografia	101
9. CONCLUSIONI.....	103
ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI	107
Ringraziamenti	107

INTRODUZIONE

Giuseppe Morabito

Prefazione

Questo rapporto presenta i risultati emersi dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dal CNR-ISE (già Istituto Italiano di Idrobiologia), nel corso del 2016, per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere.

L'attività di ricerca su questo lago è stata strutturata in modo tale che anche per questo ciclo di ricerche fosse garantita la continuità della serie storica dei dati limnologici sin qui raccolti, prezioso strumento diagnostico dello stato del lago che si integra perfettamente con i nuovi strumenti dei quali la CIP AIS si è dotata e che sta perfezionando: il Pannello di Controllo ed il Piano d'Azione.

Il 2016 rappresenta il primo anno di attività del nuovo triennio di ricerche programmate per il periodo 2016-2018. In linea con quanto realizzato negli anni passati, anche la presente attività è indirizzata alla valutazione della qualità delle acque lacustri.

Il programma di indagini proposto per il triennio 2016-2018 offre una sostanziale continuità con le ricerche condotte nel triennio precedente, avendo, tra gli obiettivi primari, quello di raccogliere dati che permettano di continuare a seguire l'evoluzione dei fenomeni evidenziati dagli studi precedenti, con particolare attenzione ad alcuni fatti che sembrano indicativi di cambiamenti in atto nell'ecosistema lacustre, quali:

1. alterazioni idrologiche connesse con i cambiamenti climatici;
2. modificazioni dell'idrodinamica lacustre legate al riscaldamento globale;
3. modificazioni di indicatori fisico-chimici di qualità delle acque, in relazione alla variabilità climatica ed alle attività antropiche;
4. tendenza verso un lieve peggioramento di alcuni indicatori di stato trofico, (fosforo e struttura delle associazioni fitoplanctoniche);
5. modificazioni strutturali del popolamento zooplanctonico e variabilità delle relazioni trofiche;
6. analisi della distribuzione verticale del TOC, TEP, DIC e dei batteri e picocianobatteri nonché della clorofilla in tutta la colonna verticale;
7. quantificazione dei geni dell'antibiotico resistenza nei popolamenti naturali del lago e valutazione del rischio per la salute umana per la possibile trasmissione dell'antibiotico resistenza a batteri patogeni;
8. caratterizzazione della struttura e composizione della fauna ittica, con particolare riguardo all'impatto delle specie alloctone invasive.

A conclusione del presente anno di indagini emerge una situazione in evoluzione, in relazione allo spostamento dei valori di alcuni parametri indicatori verso la mesotrofia, mentre altri confermano lo stato di oligotrofia del Lago Maggiore. Come ampiamente discusso nei capitoli che seguono, i risultati relativi al 2016 confermano alcune tendenze evolutive già manifestatesi nel periodo recente, che devono indurre a valutare con attenzione l'evoluzione di questo ecosistema negli anni a venire.

Inquadramento geografico

SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

Province (I): Novara e V.C.O. (Piemonte); Varese e Como (Lombardia)

Cantoni (CH): Grigioni, Ticino e Vallese.

COORDINATE GEOGRAFICHE DEL CENTRO DEL LAGO

Latitudine: 45° 57' N

Longitudine: 3° 47' W (da Monte Mario).

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Quota media del lago	194 m s.l.m.	Prof. criptodepres.	176 m
Lunghezza del thalweg	66 km	Volume	37,502 km ³
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area ¹	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: considerato di ~ 4 anni ma in rivalutazione con le ricerche in corso.

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DEL BACINO IMBRIFERO

Altitudine massima	4.633 m s.l.m.	Larg. 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

¹ 169,9 km² in territorio italiano e 42,6 km² in territorio svizzero

² 3.229,5 km² in territorio italiano e 3.369,5 km² in territorio svizzero

Modalità di campionamento e metodi di analisi

Nel corso della campagna di indagini limnologiche condotta nel 2016 sul Lago Maggiore, le metodologie utilizzate per la raccolta ed il trattamento dei campioni, nonché le metodiche analitiche specifiche seguite per la loro valutazione sia in termini qualitativi che quantitativi, sono state le stesse utilizzate in occasione delle precedenti campagne e sono descritte nei singoli capitoli.

L'ubicazione delle stazioni di campionamento è indicata nella Figura 1.

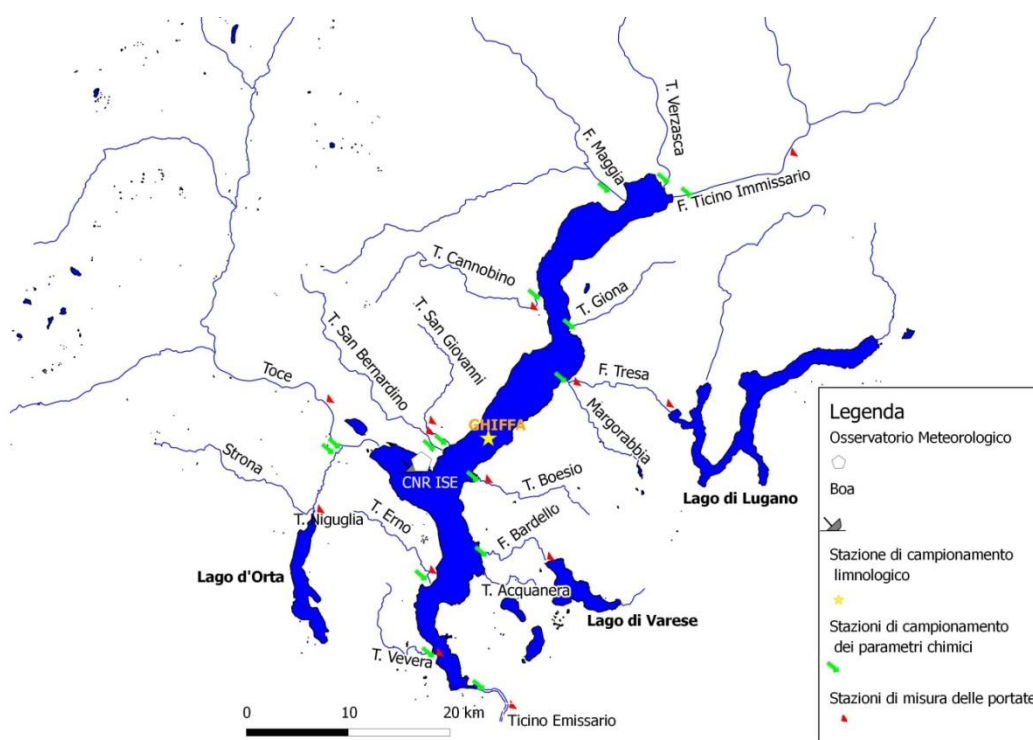


Fig. 1. Lago Maggiore, 2014. Ubicazione delle stazioni di campionamento

Unità di misura

PARAMETRI FISICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Temperatura atmosferica	T_a	[°C]
Temperatura dell'acqua	T_w	[°C]
Oscillazione Nord Atlantica	NAO_w	[hPa]
Precipitazioni	P	[mm]
Portata	Q	[m ³ s ⁻¹]
Altezza idrometrica	H	[m s.l.m.]
Trasparenza	-	[m]
Temperatura dell'acqua del lago	T_w	[°C]
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	TP	[µg P L ⁻¹]
Fosforo reattivo	RP	[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	TN	[µg N L ⁻¹]
Apporti areali	-	[mg m ⁻² a ⁻¹]
Carichi	-	[t a ⁻¹]

Conducibilità elettrica specifica	-	[$\mu\text{S cm}^{-1}$] (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>chl-<i>a</i></i>	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
Feofitina	-	[mg m ⁻³]
Biomassa fitoplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Biomassa zooplancton	-	[cm ³ m ⁻³]
Densità zooplancton	-	[ind m ⁻³]
Abbondanza relativa pesci	NPUE	[ind m ⁻²]
Biomassa per unità di superficie pesci	BPUE	[g m ⁻²]
Particellato totale (Seston)	-	[mg L ⁻¹]
Carbonio organico particellato	POC	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
Carbonio organico totale	TOC	[mg L ⁻¹]
Carbonio inorganico totale	TIC	[mg L ⁻¹]
Materia organica disciolta otticamente misurabile	CDOM	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
Particelle esopolimeriche trasparenti	TEP	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
Popolamento batterico eterotrofo	CMI	[cell 10 ⁶ ml ⁻¹]

1. ANALISI METEO-CLIMATICHE E IDROLOGICHE ED EVOLUZIONE SPAZIO-TEMPORALE DEI FENOMENI ESTREMI

Marzia Ciampittello, Helmi Saidi, Claudia Dresti e Dario Manca.

1.1. Pluviometria e idrologia

Con questo rapporto si inizia un'analisi della pluviometria e idrologia del bacino imbrifero del Lago Maggiore, più approfondita e mirante alla valutazione degli effetti delle piogge intense. Infatti l'innovazione che si deve sviluppare in questo contesto riguarda la possibilità di migliorare le analisi dei trend aumentando i dati sugli eventi estremi, per offrire maggiori conoscenze circa la loro dinamica e il loro sviluppo nello spazio e nel tempo. Poiché gli eventi di precipitazione estremi sono rari e il set di dati è spesso costituito da pochi anni, è difficile stimare la loro frequenza, soprattutto perché dipendono dalle caratteristiche topografiche e meteorologiche di una particolare regione o territorio. Da qui l'esigenza di aumentare tale set di dati e di sviluppare analisi statistiche e modellistiche ad hoc. Sicuramente le peculiarità del bacino imbrifero del Lago Maggiore fanno sì che gli eventi estremi di pioggia siano sempre più importanti e presenti, e che si abbiano implicazioni anche sulla qualità delle acque del lago. Unitamente agli eventi estremi di pioggia si vogliono valutare la presenza di periodi prolungati di siccità e l'evoluzione del vento dove possibile. Durante i tre anni dedicati allo sviluppo della ricerca si vogliono anche definire indicatori specifici del cambiamento climatico in atto. In questo primo anno si sono raccolti i dati di pioggia e di portata giornalieri e mensili, mantenendo la valutazione annuale di diverse stazioni poste all'interno del bacino del Lago Maggiore come nei precedenti rapporti, iniziando a valutare i dati medi del vento disponibili e i giorni piovosi.

1.1.1. Piogge

I dati di precipitazione, per l'anno 2016, sono stati raccolti, come di consueto, dalle stazioni pluviometriche del CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, 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.

E' importante segnalare che alcune stazioni di Arpa Piemonte sono oggetto di verifica della pioggia giornaliera e che pertanto non sono disponibili i dati annuali completi. All'interno del rapporto sono stati comunque riportati i valori resi disponibili, anche se parziali; in attesa del controllo finale che verrà effettuato tra qualche tempo: rimarranno, quindi, in sospeso le valutazioni definitive sulla piovosità del bacino del Toce per l'anno 2016.

I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in Tabella 1.1 insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-15 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2016 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in Figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2016. 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	127	153	120	281	162	194	81	53	95	96	212	19	1593
PIOTTA	Ticino immissario	990	75	98	69	177	167	195	99	66	60	78	146	5	1235
FAIDO	Ticino immissario	747	71	102	98	199	181	235	105	86	53	80	172	4	1386
Acquarossa/COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	35	79	77	178	165	180	87	78	41	61	142	2	1125
BIASCA	Ticino immissario	278	39	106	88	197	247	216	94	87	40	77	203	0	1394
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	70	145	117	221	241	272	133	113	47	113	178	5	1655
MESOCCO	Ticino imm.-Moesa	830	51	108	77	130	193	221	121	95	48	81	156	2	1283
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1315	34	103	72	130	224	259	111	131	51	61	155	1	1332
GRONO	Ticino imm.-Moesa	324	32	106	83	86	164	216	125	119	43	72	119	0	1165
BELLINZONA	Ticino immissario	225	36	123	53	121	206	236	120	116	43	74	162	1	1291
MAGADINO (Aeroporto) /Cadenazzo	Lago Maggiore	203	39	141	115	141	244	224	65	141	81	99	213	2	1505
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	199	30	140	111	141	239	207	79	88	94	95	230	2	1456
CIMETTA	Lago Maggiore	1661	28	109	134	214	254	234	72	108	116	109	190	4	1572
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	367	28	147	138	231	250	228	79	130	67	104	215	3	1620
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	29	157	154	238	270	218	113	145	90	162	297	3	1876
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	923	22	73	55	152	207	233	88	94	31	52	112	2	1123
GNOSCA	Ticino immissario	247	27	86	239	134	36	132	134	114	36	68	132	0	1250
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	32	118	205	100	46	150	100	127	46	73	150	1	1296
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	96	153	170	339	258	291	158	111	102	99	257	25	2059
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775	77	80	49	252	200	270	137	92	79	99	131	17	1482
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698	61	161	140	272	229	253	136	122	77	91	182	11	1736
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	930	43	103	78	176	154	184	98	89	48	71	146	7	1198
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	65	149	178	267	302	351	96	140	99	177	328	4	2156
PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	11	44	0	46	101	180	82	61	106	72	5	4	714
L. TOGGIA	Toce	2200	75	153	49	132	158	160	78	37	108	84	116	7	1157
L. SABBIONE	Toce	2462	59	84	38	123	136	125	63	40	104	41	67	13	893
L. MORASCO	Toce	1820	117	193	79	254	167	190	80	28	90	106	222	36	1562
L. VANNINO	Toce	2183	74	143	67	196	199	173	98	21	134	113	142	10	1370
CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	24	110	67	179	172	135	64	36	53	96	229	30	1194
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	23	143	71	146	191	112	86	53	58	110	299	36	1328
DOMODOSSOLA (Rosmini)	Toce	240	33	161	94	159	172	134	69	45	51	108	299	43	1369
CODELAGO	Toce-Devero	1800	71	141	83	205	179	144	65	35	82	101	204	37	1347
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	44	140	71	239	166	136	95	44	88	108	232	21	1383
L. D'AGARO	Toce-Devero	1600	40	126	68	200	166	141	107	30	87	107	208	25	1305
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	1495	86	141	61	142	170	73	43	14	73	78	225	18	1124
S. DOMENICO	Toce-Diveria	1300	40	172	62	230	182	109	117	23	60	99	215	20	1328
AGRASINA	Toce-Isorno	1370	25	121	99	131	186	165	112	48	58	70	304	36	1355
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	1840	32	135	128	269	256	279	127	54	77	131	469	33	1990
PONTEETTO	Toce-Isorno	348	40	149	79	162	211	119	60	60	709	76	269	28	1960
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	21	130	68	171	234	192	64	84	55	108	322	20	1468
Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	2269	5	12	3	268	188	201	114	41	96	82	14	44	1067
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	27	151	83	279	221	151	86	39	68	116	303	32	1556
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	22	74	60	124	142	85	80	43	89	77	241	32	1069
ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	24	28	76	237	228	141	84	42	95	113	296	36	1400
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2316	45	46	80	109	163	127	87	114	125	160	72	51	1177
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1364	22	120	62	203	249	132	62	33	122	120	253	40	1418
MACUGNAGA -(P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	46	85	31	30	48	111	62	61	127	32	72	9	713

Tab. 1.1 – Continuazione

MACUGNAGA (Fornarelli)	Toce-Anza	1185	44	113	94	139	218	91	60	30	90	104	273	33	1289
CEPPO MORELLI (Alpe Colla)	Toce-Anza	1995	17	20	13	164	235	171	85	81	101	109	304	24	1325
ANZINO	Toce-Anza	669	25	147	66	164	222	164	137	106	101	91	266	40	1529
SAMBUGHETTO	Toce-Strona	800	14	169	115	244	304	270	109	138	79	125	514	34	2114
OMEGNA	Toce-Strona	298	2	96	148	179	266	188	118	101	66	148	359	27	1700
MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	14	165	125	123	403	269	88	137	38	128	293	24	1807
MOTTARONE (Baita CAI)	Toce-L. d'Orta	1302	9	40	83	183	349	279	75	194	82	165	428	33	1920
ROBIEI	Maggia	1910	117	260	148	380	262	229	117	48	104	177	439	48	2329
ROBIEI		1903	119	215	192	464	205	216	114	46	143	173	410	41	2337
CEVIO	Maggia	417	51	122	110	207	201	204	81	62	70	124	268	11	1511
BOSCO GURIN	Maggia	1486	71	145	113	235	194	246	131	64	90	128	286	26	1729
MOSOGNO	Maggia	771	31	140	141	239	253	240	125	119	75	165	302	9	1839
CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226	100	179	116	452	239	205	91	37	153	147	335	6	2059
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	60	142	141	215	239	265	156	69	83	122	339	-	1830
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	45	100	103	186	168	191	95	60	54	92	240	13	1347
SAMBUCO DIGA	Maggia	1460	65	159	100	248	185	253	128	76	86	105	194	75	1674
FUSIO (Fusio Paese)	Maggia	1300	60	110	94	229	169	189	111	65	78	100	214	20	1439
MAGGIA	Maggia	327	33	117	114	283	263	272	85	87	86	122	246	3	1713
PALAGNEDRA	Maggia	498	27	128	122	294	259	269	74	119	68	155	395	6	1918
CAMEDO (Camedo Paese)	Maggia	550	31	149	135	339	285	260	113	132	96	175	452	9	2177
SONOGNO	Verzasca	925	47	121	129	355	263	299	107	103	69	116	236	5	1849
AROSIO	Tresa	860	31	159	125	102	294	223	118	163	99	140	186	2	1642
ISONE	Tresa	810	30	142	112	133	263	250	116	152	62	99	192	1	1553
LUGANO	Tresa	273	30	146	109	71	268	227	226	212	90	127	175	1	1682
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	35	189	143	168	348	256	112	159	108	137	229	3	1887
PONTE TRESA	Tresa	274	30	146	78	74	281	242	152	153	77	130	156	1	1520
STABIO	Tresa	353	32	182	109	66	287	230	205	121	119	182	228	3	1764
MENDRISIO	Tresa	290	35	148	113	50	236	105	147	121	89	168	215	2	1427
CURSOLO O. (M.te Pratini)	Cannobino	940	22	156	106	367	275	279	109	141	79	161	418	10	2123
CANNOBIO	Cannobino	220	20	153	108	179	244	198	85	149	103	154	266	3	1664
MOTTAC	S. Bernardino	1695	3	18	41	294	301	290	85	66	75	153	462	29	1816
CICOGNA	S. Bernardino	770	23	207	130	285	343	260	75	109	71	167	451	21	2143
UNCHIO	S. Bernardino	283	25	184	138	160	306	273	85	152	65	154	357	13	1913
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	21	194	168	183	266	224	104	113	73	129	436	23	1935
CANDOGLIA	Toce	201	20	91	17	172	231	201	95	61	64	95	259	18	1326
PALLANZA	Lago Maggiore	211	22	216	132	142	340	332	104	163	97	146	334	13	2040
CAMPO DEI FIORI	Bardello	1226	22	182	91	75	361	207	104	233	140	226	286	10	1936
GAVIRATE	Bardello	284	23	198	107	56	287	139	99	168	129	178	251	9	1645
VARESE (Ist. Geofisico)	Bardello	410	32	209	105	50	312	235	150	139	95	188	264	6	1784
AZZATE	Bardello	320	23	185	31	33	243	178	102	122	86	143	223	6	1374
SOMERARO	Lago Maggiore	470	19	197	135	137	332	352	59	234	92	136	364	14	2072
MIORINA	Ticino emissario	195	16	196	62	27	298	201	127	107	65	101	241	13	1454
		2016	<i>45</i>	<i>139</i>	<i>101</i>	<i>191</i>	<i>233</i>	214	104	97	<i>91</i>	<i>117</i>	<i>246</i>	<i>15</i>	1592
		1978-15	76	65	93	170	210	156	143	163	176	185	158	78	1672
		1921 - 1977	63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

- dato mancante dato ricostruito *dato parziale* **dati ricavati da altre stazioni**

In attesa della completa validazione dei dati del 2016, e considerando che di alcune stazioni di Arpa Piemonte non sono disponibili i dati completi di pioggia, si può dire che mediamente nell'anno 2016, all'interno del bacino imbrifero del Lago

Maggiore, sono caduti 1592 mm. Tale valore risulta essere inferiore alla media di riferimento ma in alcune stazioni, circa per il 34% di quelle analizzate, si sono registrati valori superiori ai valori medi pluriennali. Le maggiori precipitazioni si sono registrate a Robiei (2329 mm) e a Camedo (2177 mm), Verbanò Centrale (2156 mm), Cicogna (2143 mm), Cursolo (2123 mm), Sambughetto (2114 mm), Someraro (2072 mm), Luzzone Diga e Cortino Cavagnoli (2059 mm) e a Pallanza (2040 mm). La stazione dove si sono registrate le minori precipitazioni è stata quella del Lago Sabbione con 893 mm. Il 47% delle stazioni analizzate ha fatto registrare meno di 1500 mm e tra queste il 31% sotto i 1200 mm.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle piogge, pur non riportando la carta delle isoiete in quanto risulterebbe non sufficientemente corretta, data la parzialità dei dati di alcune stazioni, si può dire che l'areale più piovoso è stato quello compreso tra la valle Maggia, la valle Cannobina e l'Alto Verbanò, leggermente inferiore quello del bacino del Tresa e del Bardello e di poco ancora inferiore a questi ultimi quello del Ticino Immissario. In generale si è riscontrata comunque un'elevata variabilità spaziale delle piogge all'interno di tutto il bacino del lago.

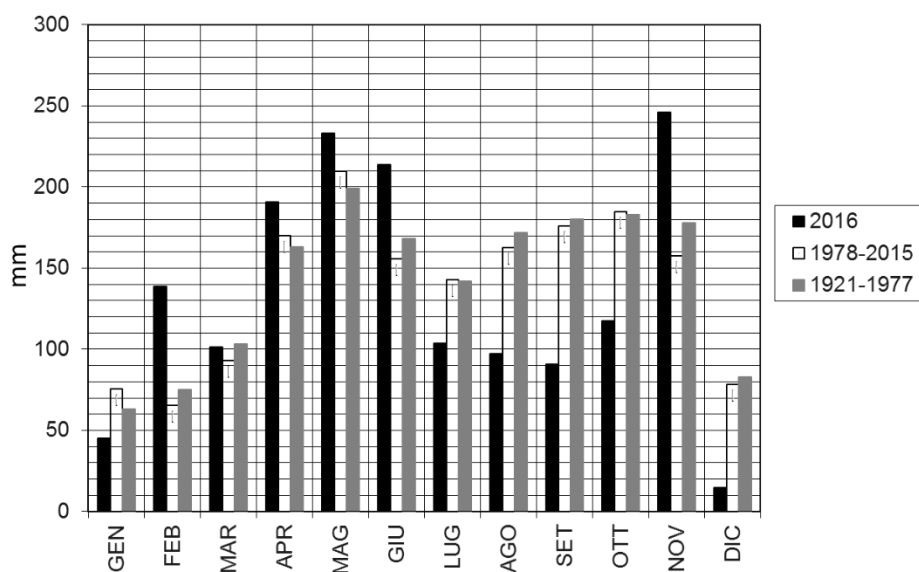


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge (mm) per l'anno 2016 e periodi di riferimento (1978-2015 e 1921-1977) a confronto.

L'andamento stagionale delle piogge (Fig. 1.2) evidenzia come i mesi di febbraio, aprile, maggio, giugno e novembre siano stati caratterizzati da piogge superiori alle medie di riferimento. Per la restante parte dell'anno, gennaio, luglio, agosto, settembre ottobre e dicembre, le piogge registrate sono risultate al di sotto dei periodi di riferimento. In particolare si sottolinea come nei mesi di febbraio e novembre siano caduti mediamente 139 mm e 246 mm, rispettivamente contro i 65 mm e i 75 mm dei periodi di riferimento 1978-2015 e 1921-1977 e contro i 158 mm e

178 mm dei periodi di riferimento 1978-2015 e 1921-1977, riferiti a ciascuno dei due mesi. Il mese di febbraio ha fatto registrare il 97% in più delle piogge che mediamente si registrano e quello di novembre il 47% in più. La stazione più piovosa del mese di febbraio è stata Robiei con 260 mm e a seguire Pallanza con 216 mm, Varese (Ist. Geofisico) con 209 mm, Cicogna con 207 mm, e il Lago Morasco con 193 mm. La stazione più piovosa del mese di novembre è stata Sambughetto con 514 mm, ma in 10 stazioni si sono registrati valori di pioggia superiori ai 400 mm e in 50 superiori ai 250 mm. Il mese meno piovoso è risultato dicembre con 15 mm medi registrati nel bacino contro i 78 mm del periodo 1978-2015 e gli 83 mm del periodo 1921-1977. Tale valore rappresenta solo il 18% della pioggia che mediamente cade nel mese. Gli altri due mesi caratterizzati da poche piogge sono stati agosto e settembre con il 58% e il 51% dei valori medi registrati rispettivamente in ciascun mese.

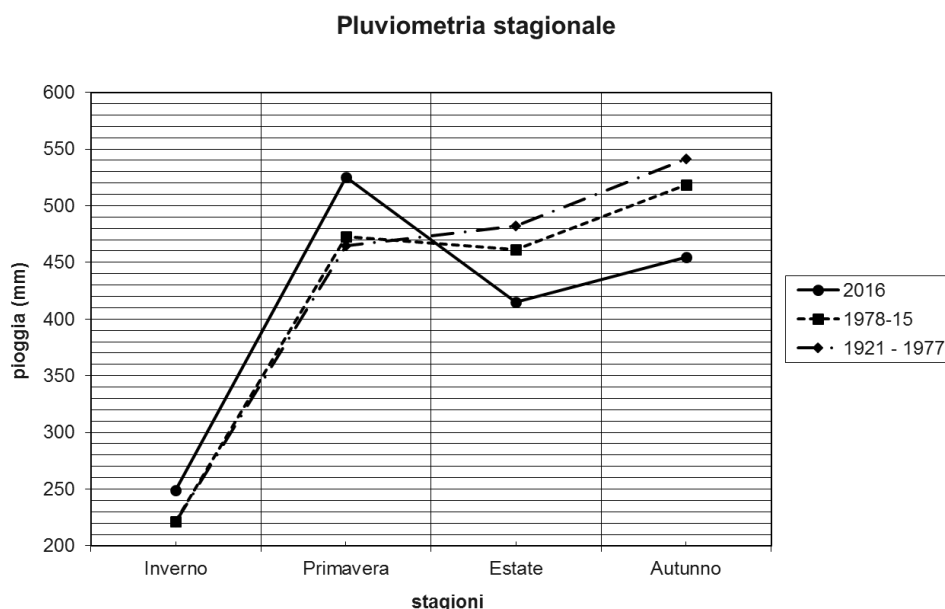


Fig. 1.2. Andamento stagionale delle piogge (mm) per l'anno 2016 e periodi di riferimento (1978-2015 e 1921-1977) a confronto.

L'apporto del mese di febbraio è stato particolarmente significativo tanto da portare l'inverno 2016 ad avere piovosità mediamente superiore rispetto a quella dei periodi di riferimento. I valori leggermente superiori a quelli medi pluriennali di marzo aprile e maggio hanno mantenuto le piogge primaverili al di sopra dei valori medi di riferimento; le piogge estive sono state molto al di sotto delle medie di riferimento, mentre i valori di piogge elevate di novembre non sono stati sufficienti per portare le piogge autunnali neanche vicino alle medie pluriennali di riferimento.

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 2016, attraverso le reti di rilevamento del CNR ISE, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna (UFAM), dei Consorzi del Ticino e del Bardello, sono riportati in Tabella 1.3.

Tab. 1.2. Lago Maggiore 2016. 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	1515.0	220	1616.21	3402	1720
Maggia	Ticino-Piemonte	926.0	202	926.10	2864	1550
Cannobino	Piemonte	107.0	215	110.42	2193	1057
S. Giovanni	Piemonte	55.0	226	60.71	2156	914
S. Bernardino	Piemonte	125.0	225	130.84	2301	1228
Toce	Piemonte	1532.0	198	1774.11	4633	1570
Niguglia	Piemonte	115.7	289	115.72	1643	595
Erno	Piemonte	25.0	220	25.64	1491	657
Vevera	Piemonte	21.0	196	21.43	912	449
Bardello	Lombardia	111.7	238	134.27	1227	284
Boesio	Lombardia	45.0	197	45.37	1235	501
Margorabbia	Lombardia	94.5	197	94.59	1226	490
Tresa	Ticino-Lomb.	615.0	271	754.20	2245	650
Ticino emissario	Lomb.-Piemonte	6599.0	191	6599.00	4633	1283

I dati di portata disponibili per l'anno 2016 si sono mantenuti mediamente al di sotto delle medie pluriennali di riferimento. Il corso d'acqua che ha fatto registrare le minori portate è stato il Boesio, caratterizzato solo dal 39% delle portate medie pluriannuali. Altri corsi d'acqua che hanno fatto registrare portate piuttosto basse intorno al 50% di quelle medie pluriennali sono stati il Bardello (50%), il Cannobino (56%) e il Niguglia (55%). Il Ticino Immissario, la Tresa e il Ticino Emissario hanno fatto registrare valori più alti dei precedenti corsi d'acqua ma comunque sempre inferiori alle medie pluriennali di riferimento, caratterizzati dal 78% delle portate pluriennali per quanto riguarda il Ticino Immissario e il Tresa e per l'82% per quanto riguarda il Ticino Emissario.

Per la maggior parte dei corsi d'acqua il mese in cui si sono registrate le maggiori portate è giugno, fa eccezione il torrente Bardello il cui valore massimo si trova a dicembre e il Cannobino che ha fatto registrare il valore al colmo sempre a giugno ma la media mensile più alta si attesta a novembre. Il secondo mese con le portate più elevate è stato aprile per il Ticino Immissario, il Cannobino, il Niguglia, giugno per il Bardello, maggio e novembre per il Boesio e il Toce, maggio anche per la Tresa e il Ticino Emissario.

I valori minimi di portata si sono registrati tra gennaio e febbraio per la maggior parte dei corsi d'acqua, fa eccezione solo il Boesio il cui minimo principale è stato a settembre (0,27 m³/s), ma comunque di poco inferiore al minimo di gennaio (0,29 m³/s).

Da segnalare alcuni dati parziali del Niguglia e la mancanza di suoi dati per il mese di dicembre a causa di lavori in alveo effettuati dal Comune di Omegna, che hanno causato la deviazione dell'acqua dalla parte opposta a quella dello strumento di misura. Risultano ancora malfunzionanti gli strumenti sul San Giovanni, San Bernardino, Erno, Vevera e Margorabbia. Si ripristinerà il loro funzionamento non appena possibile.

Tab. 1.3. Portate medie mensili e annue del 2016 e dei periodi di riferimento.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2016 *	25,92	20,47	29,07	82,14	83,31	147,48	62,68	41,90	29,17	29,62	46,91	34,87	52,71
	1978-15	33,76	32,33	37,24	54,60	109,70	117,15	90,97	65,52	68,54	75,35	62,17	37,95	65,61
	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	2016 *	<u>0,36</u>	1,10	2,16	9,71	4,53	5,85	1,22	1,05	0,74	2,08	11,21	1,63	<u>3,45</u>
	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	2016 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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
	2016 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S. BERNARDINO	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
	2016 *	24,72	29,43	39,71	85,41	89,10	128,62	76,07	43,63	36,75	34,92	87,54	41,72	59,70
TOCE	1978-15	27,94	27,39	34,72	61,82	118,36	118,68	82,23	60,35	64,20	76,13	65,32	34,38	64,38
	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
	2016 *	<u>0,82</u>	1,10	<u>2,35</u>	3,44	4,14	6,76	<u>3,61</u>	1,77	1,31	1,12	1,13	-	2,51
NIGUGLIA	1979-12	2,72	2,22	2,95	5,41	7,32	5,76	3,57	2,36	3,08	6,37	5,43	3,67	4,24
	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
	2016 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ERNO	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
	2016 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VEVERA	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
	2016 *	2,28	0,51	1,58	0,64	2,02	3,04	1,55	0,64	0,53	0,66	1,31	3,46	1,38
	1978-15	2,59	2,37	2,56	2,93	3,99	3,59	2,42	1,27	2,03	2,64	2,74	2,47	2,64
BARDELLO	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
	2016 *	0,29	0,54	0,78	0,45	1,09	1,29	0,45	0,35	0,27	0,37	1,09	0,50	0,62
	1978-15	1,28	1,04	1,43	2,08	2,40	1,81	1,38	1,09	1,55	2,13	1,86	1,17	1,58
MARGORABBIA	2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	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
	2016 *	5,34	7,51	20,78	16,90	27,37	50,37	18,05	19,32	9,62	11,56	20,87	15,39	18,59
TRESA	1978-15	15,42	13,65	17,31	29,44	40,06	30,31	21,82	16,08	19,44	27,26	28,06	17,79	23,07
	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
	2016 *	105,58	86,70	139,60	354,03	367,58	595,13	297,19	230,97	120,07	103,26	237,87	195,39	235,90
TICINO EMISS.	1978-15	157,02	153,08	185,46	292,59	471,62	431,27	342,57	258,94	262,91	360,32	280,97	189,92	283,65
	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
	2016 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- dato mancante (*) dato in attesa di validazione *dato parziale* dato ricostruito

Nelle Figure 1.3 (a,b, c) sono riportati gli andamenti mensili del Ticino Immissario, del Toce e del Ticino Emissario.

Risulta molto evidente dai grafici, per tutti i corsi d'acqua, il picco di portata

del mese di giugno, molto vicino a quello del periodo di riferimento 1921-1974 per quanto riguarda il Ticino Immissario. Si evidenziano anche i valori superiori ai periodi di riferimento per il mese di aprile e valori molto al di sotto delle medie di riferimento pluriennali nella tarda estate e nel primo autunno. Si conferma inoltre il minimo annuale registrato nel mese di febbraio.

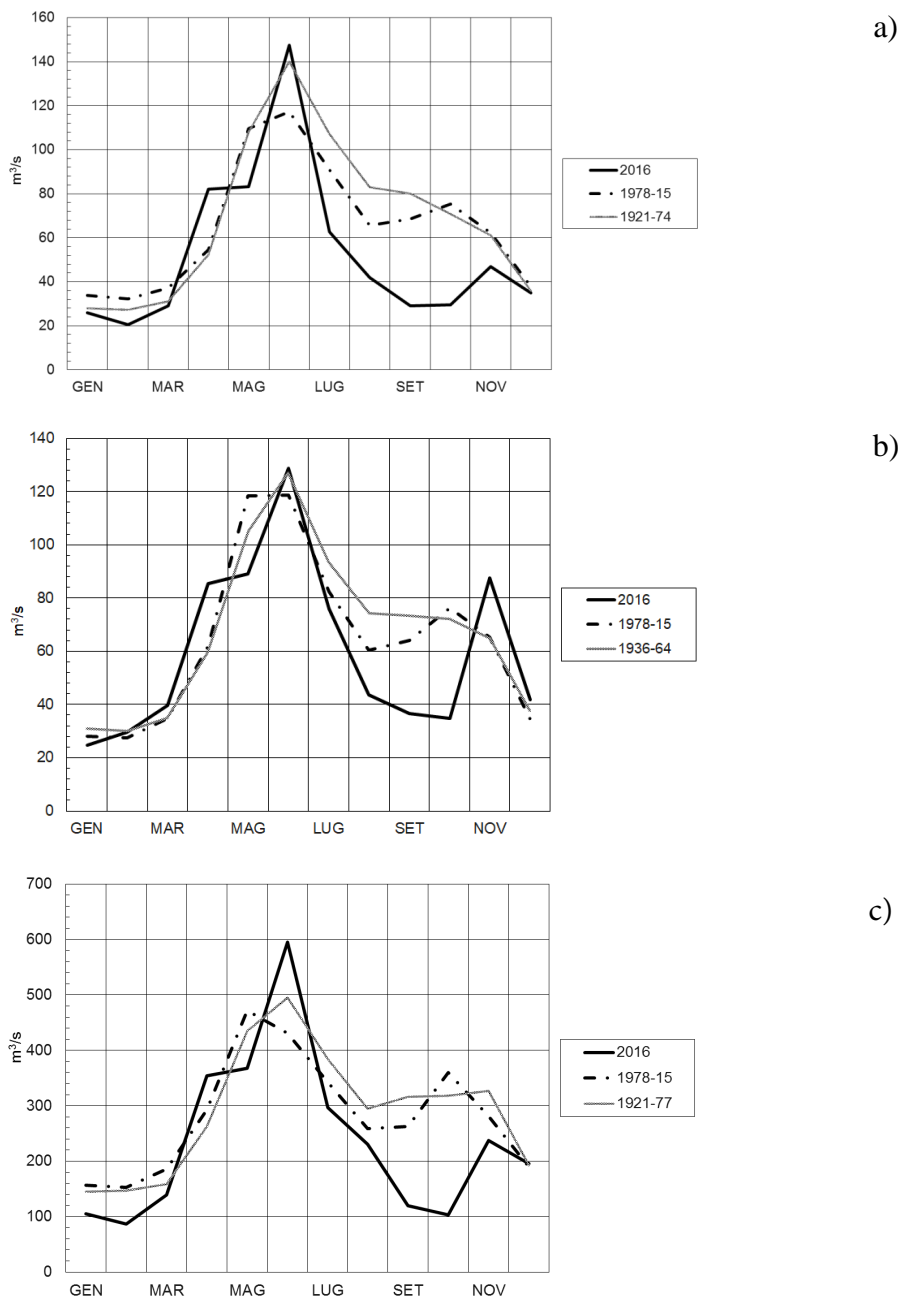


Fig. 1.3 a, b. Lago Maggiore 2016. Regime delle portate (m³/s): a) Ticino Immissario, b) Toce, c) Ticino Emissario.

1.1.3. Livello Lago

L'andamento dei livelli del lago nel 2016 (Fig. 1.4) è stato particolarmente influenzato dalla scarsità di piogge dei mesi di novembre e dicembre 2015 e del mese di gennaio 2016; infatti i valori di inizio anno del livello del lago erano di qualche centimetro al di sotto dei 193 m s.l.m. Il perdurare della scarsità di pioggia fino ai primi giorni di febbraio ha portato il livello del lago a raggiungere il valore minimo invernale di 192,82 m s.l.m., il 6 febbraio. Si ricorda che il minimo storico (1952-2015) del mese di febbraio è stato di 192,43 m s.l.m., registrato nel 1956. Dalla data di registrazione del minimo invernale, grazie alle piogge di febbraio e marzo il livello ha continuato ad aumentare fino a superare il valore medio di riferimento del mese pari a 193,72 m s.l.m., raggiungendo i 193,74 m s.l.m. il 16 marzo.

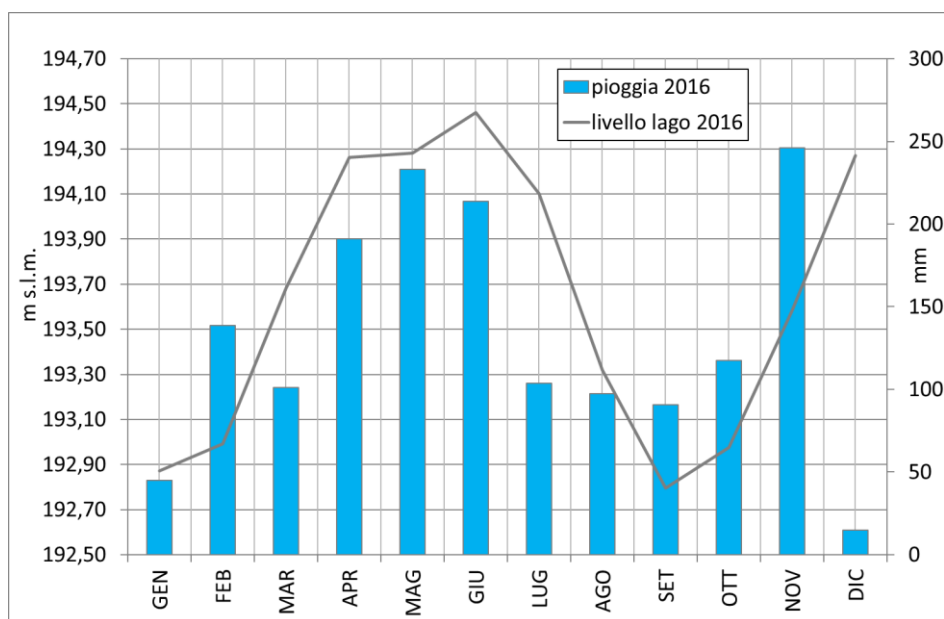


Fig. 1.4. Andamento dei livelli del lago per il 2016 (linea grigia) in relazione alle piogge registrate nell'intero bacino per lo stesso anno (barre azzurre).

Le ulteriori piogge cadute nei mesi di aprile maggio e giugno, in concomitanza con i livelli mantenuti più alti rispetto alla media di riferimento del periodo, hanno portato il livello del lago a raggiungere il valore di 195,07 m s.l.m. il 18 giugno.

A tal proposito si ricorda che dal 2015 è in atto una sperimentazione sulla gestione dei livelli primaverili-estivi del lago che si protrarrà per 5 anni e che nasce dalla richiesta avanzata dal Consorzio del Ticino di poter regolare il lago nel periodo primaverile-estivo con il limite massimo di 1,5 m sullo zero idrometrico di Sesto Calende (193,01 m s.l.m.) anziché a 1,00 m come definito fino ad oggi dal disciplinare. Il livello di regolazione in questo primo anno di sperimentazione è stato definito in 1,25 m sullo zero di Sesto Calende ovvero a 194,26 m s.l.m. ma, prima di raggiungere i 194,51 m s.l.m. sarà necessario un ulteriore *step* di sperimentazione con un livello di regolazione a 1,30 m sullo zero idrometrico di Sesto Calende, ovvero a 194,31 m s.l.m., da attuarsi nell'anno 2018. Per quanto riguarda la regolazione primaverile-estiva attuata nel 2016, dalla Figura 1.5 si evince come, date le peculiarità meteo-climatiche dell'anno, si sia riusciti a mantenere un livello pari a 194,26 solo per un breve periodo tra i primi giorni di aprile e i primi giorni di luglio. Le scarse piogge del

periodo tardo-estivo e primo-autunnale hanno portato il livello del lago a scendere nuovamente fino a raggiungere il minimo annuale di 192,70 m s.l.m. il 12 settembre. Il livello minimo storico (1952-2015) del mese di settembre è pari a 192,46 registrato nel 1990. Le elevate piogge di novembre, diffuse all'interno di tutto il bacino imbrifero hanno portato il livello del lago ad un valore medio mensile di 193,58 m s.l.m. con un massimo mensile di 194,71 m s.l.m. raggiunto il 26 novembre.

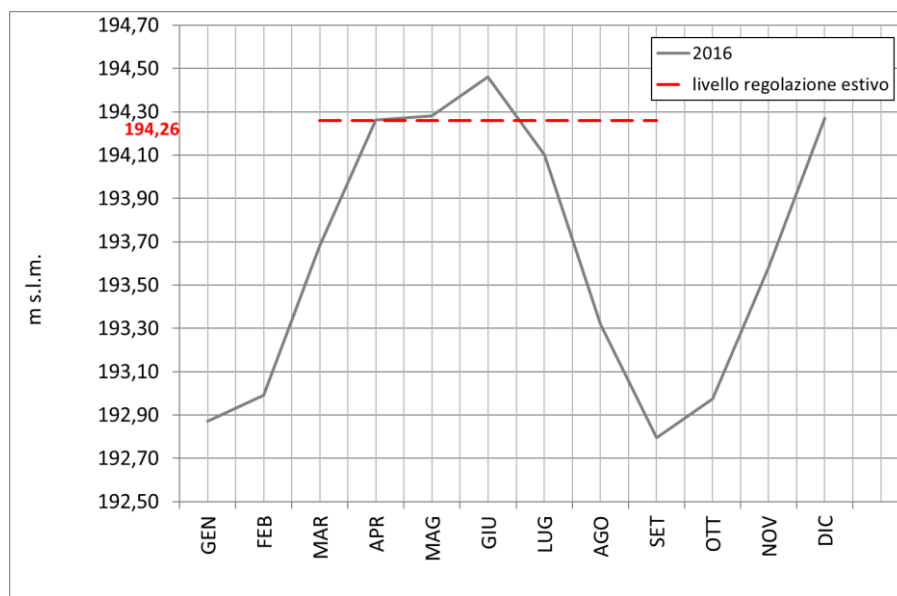


Fig. 1.5. Andamento del livello del lago per l'anno 2016 (linea grigia) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.

1.2. Evoluzione spazio-temporale dei fenomeni estremi

Il rinnovo della rete meteo-idrologica dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi con la messa a punto di un sistema innovativo di acquisizione, trasmissione, gestione e omogeneizzazione di dati meteo-idrologici permetterà l'aumento del set di dati e variabili, maggiormente distribuiti sul territorio, indispensabili per gli studi meteo-climatici e limnologici presenti e futuri. Il lavoro che si sta sviluppando riguarda l'omogeneizzazione dei dati raccolti, la definizione di un *dataset* unico, gli studi sugli eventi estremi di precipitazione, la risposta dei corsi d'acqua principali del lago, analisi sul vento, la definizione della variabilità meteo-climatica dell'areale. Informazioni raccolte, elaborate e contestualizzate possono così offrire supporto ai decisori, migliorare la conoscenza delle complesse dinamiche limnologiche fortemente legate alla variabilità meteo-climatica, migliorare la conoscenza di quei parametri che si sono studiati solo marginalmente, come il vento e gli eventi estremi di precipitazione. In questo primo anno di lavoro si sono iniziati a raccogliere i dati del vento e dei giorni piovosi, valutando la possibilità effettiva di recuperare *dataset* passati di questi parametri e di tutte le informazioni legate agli eventi estremi di pioggia.

1.2.1. Vento

Per quanto riguarda il vento si sono analizzati i dati della velocità e della direzione delle stazioni di Pallanza, Domodossola reg. Nosere, Lago Paione Sup., Macugnaga Passo Moro, Mottarone Vetta e Pian dei Camosci per l'anno 2016. Una

prima analisi effettuata è stata quella di valutare la velocità media e la raffica mensile e massima e le direzioni prevalenti mensili e annuali (Tab. 1.4).

Tab. 1.4. Velocità media e raffica del vento di alcune stazioni del bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2016.

Stazione	Quota m s.l.m.	Velocità media m/s	Direzione prevalente	Raffica massima m/s	Direzione prevalente
Pallanza	211	1,7	NE	21,9	WNW
Domodossola	252	0,9	N	13,9	NNE
Lago Paione	2269	2	NE	31,7	NE
Macugnaga	2820	2,9	SSW	32	SW
Mottarone	1491	3,4	SW	28,1	N
Pian Camosci	2450	2,5	NE	26,9	SSW

Valutando anche i dati giornalieri del vento per ciascuna stazione si può dire che quella dove la velocità del vento si attesta intorno a valori tipici delle brezze e di vento moderato è Domodossola; la direzione prevalente nella maggior parte dell'anno è quella da nord ma ha una certa frequenza anche quella da nord-nord est.

Le stazioni dove invece si sono registrati i valori più forti di velocità sono Macugnaga e il Lago Paione dove raffiche massime distribuite saltuariamente ma durante quasi tutti i mesi dell'anno hanno evidenziato valori tipici di vento forte al limite della burrasca secondo la classificazione di Beaufort. Le direzioni prevalenti sono state per Macugnaga una netta preponderanza per quella da sud-sud ovest e per il Lago Paione nord-est e in misura minore sud-sud ovest. Per quanto riguarda Mottarone e Pian dei Camosci le velocità registrate sono state quelle relative a brezze e vento moderato con vento forte in occasioni di raffiche saltuarie ma distribuite lungo tutto l'anno. La direzione prevalente per Mottarone è stata quella da sud-ovest e con minore frequenza anche quella da nord e sud-sud ovest; per quanto riguarda Pian dei Camosci la direzione prevalente è nettamente quella da nord-est e in misura molto minore ma quasi paritaria anche quella da sud-ovest, sud-sud ovest e nord-nord est.

Per quanto riguarda Pallanza è importante sottolineare come la sua posizione all'interno del Golfo Borromeo la ponga al ripario dei venti caratterizzanti l'asse principale del lago; di conseguenza le misure che si ottengono rappresentano la specificità dei venti del golfo. La velocità media è quella relativa alle brezze e ai venti moderati con raffiche di vento forte soprattutto a febbraio, marzo, maggio, luglio e agosto. La direzione prevalente è quella da nord est seguita anche se in misura minore da quella da sud est.

1.2.2. Giorni piovosi

I giorni piovosi rappresentano un parametro meteorologico di semplice valutazione ma che può dare indicazioni sull'evoluzione della tipologia delle piogge. In particolare se all'aumento delle piogge corrisponde una diminuzione dei giorni piovosi è lecito aspettarsi un aumento dei fenomeni estremi che andranno poi indagati nello specifico. Tale analisi quindi rappresenta un'informazione propedeutica per il successivo approfondimento sugli eventi estremi di precipitazione. 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 con piogge sensibili. Nel grafico riportato in Figura 1.6 è inserito il totale dei giorni piovosi valutato mediamente all'interno del bacino imbrifero del Lago Maggiore e calcolato per ogni mese per l'anno 2016, messo in relazione con le piogge mensili medie valutate sull'intero bacino. L'aumento o la diminuzione dei giorni piovosi è andato abbastanza di pari passo con l'aumento e la diminuzione delle piogge tranne che per il mese di maggio.

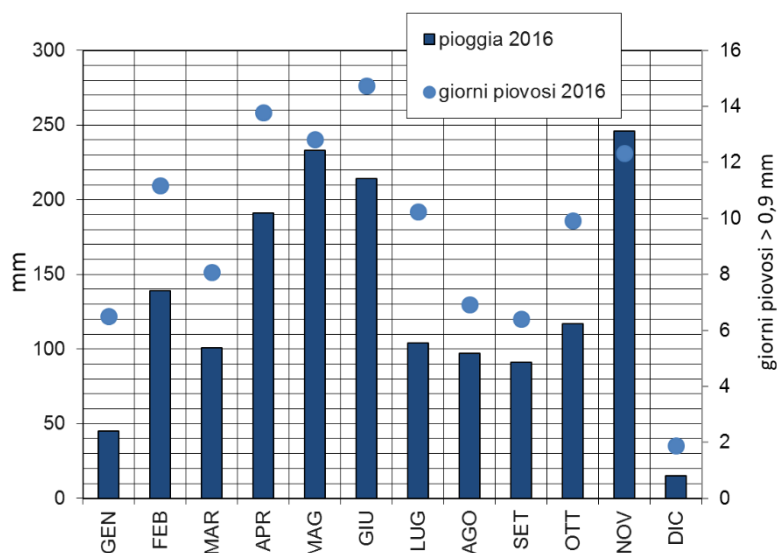


Fig. 1.6. Andamento dei giorni piovosi totali mensili mediati sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore per l'anno 2016 (pallini azzurri) in relazione alle piogge medie mensili registrate all'interno del bacino imbrifero per lo stesso anno.

In base ai dati pregressi raccolti fino ad ora, rispetto al trentennio di riferimento 1981-2010, l'anno 2016 ha fatto registrare un numero di giorni piovosi superiori di circa il 14% (dato parziale), a fronte di un valore di pioggia mediamente inferiore a quello dei periodi di riferimento. Tale aumento potrebbe indicare la non presenza di eventi estremi tranne che per il mese di maggio che verrà indagato. Si sta sviluppando un metodo specifico di valutazione degli eventi estremi e nei successivi anni si applicherà una metodologia ad hoc per la ricerca degli eventi estremi all'interno dell'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore. Tali eventi saranno poi analizzati e studiati con le più recenti metodiche scientifiche in uso.

2. DIPENDENZA DEL MESCOLAMENTO INVERNALE NEL LAGO MAGGIORE DALL'AUMENTO DEL CONTENUTO ENERGETICO DELLE SUE ACQUE

Claudia Dresti, Walter Ambrosetti, Angelo Rolla, Mario Contesini

Obiettivo del seguente studio è la raccolta e l'elaborazione dei principali parametri limnologici nel punto di massima profondità del Lago Maggiore (Ghiffa) e delle informazioni relative alla fisica atmosferica locale (stazione di Verbania-Pallanza), al fine di determinare la profondità di mescolamento del lago. Verranno inoltre valutate grandezze quali il contenuto di calore del lago e la stabilità, allo scopo di analizzare i cambiamenti nel tempo del regime di mescolamento lacustre. Infine, sarà indagato il trend della profondità di mescolamento nel corso degli anni, con uno sguardo a come essa potrebbe evolvere in futuro in relazione a diversi scenari di cambiamento climatico, e quindi di variazione dei parametri meteorologici.

2.1. Profondità di mescolamento

Nel corso del 2016, una serie di sopralluoghi e campionamenti nel sito di maggiore profondità del Lago Maggiore (Ghiffa) ha permesso la verifica dell'effettiva estensione dello strato mescolato invernale. I dati raccolti hanno permesso di analizzare la distribuzione verticale lungo la colonna d'acqua di 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 e di massima stratificazione durante l'estate.

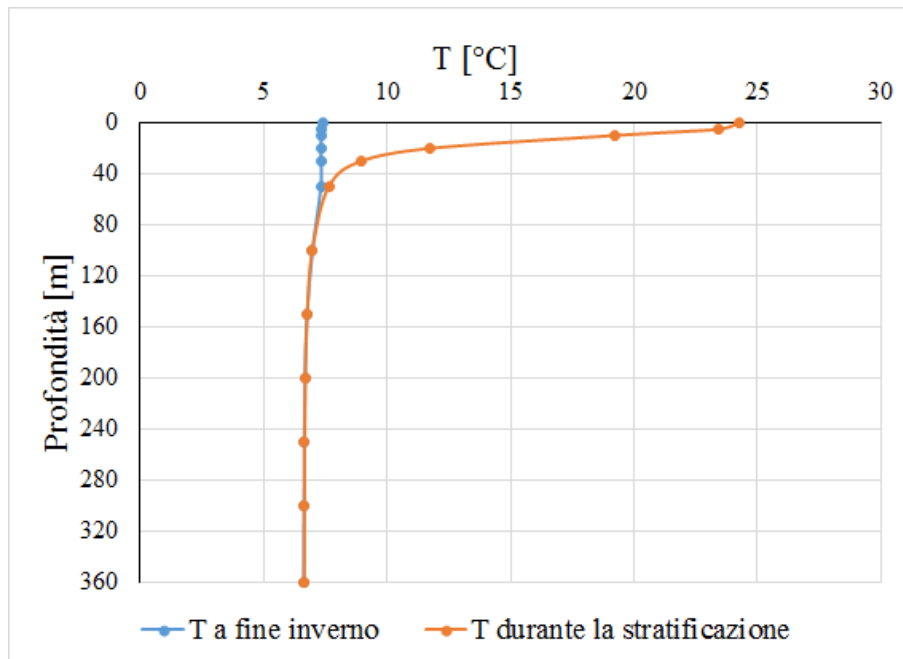


Fig. 2.1. Profili di temperatura dell'acqua a fine inverno (blu) e durante il periodo di massima stratificazione estiva (arancione).

Dalle analisi svolte si è ottenuto che l'omogeneizzazione verticale delle acque è risultata incompleta nel 2016, raggiungendo una profondità di ca. 75 m. Tale valore è in linea con quello degli ultimi anni, avendo l'omogeneizzazione raggiunto i 65 m nel 2014 e i 70 m nel 2015. Si riporta in Figura 2.2 la serie storica dei valori di profondità di mescolamento per moti convettivi.

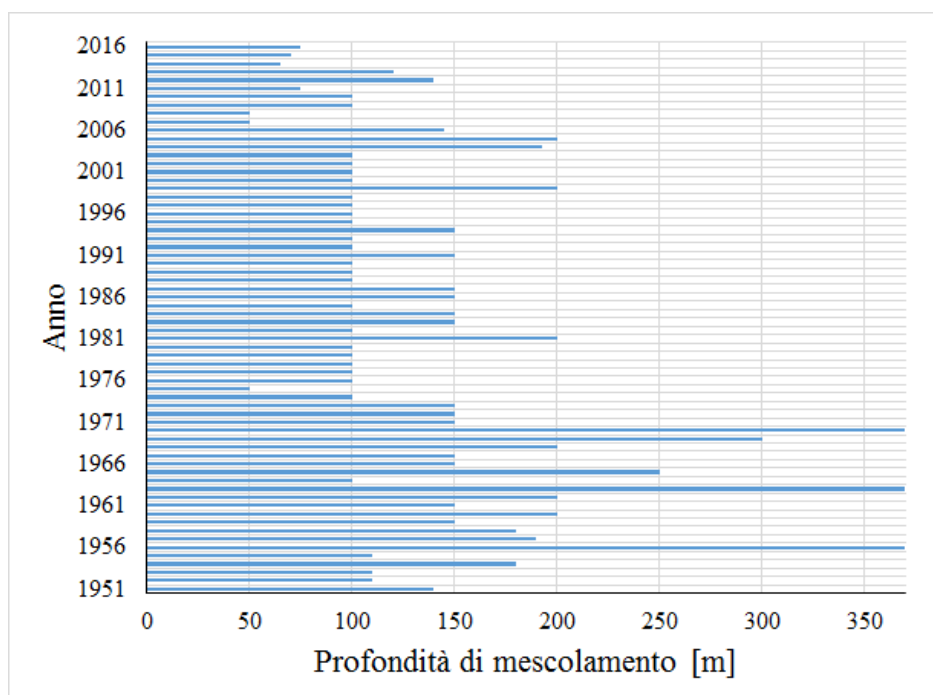


Fig.2.2. Profondità di mescolamento per moti convettivi valutata dal CNR ISE a partire dal 1951.

Le indagini condotte nel 2016 hanno dunque confermato la tendenza degli ultimi anni, vale a dire 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 2015-febbraio 2016), è risultata essere 5.05 °C, contro una media invernale per il periodo 1999-2015 pari a 3.83 °C. In particolare, per il mese di dicembre 2015 è stato registrato un valore medio di 4.87 °C, contro una media pluriennale per il mese di dicembre pari a 3.84 °C, per il mese di gennaio 2016 la temperatura media è risultata essere 3.98 °C, contro una media pluriennale di 3.29 °C. Infine, per il mese di febbraio è stato registrato un valore medio di 6.4 °C, contro un valore medio pluriennale per lo stesso mese di 4.42 °C.

Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1.38 m/s, contro una media invernale per il periodo 1999-2015 pari a 1.44 m/s. Più in dettaglio, il mese di dicembre 2015 è stato caratterizzato da un valore medio di 1.03 m/s, contro una media pluriennale per lo stesso mese di 1.5 m/s, mentre il mese di gennaio 2016 ha presentato un valore medio di 1.59 m/s, questo leggermente più alto rispetto alla media pluriennale (1.39 m/s), ma comunque insufficiente a mescolare in maniera completa il lago (considerate anche le alte temperatura dell'aria rilevate). Infine, il mese di febbraio 2016 ha presentato un valore medio di velocità del vento pari a 1.52 m/s, anch'esso leggermente superiore alla media pluriennale (1.40 m/s). 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 periodo di riferimento per il calcolo delle medie pluriennali è stato scelto il periodo 1999-2015 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 2016 è solo leggermente più elevato rispetto al 2015, con un valore di 5346 MJ m^{-2} rispetto ai 5326 MJ m^{-2} dell'anno precedente. In estate, si sono raggiunti 6320 MJ m^{-2} , dato sugli stessi livelli di quello del 2015 (6329 MJ m^{-2}), del 2010 (6344 MJ m^{-2}) e del 1998, quando con 6.401 MJ m^{-2} si è stabilito il massimo assoluto del cinquantennio. Si riporta in Figura 2.3 la serie storica dell'andamento del contenuto di calore totale nel lago.

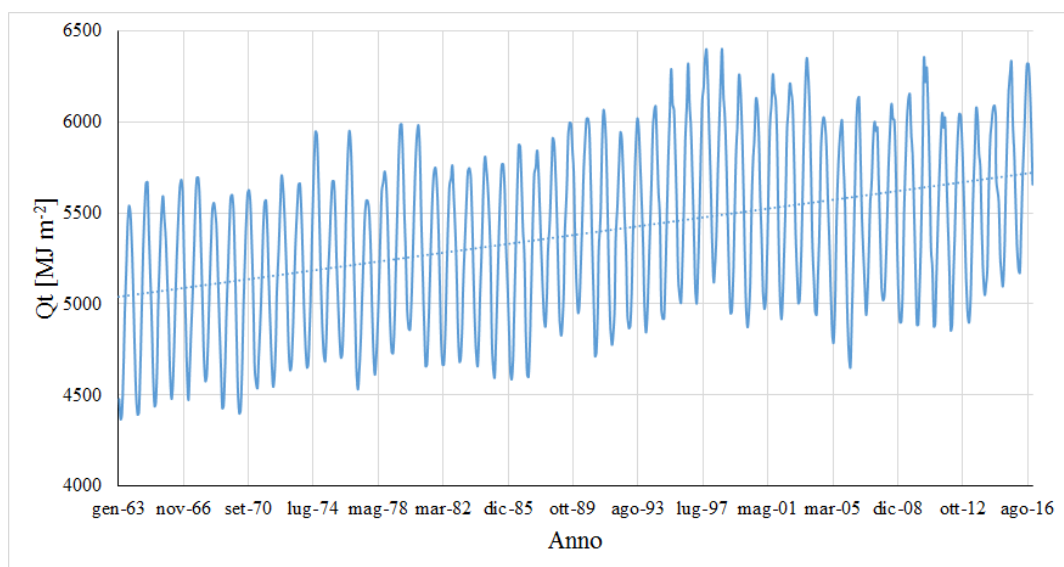


Fig. 2.3. Andamento mensile del contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2016.

La Figura 2.4 riporta l'andamento dei massimi e dei minimi annuali del contenuto di calore del Lago Maggiore.

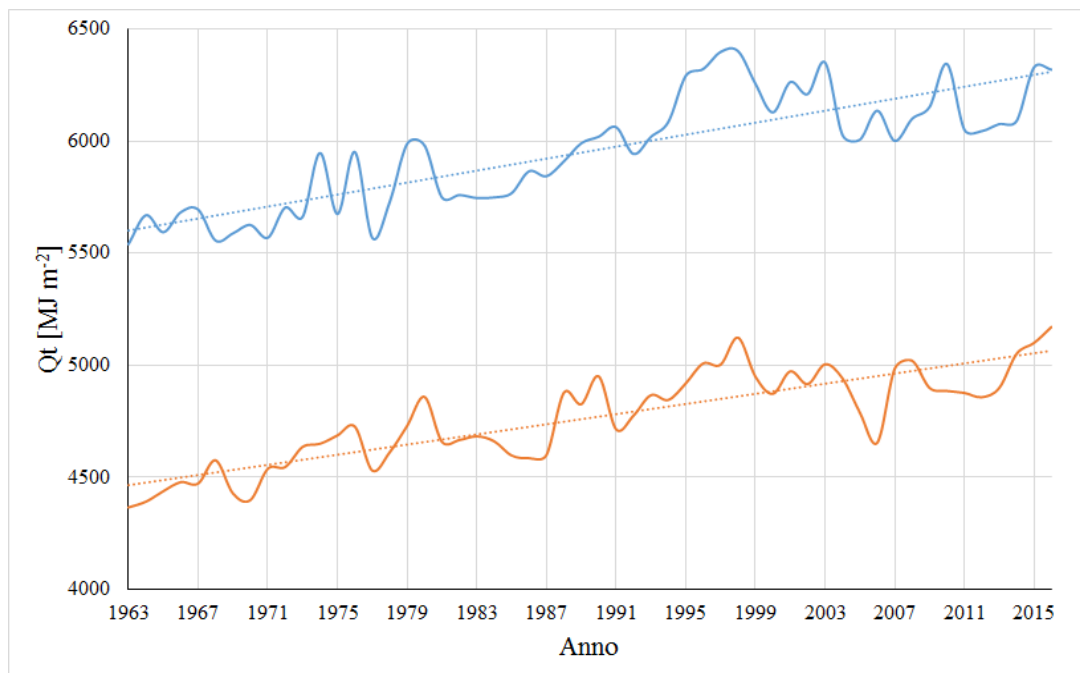


Fig. 2.4. Contenuti di calore massimo (blu) e minimo (arancione) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 1963-2016.

Dalle Figure 2.3 e 2.4 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.

Come anticipato precedentemente, la profondità di mescolamento per moti convettivi alla fine dell'inverno 2015-2016 ha raggiunto circa i 75 m. In Figura 2.5 è rappresentata la distribuzione verticale della temperatura dell'acqua lacustre. Il periodo di massima omogeneizzazione termica è a cavallo fra febbraio e marzo e riguarda uno strato molto limitato del lago. A circa 75 m è presente un salto termico che ha impedito la completa omogeneizzazione delle acque lacustri.

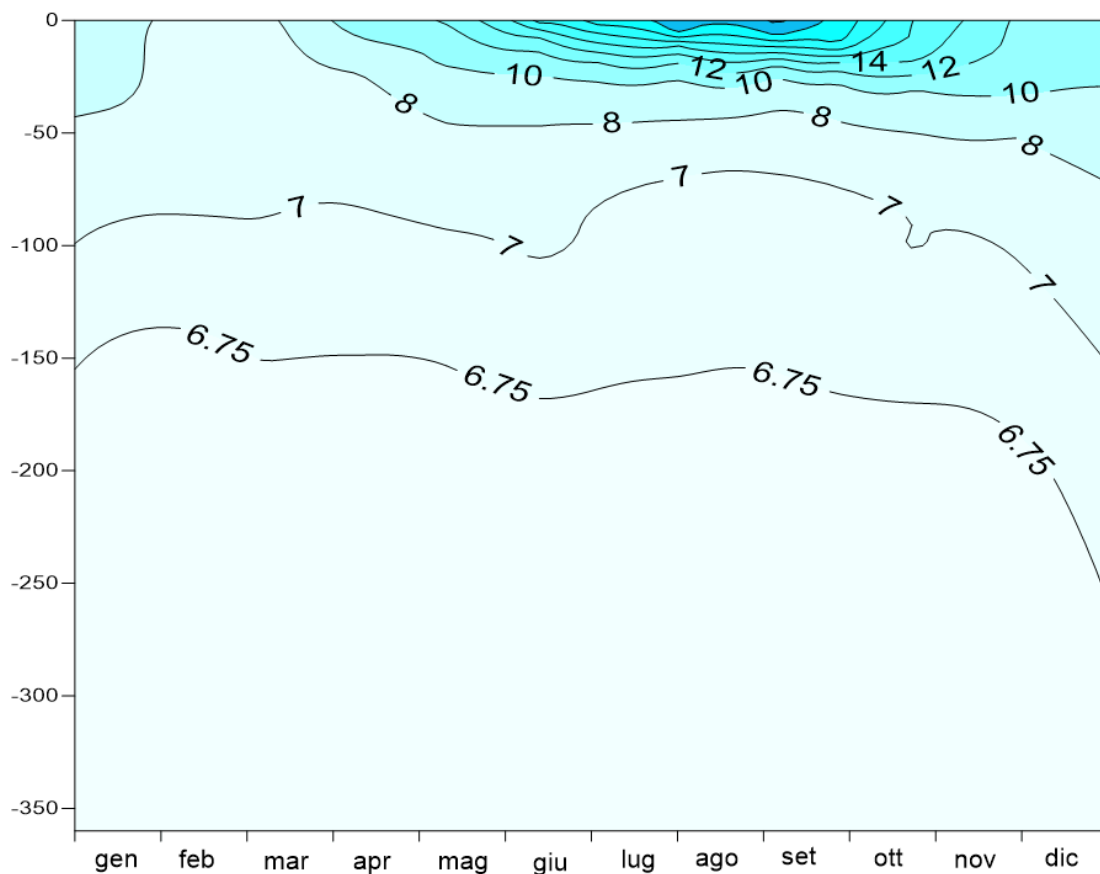


Fig. 2.5. Distribuzione verticale della temperatura (°C) nell'anno 2016.

In Figura 2.6 è rappresentata la distribuzione verticale della concentrazione di O_2 misurata dalla superficie al fondo del lago: è interessante notare che nello strato profondo, sotto i 150 m, la concentrazione di O_2 per tutto l'anno si mantiene inferiore ai 6.5 mg L^{-1} raggiungendo addirittura valori inferiori ai 5 mg L^{-1} , che mostrano la mancanza di inserimenti nell'ipolimnio profondo di acqua fredda, sia di origine litorale che per moti convettivi.

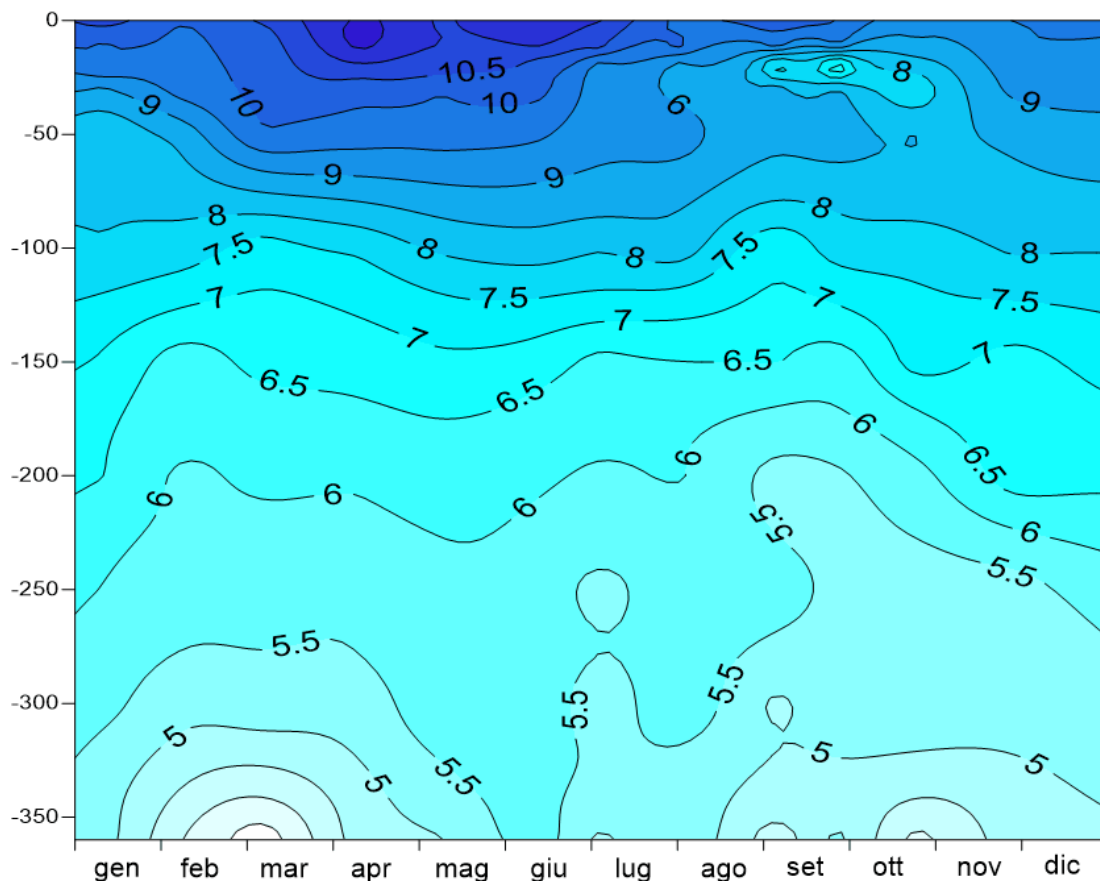


Fig. 2.6. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg L⁻¹) nell'anno 2016.

Risulta 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 2.7 rappresenta l'andamento della stabilità media annua per il periodo 1981-2016 (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.

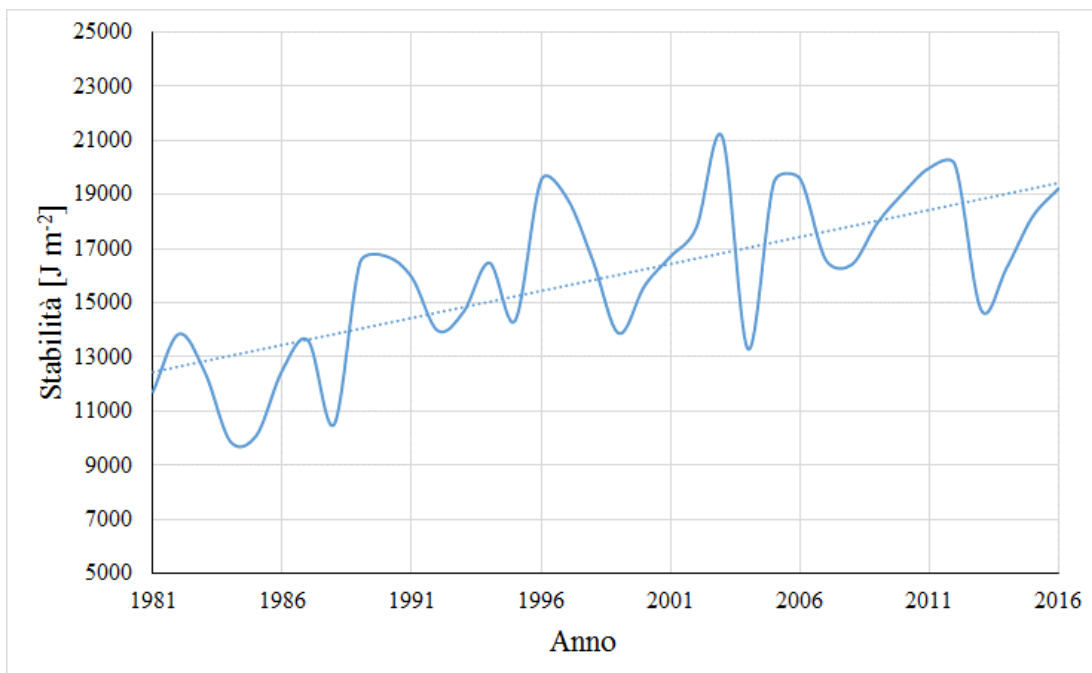


Fig. 2.7. Stabilità di Schmidt media annua per il Lago Maggiore.

Figura 2.8 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. Si nota in particolare che, a partire dal 2012, i valori minimi di stabilità rilevati fra febbraio e marzo stanno aumentando, dato in accordo con la sempre più ridotta profondità di mescolamento.

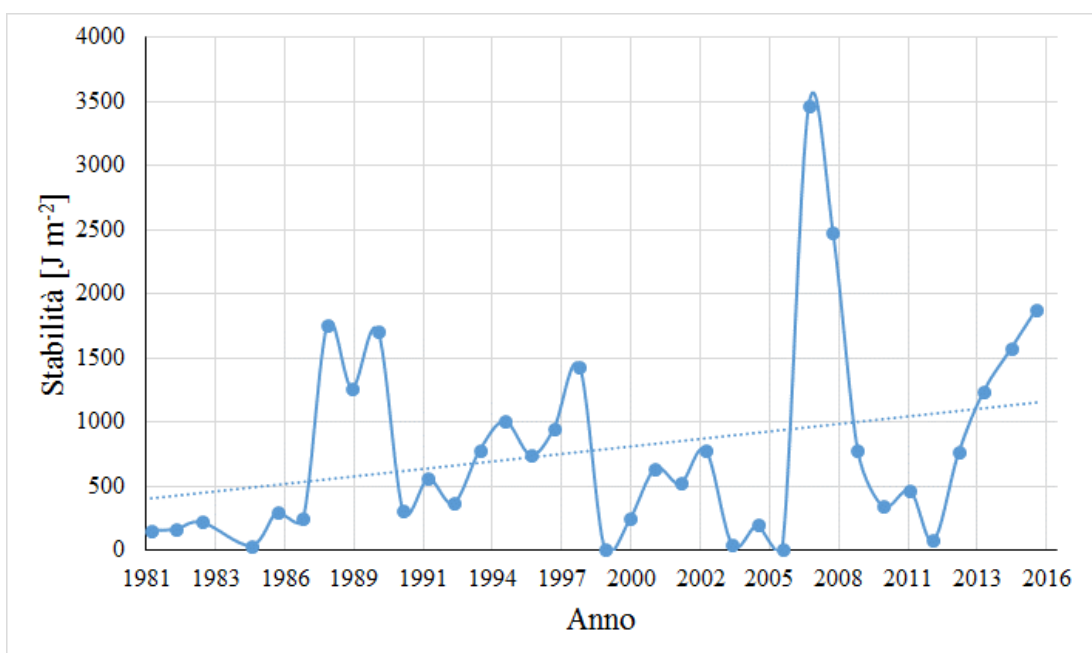


Fig. 2.8. Stabilità di Schmidt minima annuale per il Lago Maggiore.

2.2. Profondità di mescolamento: cosa succederà in futuro?

Come accennato nel paragrafo precedente, la profondità di mescolamento del Lago Maggiore sta diminuendo negli ultimi anni. Ciò è dovuto principalmente ai cambiamenti climatici globali, sia di origine naturale (NAO, Livingstone, 2003; Salmaso *et al.*, 2014) che antropica, derivante dalle emissioni di gas serra. Per questo motivo, è interessante analizzare quale effetto potranno avere i cambiamenti climatici sul regime di mescolamento del lago Maggiore, nel corso del XXI secolo. A tal fine, nel corso del 2016, è stato condotto uno studio (Fenocchi *et al.*, 2017; Fenocchi *et al.*, submitted) volto a comprendere quale aumento di temperatura delle acque del lago ci si dovrà attendere in futuro e come questo influenzerà la stratificazione e il mescolamento.

Per quanto riguarda le variazioni dei parametri meteorologici dovute ai cambiamenti climatici, sono stati considerati gli scenari di cambiamento climatico CH2011 relativi alla temperatura dell'aria (CH2011, 2011; Fischer *et al.*, 2015), per il periodo 2016-2085 e per la regione a sud della Svizzera, che comprende anche il lago Maggiore. Essi considerano 3 scenari di emissioni future:

- a) A2, che rappresenta una situazione di crescita economica incontrollata, con conseguente aumento incontrollato delle emissioni;
- b) A1B, che considera una diminuzione delle emissioni a partire dal 2050, dovuta all'impiego di tecnologie rinnovabili;
- c) RCP3PD, secondo il quale le emissioni diminuiranno a partire dal 2020, come conseguenza degli accordi di Cancun.

Per ciascuno di questi scenari, vengono forniti 3 livelli di probabilità: “lower”, che rappresenta il percentile 2.5, “medium”, corrispondente al 50esimo percentile, e “upper”, che rappresenta il percentile 97.5.

In aggiunta a questi 9 scenari, è stato considerato uno scenario STAT2016, che indaga cosa succederebbe se le emissioni si stabilizzassero al livello attuale.

Per quanto riguarda la variazione degli altri parametri meteorologici (radiazione solare, umidità relativa e velocità del vento), sono stati considerati i dati registrati a Pallanza nel periodo 1998-2014. Data la struttura di dipendenza fra le variabili nel suddetto periodo, è stato utilizzato il generatore di condizioni climatiche VG (Schlabing *et al.*, 2014) per simulare l'evoluzione degli altri parametri meteo per il periodo 2016-2085.

Tali parametri meteo (temperature dell'aria date dagli scenari CH2011 e altri parametri meteo simulate con VG) per il periodo 2016-2085 sono stati usati con input per il modello 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 2.9).

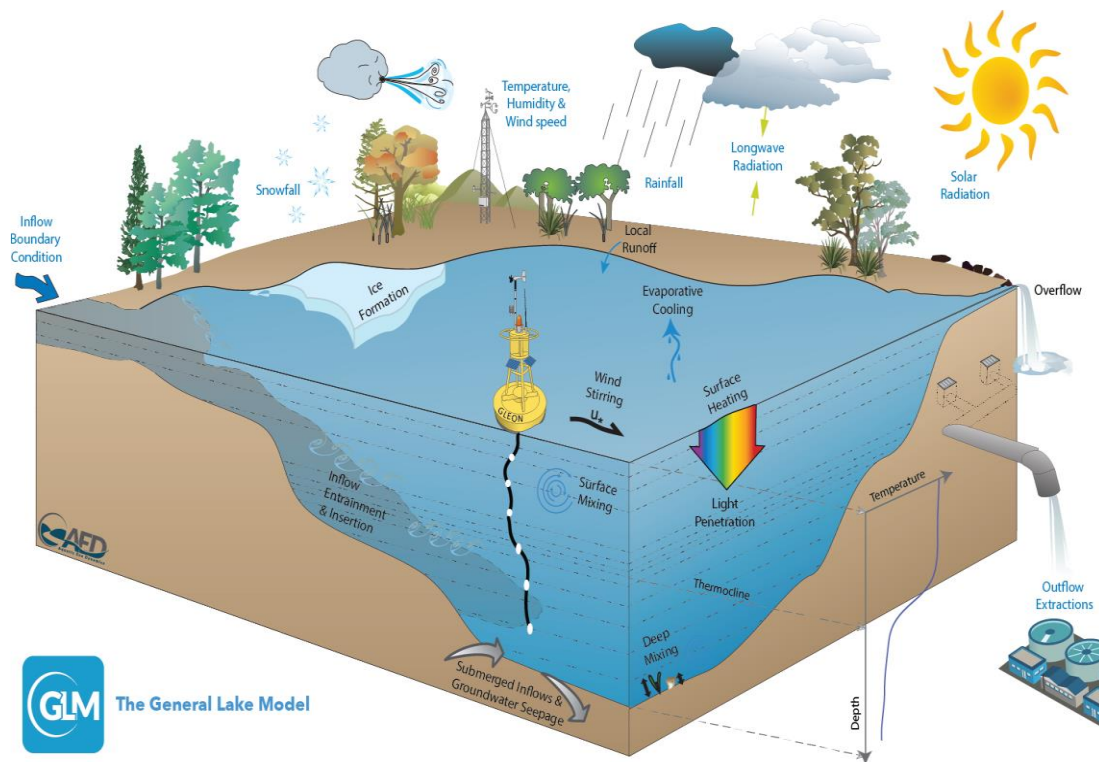


Fig. 2.9. Schema del dominio di simulazione del modello GLM (Hypsey et al., 2014). In blu i dati di input e in nero i processi simulati.

Tale modello ha permesso di simulare l'evoluzione termodinamica del Lago Maggiore per il periodo 2016-2085, per ciascuno dei 10 scenari considerati. Nelle figure seguenti si riportano alcuni dei risultati ottenuti. Per ottenere previsioni di validità generale, sono state effettuate 200 realizzazioni per ogni scenario, con serie meteorologiche con anomalie casuali, analizzando i risultati statisticamente. I risultati vengono riportati in alcuni casi solo per i 4 scenari più significativi: RCP3PD_lower, che è lo scenario più mitigativo, A2_upper, che rappresenta lo scenario peggiore dal punto di vista delle emissioni e degli aumenti di temperatura, A1B_medium, che rappresenta uno scenario intermedio, e STAT_2016.

Dalla Figura 2.10 è possibile evincere che, nello scenario peggiore, in superficie la temperatura lacustre potrebbe aumentare di quasi 5 °C.

In Figura 2.11 vengono invece riportati il tempo di ritorno medio in anni fra eventi di completo mescolamento per i diversi scenari (a), la durata in giorni degli eventi di mescolamento (b) e l'evoluzione della massima profondità annua di mescolamento nel XXI secolo (c) per i 4 scenari più significativi.

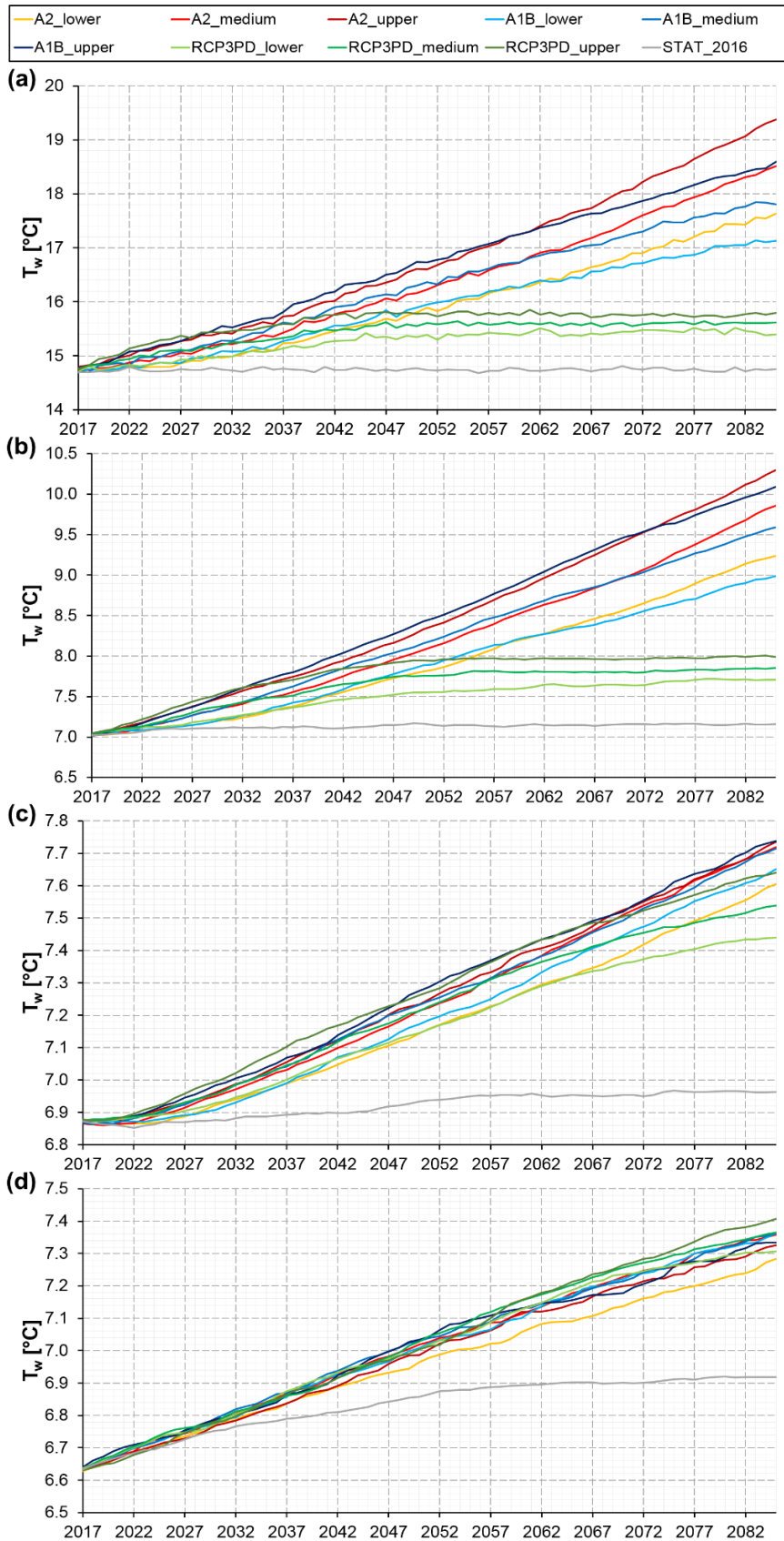


Fig. 2.10. Temperatura media annuale delle acque lacustri a 0 m (a), 70 m (b), 100 m (c) and 370 m (d) per i 10 scenari, mediata sulle 200 realizzazioni.

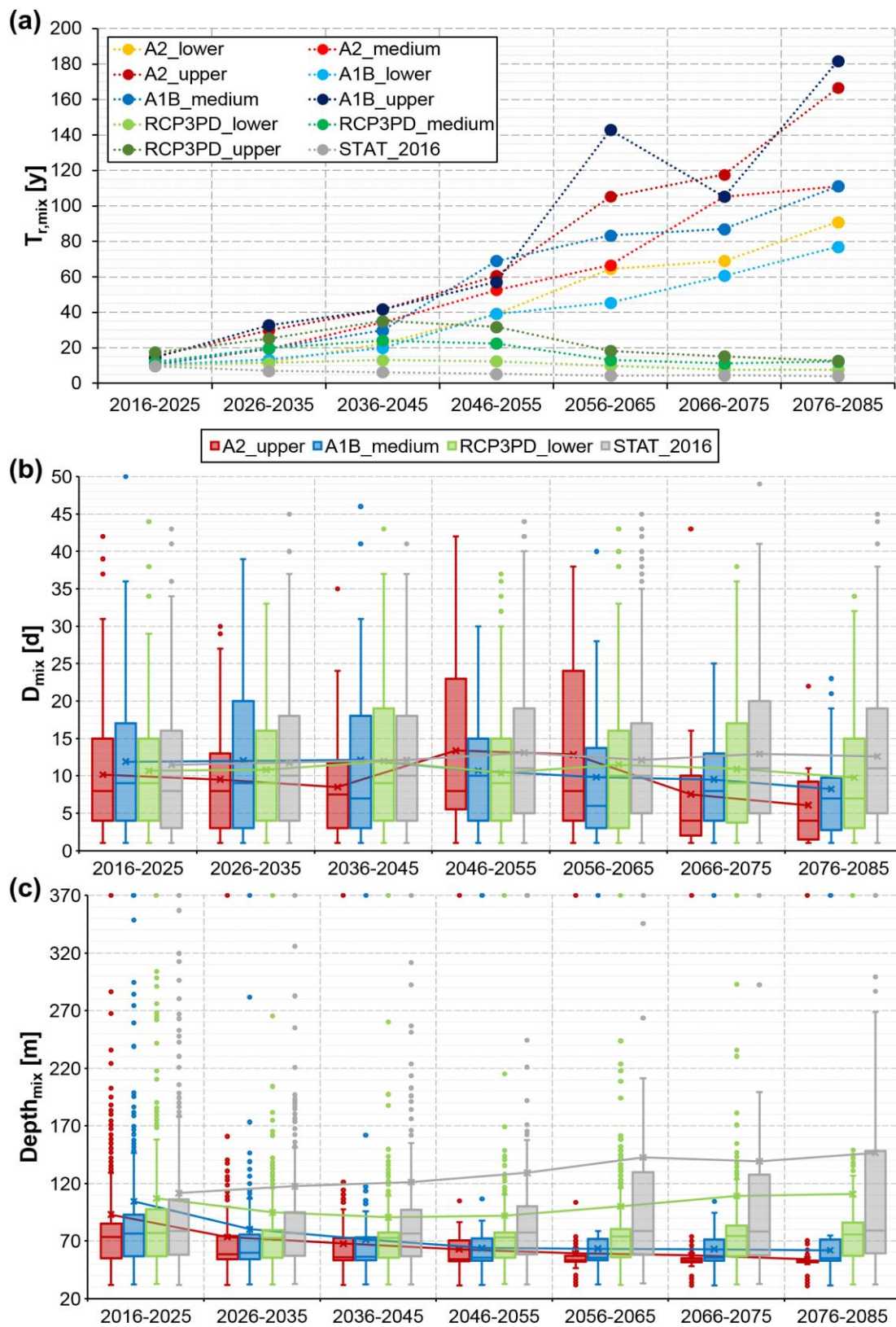


Fig. 2.11. Evoluzione del tempo di ritorno medio degli eventi di completo mescolamento per i 10 scenari (a), distribuzioni della durata degli eventi di mescolamento completi (b), profondità massima di mescolamento annua (c) per i 4 scenari più significativi, mediata sulle 200 realizzazioni.

Dalla Figura 2.11 (a) è possibile evincere che il tempo di ritorno degli eventi di mescolamento completo è destinato ad aumentare nel corso degli anni e, per gli scenari peggiori, potrebbe verificarsi un evento di mescolamento completo solo mediamente una volta ogni 180 anni entro la fine del XXI secolo. Per gli scenari più mitigativi, invece, è previsto un recupero pressochè completo della frequenza di mescolamento attuale. E' anche interessante notare che la profondità di mescolamento (Figura 2.11 (c)) delle acque del lago, nel caso si verificasse uno degli scenari peggiori di cambiamento climatico, potrebbe risultare sempre inferiore ai 70 m e attestarsi attorno ai 50 m alla fine del secolo.

Maggiori dettagli dello studio presentato in questo paragrafo saranno riportati in Fenocchi *et al.* (submitted) e verranno presentati nei futuri rapporti annuali, insieme ad ulteriori approfondimenti relativi agli effetti di questi scenari di cambiamento climatico sui parametri chimici e biologici.

Bibliografia

- CH2011. 2011. Swiss Climate Change Scenarios CH2011. Published by C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC. Zurich, Switzerland.
- Fenocchi A., M. Rogora, S. Sibilla, C. Dresti. 2017. Relevance of inflows on the thermodynamic structure and on the modeling of a deep subalpine lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Limnologica* 63:42-56. doi:10.1016/j.limno.2017.01.006.
- Fenocchi A., M. Rogora, S. Sibilla, C. Dresti, submitted. 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).
- Fischer A.M., M.A. Liniger, C. Appenzeller. 2015. Climate scenarios of seasonal means: extensions in time and space. CH2011 Extension Series No. 2. Zurich, Switzerland.
- 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.
- Livingstone D.M., 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climate change* 57: 205-225.
- Salmaso N., F. Buzzi, L. Cerasino, L. Garibaldi, B. Leoni, G. Morabito, M. Rogora, M. Simona. 2014. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: a new emerging paradigm. *Hydrobiologia* 731(1):31-48. doi:10.1007/s10750-013-1659-6.
- 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

M. Rogora, P. Giacomotti, R. Mosello, A. Orrù, G.A. Tartari

I campionamenti per le analisi chimiche nel 2016 sono stati eseguiti con frequenza mensile in corrispondenza del punto di massima profondità del Lago Maggiore (località Ghiffa) alle profondità di 0, -5, -10, -20, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. Al momento del prelievo dei campioni sono state eseguite la misura della trasparenza con il disco di Secchi ed è stato eseguito un profilo di temperatura e conducibilità lungo la colonna d'acqua mediante la sonda Idronaut CDC304.

Su tutti i campioni raccolti sono stati determinati pH, conducibilità, alcalinità (metodi potenziometrici), ossigeno disciolto (metodo di Winkler), nutrienti algali (fosforo reattivo e totale, azoto ammoniacale, nitrico e totale, silicati) (spettrofotometria UV-visibile) ed i principali anioni e cationi (cromatografia ionica). Nel campionamento di marzo 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 2016. 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 ISE 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 dettagli sulle metodiche analitiche e sui controlli di qualità adottati nel laboratorio sono disponibili al sito web <http://www.idrolab.ise.cnr.it/>.

Per quanto riguarda le acque lacustri, i dati dell'anno 2016 sono stati messi a confronto con quelli pregressi (Rogora *et al.*, 2016a) ed in particolare con l'andamento nel decennio 2007-2016, utilizzando le medie epilimniche (0-25 m), ipolimniche (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua (0-360 m) delle variabili principali. Questi valori sono stati calcolati come medie ponderate sui volumi di ciascuno strato considerato.

Anche nel caso dei tributari, i dati 2016 sono stati considerati unitamente a quelli degli anni precedenti (Rogora *et al.*, 2016a) per valutare le tendenze evolutive, in particolare per quanto concerne gli apporti dal bacino di fosforo e azoto. Per i tributari per i quali erano disponibili i dati giornalieri di portata, si è proceduto a calcolare i carichi annui di fosforo e azoto veicolati a lago a partire dalle concentrazioni mensili. Per meglio confrontare i diversi tributari in termini qualitativi, oltre ai carichi assoluti

si sono inoltre calcolati i contributi areali, considerando il territorio drenato dai singoli corsi d'acqua.

I carichi vengono calcolati a partire dalle concentrazioni per Bardello, Boesio, Ticino Immissario, Toce, Cannobino, San Bernardino, Strona e Tresa, drenanti complessivamente circa il 67% del bacino. Analogamente vengono calcolati i carichi in uscita dal lago attraverso il Ticino emissario. I dati delle portate per Toce, San Bernardino e Strona sono forniti da ARPA Piemonte, Area Previsione e Monitoraggio Ambientale. Per San Giovanni e Erno, il calcolo dei carichi viene eseguito ricostruendo i valori di portata sulla base di correlazioni con i dati di tributari con caratteristiche simili dal punto di vista morfometrico ed idrologico o, in alternativa, sulla base dei dati di anni idrologicamente simili. Infine, per i tributari Maggia, Verzasca, Giona e Vevera (19% del bacino) gli apporti vengono stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali calcolate per gli altri tributari (escludendo Bardello e Boesio).

3.1 Acque lacustri

In Tab. 3.1 sono riportati i valori medi sulla colonna d'acqua delle variabili chimiche analizzate mensilmente nel corso del 2016. Nei paragrafi successivi i dati vengono discussi in relazione a quelli pregressi disponibili, considerando sia i valori medi sulla colonna d'acqua che quelli dello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m).

3.1.1 Temperatura e ossigeno disciolto

Nel corso dei campionamenti mensili sul Lago Maggiore sono stati eseguiti dei profili di temperatura e conducibilità lungo la colonna d'acqua mediante sonda multiparametrica che, unitamente ai dati discreti di ossigeno disciolto e altre variabili chimiche, permettono di analizzare le dinamiche di mescolamento/stratificazione delle acque lacustri. Il tema della profondità di mescolamento è trattato in dettaglio nel capitolo 2.

A titolo di esempio, in Figura 3.1 sono mostrati i profili di temperatura e ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua in due diversi momenti stagionali, la circolazione tardo invernale e la stratificazione estiva. Nel primo periodo i valori di temperatura sono abbastanza omogenei lungo la colonna d'acqua, pur variando di circa 1 °C tra superficie (7,5 °C nello strato 0-30 m) e fondo (6,6 °C). L'ossigeno diminuisce abbastanza regolarmente con la profondità passando da circa 10,0 mg O₂ L⁻¹ in superficie a 7,8 mg O₂ L⁻¹ a 100 m; al di sotto di 150 m i valori di concentrazione scendono al di sotto dei 6,0 mg O₂ L⁻¹, raggiungendo un minimo di 4,0 mg O₂ L⁻¹ sul fondo (Fig. 3.1). Si può notare come anche in questo periodo dell'anno, in cui gli strati profondi potrebbero ricaricarsi di ossigeno grazie al mescolamento, le concentrazioni in ipolimnio si sono mantenute piuttosto basse. Anche nei successivi campionamenti non si è osservata un'omogeneizzazione termica della colonna d'acqua né una ridistribuzione dell'ossigeno negli strati profondi.

I profili del campionamento di inizio settembre descrivono la situazione del lago durante la stratificazione estiva: la temperatura passa da oltre 24 °C in superficie a circa 7,5 °C a 50 m, dopodiché diminuisce più gradatamente fino ad attestarsi attorno a 6,8-6,6 °C al di sotto dei 150 m. L'ossigeno passa da un massimo di 10,4 °C in

superficie a valori compresi tra di 4,0 e 5,5 mg O₂ L⁻¹ al di sotto dei 200 m di profondità; un minimo relativo di ossigeno (7,0 mg O₂ L⁻¹) è visibile anche a 20 m, a causa dei processi di demolizione della sostanza organica in via di sedimentazione verso il fondo.

Tab. 3.1 – Valori medi sulla colonna d’acqua (ponderati sui volumi) delle variabili chimiche analizzate con frequenza mensile sui campioni del Lago Maggiore (stazione di Ghiffa) nel corso del 2016.

		11.02	08.02	07.03	11.04	09.05	03.06	04.07	01.08	05.09	26.09	24.10	28.11
Temp.	°C	7,2	7,0	7,0	7,3	7,6	8,0	8,3	8,5	8,6	8,6	8,3	8,0
O ₂	mg L ⁻¹	7,62	7,45	7,74	7,91	8,07	8,05	7,58	7,69	7,04	7,14	7,20	7,55
O ₂	%	65	63	65	68	70	70	67	68	63	63	63	66
pH		7,46	7,27	7,33	7,36	7,37	7,34	7,40	7,35	7,40	7,37	7,46	7,29
Cond.	µS cm ⁻¹	148	149	149	150	149	149	148	148	149	149	148	147
Alc.	meq L ⁻¹	0,81	0,82	0,81	0,82	0,84	0,84	0,81	0,80	0,81	0,83	0,83	0,82
NH ₄	µg L ⁻¹	0,87	1,82	2,42	3,53	3,51	2,93	2,29	5,87	2,58	0,76	3,71	4,18
NO ₃	µg L ⁻¹	816	804	804	801	799	781	777	783	755	755	755	769
N	mg L ⁻¹	0,87	0,88	0,87	0,87	0,90	0,88	0,97	0,89	0,93	0,88	0,90	0,82
PO ₄	µg L ⁻¹	8	10	11	10	10	8	11	10	9	9	9	9
P	µg L ⁻¹	12	12	13	12	12	11	12	12	13	12	11	11
Si	mg L ⁻¹	1,72	1,74	1,68	1,74	1,67	1,66	1,68	1,65	1,51	1,50	1,64	1,73
Ca	mg L ⁻¹	21,8	22,4	22,0	22,2	22,0	21,9	21,8	21,7	21,5	21,6	21,8	21,9
Mg	mg L ⁻¹	3,65	3,75	3,66	3,70	3,66	3,68	3,62	3,60	3,62	3,61	3,63	3,61
Na	mg L ⁻¹	3,04	3,09	3,07	3,04	2,99	3,09	2,97	2,93	2,96	2,95	2,94	2,92
K	mg L ⁻¹	1,50	1,52	1,49	1,50	1,48	1,45	1,45	1,46	1,50	1,50	1,51	1,48
SO ₄	mg L ⁻¹	29,0	28,5	28,4	28,4	28,3	28,0	27,8	28,2	27,8	27,9	27,9	27,7
Cl	mg L ⁻¹	3,10	3,10	3,10	3,08	3,10	3,08	3,04	3,04	2,99	2,99	2,99	2,97

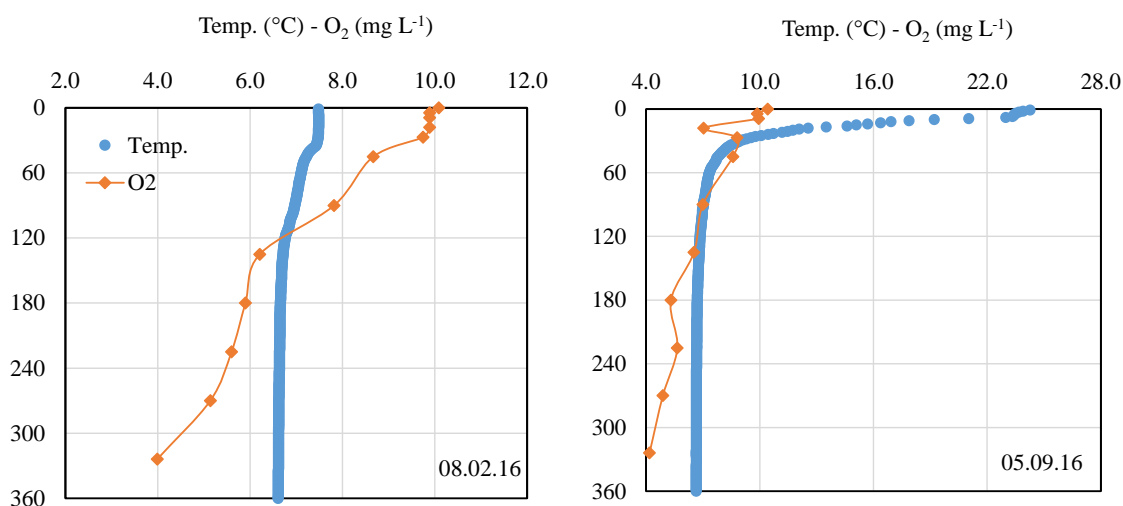


Fig. 3.1 Profili di temperatura (1 dato ogni m di profondità) e ossigeno disciolto (12 dati lungo la colonna d'acqua) in due diverse situazioni, rappresentative del mescolamento tardo invernale (febbraio 2016) e della stratificazione estiva (settembre 2016).

In Figura 3.2 è riportato l'andamento delle temperature misurate mensilmente nello strato superficiale (epilimnio: 0-25 m), profondo (ipolimnio: 25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua (0-360 m) nell'ultimo decennio. Nel 2016 le massime estive in epilimnio (17,7 °C a settembre) non hanno raggiunto i valori del 2015 o di altri anni con estati particolarmente calde come il 2007 (valori delle acque superficiali pari o maggiori di 19 °C). Si può invece rilevare come i minimi invernali stiano progressivamente aumentando nelle acque del lago dal 2009 in poi: nel 2016 i valori tra gennaio e marzo sono stati attorno a 7,3-7,5 °C, rispetto a valori per lo più inferiori a 7,0 °C negli anni precedenti. Questa tendenza deriva da una successione di inverni miti e scarsamente ventosi che si protrae ormai da diversi anni e che ostacola il rimescolamento del lago nel periodo tardo invernale (vedi Capitolo 2). Come conseguenza si osserva anche un progressivo riscaldamento delle acque profonde del lago: in ipolimnio infatti i valori minimi invernali sono andati aumentando da 6,6 °C nel 2007 ai 6,9 °C del febbraio 2016 (Fig. 3.2). Prendendo come riferimento il valore medio annuo sulla colonna d'acqua, questo è stato pari a 7,9 °C nel 2016, valore più alto dell'ultimo decennio.

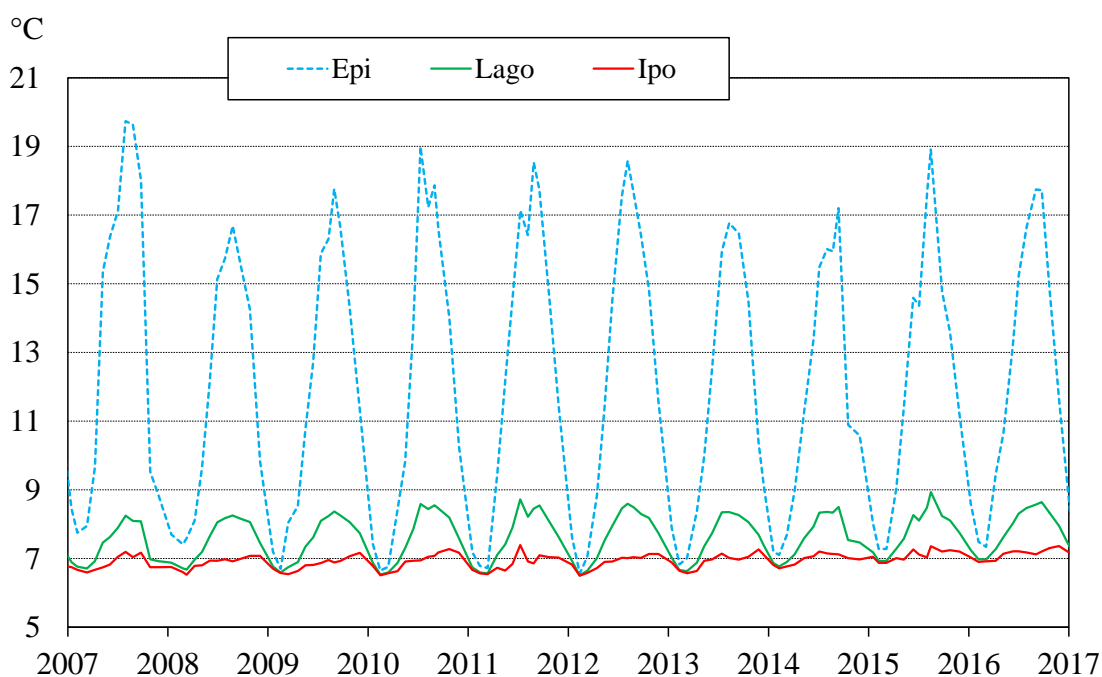


Fig. 3.2 Valori della temperatura media delle acque in epilimnio (0-25 m), ipolimnio (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua nel periodo 2007-2016 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

I valori del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2007-2016 in ipolimnio e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità sono riportati in Fig. 3.3. I dati del 2016 hanno mostrato un'ulteriore, accentuata flessione dei valori di ossigeno, in particolare nelle acque profonde: tutti i valori di concentrazione al di sotto dei 200 m sono stati nel 2016 inferiori a $6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, con uno scostamento quindi abbastanza netto rispetto ai valori degli anni precedenti. Anche la percentuale di saturazione è scesa nel 2016 al di sotto del 50%, raggiungendo un minimo di 44% a settembre (Fig. 3.3b). Considerando l'intero ipolimnio, le concentrazioni sono risultate comprese tra $6,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ a settembre e $7,6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ a maggio (57-65% come % di saturazione), comunque marcatamente inferiori rispetto ai valori del periodo 2007-2010 (tra 8 e $9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) (Fig. 3.3a).

I dati del 2016 confermano quindi la tendenza ad una progressiva riduzione dei tenori di ossigeno nelle acque ipolimniche e profonde: l'ultimo anno ha visto uno spostamento abbastanza netto verso concentrazioni che, pur non rappresentando una criticità perché ancora lontane da una situazione di ipossia, rappresentano un cambiamento importante per lo stato ecologico complessivo del lago. Questa tendenza è da attribuire al limitato rimescolamento delle acque lacustri a fine inverno, a sua volta dovuto a condizioni miti e scarsamente ventose che hanno caratterizzato gli inverni recenti. L'ultima circolazione completa del Lago Maggiore risale al 2005-2006; da allora l'ossigeno ipolimnico è andato progressivamente riducendosi a causa del consumo da parte dei processi di demolizione della sostanza organica (Rogora *et al.*, 2016a). Il mescolamento verticale delle acque è stato inoltre particolarmente limitato negli ultimi anni (sempre inferiore a 100 m di profondità), spiegando la marcata riduzione dei tenori di ossigeno nel 2015-16.

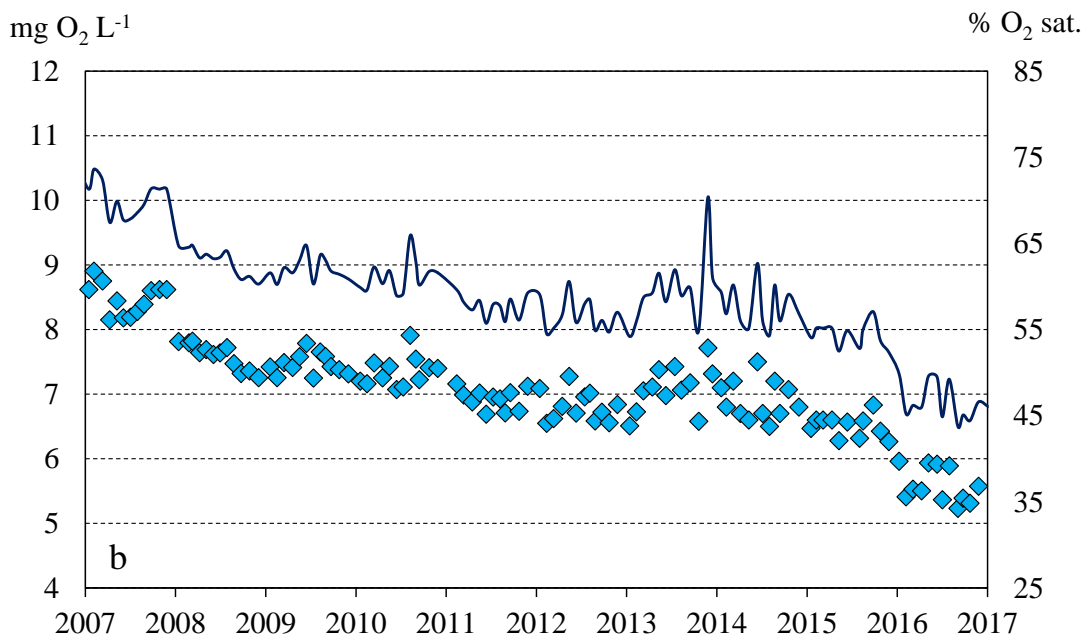
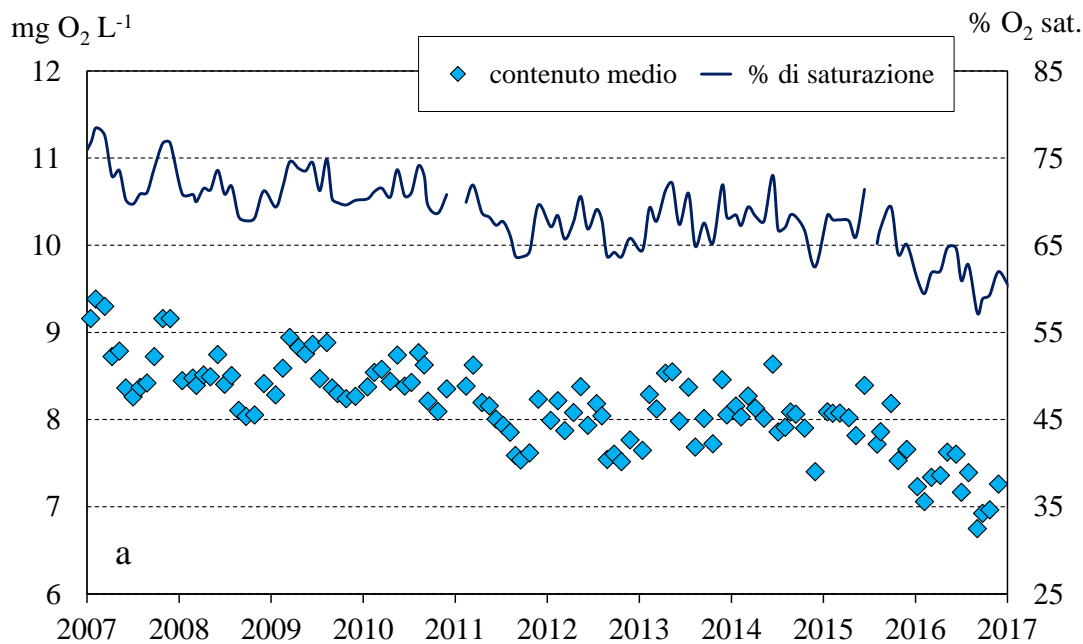


Fig. 3.3 Andamento nel periodo 2007-2016 delle concentrazioni medie di ossigeno e della % di saturazione in ipolimnion (25-360 m) (a) e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità (b).

3.1.2 Chimica di base e ioni principali

Il bilancio ionico delle acque lacustri nel campionamento alla circolazione (7 marzo 2016), come valori medi sulla colonna d'acqua, è riportato in Fig. 3.4, a confronto con i valori medi del decennio precedente (2006-2015). Per ogni istogramma, la barra di sinistra riporta le concentrazioni delle specie ioniche con carica positiva (cationi) e quella di destra le concentrazioni delle specie ioniche con carica

negativa (anioni). La composizione ionica del Lago Maggiore è sostanzialmente stabile, con una conducibilità compresa tra i 148 e i 152 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20 °C ed un contenuto ionico totale tra 3,10 e 3,20 meq L^{-1} . Calcio e bicarbonati rappresentano gli ioni prevalenti (circa il 35 e il 26% del contenuto ionico totale, rispettivamente), seguiti da solfati (19%) e magnesio (10%); gli altri ioni contribuiscono in misura inferiore al 3% e le concentrazioni dei cationi H^+ e NH_4^+ sono pressoché trascurabili.

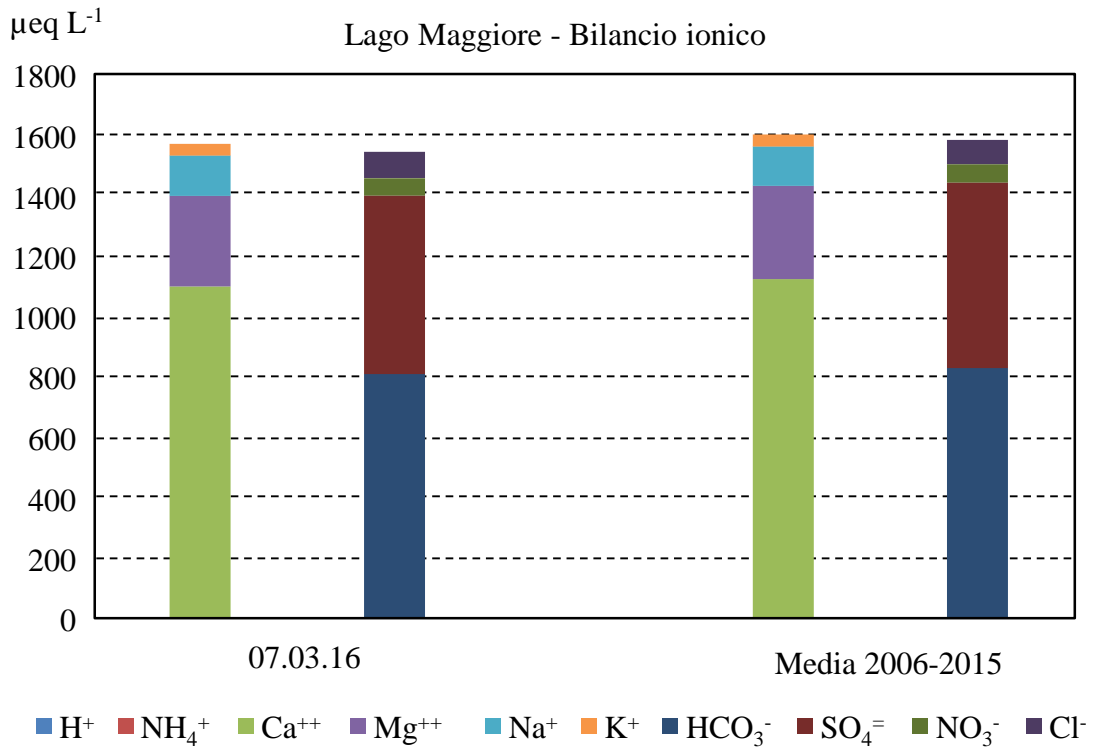


Fig. 3.4 Bilancio ionico delle acque del Lago Maggiore nel campionamento di marzo 2016 a confronto con i valori medi del periodo 2006-2015. Valori medi sulla colonna d'acqua dalla superficie al fondo.

Nel 2016 le concentrazioni ioniche sono state leggermente inferiori a quelle del decennio precedente (somma degli ioni pari a 3,12 meq L^{-1} rispetto a 3,19 meq L^{-1} e conducibilità pari a 149 $\mu\text{S cm}^{-1}$ rispetto a 151 $\mu\text{S cm}^{-1}$). La maggior parte degli ioni ha presentato infatti nel 2016 concentrazioni leggermente inferiori alla media (es. calcio 1,10 rispetto a 1,12 meq L^{-1} , bicarbonati 0,80 rispetto a 0,83 meq L^{-1}), ad eccezione di sodio e cloruri le cui concentrazioni nel 2016 sono state invece, anche se di poco, superiori (Fig. 3.4). I *trend* di questi ultimi ioni nelle acque lacustri e tributarie sono discussi in seguito in maggior dettaglio.

Nella figura 3.5 sono riportati i valori medi di pH e ossigeno (come % di saturazione) misurati nello strato superficiale nel periodo 2007-2016. Queste variabili mostrano un andamento stagionale abbastanza regolare tutti gli anni, con massimi nel periodo estivo in relazione alla produzione fitoplanctonica e minimi nei mesi invernali; i loro valori possono quindi dare indicazioni sul livello di produttività delle acque lacustri. I valori massimi nel 2016 sono stati inferiori a quelli del 2015, probabilmente come conseguenza del minor riscaldamento delle acque superficiali (Fig. 3.2). Il pH ha raggiunto valori di 8,25 in luglio, per poi scendere al di sotto di 8,0 unità in agosto

e risalire a 8,2 in settembre. Anche la saturazione di ossigeno (105-106 % a giugno 2016) non ha raggiunto i picchi rilevati in anni più caldi come il 2015 e il 2007 (110-115 %).

Anche per quanto riguarda i minimi invernali (7,5 unità di pH e 85 % di saturazione di ossigeno a febbraio 2016) non si osservano scostamenti rispetto agli anni precedenti. Nel complesso per queste variabili, le cui variazioni interannuali dipendono principalmente dalla maggiore o minore intensità della produttività biologica nel periodo estivo, non si evidenziano tendenze nell'ultimo decennio, (Fig. 3.5).

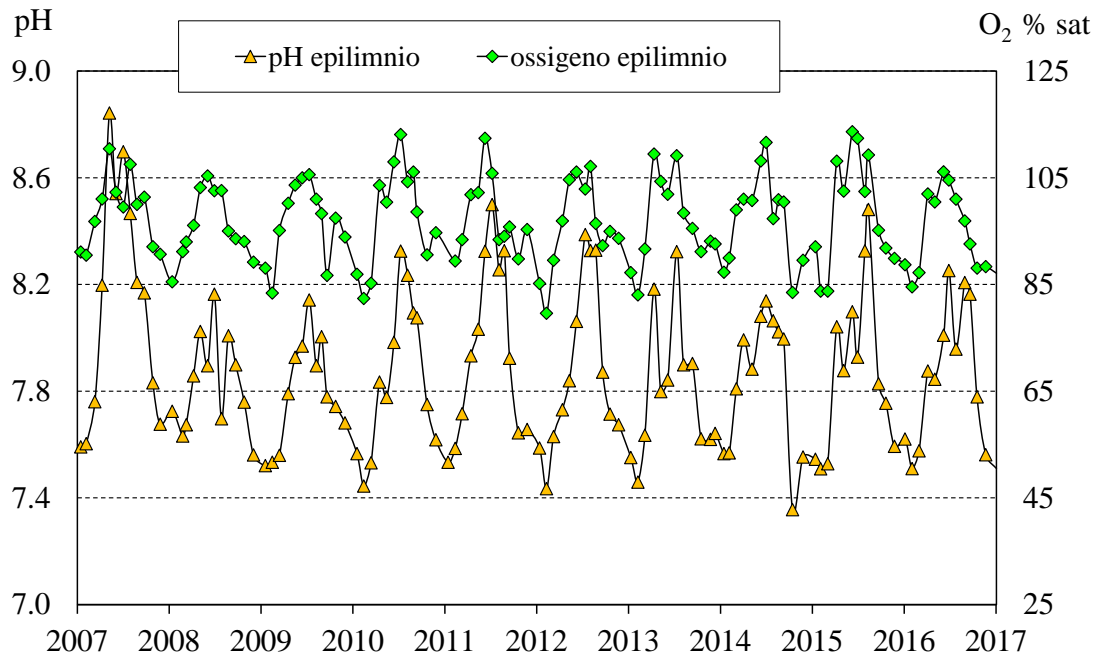


Fig. 3.5 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2007-2016 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Nelle figure 3.6 e 3.7 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2016 a confronto con l'ultimo decennio. Entrambe le variabili mostrano un andamento stagionale tipico, con massimi primaverili, generalmente a maggio, e minimi estivi, a seguito del processo di precipitazione del carbonato di calcio. Questo andamento si è presentato anche nel 2016, con massimi di alcalinità ($0,83 \text{ meq L}^{-1}$) e conducibilità ($145 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$) rispettivamente a giugno e ad aprile, seguiti da una diminuzione fino a valori rispettivamente di $0,74 \text{ meq L}^{-1}$ e $132 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ in luglio e agosto (Fig. 3.6, 3.7). I valori del 2016 sono stati simili o di poco superiori a quelli del 2015; mentre per l'alcalinità non si evidenzia alcun *trend*, sia nei valori epilimnici che in quelli medi sulla colonna d'acqua, per la conducibilità si osserva una tendenza alla diminuzione negli ultimi anni (2014-2016), con valori massimi in epilimnio inferiori ($143\text{-}148 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$) rispetto a quelli rilevati fino al 2013. Anche i valori medi presentano una leggera flessione nell'ultimo quinquennio, attestandosi sempre al di sotto dei $150 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (Fig. 3.7), da mettere in relazione con la recente diminuzione delle

concentrazioni di calcio. Considerando infatti la tendenza delle concentrazioni mensili degli ioni principali (solfati, calcio, magnesio, sodio, cloruri) nell'ultimo decennio (Fig. 3.8), si può osservare una diminuzione per calcio, magnesio e solfati; questi ultimi in particolare hanno presentato nel 2015 e 2016 valori inferiori alla media di lungo periodo. Le concentrazioni di sodio e cloruri, dopo un periodo di progressivo aumento, si sono stabilizzate nell'ultimo biennio attorno a 2,9-3,1 mg L⁻¹ per entrambe le variabili (Fig. 3.8).

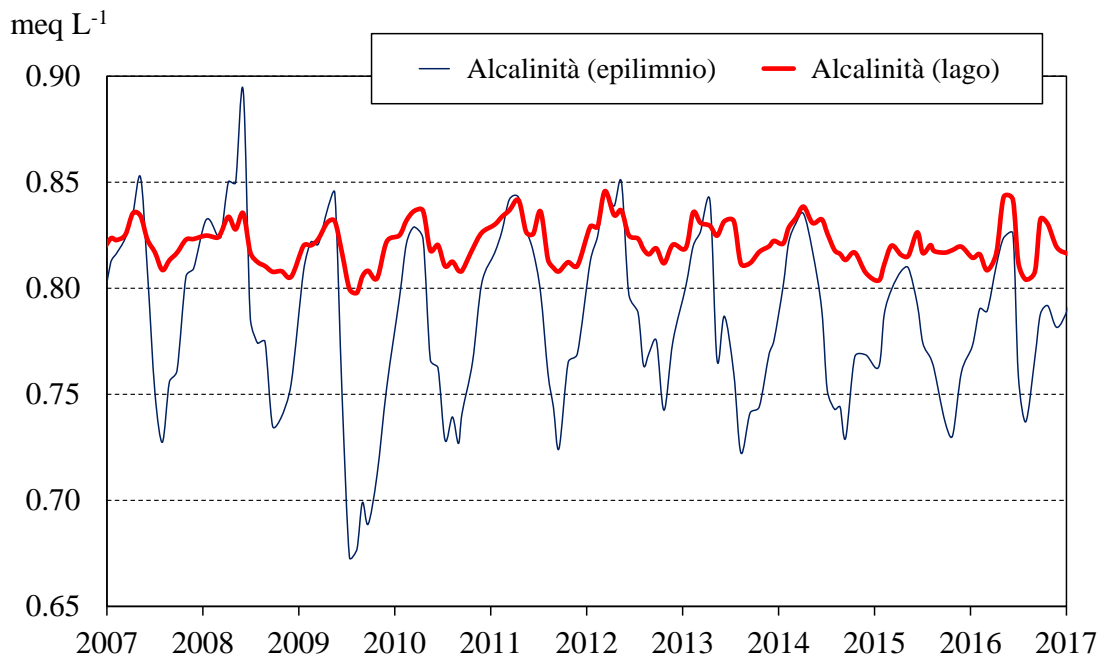


Fig. 3.6 Andamento nel periodo 2007–2016 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

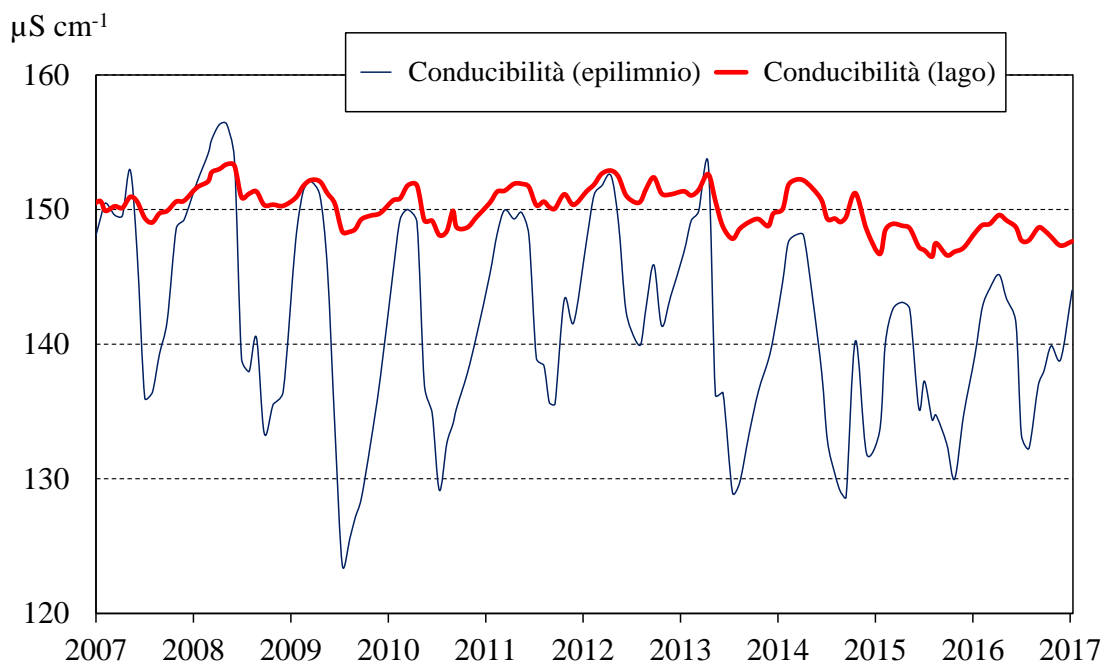


Fig. 3.7 Andamento nel periodo 2007–2016 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

La diminuzione recente delle concentrazioni di calcio, magnesio e solfati potrebbe dipendere da minori apporti dal bacino, sia attraverso i processi di *weathering* che dalle deposizioni atmosferiche (Rogora *et al.*, 2016b), non essendo questi ioni influenzati in modo significativo da processi a lago. La diminuzione osservata è comunque molto contenuta, come dimostra la sostanziale stabilità del contenuto ionico medio delle acque lacustri (Fig. 3.4). Per quanto riguarda invece sodio e cloruri, l'aumento di questi ioni osservato nel Lago Maggiore a partire dagli anni '90 e comune agli altri laghi profondi subalpini, è stato messo in relazione ad un maggior utilizzo di sale come antigelo nel periodo invernale (Rogora *et al.*, 2015). Le concentrazioni attuali di cloruri nel Lago Maggiore sono comunque basse e ben lontane dalle soglie di criticità individuate per la qualità dell'acqua e per gli organismi acquatici. La recente stabilizzazione delle concentrazioni potrebbe dipendere quindi da uno spargimento del sale a sua volta stabile se non inferiore a quello degli anni precedenti, a causa delle condizioni particolarmente miti degli ultimi inverni. Per testare queste ipotesi è necessario proseguire il monitoraggio delle concentrazioni ioniche sia nel lago che nelle acque tributarie.

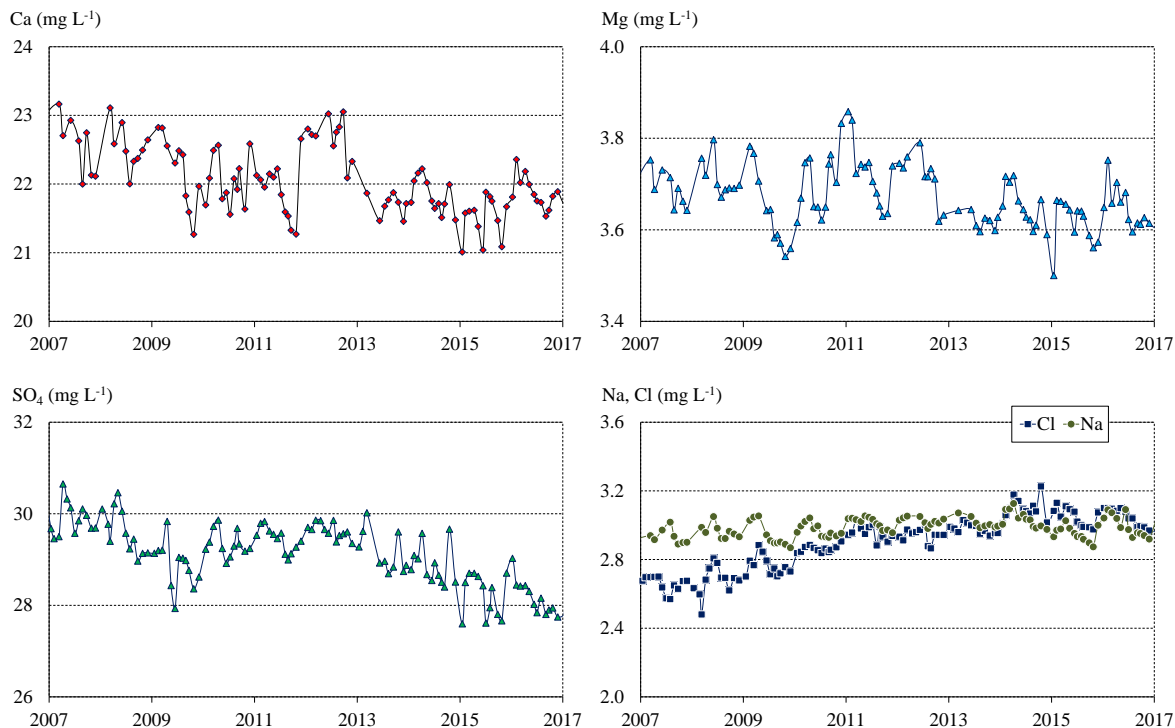


Fig. 3.8 Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2007-2016. Valori medi sulla colonna d'acqua (0-360 m).

3.1.3 Composti del fosforo, dell'azoto e silicati

Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate nel 2016 sono riportate in Fig. 3.9 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 3.10.

I valori di azoto nitrico nel 2016 sono stati compresi tra i minimi estivi ($0,75-0,76 \text{ mg N L}^{-1}$) e i massimi invernali ($0,80 \text{ mg N L}^{-1}$). Le concentrazioni sono rimaste comunque sempre pari o inferiori a $0,80 \text{ mg N L}^{-1}$, a differenza di quelle degli anni precedenti, generalmente comprese tra $0,80$ e $0,90 \text{ mg N L}^{-1}$; i valori del 2016 sono stati inoltre i più bassi di tutto l'ultimo decennio (Fig. 3.9), ad indicare un'ulteriore diminuzione delle concentrazioni, iniziata a partire dalla metà degli anni 2000 (Rogora *et al.*, 2012). L'azoto totale mostra rispetto ai nitrati un andamento più irregolare, dipendente anche dalle concentrazioni della forma organica: i valori nel 2016 sono risultati compresi tra un massimo di $0,94 \text{ mg N L}^{-1}$ a luglio e un minimo di $0,82 \text{ mg N L}^{-1}$ a novembre. Anche l'azoto totale, essendo composto prevalentemente dalla forma nitrica, evidenzia una flessione nel tempo delle concentrazioni, da circa $0,95 \text{ mg N L}^{-1}$ a $0,90 \text{ mg N L}^{-1}$ (Fig. 3.9).

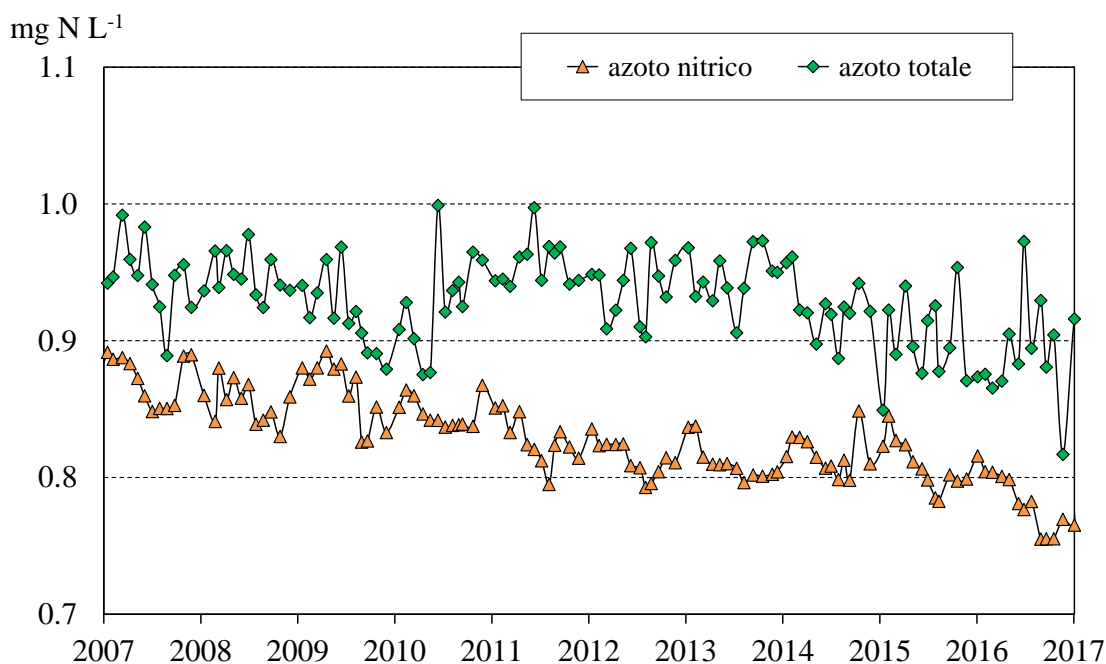


Fig. 3.9 Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2007-2016 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Considerando le concentrazioni di azoto nelle sole acque superficiali (Fig. 3.10a), la diminuzione appare molto meno evidente, anche se si può osservare come i massimi invernali di nitrati in epilimnio sia andati diminuendo da 0,86-0,88 mg N L⁻¹ a 0,78-0,80 negli anni più recenti. Anche i minimi estivi di nitrati, rilevati in genere tra agosto e settembre, sono stati inferiori a 0,60 mg N L⁻¹ negli ultimi tre anni (0,57 mg N L⁻¹ a settembre 2016) rispetto a valori di 0,62-0,65 mg N L⁻¹ negli anni precedenti. L'andamento dell'azoto totale segue anche in questo caso quello dei nitrati, con concentrazioni leggermente inferiori alla media nell'ultimo biennio (tra 0,76 e 0,95 mg N L⁻¹ nel 2016). Le concentrazioni di azoto organico non mostrano tendenze evidenti; i valori nel 2016 sono stati compresi tra 0,07 mg N L⁻¹ a novembre e 0,33 mg N L⁻¹ a settembre, valore quest'ultimo leggermente superiore alla media del decennio considerato (Fig. 3.10a).

E' comunque importante sottolineare come la diminuzione delle concentrazioni di azoto nitrico e totale stia interessando prevalentemente lo strato ipolimnico, come evidenziato in Fig. 3.10b: le concentrazioni di nitrati sono infatti passate da 0,85-0,90 mg N L⁻¹ ai recenti valori di circa 0,80 mg N L⁻¹ (0,78 mg N L⁻¹ nel 2016). La diminuzione dei tenori di azoto nelle acque del lago è da attribuire in prevalenza ai minori apporti dalle acque tributarie, dovuti a loro volta alla riduzione dei carichi atmosferici di questo elemento che è stata osservata a partire dalla metà degli anni 2000 (Rogora *et al.* 2012, 2016b).

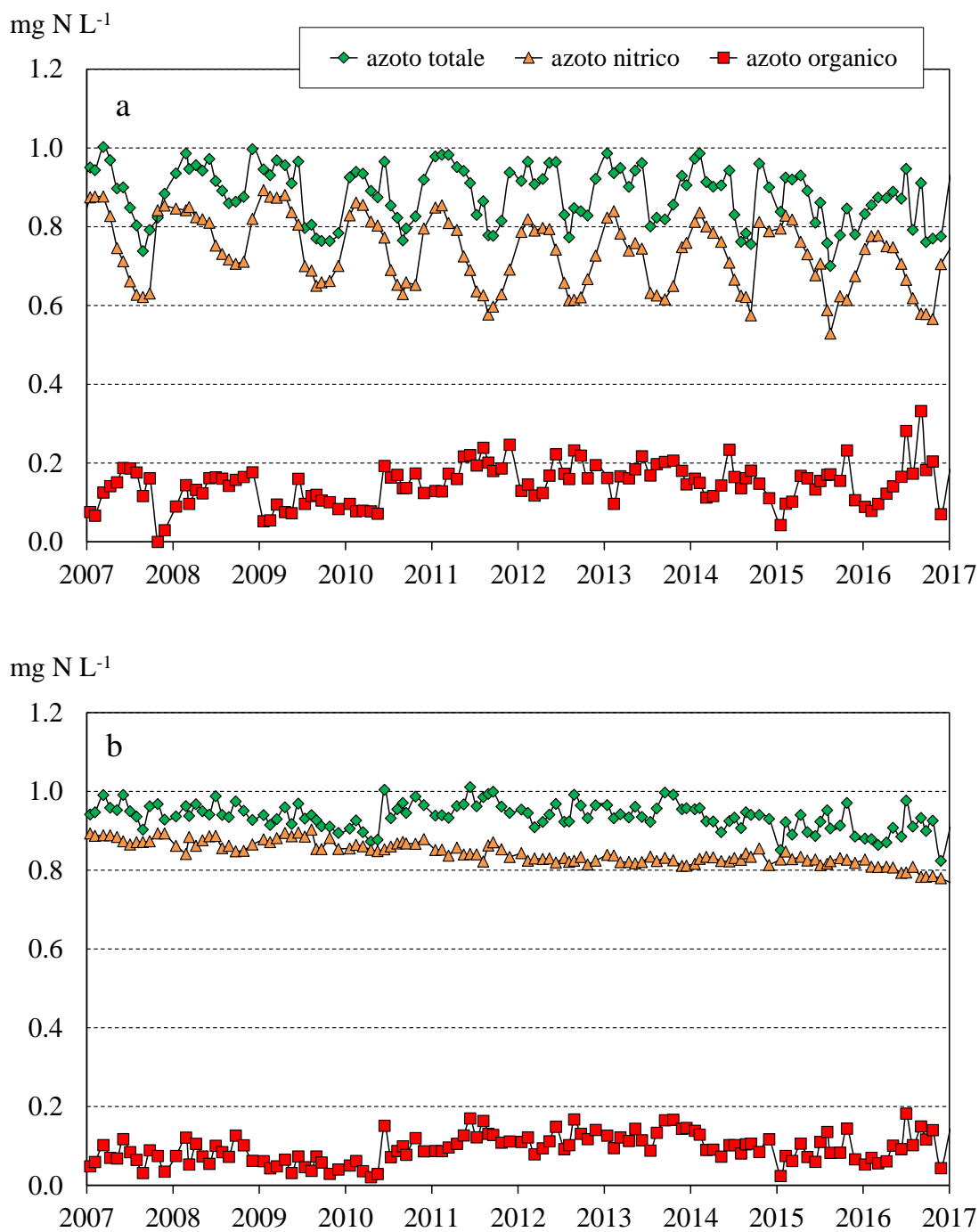


Fig. 3.10 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) (a) e ipolimnico (25-360 m) (b) nel periodo 2007-2016.

Alla diminuzione delle concentrazioni estive di nitrati nelle acque superficiali potrebbe però anche contribuire un maggiore consumo di questo elemento da parte delle alghe fitoplanctoniche, processo regolato sia dalle dinamiche di mescolamento che dalle condizioni meteo-climatiche (Rogora *et al.*, 2016a). Un approfondimento di questi temi sarebbe necessario, in quanto documenterebbe gli effetti sulle acque delle

politiche di riduzione delle emissioni di azoto nitrico ed ammoniacale in atmosfera, operate a scala europea, i cui effetti sulla riduzione delle deposizioni atmosferiche di azoto sono verificati e seguiti (Rogora *et al.*, 2012).

La Figura 3.11 mostra le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nel periodo 2007-2016, mentre le concentrazioni medie di fosforo totale e negli strati epilimnico ed ipolimnico sono riportate in Fig. 3.12.

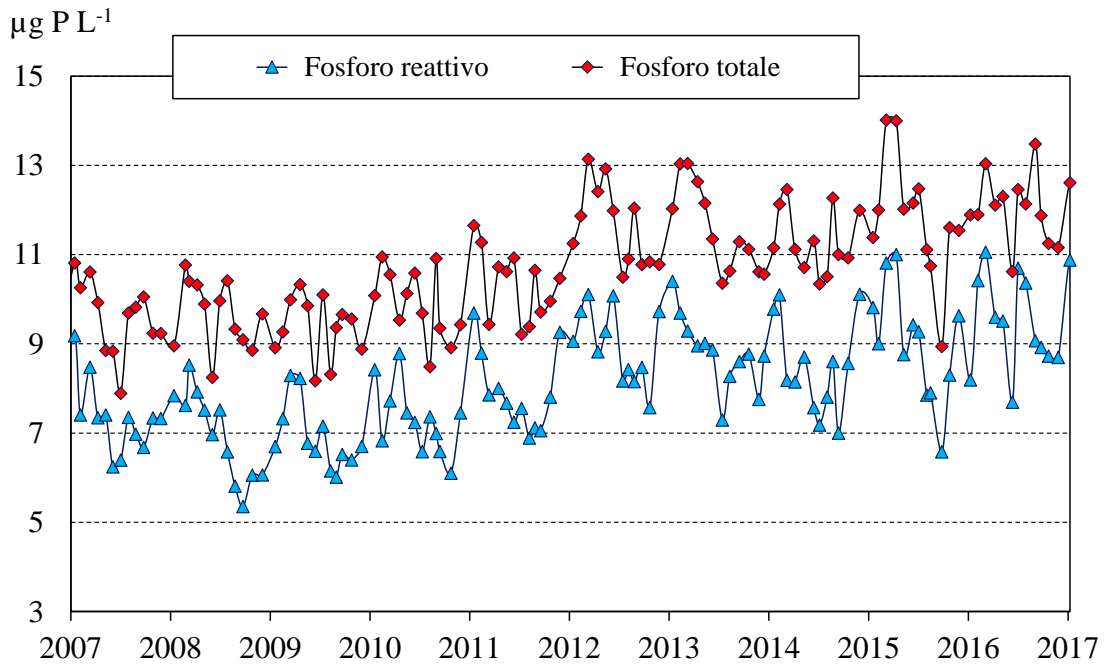


Fig. 3.11 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2007-2016 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

I valori medi nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2016 sono stati pari rispettivamente a 3, 10 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo e a 7, 13 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo totale. Nel 2016 i valori di fosforo reattivo e totale sono risultati compresi tra 9 e 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ e tra 11 e 13 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente, con minimi nel periodo tardo estivo-autunnale e massimi alla circolazione (marzo). L'andamento è stato comunque piuttosto irregolare, con massimi di 11 e 13 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per fosforo reattivo e totale rispettivamente a giugno e inizio settembre (Fig. 3.11). Il 2016 si è discostato inoltre dagli anni precedenti per i minimi di fosforo reattivo che si sono mantenuti abbastanza elevati, attorno a 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (rispetto a circa 7 $\mu\text{g P L}^{-1}$ nel periodo 2011-15). I dati del 2016 confermano inoltre la tendenza all'aumento delle concentrazioni medie di fosforo sulla colonna d'acqua, evidente a partire dal 2011-12 (Fig. 3.11). Questa tendenza è da attribuire principalmente all'aumento del fosforo nello strato ipolimnico, come mostrato in Fig. 3.12: mentre le concentrazioni nelle acque epilimniche si sono mantenute costantemente attorno a 6-8 $\mu\text{g P L}^{-1}$, nelle acque profonde si è verificato un vero e proprio spostamento verso valori più elevati, da 10-11 $\mu\text{g P L}^{-1}$ a 12-14 $\mu\text{g P L}^{-1}$ a partire dal 2012 (Fig. 3.12). Questo accumulo di fosforo nelle acque ipolimniche è da attribuire al limitato rimescolamento delle acque a fine inverno, che impedisce una redistribuzione dei nutrienti lungo la colonna d'acqua (Rogora *et al.*, 2016a). Come descritto per l'ossigeno, anche per il fosforo le tendenze

recenti osservate nelle acque lacustri non sono da attribuire ad una modificazione del livello trofico indotta dai carichi dal bacino, bensì alle condizioni meteo-climatiche, in particolare del periodo invernale.

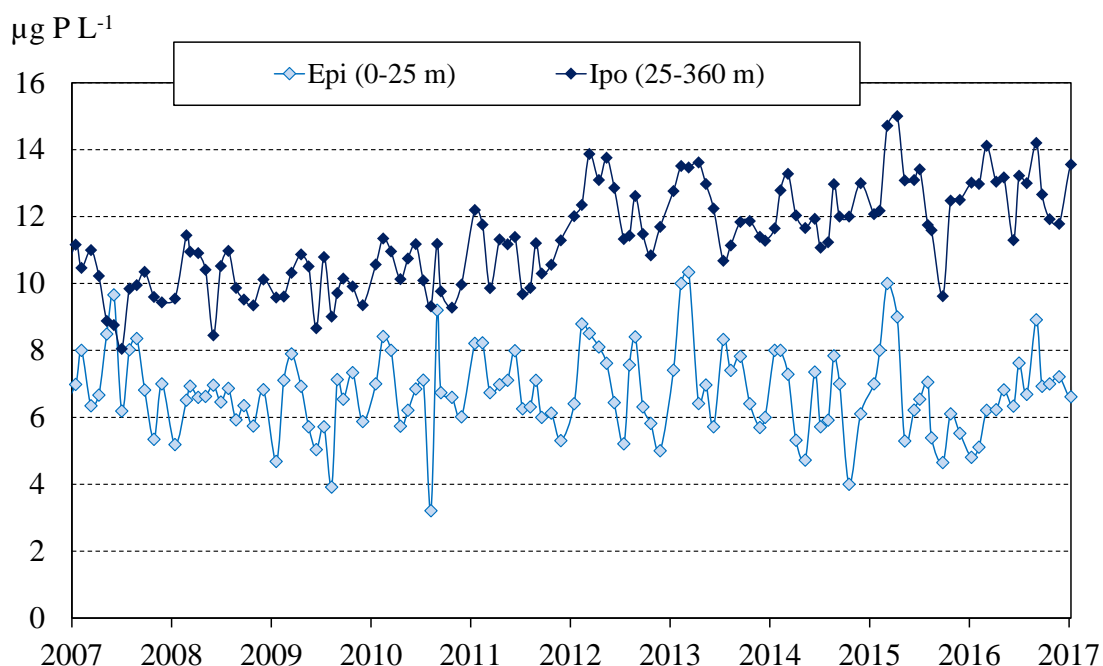


Fig. 3.12 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di fosforo totale nello strato epilimnico (0-25 m) e ipolimnico (25-360 m) nel periodo 2007-2016.

La figura 3.13 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati nel periodo 2007-2016. Le concentrazioni medie annue in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2016 sono state pari rispettivamente a 1,01, 1,77 e 1,66 mg Si L⁻¹. I valori epilimnici nel 2016 sono risultati compresi tra i minimi di settembre (0,54 mg Si L⁻¹) e i massimi di febbraio-marzo (1,43-1,44 mg Si L⁻¹). Le dinamiche stagionali di questo parametro sono principalmente legate all'utilizzo da parte del gruppo algale delle diatomee: le concentrazioni nelle acque superficiali iniziano quindi a diminuire già dai mesi primaverili (aprile-maggio). I valori medi lungo la colonna d'acqua si mantengono abbastanza stabili durante l'anno: nel 2016 i massimi (tra 1,68 e 1,74 mg Si L⁻¹) si sono avuti tra gennaio e marzo, mentre i minimi, abbastanza marcati (1,51 mg Si L⁻¹), ad agosto-settembre (Fig. 3.13). I valori nel 2015-16 sono risultati leggermente più elevati di quelli degli anni precedenti, ma nel complesso non si osserva una tendenza evidente all'aumento delle concentrazioni.

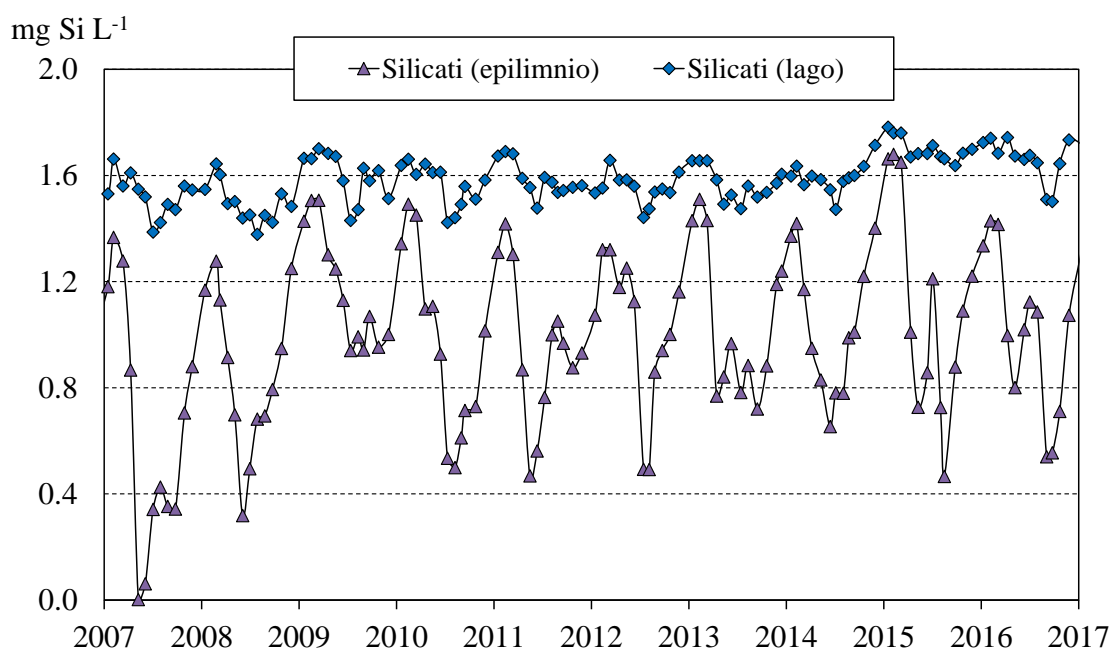


Fig. 3.13 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-360 m) nel periodo 2007-2016.

3.1.4 Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti del mese di marzo (circolazione tardo-invernale) e settembre (stratificazione) sui campioni raccolti 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. 3.2 insieme ai valori del limite di detezione (LOD) della metodica utilizzata.

Tab. 3.2 Concentrazioni ($\mu\text{g L}^{-1}$) dei principali metalli pesanti nelle acque del Lago Maggiore. Valori medi sulla colonna d'acqua (0-360 m) nei campionamenti di marzo e settembre 2016. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

	Al	Ba	Co	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	V	Zn
07.03.16	7,8	10,4	0,2	0,7	1,5	1,0	1,1	0,7	230		1,6
26.09.16	7,0	9,7	0,2	0,4	1,1	0,8	0,8	0,6	205	<	1,7

As, Cd, Cr, Pt, Pb, Se, Ti e V sono risultati sempre al di sotto del LOD. Gli altri elementi presentano concentrazioni molto basse, spesso al limite del LOD, con l'eccezione dello stronzio ($200-230 \mu\text{g L}^{-1}$), derivante dal dilavamento di rocce nel

bacino ricche in questo elemento. Nel complesso i metalli potenzialmente nocivi per il biota, come Al, Cr, Cu, Cd, Ni e Pb sono presenti in quantità minime o addirittura non rilevabili.

3.2 Tributari ed emissario

3.2.1 Concentrazioni medie

Le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario sono state eseguite nel 2016 con frequenza mensile. I valori medi annui ottenuti dai dati mensili per alcalinità, conducibilità, composti dell'azoto, fosforo totale e silicati sono riportati in Tab. 3.3.

Tab. 3.3 Valori medi annuali (ottenuti dai campionamenti mensili) delle principali variabili chimiche nei tributari e nell'emissario del Lago Maggiore nel 2016.

	Acronimo	Alc. meq L ⁻¹	Cond μS cm ⁻¹	NH ₄ mg N L ⁻¹	NO ₃ mg N L ⁻¹	N _{org} mg N L ⁻¹	TN mg N L ⁻¹	TP μg P L ⁻¹	RSi mg Si L ⁻¹
Boesio	BOE	5,07	597	0,14	3,86	0,64	4,65	245	3,37
Bardello	BAR	3,10	354	0,18	1,57	0,78	2,53	128	2,01
Tresa (a)	TRE	1,84	211	0,13	1,01	0,29	1,44	31	0,82
Giona	GIO	0,41	87	0,01	1,16	0,15	1,33	29	4,00
Veveva	VEV	1,59	225	0,04	2,52	0,33	2,89	23	5,25
Strona	STR	0,49	98	0,13	1,26	0,23	1,63	49	2,73
Toce	TOC	0,84	184	0,06	0,61	0,12	0,79	25	2,47
San Giovanni	SGI	0,28	60	0,01	1,17	0,19	1,37	16	4,47
Erno	ERN	0,36	122	0,01	1,55	0,21	1,77	25	4,21
San Bernardino	SBE	0,35	62	0,01	1,07	0,16	1,24	7	3,24
Cannobino	CAN	0,24	45	0,02	0,67	0,16	0,85	8	3,38
Maggia	MAG	0,45	67	0,01	0,78	0,15	0,94	6	3,09
Ticino immissario	TIM	1,12	263	0,02	0,80	0,12	0,94	6	2,55
Verzasca	VER	0,21	39	0,00	0,74	0,14	0,88	5	2,51
Ticino emissario	TEM	0,82	140	0,02	0,61	0,24	0,87	11	0,88

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

I valori delle variabili chimiche di base (pH, conducibilità, alcalinità) e dei silicati dipendono prevalentemente dalle caratteristiche litologiche dei bacini e non

presentano quindi variazioni sostanziali da un anno all'altro. A titolo di esempio, l'alcalinità, rappresentativa dei bicarbonati, e la conducibilità passano da 0,25-0,35 meq L⁻¹ e 40-70 μS cm⁻¹ a 20 °C nei tributari con bacino a composizione prevalentemente silicica (es. San Giovanni, San Bernardino, Cannobino, Verzasca) a 1,00-1,85 meq L⁻¹ e 210-260 μS cm⁻¹ a 20 °C nei tributari con presenza di rocce carbonatiche più solubili (es. Vevera, Tresa, Ticino immissario).

Valori elevati di conducibilità sono però anche indicativi di un apporto alle acque di scarichi ad elevato contenuto di sali, non sufficientemente depurati, come nel caso di Bardello e Boesio (354 e 597 μS cm⁻¹ a 20 °C, rispettivamente). L'indicazione più evidente del grado di contaminazione delle acque viene però dalle concentrazioni di nutrienti: anche nel 2016 si osserva una netta differenza tra i valori elevati di fosforo totale dei Torrenti Bardello e Boesio da un lato (128 e 245 μg P L⁻¹) e tutti gli altri tributari. Anche all'interno di questo secondo gruppo si evidenzia uno scostamento tra valori medio-elevati di fosforo (Tresa, Giona, Vevera, Strona, Toce, Erno: tra 23 e 49 μg P L⁻¹) e valori bassi, inferiori a 10 μg P L⁻¹ (San Bernardino, Cannobino, Maggia, Ticino Immissario, Verzasca) (Tab. 3.3). Ad un'analoga suddivisione dei tributari si perviene anche considerando le concentrazioni dei composti dell'azoto: oltre a Bardello e Boesio (rispettivamente 0,18 e 0,14 mg N L⁻¹ come ammonio, 1,57 e 3,86 mg N L⁻¹ come nitrato e 0,78 e 0,64 mg N L⁻¹ come azoto organico), anche il Torrente Vevera presenta concentrazioni piuttosto elevate, in particolare di azoto organico e nitrico (0,33 e 2,52 mg N L⁻¹). Da evidenziare anche il basso stato qualitativo delle acque dello Strona, che nel 2016 è stato caratterizzato da concentrazioni medio-elevate sia di fosforo totale (49 μg P L⁻¹) che di azoto (0,13 e 0,23 come azoto ammoniacale ed organico, rispettivamente (Tab. 3.3).

Un confronto tra i dati 2016 e quelli del triennio precedente (2013-15; Rogora *et al.*, 2016a) ha evidenziato un peggioramento nel caso del Bardello, in cui le concentrazioni di fosforo totale sono passate da 186 μg P L⁻¹ (valore medio 2013-15) a 245 μg P L⁻¹ e Strona (da 31 a 49 μg P L⁻¹). Sono invece leggermente diminuite le concentrazioni nel Torrente Vevera (da 28 a 23 μg P L⁻¹) e nel San Bernardino (da 11 a 7 μg P L⁻¹).

La disponibilità di dati mensili permette di valutare in maggior dettaglio la variabilità interannuale delle concentrazioni dei nutrienti e delle altre variabili chimiche. Questa variabilità interannuale dipende prevalentemente dall'idrologia, ma può indicare anche variazioni nel grado di contaminazione delle acque (scarichi civili e industriali e loro stato di collettamento/depurazione). L'andamento delle concentrazioni mensili di fosforo e azoto totale nei diversi tributari nel corso del 2016 è mostrato in Fig. 3.14, separatamente per Bardello/Boesio e tutti gli altri corsi d'acqua.

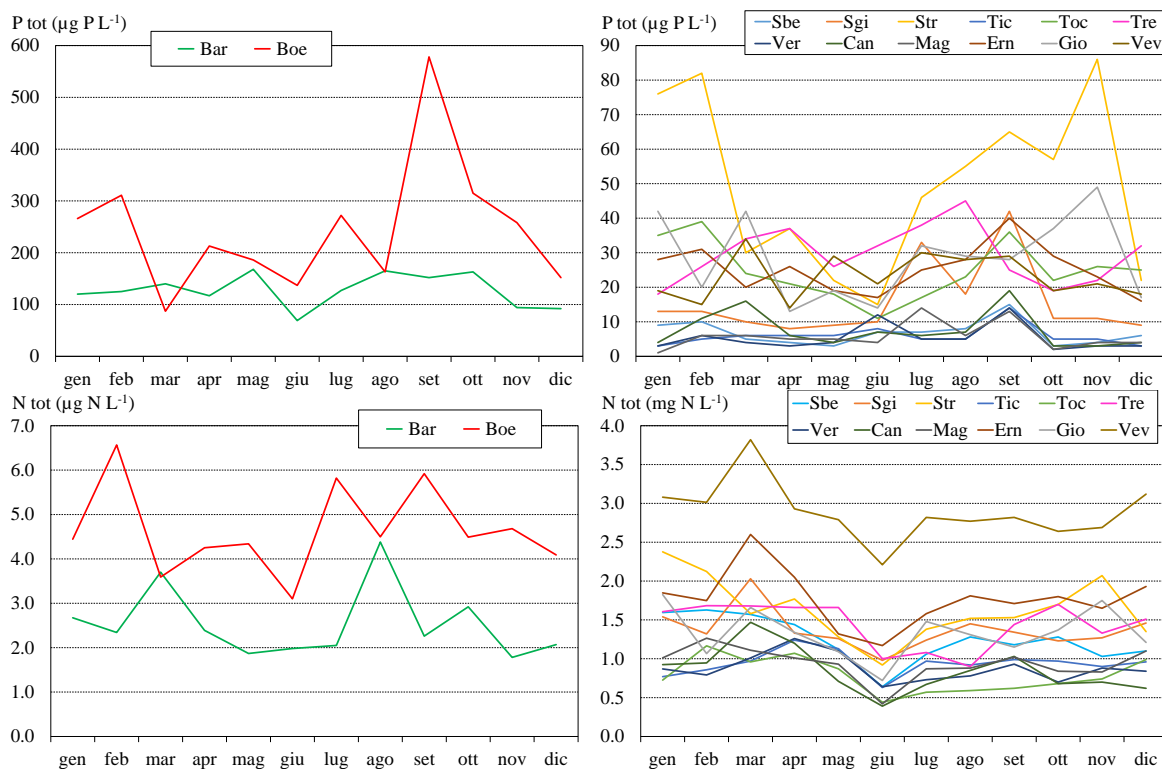


Fig. 3.14 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo e azoto totale nei tributari del Lago Maggiore nell'anno 2016.

Le concentrazioni presentano in alcuni casi degli andamenti sincroni, ovvero massimi e minimi nello stesso mese nella maggior parte dei tributari: l'azoto totale ad esempio ha mostrato i valori massimi in marzo in numerosi corsi d'acqua e i minimi in giugno. Questo andamento, essendo l'azoto totale rappresentato in larga parte da nitrato, potrebbe dipendere dall'andamento delle precipitazioni, che rappresentano il principale veicolo di azoto alle acque tributarie (Rogora *et al.*, 2012). Il fosforo ha presentato invece dei picchi di concentrazione a settembre in alcuni corsi d'acqua, mese caratterizzato da bassi valori di portata nella maggior parte dei tributari. Nel complesso comunque gli immissari con acque di buona qualità presentano concentrazioni abbastanza costanti nel corso dell'anno: ad esempio Cannobino, Maggia, San Bernardino e Verzasca mostrano valori di fosforo totale sempre al di sotto di 20 µg P L⁻¹. I corsi d'acqua maggiormente inquinati mostrano invece un andamento piuttosto irregolare delle concentrazioni (ad eccezione del Bardello, in quanto emissario del Lago di Varese), con picchi anche molto superiori al valore medio annuo: nel caso del Boesio, ad esempio, la concentrazione di fosforo ha raggiunto quasi 600 µg P L⁻¹ a settembre (rispetto a una media di circa 250 µg P L⁻¹); analogamente nello Strona si sono misurate concentrazioni superiori a 80 µg P L⁻¹ in alcuni mesi dell'anno (rispetto a un valore medio di circa 50 µg P L⁻¹). Questi dati dimostrano come un monitoraggio su base perlomeno mensile dei tributari, oltre a permettere una miglior stima delle concentrazioni medie e dei carichi, consente di evidenziare situazioni di particolare criticità. La qualità delle acque tributarie infatti, oltre ad essere importante per lo stato del lago nel suo complesso, incide sullo stato delle acque litorali direttamente interessate dagli apporti di corsi d'acqua.

Oltre ai nutrienti algali, altre variabili chimiche possono svolgere un ruolo importante nell'ecologia lacustre: le modificazioni del chimismo infatti, anche per quanto riguarda soluti come calcio, solfati, sodio e cloruri, possono avere ripercussioni sulle caratteristiche complessive delle acque e sulle biocenosi. La disponibilità di dati mensili per i tributari consente di analizzare in dettaglio le variazioni stagionali e a lungo termine di queste variabili e di conseguenza dei loro apporti a lago. A titolo di esempio, in Figura 3.15 sono riportati i *trend* delle concentrazioni di cloruri nel periodo 1984-2016 in alcuni dei tributari del Lago Maggiore.

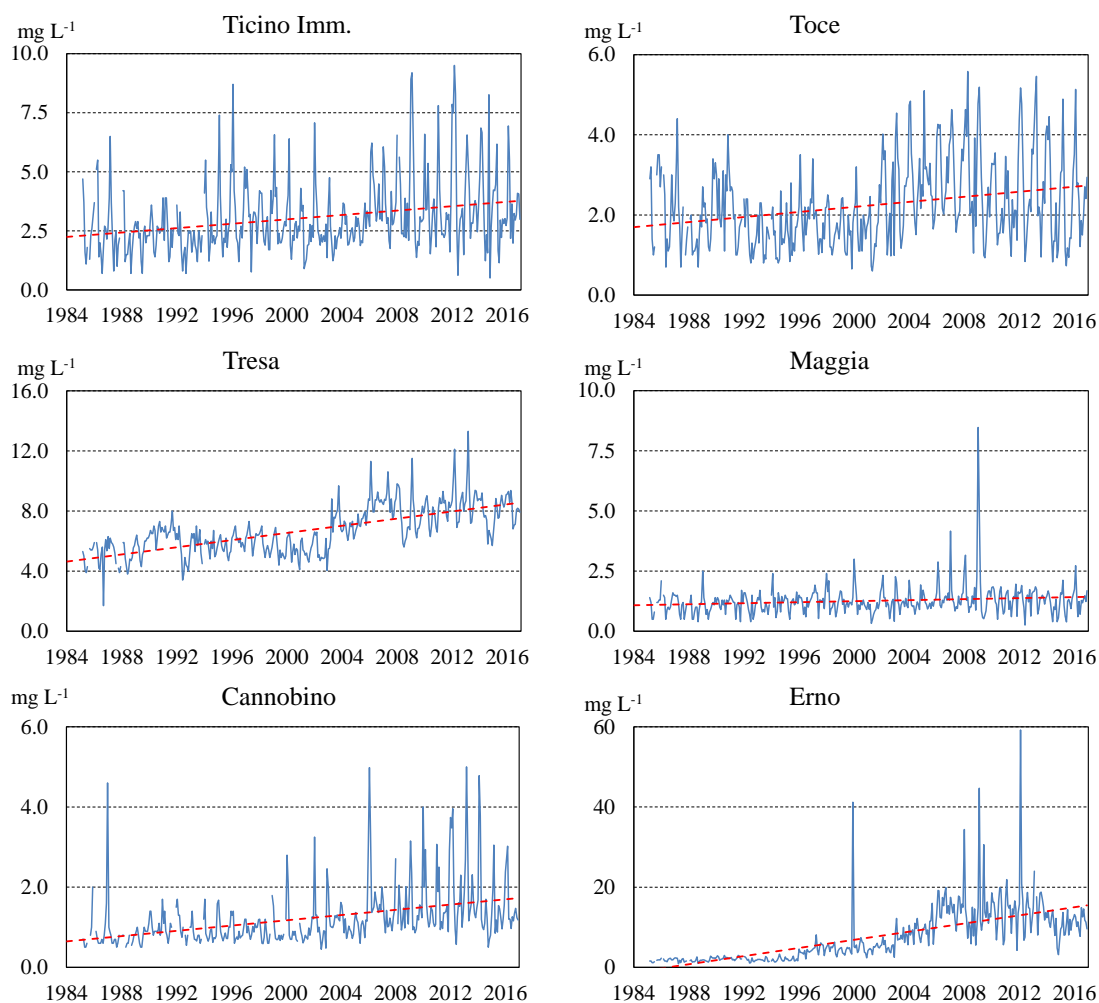


Fig. 3.15 Andamento delle concentrazioni mensili di cloruri in alcuni tributari del Lago maggiore nel periodo 1984-2016.

Alcuni dei tributari più importanti in termini di apporti a lago, come il Toce e il Ticino Immissario, hanno mostrato nel periodo considerato un aumento delle concentrazioni, più marcato a partire dalla metà degli anni 2000. Nei tributari svizzeri Maggia e Verzasca le concentrazioni sono rimaste invece pressoché costanti. L'aumento più marcato è stato riscontrato nel Torrente Erno, in cui le concentrazioni raggiungono valori particolarmente elevati (10-12 mg L⁻¹) rispetto a quelle degli altri tributari. Un aumento evidente ha interessato anche il Torrente Cannobino, caratterizzato da un bacino scarsamente antropizzato. Nel complesso quindi l'aumento dei cloruri nelle acque tributarie ha interessato in maniera generalizzata diversi corsi

d'acqua, indipendentemente dal livello di urbanizzazione del bacino, ad indicare che l'utilizzo del sale (cloruro di sodio) come antigelo nel periodo invernale è la causa principale dell'arricchimento in cloruri (Rogora *et al.*, 2015). Questo aspetto è confermato anche dal fatto che analoghi *trend* sono stati osservati nei corsi d'acqua per quanto riguarda il sodio. Inoltre nella maggior parte dei casi i picchi di concentrazione, sia di sodio che di cloruri, vengono rilevati nei tributari nei mesi invernali (da dicembre a febbraio) (Rogora *et al.*, 2015). È da rilevare come i dati del 2016 abbiano fatto segnare un arresto nel *trend* positivo delle concentrazioni: nel caso di Ticino Immissario, Tresa, Cannobino e Erno infatti, gli ultimi due anni sono stati caratterizzati da una stabilizzazione o da una diminuzione dei valori rispetto al periodo precedente (Fig. 3.15). Questo ha comportato una rapida risposta nelle acque lacustri, in cui le concentrazioni sia di sodio che di cloruri si sono stabilizzate nell'ultimo biennio (Fig. 3.8). Questa recente variazione potrebbe dipendere da un minor utilizzo del sale nel periodo invernale a causa delle temperature miti che hanno caratterizzato gli inverni 2015-16. Il proseguimento del monitoraggio permetterà di confermare questa tendenza e di analizzarne meglio le possibili cause.

3.2.2 Concentrazioni medie areali

Per confrontare il livello qualitativo dei diversi tributari, dai dati 2016 sono state calcolate le concentrazioni medie areali annuali di fosforo e azoto totale, che tengono conto dell'areale drenato dai singoli tributari. I valori per il 2016, raggruppati per aree geografiche (Lombardia, Piemonte e Canton Ticino), sono messi a confronto con quelli dell'ultimo decennio rispettivamente in Fig. 3.16 e 3.17.

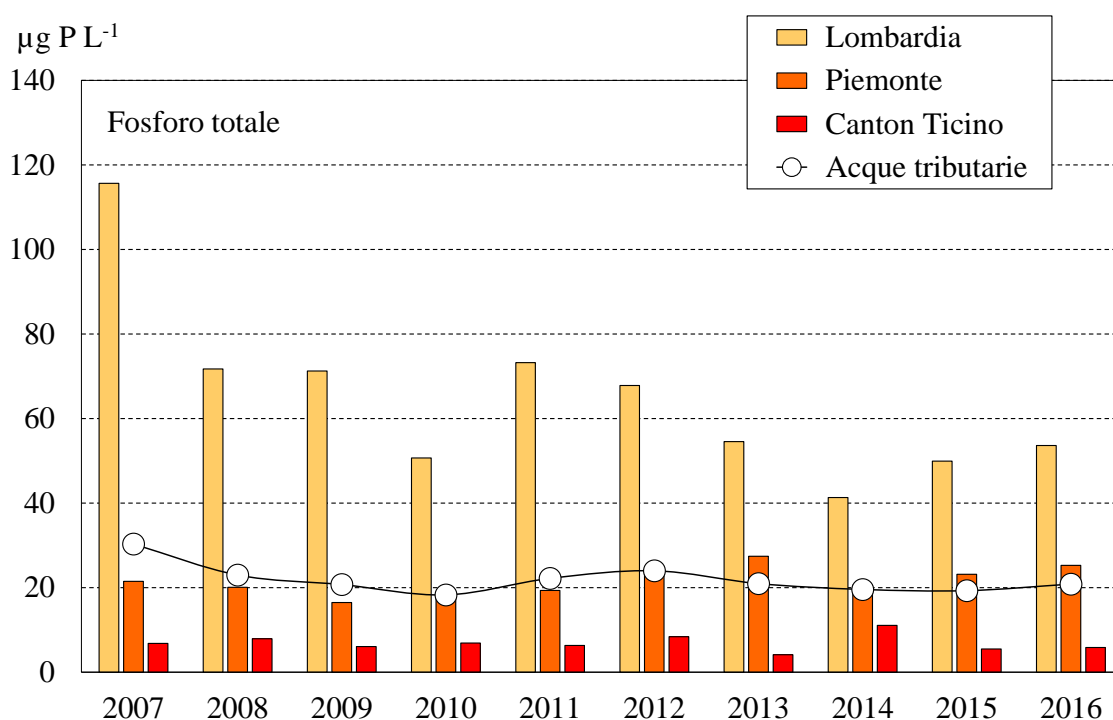


Fig. 3.16 Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2007-2016 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

Per entrambe le variabili non si sono osservate differenze evidenti tra il 2016 e gli anni immediatamente precedenti: le concentrazioni medie areali di fosforo sono rimaste pressoché invariate rispetto al 2015 in tutti e tre gli areali considerati e come totale nelle acque tributarie ($21 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2016 rispetto a $19 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2015 e $21 \mu\text{g P L}^{-1}$ come media del triennio 2013-15). Nel complesso le concentrazioni medie di fosforo sembrano essersi stabilizzate nell'ultimo decennio, attorno a $20 \mu\text{g P L}^{-1}$: i valori dell'areale ticinese sono stabilmente al di sotto di $10 \mu\text{g P L}^{-1}$, quelli dell'areale piemontese oscillano tra 15 e $25 \mu\text{g P L}^{-1}$, mentre rimangono ancora piuttosto elevati quelli dell'areale lombardo (tra 50 e $70 \mu\text{g P L}^{-1}$; Fig. 3.16), pur con una diminuzione evidente rispetto ai valori degli anni 2000-2007 (Rogora *et al.*, 2006a).

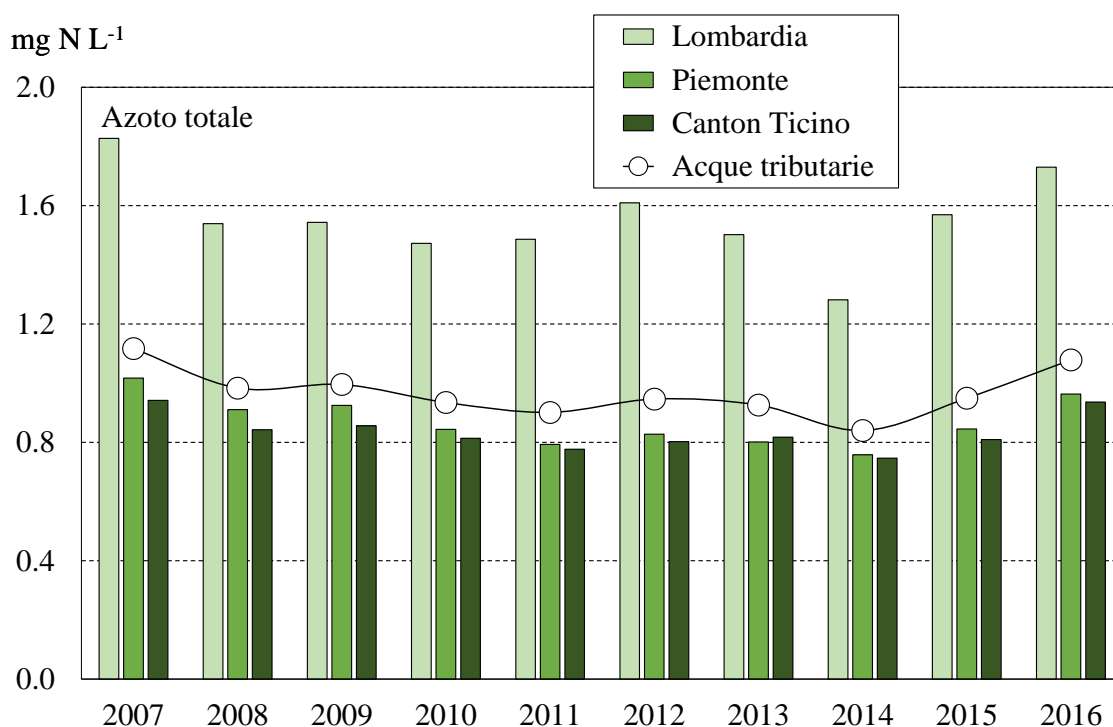


Fig. 3.17 Concentrazioni medie areali annuali di azoto totale nel decennio 2007-2016 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

Le concentrazioni medie di azoto totale presentano anch'esse una certa stabilità (con valori medi per le acque tributarie compresi tra $0,85$ e $1,10 \text{ mg N L}^{-1}$), pur con un lieve aumento nel 2016 rispetto agli anni precedenti ($1,08 \text{ mg N L}^{-1}$ rispetto a $0,91 \text{ mg N L}^{-1}$ come media del triennio 2013-15; Fig. 3.17). Le differenze nel caso di questa variabile si osservano tra gli areali ticinese e piemontese da un lato ($0,94$ - $0,96 \text{ mg N L}^{-1}$) e quello lombardo dall'altro ($1,73 \text{ mg N L}^{-1}$ nel 2016). Questa differenza è presente anche per quanto riguarda le concentrazioni delle diverse forme di azoto, in particolare quello organico (concentrazioni circa doppie nell'areale lombardo rispetto a quelli ticinese e piemontese). I dati nel loro complesso confermano quindi le differenze tra le caratteristiche qualitative dei tributari già evidenziate negli anni precedenti, in particolare per quanto riguarda il fosforo. Pur con queste differenze, si può affermare

che lo stato qualitativo delle acque tributarie è complessivamente buono e abbastanza stabile nel tempo.

3.2.3 Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi delle diverse forme di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai tributari e quelli in uscita attraverso il Ticino emissario per l'anno 2016 sono riportati in Tab. 3.4.

Per quanto riguarda il contributo dai diversi tributari, i carichi di azoto totale più importanti nel 2016 sono stati quelli derivanti da Toce e Strona (complessivamente 1865 t N a⁻¹ pari a circa il 29% del totale), seguiti da Ticino Immissario (circa 1620 t N a⁻¹; 25% del totale), Maggia (1011 t N a⁻¹; 16%) e Tresa (872 t N a⁻¹; 13%). Un discorso analogo può essere fatto per l'azoto nitrico, per il quale questi tributari apportano insieme più dell'80% del totale. Per quanto riguarda azoto ammoniacale ed organico, i dati risentono in misura maggiore del livello di contaminazione delle acque da scarichi non sufficientemente depurati: i carichi di questi elementi sono infatti abbastanza importanti per Boesio e soprattutto Bardello (rispettivamente 2 e 11 t N a⁻¹ per l'azoto ammoniacale e 11 e 61 t N a⁻¹ per l'azoto organico). Per il fosforo totale i carichi maggiori provengono dal Toce, comprensivo dello Strona (51 t P a⁻¹, pari a quasi il 50% del totale); apporti abbastanza importanti vengono anche dal Tresa (20 t P a⁻¹; 25% del totale), e Ticino Immissario (11 t P a⁻¹; 14%). I carichi veicolati dagli altri tributari sono compresi tra valori inferiori a 1 t P a⁻¹ (Cannobino, San Giovanni, San Bernardino, Erno, Vevera) e 8 t P a⁻¹ del Bardello. Questo tributario, insieme al Boesio (3,5 t P a⁻¹) apporta al lago il 14% dei carichi complessivi di fosforo, un contributo importante considerata la portata limitata di questi corsi d'acqua.

Rispetto al 2015, le variazioni più importanti in termini di carichi hanno riguardato il Ticino Immissario, con una diminuzione da 17 a 11 t P a⁻¹, il Toce (da 49 a 40 t P a⁻¹) e la Maggia (da 9 a 5 t P a⁻¹). Queste diminuzioni sono state in parte controbilanciate dagli aumentati apporti dello Strona (da 7 a 11 t P a⁻¹) e del Bardello (da 5 a 8 t P a⁻¹). I carichi veicolati dal Tresa e dal Boesio sono rimasti pressoché invariati rispetto all'anno precedente. Nel complesso i carichi veicolati a lago dai tributari sono diminuiti rispetto all'anno precedente, passando da 117 a 104 t P a⁻¹.

Per quanto riguarda l'azoto totale, si è osservato un leggero aumento degli apporti complessivi, passati da 6032 t N a⁻¹ nel 2015 a 6498 t N a⁻¹ nel 2016, prevalentemente attribuibile al nitrato. L'aumento ha interessato in particolar modo il Cannobino, con carichi di azoto totale passati da 70 t N a⁻¹ nel 2015 a 119 t N a⁻¹, il San Bernardino (da 154 a 243 t N a⁻¹), Vevera (da 42 a 67 t N a⁻¹) e Bardello (da 95 a 170 t N a⁻¹). Per quest'ultimo corso d'acqua ad aumentare sono stati soprattutto i carichi di azoto organico (da 20 a 61 t N a⁻¹).

Sono invece diminuiti rispetto al 2015 i carichi di azoto totale, organico ed ammoniacale veicolati dal Boesio (da 141 a 80 t N a⁻¹, da 19 a 11 t N a⁻¹ e da 7 a 2 t N a⁻¹ rispettivamente).

I carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario sono risultati simili a quelli calcolati per il 2015, con un leggero aumento nel caso del fosforo totale (82 t P a⁻¹ nel 2016 rispetto a 74 t P a⁻¹ nel 2015) ed una diminuzione per i composti dell'azoto (6142 t N a⁻¹ come azoto totale nel 2016 rispetto a 7202 t N a⁻¹ nel 2015).

Tab. 3.4 Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali ed uscite attraverso l'emissario per il 2016.

	NH ₄	NO ₃	N _{org}	TN	TP
Ticino Immissario ^(a)	23	1428	170	1620	11
Maggia ^(b)	21	845	145	1011	4.9
Verzasca ^(b)	4.9	204	33	242	1.1
Cannobino ^(a)	2.4	97	20	119	0.7
San Giovanni ^(a)	1.6	70	9.0	81	0.6
San Bernardino ^(a)	8.3	206	29	243	0.9
Toce Ossola ^(a)	89	1133	179	1400	40
Strona ^(a)	35	374	55	465	11
Erno (a)	0.3	46	6	53	0.7
Vevera (b)	1.0	61	5	67	0.5
Bardello (a)	11	99	61	170	8
Boesio (a)	2.1	67	11	80	3.5
Tresa (a)	59	628	184	872	20
Giona (b)	1.3	68	7	75	1.4
Totale	260	5325	913	6498	104
Ticino emissario ^(a)	133	4567	1443	6142	82

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

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

I bilanci complessivi per azoto e fosforo totale sono stati calcolati per il 2016 e riportati rispettivamente nelle Tab. 3.5 e 3.6 a confronto con i valori dell'ultimo decennio. Per ogni anno vengono riportate la somma degli apporti dai tributari campionati, 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 persona e considerando la popolazione residente nel bacino). Inoltre, nel caso dell'azoto, viene considerato anche il contributo dovuto alle precipitazioni sullo specchio lacustre, calcolato in base alle concentrazioni di azoto nelle deposizioni atmosferiche monitorate nella stazione di Pallanza ed ai volumi di precipitazione. Vengono infine riportate le uscite attraverso l'emissario e la ritenzione percentuale a lago calcolata dalle differenza tra il totale degli apporti e le uscite.

I carichi atmosferici di azoto sono andati diminuendo nell'areale del Lago Maggiore, soprattutto nel periodo recente, passando da 25-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ negli anni '80 e '90 (valori medi come somma di ammonio e nitrati della stazione di Pallanza) agli attuali 15-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Rogora *et al.*, 2016b). Questo trend è da attribuire alla riduzione delle emissioni in atmosfera dei composti dell'azoto, principalmente degli NO_x. Le emissioni di NH₃, legate soprattutto al settore agricolo e zootecnico, non sono variate invece in modo significativo negli ultimi decenni (Romano *et al.*, 2014); di conseguenza nelle deposizioni atmosferiche si osserva una diminuzione soprattutto del nitrato e una sempre maggior importanza relativa dell'ammonio rispetto al nitrato (Rogora *et al.*, 2016b). La recente diminuzione degli apporti atmosferici di azoto è la principale causa del calo nelle concentrazioni di nitrati osservato nelle acque del Lago Maggiore, discusso nel paragrafo 3.1.3. Nel 2016 le precipitazioni atmosferiche sul lago hanno fatto segnare un aumento rispetto agli anni precedenti (549 rispetto 450-500 t N a⁻¹), a causa di concentrazioni abbastanza elevate dei composti dell'azoto nelle deposizioni dell'ultimo anno. Analogamente gli apporti dai tributari campionati (6500 t N a⁻¹), dall'areale non campionato (557 t N a⁻¹) e il totale degli apporti (8300 t N a⁻¹) sono stati leggermente più elevati nel 2016 rispetto al 2015, ma comunque inferiori alla maggior parte dei valori registrati nell'ultimo decennio (Tab. 3.5).

Tab. 3.5 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2007-2016 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16
Tributari campionati	5800	8300	8200	7700	7400	7300	7900	9300	6000	6500
Areale non campionato	497	711	703	660	634	626	677	797	514	557
Totale bacino emerso	6300	9000	8900	8400	8000	7900	8600	10100	6500	7100
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	380	540	505	480	309	472	498	465	420	549
Totale apporti	7400	10200	10100	9600	9000	9100	9800	11300	7600	8300
Uscite da emissario	5500	8200	9309	8403	7447	7809	8484	10497	7202	6142
Ritenzione in lago	25,7	19,6	7,8	12,5	17,3	14,2	13,4	7,1	5,2	26,0

Nell'ultimo decennio i carichi di fosforo sono rimasti abbastanza stabili, attorno a 200 t P a⁻¹, pur presentando un'elevata variabilità interannuale. Poiché non si è verificato un aumento degli apporti nel periodo recente, l'aumento delle concentrazioni a lago osservato a partire dal 2012 (paragrafo 3.1.3) è da attribuire a fattori meteo-climatici che a loro volta condizionano le dinamiche di mescolamento e l'accumulo di nutrienti nelle acque ipolimniche (Rogora *et al.*, *submitted*). Nel 2016 il carico complessivo è stato pari a 171 t P a⁻¹, il valore più basso dell'ultimo decennio e sensibilmente inferiore ai valori degli anni '80 e '90 (Rogora *et al.*, 2016a). Questa differenza è principalmente dovuta ai carichi più bassi di Toce, Ticino Immissario e

Maggia rispetto agli anni precedenti e conferma come gli apporti dal bacino non siano in aumento bensì stabili o in leggera diminuzione.

Tab. 3.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2007-2016 del fosforo totale (t P a⁻¹).

	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16
Tributari campionati	117	161	127	125	154	178	159	185	117	104
Areale non campionato	10	14	11	11	13	15	14	16	10	9
Totale bacino emerso	127	175	138	136	168	194	173	201	127	113
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
Totale apporti	185	233	196	194	226	252	231	259	185	171
Uscite da emissario	66	116	103	108	104	105	83	135	74	82
Ritenzione in lago	64%	50%	47%	44%	54%	58%	64%	48%	60%	52%

In tabella 3.7 sono riportati i contributi areali annuali 2016 dei composti dell'azoto e del fosforo totale per i tributari del Lago Maggiore e per il Ticino emissario. I contributi areali considerano il territorio drenato dai singoli tributari e permettono un miglior confronto tra questi ultimi in termini qualitativi rispetto ai valori assoluti dei carichi. I contributi areali più elevati sono quelli del Boesio, sia per quanto riguarda il fosforo (0,077 g P m⁻² a⁻¹) che i composti dell'azoto (es. 1,753 g N m⁻² a⁻¹ per l'azoto totale). Nel 2016 sono risultati piuttosto elevati anche i contributi areali dell'Erno (0,029 g P m⁻² a⁻¹ per il fosforo e 1,788 g N m⁻² a⁻¹ per l'azoto totale), corso d'acqua caratterizzato da un bacino di piccole dimensioni (26 km²). Valori abbastanza elevati caratterizzano anche le acque del Bardello (es. 0,081 g N m⁻² a⁻¹ per l'azoto ammoniacale, 0,451 g N m⁻² a⁻¹ per l'azoto organico e 0,059 g P m⁻² a⁻¹ per il fosforo totale). La maggior parte dei tributari rispettano l'obiettivo di qualità che può essere fissato in un contributo areale massimo di fosforo pari a 0,02 g P m⁻² a⁻¹; oltre ai già citati Bardello, Boesio e Erno, superano tale limite, anche se di poco, Toce, Tresa e Giona.

I contributi areali di fosforo totale e azoto totale calcolati per il 2016 sono messi a confronto con quelli del triennio 2013-2015 in figura 3.18 e 3.19 rispettivamente.

Nel caso del fosforo totale, i contributi areali nel 2016 sono stati inferiori rispetto al triennio precedente per tutti i tributari, in misura accentuata per Boesio (0,080 g P m⁻² a⁻¹ rispetto a 0,136 g P m⁻² a⁻¹, pari a -43%) e San Giovanni (0,010 rispetto a 0,029 g P m⁻² a⁻¹; -69%). Fa eccezione a questa tendenza lo Strona, con un contributo areale di 0,050 g P m⁻² a⁻¹ nel 2016 rispetto a 0,038 g P m⁻² a⁻¹ nel triennio precedente. Per quanto riguarda l'azoto totale si osserva un andamento diverso a seconda dei tributari, con una diminuzione marcata nel caso del Boesio (1,750 g N m⁻² a⁻¹ nel 2016 rispetto a 2,907 g N m⁻² a⁻¹; -40%) e dell'ordine del 30-40% per Tresa e San Giovanni; sono invece aumentati i contributi areali per il Torrente Vevera (4,140 rispetto a 1,733 g N m⁻² a⁻¹). Negli altri tributari le differenze evidenziate sono state minime, indicando una sostanziale stabilità dei contributi areali. Una diminuzione dei contributi areali del Boesio si è verificata anche per azoto ammoniacale (0,046 nel 2016 rispetto a 0,161 g N m⁻² a⁻¹) ed organico (0,051 rispetto a 0,234 g N m⁻² a⁻¹). E' necessario ricordare che

sui dati medi del triennio 2013-2015 pesa in modo considerevole il valore particolarmente elevato dei carichi, e conseguentemente dei contributi areali, del 2014 (Rogora *et al.*, 2016a)

Tab. 3.7 Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati e dall'emissario nel 2016.

	NH ₄	NO ₃	Norg	TN	TP
Ticino Immissario	0.014	0.883	0.105	1.002	0.007
Maggia	0.023	0.913	0.157	1.092	0.005
Verzasca	0.021	0.863	0.140	1.024	0.005
Cannobino	0.021	0.879	0.182	1.082	0.007
San Giovanni	0.026	1.153	0.148	1.327	0.010
San Bernardino	0.063	1.571	0.220	1.854	0.007
Toce Ossola	0.050	0.640	0.101	0.791	0.023
Strona	0.157	1.676	0.248	2.081	0.049
Erno	0.012	1.788	0.237	2.037	0.029
Vevera	0.046	2.922	0.234	3.201	0.022
Bardello	0.081	0.734	0.451	1.266	0.059
Boesio	0.046	1.467	0.240	1.753	0.077
Tresa	0.079	0.833	0.244	1.156	0.027
Giona	0.027	1.356	0.131	1.514	0.028
Totale campionati	0.044	0.905	0.155	1.105	0.018
Ticino emissario	0.020	0.692	0.219	0.931	0.012

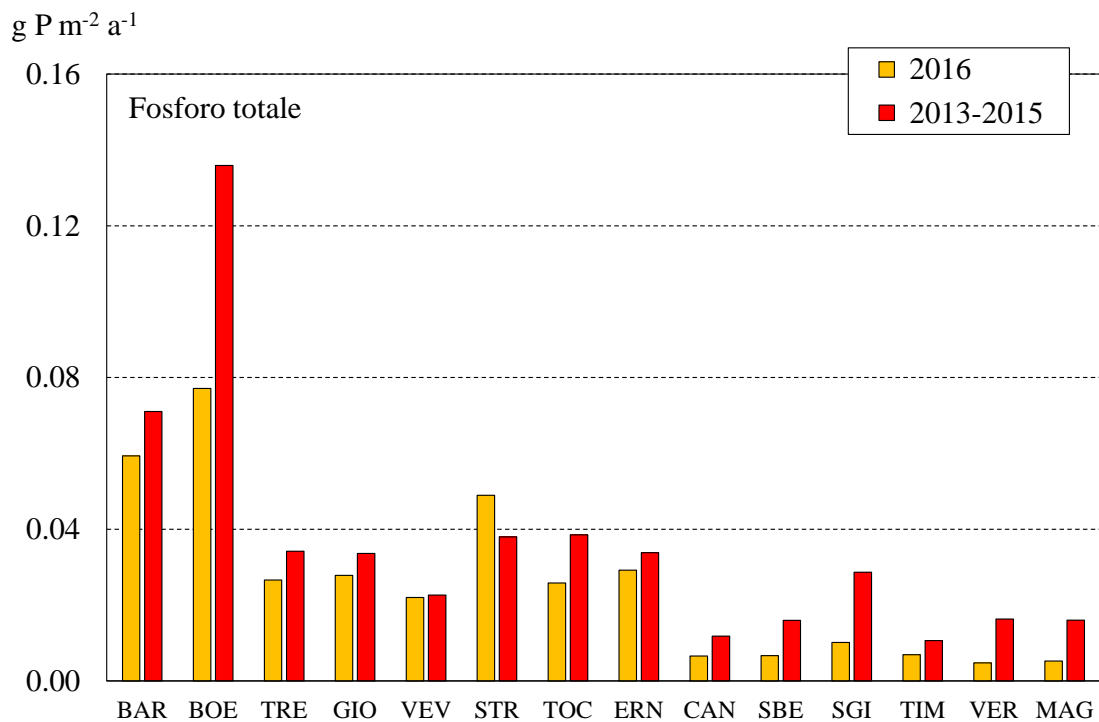


Fig. 3.18 Contributi areali di fosforo totale dai singoli tributari nel 2016 a confronto con il triennio 2013-2015.

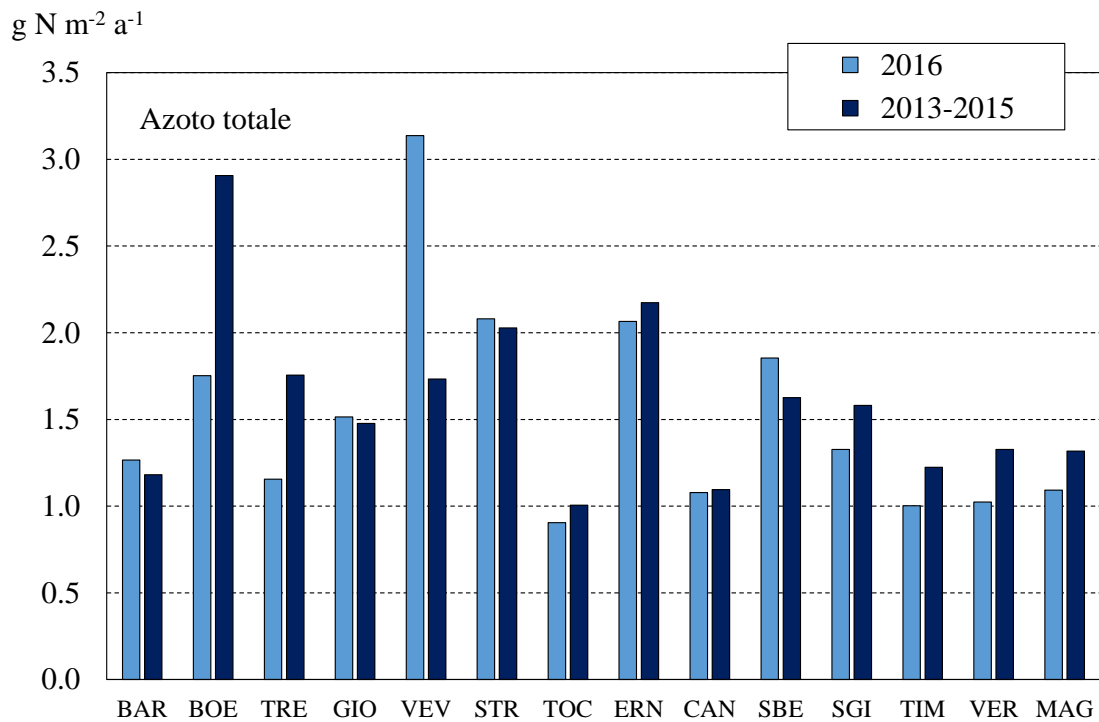


Fig. 3.19 Contributi areali di azoto totale dai singoli tributari dai singoli tributari nel 2016 a confronto con il triennio 2013-2015.

Sia i valori dei carichi che dei contributi areali indicano complessivamente una buona situazione per le acque tributarie. I livelli di nutrienti rimangono elevati e indicativi di immissioni da scarichi non sufficientemente depurati nel caso di pochi tributari, nello specifico Boesio, Bardello e Strona. La disponibilità di dati su base mensile consente di evidenziare l'elevata variabilità delle concentrazioni che, se da un lato dipende da fattori idrologici, dall'altro evidenzia situazioni di contaminazione delle acque in determinati momenti dell'anno. Il controllo delle acque tributarie, oltre che ai fini della qualità del lago nel suo complesso, è importante anche per valutare possibili impatti sulle aree litorali. Questo riguarda non solo i nutrienti, ma anche la temperatura delle acque immissarie e il contenuto in soluti.

Bibliografia

- Romano D., A. Bernetti, R.D. Córdor, R. De Lauretis, E. Di Cristofaro, F. Lena, A. Gagna, B. Gonella, M. Pantaleoni, E. Pesci, E. Taurino & M. Vitullo. 2014. Italian Emission Inventory 1990-2012. Informative Inventory Report. Rome, Institute for Environmental Protection and Research (2014): 157 pp.
- Rogora, M., S. Arisci, A. Marchetto. 2012. The role of nitrogen deposition in the recent nitrate decline in lakes and rivers in Northern Italy. *Science of the Total Environment* 417-418C: 219-228.
- 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., P. Giacomotti, A. Orrù, G.A. Tartari. 2016a. Evoluzione stagionale e a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore e bilancio dei nutrienti a lago (azoto e fosforo). In: CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. Sede di Verbania. 2016. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013 – 2015. Campagna 2015 e Rapporto triennale 2013-2015. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 59-83.
- Rogora M., L. Colombo, A. Marchetto, R. Mosello, S. Steingruber. 2016b. 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, F. Lepori, R. Mosello, M. Patelli, N. Salmaso. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia* (submitted).

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

Giuseppe Morabito e Martina Austoni

4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Dall'anno 2016, lo schema dei campionamenti per il fitoplancton è stato modificato rispetto agli anni precedenti, mantenendo comunque la serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 12 gennaio ed il 20 dicembre, sopralluoghi con prelevamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con frequenza mensile per l'intero anno.

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 2016 è stato di 96 unità, valore diminuito rispetto ai 107 del 2015 e 117 *taxa* del 2013 ma in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti.

Nel 2016 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 42 come per l'anno precedente, ma inferiore all'anno 2013 che rappresentò il valore massimo assoluto dal 1981 con 54 unità.

Al contrario, 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 2015, attestandosi sul valore di 40 specie, valore comunque assolutamente confrontabile con i numeri registrati nel decennio precedente. 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.

Le classi con il maggior numero di *taxa* sono state diatomee e cianobatteri, presenti, rispettivamente, con 28 e 23 unità tassonomiche, seguite dalle cloroficee (21). Quest'ultima classe è diminuita rispetto al 2013 di 6 unità: da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, sebbene i rapporti reciproci di importanza, come numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 10 unità, le criptoficee e le dinoficee, che con 9 e 5 unità tassonomiche rispettivamente, 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 contrariamente alle altre classi che hanno visto una significativa riduzione per alcuni gruppi. Più

dettagliatamente rispetto al 2015, le diatomee sono diminuite di 6 unità, le cianofite di 2, le clorofite di 1 unità mentre le crisofite di 2 unità.

La successione stagionale si è svolta, nel 2016, con una dinamica, in linea generale, simile a quella osservata negli ultimi anni: infatti, anche il 2016 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).

L’anno 2016 come l’anno precedente, è stato caratterizzato da una costante e massiccia presenza di diatomee, nello specifico di *Fragilaria crotonensis*, largamente dominante da gennaio a ottobre (nel 2015 da marzo a settembre), cui si sono unite *Asterionella formosa* e *Synedra acus*. Queste ultime due specie sono presenti rispettivamente da gennaio a maggio e da luglio a settembre.

Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato (Fig. 4.1), come di consueto, i gruppi dominanti, sebbene, in estate, un contributo significativo sia venuto anche dai dinoflagellati con *Ceratium hirundinella*. Accanto a queste, merita una segnalazione la fioritura di Oscillatoriales, rappresentata per la maggior parte dai generi *Pseudoanabaena* spp. e *Geitlerinema* spp., che ha raggiunto valori di biomassa superiori ai $1485 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ nel mese di settembre: tale fioritura, seppure di breve durata, rappresenta una novità per la dinamica del Lago Maggiore.

Lo sviluppo dei popolamenti algali ha avuto inizio, nel 2016, già dal mese di gennaio con *Fragilaria crotonensis*. Insieme con questa specie, la successione primaverile vede anche la dominanza di *Asterionella formosa* e *Melosira varians*. Verso la metà di marzo abbiamo un primo picco di diatomee, ascrivibile a *Fragilaria crotonensis* unitamente ad *Asterionella formosa* e *Melosira varians*: queste ultime due declinano tra aprile e maggio, lasciando spazio a *Fragilaria crotonensis*, che si mantiene largamente dominante fino a luglio e, pur riducendosi, rimane importante anche nei mesi di agosto e settembre. Tra le diatomee centriche si osserva lo sviluppo di *Stephanodiscus alpinus* nel mese di maggio, che occupa la nicchia funzionale solitamente occupata da *Cyclotella*: la sostituzione di queste due centriche non è un segnale positivo in termini di qualità ecologica, in quanto *Stephanodiscus*, rispetto a *Cyclotella*, è solitamente indicatore di acque a maggiore trofia. Tuttavia anche *Cyclotella comensis* e *C. comensis* morf. *minima* sono rappresentate durante l’anno con picchi nella stagione estiva.

La prima fase di crescita delle diatomee è risultata, nel 2016 e come nell’anno precedente, anticipata rispetto agli anni passati, probabilmente anche a seguito di condizioni meteorologiche particolarmente favorevoli. Sulla dinamica del popolamento a diatomee è rilevante sottolineare come la concausa di questa costante dominanza nel 2016 potrebbe essere dovuta, ancora una volta, a eventi meteorologici eccezionali. Il capitolo del presente rapporto dedicato all’andamento delle precipitazioni, ha messo in evidenza come il mese di febbraio sia stato caratterizzato da una piovosità eccezionale rispetto alla media pluriennale. Totali mensili elevati di precipitazione sono stati registrati anche da aprile a giugno.

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 Maggiore di natura silicea. Questo elemento, 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). Da rilevare la totale assenza di *Tabellaria flocculosa*, ormai pressochè 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, è a partire dal 2012, che si riscontra la drastica riduzione di *Tabellaria flocculosa*, specie fortemente silicizzata e di grandi dimensioni, che necessita di un intenso mescolamento per rimanere in sospensione negli strati d'acqua illuminati. A questo riguardo, è interessante osservare che, a partire dal 2013, lo strato d'acqua che, nel periodo invernale, va incontro a rimescolamento, non ha più superato i 100 metri di profondità.

Le Cryptophyta danno un contributo durante tutto l'anno con *Plagioselmis nannoplanctica* e con *Cryptomonas ovata* durante il periodo estivo autunnale. Tra le Crysophyceae la presenza più significativa, durante l'intero anno, è quella di *Chrysochromulina parva*. L'importanza delle Chlorophyceae risulta drasticamente ridotta: in pratica, delle 21 specie rinvenute solo il genere *Closterium* contribuisce, occasionalmente, con biomasse degne di nota. La serie dei dati relativi alla concentrazione della clorofilla a mostra i valori decisamente più alti nel corso di tutto l'anno rispetto agli anni precedenti, con valori simili a quelli riscontrati negli anni '80. La clorofilla *a* media è risultata essere di 5,0 µg l⁻¹ con il massimo assoluto registrato il 19 settembre (23,4 µg l⁻¹).

La crescita dei cianobatteri, ridotta durante la fase di fioritura delle diatomee, ha avuto il suo massimo sviluppo nella tarda estate, favorita anche dal mantenersi di temperature elevate e di condizioni climatiche favorevoli (Fig. 4.1): al gruppo appartengono le Oscillatoriales del complesso *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore, seppur in quantità più ridotte nel 2016, unitamente a *Aphanizomenon flos-aquae* e *Tychonema bourellyi* mentre i generi *Geitlerinema* e *Pseudoanabaena*, acquistano importanza significativa. Risultano trascurabili le Chroococcales di piccole dimensioni come si è potuto osservare da qualche anno a questa parte.

Dolichospermum lemmermannii protagonista di estese fioriture nel passato recente, si è presentata timidamente anche nel 2016: presente già dai primi di luglio, ha il suo massimo sviluppo, peraltro alquanto modesto in valore assoluto, proprio nel mese di luglio anziché nel periodo tardo estivo.

I dati del 2016 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 sembrano confermare una tendenza verso un peggioramento qualitativo delle acque lacustri. 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. Nel 2016 si conferma la riduzione, già in atto da alcuni anni, delle Chroococcales (cianobatteri di piccole dimensioni). 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 una loro riduzione potrebbe indicare una tendenza opposta. Questo fatto, insieme alla

comparsa di due specie di *Stephanodiscus*, organismi indicatori di acque eutrofe (Reynolds *et al.*, 2002), tra le alghe dominanti, potrebbe indicare un peggioramento qualitativo delle acque lacustri.

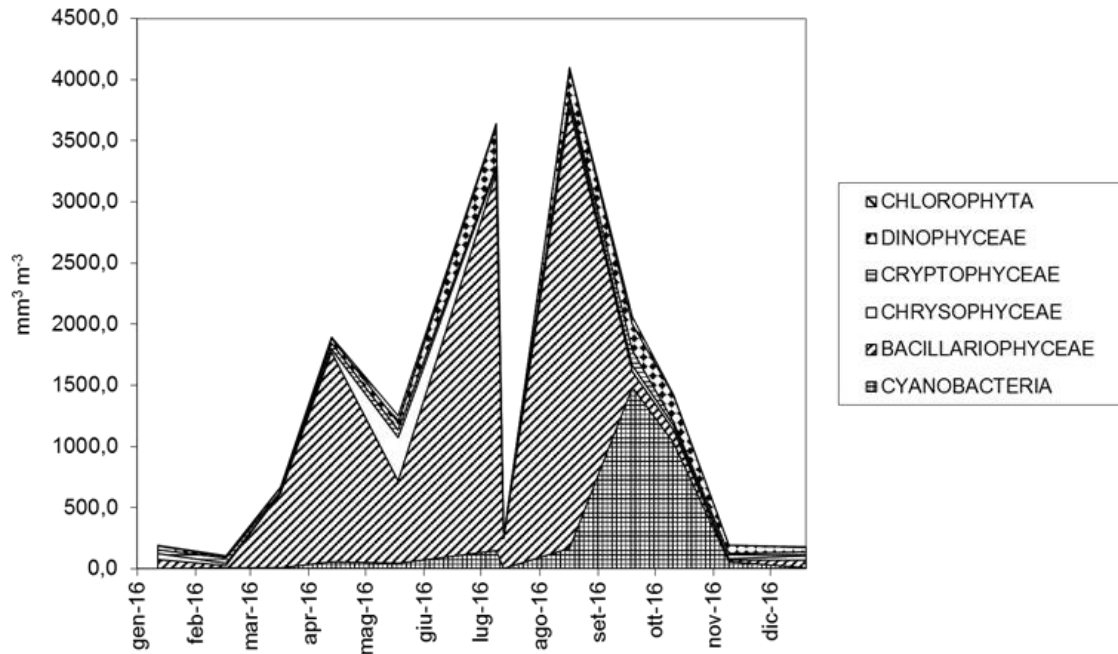


Fig. 4.1. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2016.

Un'eventuale tendenza in questo senso potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton.

4.1.1 Variazioni della biomassa algale

Dal 1981, cioè dall'inizio del processo di oligotrofizzazione del Lago Maggiore si è osservata una diminuzione costante dei valori medi annui del biovolume complessivo del fitoplancton e della concentrazione della clorofilla *a*: nel 2004 questi parametri avevano mostrato un leggero aumento rispetto al 2003, ma nel 2005 si era osservato un nuovo decremento di entrambi i parametri, particolarmente evidente a carico del biovolume, che aveva raggiunto il valore minimo storico (dal 1981) con $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$. Nel 2016 il biovolume medio annuo è diminuito ancora rispetto al 2015 passando dai $1,4 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$ ai $1,3 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, a fronte, però, di un aumento della concentrazione media annua della clorofilla *a*, che è stata pari a $5,0 \mu\text{g l}^{-1}$ contro i $2,5$ del 2015. Sull'aumento di questo valore hanno inciso, in modo particolare le fioriture estive dei cianobatteri, in occasione delle quali sono state misurate concentrazioni di clorofilla *a* prossime o superiori a $20 \mu\text{g l}^{-1}$.

Come detto in precedenza, il 2016 è stato un anno caratterizzato dalla presenza costante e quasi esclusiva delle diatomee, di conseguenza la successione delle specie di diatomee riflette quasi esattamente la successione stagionale del fitoplancton.

Nel 2016 anche la fase di successione primaverile delle diatomee ha mostrato alcune differenze rispetto al passato: è completamente assente *Tabellaria flocculosa*, a vantaggio di *Fragilaria crotonensis* largamente presente durante l'intero anno (Fig. 4.2).

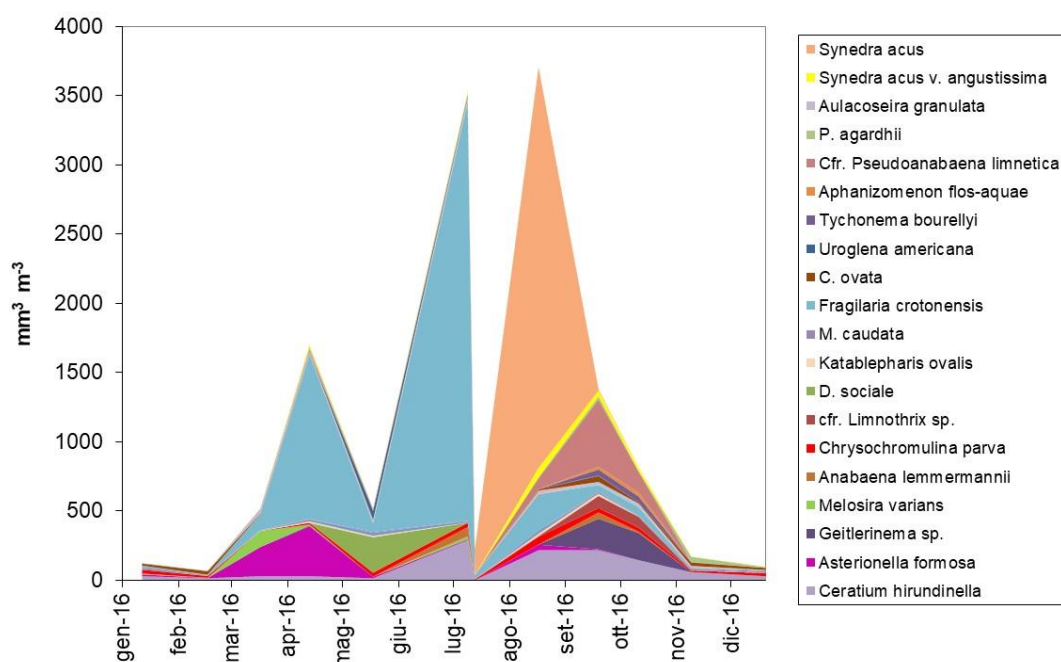


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significative per il 2016.

Oltre a *Fragilaria crotonensis*, il popolamento a diatomee è stato caratterizzato dalla dominanza di *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians*, il genere *Synedra* e in minor misura dalle centriche nei mesi primaverili ed estivi. *Asterionella formosa* è presente nei mesi da gennaio ad aprile unitamente al genere *Aulacoseira* ed a *Melosira varians*, mentre *Diatoma tenuis* ha notevolmente ridotto la sua importanza e il genere *Synedra* compare dal mese di giugno fine alla fine dell'anno. La fase autunnale della successione vede nuovamente la dominanza di *Fragilaria crotonensis* e *Synedra acus* unitamente a diatomee centriche quali *Cyclotella gabriuscula* e *C. comensis*.

Per quanto riguarda gli altri gruppi algali, i cianobatteri raggiungono uno sviluppo degno di nota solo tra settembre ed ottobre, con il contributo di numerose specie, tra cui le Oscillatoriales come *Tychonema bourrellyi*, *Planktothrix rubescens/agardhii*, *Anabaena lemmermannii*, *Pseudoanabaena* spp. e *Geitlerinema* cfr. *acutissimum*. Interessante la riduzione della presenza di *Aphanizomenon flos-aquae*. Questa specie, sebbene sempre presente tra i cianobatteri quantitativamente significativi, tuttavia non è mai stata dominante se non nel 2002. Anche il complesso *Plankthorix agardhii/rubescens* da sempre ben rappresentato nel Lago Maggiore sembra essere diminuito nel corso nel 2016. Particolarmente interessante è stata la fioritura di Oscillatoriales nel mese di settembre composta prevalentemente dai generi *Pseudonabaena* e *Geitlerinema* unitamente a *Planktolyngbya*. La loro prevalenza potrebbe essere spiegata dall'elevata tolleranza per le temperature alte Pearl (1988). Probabilmente anche le preferenze trofiche di queste specie sono da tenere in considerazione. Infatti, la letteratura scientifica descrive il genere *Pseudoanabaena* come una specie tipica di ambienti eutrofi Reynolds *et al.* (2002) e particolarmente sensibile alla carenza di fosforo, anche se uno studio comparato sul fitoplancton dei laghi profondi italiani Salmaso *et al.* (2003) ha leggermente corretto precedenti indicazioni sulle preferenze trofiche di questo cianobatterio, associandolo più tipicamente ai bacini meso-eutrofi.

Le Cryptophyta hanno contribuito con la solita *Plagioelmis nannoplanctica*, presente lungo l'arco dell'intero anno e con *Cryptomonas ovata* (Fig. 4.2). Importante anche *Katablepharis ovalis* durante tutto l'anno.

La presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata decisamente modesta: 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, insieme a *Dinobryon sociale*.

Per quanto riguarda l'importanza delle Chlorophyta si è scritto in precedenza della loro diminuzione sia in termini di biomassa che di numero di specie che va a ridursi. Da notare la quasi totale assenza di *Mougeotia* sp. che in precedenza aveva dato luogo anche ad una imponente fioritura nel 2011 e di quanto ancora abbia condizionato la dinamica del fitoplancton nel corso del 2015.

In conclusione, possiamo osservare che anche i dati raccolti nel 2016 hanno messo in evidenza importanti segnali di cambiamento nei popolamenti fitoplanctonici, in parte confermando quanto emerso nel corso del triennio precedente, in parte mostrando fenomeni nuovi.

Quanto osservato, può essere interpretato anche come un'indicazione degli effetti dei cambiamenti climatici in atto, rispetto ai quali i cambiamenti delle associazioni fitoplanctoniche possono essere validi indicatori.

Bibliografia

- 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.
- 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.
- 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 E *BARCODING* MOLECOLARE PER L'IDENTIFICAZIONE TASSONOMICA MEDIANTE SEQUENZE DI DNA

Roberta Piscia, Alessia Arpaia, Diego Fontaneto, Marina Manca

5.1. Popolamento zooplanctonico e analisi degli isotopi stabili

Al fine di aggiornare e arricchire con nuove informazioni la serie storica di dati riguardanti il popolamento zooplanctonico pelagico, i campioni sono stati prelevati nel corso del 2016, come previsto, con frequenza mensile presso il sito storico di campionamento, situato a centro lago lungo il transetto Ghiffa-Caldé e corrispondente alla zona di massima profondità. I campioni sono stati raccolti con due campionatori di plancton di Clarke-Bumpus armati con reti a maglie di 76 μ m e 126 μ m di luce, trascinati lungo una traiettoria sinusoidale nello strato 0-50 m del pelago lacustre. In aggiunta, al fine di acquisire informazioni riguardanti la tendenza dei diversi taxa zooplanctonici ad occupare zone più o meno profonde della colonna d'acqua sono stati prelevati anche dei campioni nello strato 0-20m applicando la stessa metodica sopra descritta. Anche questi ultimi sono stati raccolti con frequenza mensile ma solo nel periodo di stratificazione delle acque del lago (giugno-ottobre). Tutti i campioni, fissati direttamente in barca con etanolo al 96%, sono stati analizzati al microscopio per l'identificazione dei singoli *taxa*, per la determinazione della densità di popolazione e per la stima della biomassa. Inoltre, nel periodo di stratificazione sono stati raccolti anche campioni di organismi crostacei appartenenti al popolamento zooplanctonico pelagico, tramite retinate verticali nello strato 0-50m, con retini a maglie di 450 μ m e 850 μ m di luce. Tali campioni sono stati conservati a -18°C e successivamente opportunamente trattati e inviati al laboratorio G. G. Hatch, per la determinazione del *fingerprint* isotopico di carbonio ($\delta^{13}\text{C}\text{‰}$) e azoto ($\delta^{15}\text{N}\text{‰}$) nei singoli taxa e nei pool delle frazioni dimensionali $\geq 450 \mu\text{m}$ e $\geq 850\mu\text{m}$.

L'anno 2016 si caratterizza per un significativo incremento della densità numerica del popolamento zooplanctonico fin dal mese di aprile, durante il quale si sono raggiunti valori di massima densità sensibilmente superiori rispetto a quelli misurati nei tre anni più recenti (Fig. 5.1).

Aprile è risultato il mese durante il quale massima è stata la densità numerica: tale fatto risulta con tutta probabilità per effetto di una frequenza di campionamento mensile, che non sempre consente di captare il picco dei cladoceri e di *Daphnia*, in particolare a maggio. Alle temperature ambientali del mese di maggio, i tempi necessari per la schiusa delle uova, che si traduce nel massimo sviluppo numerico della popolazione, è dell'ordine di due settimane (Munro & White, 1975; Vijverberg, 1980). Pertanto il picco di densità può non essere rilevato attraverso campionamenti mensili. L'anticipato sviluppo del popolamento zooplanctonico rispecchia, con il solito ritardo circa mensile, il sensibile anticipo nella crescita numerica del popolamento fitoplanctonico, a febbraio attestato su valori decisamente elevati rispetto a quanto registrato in passato. Pur nella consapevolezza di una sottostima di un eventuale picco numerico a maggio, il dato di aprile rappresenta un'ulteriore conferma dell'impatto dei

cambiamenti climatici sulla dinamica stagionale dei popolamenti planctonici del Lago Maggiore.

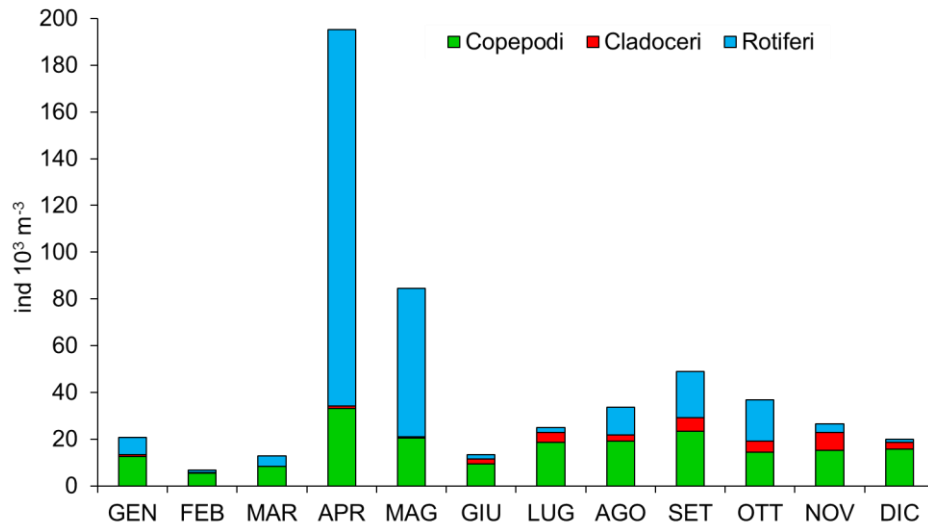
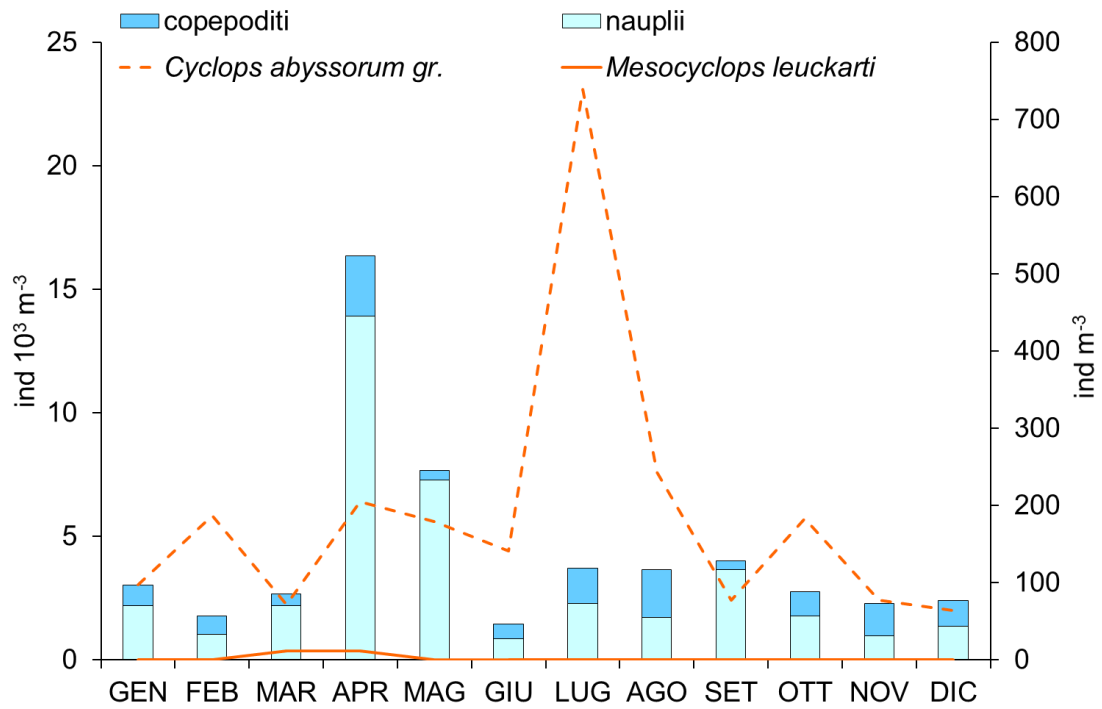
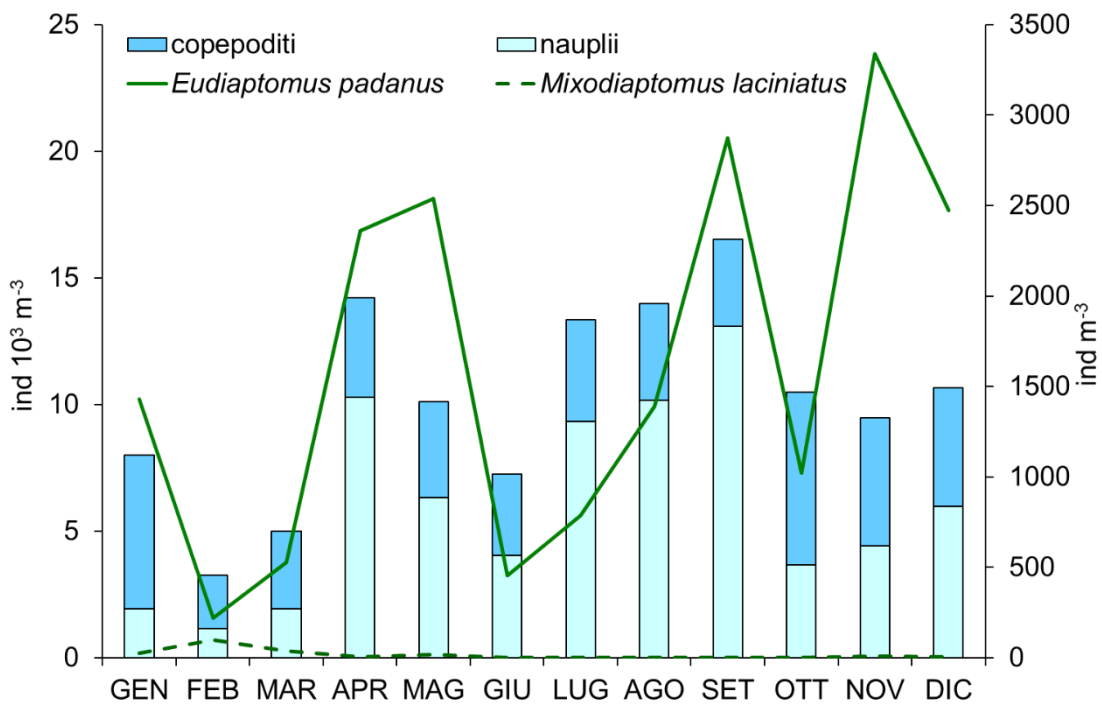


Fig. 5.1. Densità di popolazione dello zooplankton di rete nel corso del 2016 del Lago Maggiore.

Decisamente di minore entità è risultata la fase di crescita autunnale, durante la quale i copepodi raggiungono densità numeriche simili a quelle dei mesi estivi, mentre molto ridimensionata è risultata la densità numerica dei rotiferi. Questi ultimi sono stati, come di consueto, i principali responsabili della dinamica stagionale del popolamento, seguiti dalla componente immatura (stadi naupliari e di copepodite) del popolamento a copepodi Fig. 5.1 e Fig. 5.2). Il massimo sviluppo numerico di tali stadi è stato osservato in aprile, in contemporanea con la massima densità numerica dello zooplankton e dei rotiferi in particolare. A determinarlo sono stati in prevalenza gli organismi negli stadi naupliari, mentre relativamente contenuto è stato lo sviluppo numerico degli organismi degli stadi di copepodite (Fig. 5.2). Come osservato in studi precedenti, il calo netto dell'abbondanza degli individui negli stadi di copepodite rispetto a quelli negli stadi naupliari può essere sintomatica di una mortalità più spiccata degli individui nella transizione da nauplio a copepodite rispetto a quelli da copepodite ad adulto (Ravera, 1954). Come rilevato negli anni recenti, il popolamento a copepodi è risultato nettamente dominato da *Cyclops*, la presenza di *Mesocyclops* essendo fortemente limitata sia in termini di massima densità numerica sia per l'estensione temporale della fase di crescita nel corso dell'anno. Tra i copepodi diaptomidi netta è stata anche nel 2016 la dominanza di *Eudiaptomus*, con più fasi di crescita numerica nel corso dell'anno. La componente adulta della popolazione, in particolare, ha raggiunto valori massimi progressivamente più elevati a gennaio, aprile-maggio, settembre e novembre. Gli individui negli stadi naupliari sono risultati, nel periodo marzo-settembre, la componente immatura di gran lunga dominante. Con valori di densità numerica due-tre volte superiori rispetto a quelli degli stadi a copepodite. Nei mesi più freddi, tra gennaio e marzo e in misura minore in novembre-dicembre, sono risultati predominanti i copepoditi, con densità numeriche intorno a 5-6000 ind m⁻³.



A



B

Fig. 5.2. Densità di popolazione degli stadi adulti di ciclopidi (A) e diaptomidi (B) e dei relativi stadi naupliari e di copepodite nel corso del 2016 nel Lago Maggiore (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

Tra i cladoceri filtratori e *particle feeder* massimo è stato lo sviluppo numerico di *Diaphanosoma brachyurum* e di *Eubosmina longispina*, mentre molto limitata è stata la presenza numerica di *Daphnia*, della quale con tutta probabilità non è stato possibile registrare il picco di densità, negli ultimi anni osservato a maggio (Fig. 5.3). Come atteso, *Diaphanosoma* è risultato dominare nei mesi più caldi, tra giugno e settembre, mentre *Eubosmina* ha presentato il massimo sviluppo numerico a ottobre-novembre. Dei due predatori il più precoce è risultato *Bythotrephes*, con una prima fase di crescita numerica tra marzo e aprile e il raggiungimento di un picco di densità a maggio, ed una seconda fase di crescita e un picco di minore entità in settembre. Tra le due fasi di crescita si è osservato lo sviluppo numerico di *Leptodora*, tra maggio e giugno e con valori abbastanza stabili tra giugno e agosto, un lieve declino a settembre ed un picco di massima densità in ottobre.

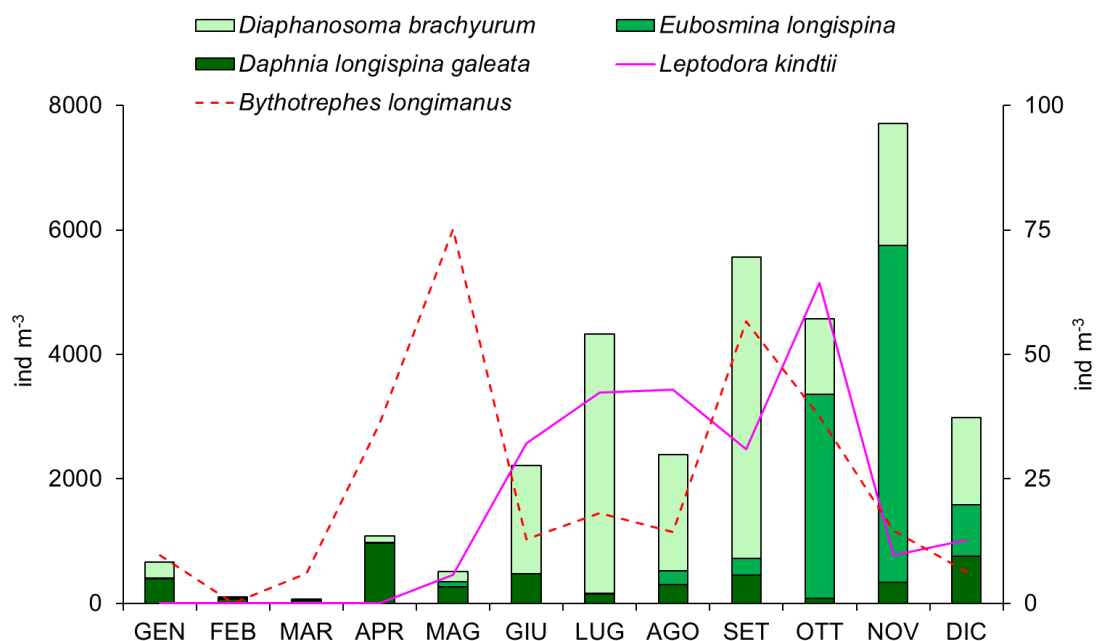


Fig. 5.3. Densità di popolazione della componente a cladoceri dello zooplancton di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2016 (i valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra).

Come osservato in precedenza, fondamentale è stato il contributo dei rotiferi al precoce picco in densità di popolazione del popolamento zooplanctonico, registrato in aprile, con livelli di densità numerica dell'ordine di 130000 ind m⁻³ complessivamente, di notevole entità, principalmente determinati da un vero e proprio *bloom* di *Synchaeta*, presente con densità numeriche dell'ordine di 100000 ind m⁻³ (Fig. 5.4). Parimenti, notevole è risultato lo sviluppo numerico di *Notholca* (dominante a maggio) e di *Conochilus*, quest'ultimo prevalente tra agosto e novembre. Tra gli altri taxa, in aprile rilevanti sono risultate *Keratella*, *Asplanchna*, *Polyarthra* e, in misura minore, *Kellicottia*, quest'ultima risultata dominante a giugno.

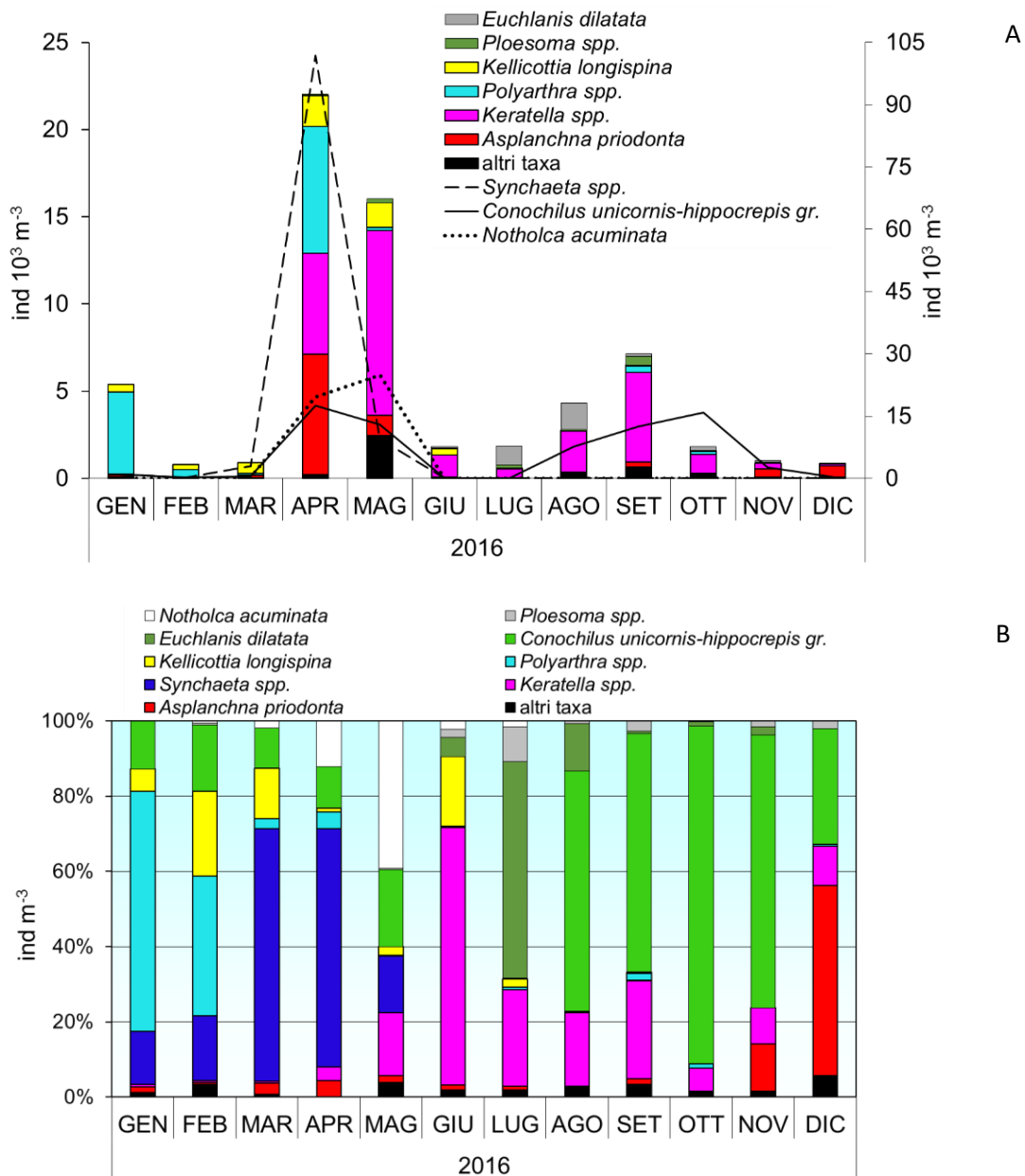


Fig. 5.4. Densità di popolazione del popolamento a rotiferi costituente lo zooplancton di rete nel Lago Maggiore nel corso del 2016 (A) e composizione relativa (B). I valori delle linee vanno riferiti all'asse di destra.

L'analisi della distribuzione verticale ha consentito di evidenziare un progressivo incremento del contributo dello strato 0-20 m alla densità di popolazione totale dei cladoceri a partire dal mese di giugno. Tale contributo è risultato preponderante fino ad ottobre, quando ancora piuttosto pronunciata risultava essere la stratificazione termica del lago (Fig. 5.5). Tale tendenza conferma quanto già osservato relativamente alla distribuzione verticale dei diversi *taxa* componenti i cladoceri, ed in modo particolare quella di *Diaphanosoma*, la cui micro-distribuzione verticale risultava essere chiaramente legata alle temperature ambientali (Manca *et al.*, 1990), con un profilo verticale di abbondanza speculare rispetto al profilo delle temperature e una sostanziale diminuzione della presenza al di sotto dei primi dieci metri di

profondità. Anche *Eubosmina longispina* è stata caratterizzata da una presenza prevalente negli strati d'acqua superficiali. Tra i predatori, *Leptodora* è risultata privilegiare gli strati più superficiali soprattutto in Agosto e Settembre, quando *Bythotrephes* tendeva ad occupare acque più profonde. Anche i copepodi nel loro complesso tendenzialmente hanno occupato in modo crescente i primi 20 metri di profondità nel periodo compreso tra giugno ed agosto, in particolare in quest'ultimo mese il 100% degli organismi risultava abitare lo strato superficiale. Inizialmente (a giugno e luglio) solidali con gli altri due componenti del popolamento, i rotiferi hanno mostrato nei mesi successivi la progressiva tendenza ad occupare gli strati d'acqua al di sotto dei venti metri, in particolar modo a settembre e ottobre. Tale tendenza ha coinciso con la fase durante la quale il popolamento era in prevalenza composto da colonie di *Conochilus*, ritenute prede preferite di *Leptodora* (Manca & Sonvico, 1996), cladocero predatore che in settembre raggiungeva la massima densità numerica occupando soprattutto lo strato d'acqua compreso nei primi venti metri di profondità. La tendenza ad occupare lo strato d'acqua meno profondo in luglio e agosto è stata evidente anche per gli adulti di *Eudiaptomus* e i copepoditi e nauplii dei diaptomidi; di questi ultimi solamente il 20% del totale risultava occupare a giugno lo strato d'acqua meno profondo, e detto contributo rimaneva inferiore a quello di copepoditi e degli adulti, solamente con il mese di ottobre arrivando a coincidere con il valore (pari all'80%) rilevato per le altre due componenti del popolamento (copepoditi di diaptomidi e adulti di *Eudiaptomus*). Più contenuto è risultato il contributo dello strato più superficiale alla densità di popolazione dei ciclopidi, tendenzialmente distribuiti in zone più profonde durante tutto il periodo considerato, ad eccezione di agosto.

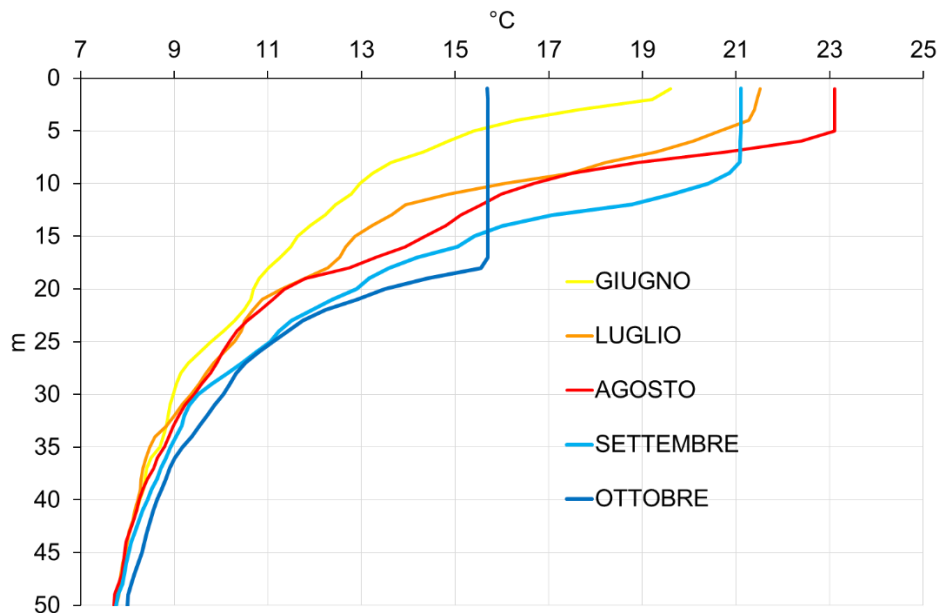


Fig. 5.5. Profili di temperatura dei primi 50m del Lago Maggiore nel periodo di stratificazione termica dell'anno 2016.

Il precoce avvio della crescita numerica del popolamento zooplanctonico si spiega molto bene alla luce del notevole incremento delle temperature medie dell'acqua già ad aprile con il raggiungimento di valori medi entro i primi 20 m di 19°C e il perdurare di temperature intorno ai 18°C ad ottobre (Fig. 5.5 e Fig. 5.6).

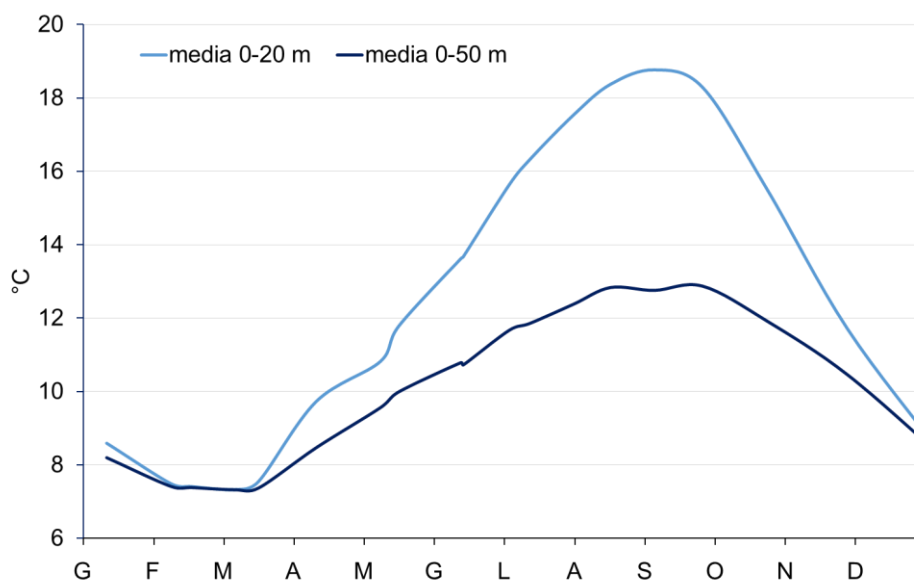


Fig. 5.6. Temperatura media della colonna d'acqua negli strati 0-20m e 0-50m del Lago Maggiore nel corso del 2016.

Come più volte sottolineato, la dinamica stagionale del segnale isotopico del carbonio è risultata ricalcare quella delle temperature ambientali. Il segnale dei campioni zooplanctonici misti (nella frazione dimensionale $\geq 450\mu\text{m}$) ha mostrato chiaramente la tendenza verso valori progressivamente meno negativi del segnale all'aumentare delle temperature ambientali (Fig. 5.7). Tra agosto e settembre, mentre nello strato 0-20 m le temperature crescevano da 17 a 19°C, il segnale del campione zooplanctonico *in toto* risultava invariato, in qualche modo seguendo la dinamica stagionale delle temperature dello strato 0-50 m, a riprova del fatto che alcuni zooplanctonti, ed in particolar modo i ciclopidi, tendessero ad occupare acque meno superficiali, così differenziandosi dagli altri *taxa* zooplanctonici per valori del segnale isotopico del carbonio più negativi. All'interno dello zooplancton, gli adulti di *Eudiaptomus* e i cladoceri consumatori primari (*Daphnia*, *Diaphanosoma*) sono risultati solidali nel presentare i valori meno negativi del segnale isotopico in anticipo rispetto ai predatori *Leptodora* e *Bythotrephes*. La curva relativa a *Leptodora* ha mostrato un andamento quasi bimodale, con una tendenza verso valori relativamente meno negativi già a giugno, durante la fase iniziale di crescita numerica della popolazione (cfr. Fig. 5.3) e una successiva, più importante, fase di minima *depletion* del $\delta^{13}\text{C}$ a settembre. Il picco di temperatura nello strato 0-20 metri ha coinciso con il valore meno negativo del $\delta^{13}\text{C}$ di *Bythotrephes longimanus*.

Variazioni stagionali nel segnale isotopico dell'azoto dei diversi *taxa* componenti lo zooplancton consentono di identificare un declino nei valori in agosto ed il successivo incremento in ottobre e novembre, unitamente alla netta distinzione tra i consumatori primari e quelli secondari tra i cladoceri (*Bythotrephes* maggiormente arricchito rispetto a *Leptodora*) e valori elevati del segnale anche per ciclopidi e diaptomidi adulti (Fig. 5.8).

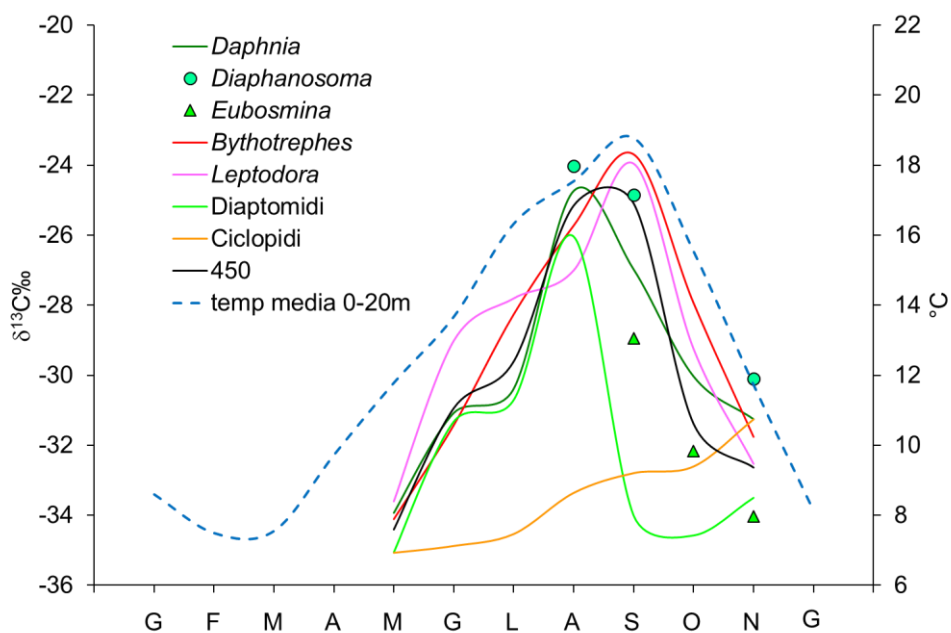


Fig. 5.7. Variazione dei segnali isotopici di $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ dei taxa componenti il popolamento a crostacei dello zooplancton di rete del Lago Maggiore e della frazione $\geq 450 \mu\text{m}$ e temperatura media dello strato 0-20m nel corso del 2016.

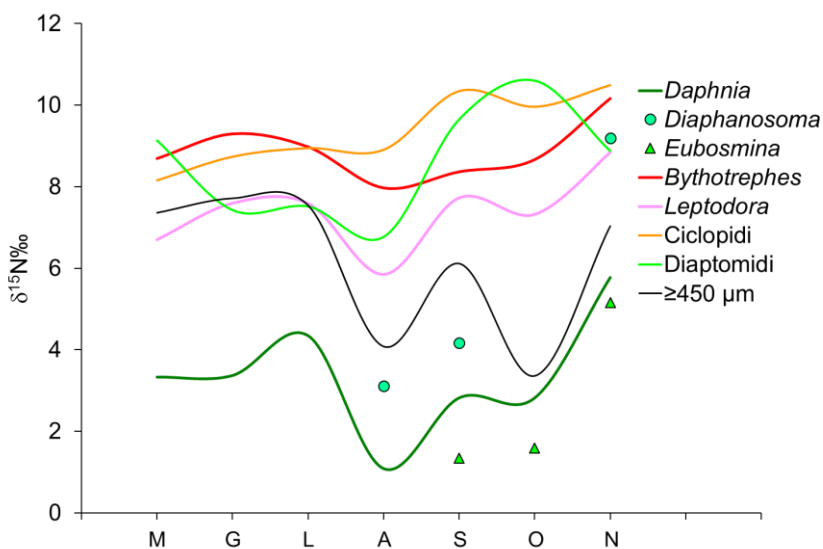


Fig. 5.8. Variazione dei segnali isotopici di $\delta^{15}\text{N}\text{‰}$ dei taxa componenti il popolamento a crostacei dello zooplancton di rete del Lago Maggiore e della frazione $\geq 450 \mu\text{m}$ nel corso del 2016.

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 da singolo individuo, focalizzandoci per il primo anno sulle specie di rotiferi più comuni o di particolare interesse per altre ricerche. Gli animali sono stati estratti dall'etanolo, sciacquati in acqua distillata, ed il DNA è stato estratto mediante protocolli ottimizzati per rotiferi (Tang *et al.*, 2014). Per il primo anno di lavoro ci siamo focalizzati su un frammento della citocromo c ossidasi subunità 1 (COI), un marcatore molecolare mitocondriale, comunemente utilizzato per il *barcoding*, e per cui esistono database di riferimento (Fontaneto *et al.*, 2009).

Le specie per cui abbiamo i primi risultati sono *Asplanchna priodonta* e *Synchaeta pectinata* tra le specie comuni, e *Brachionus calyciflorus* tra le specie di interesse. Per queste, abbiamo costruito alberi filogenetici includendo tutti gli individui della stessa specie disponibili in GenBank. Gli alberi filogenetici sono stati costruiti mediante approcci Bayesiani.

Per *Asplanchna priodonta*, le nostre sono le prime sequenze della specie: nei database di riferimento esistono sequenze per specie simili, soprattutto *A. sieboldi* e *A. silvestrii*, e altre specie indeterminate. Le nostre sequenze risultano comunque molto distanti dalle quelle delle altre specie dello stesso genere presenti, sempre oltre il 20%. Solo ulteriori ricerche su questa e su altre specie simili in altre zone potrà portare ad una corretta identificazione mediante *barcoding* e *metabarcoding* per questo genere. Il nostro lavoro riesce a colmare, almeno in parte, questa lacuna.

Per *Synchaeta pectinata*, le sequenze di questa specie sono risultate molto simili a quelle già note e presenti nei database di riferimento per i laghi alpini del Trentino Alto Adige e dell'Inghilterra (Obertegger *et al.*, 2012) (Fig. 5.9). Il *barcoding* conferma l'identità di questa specie.

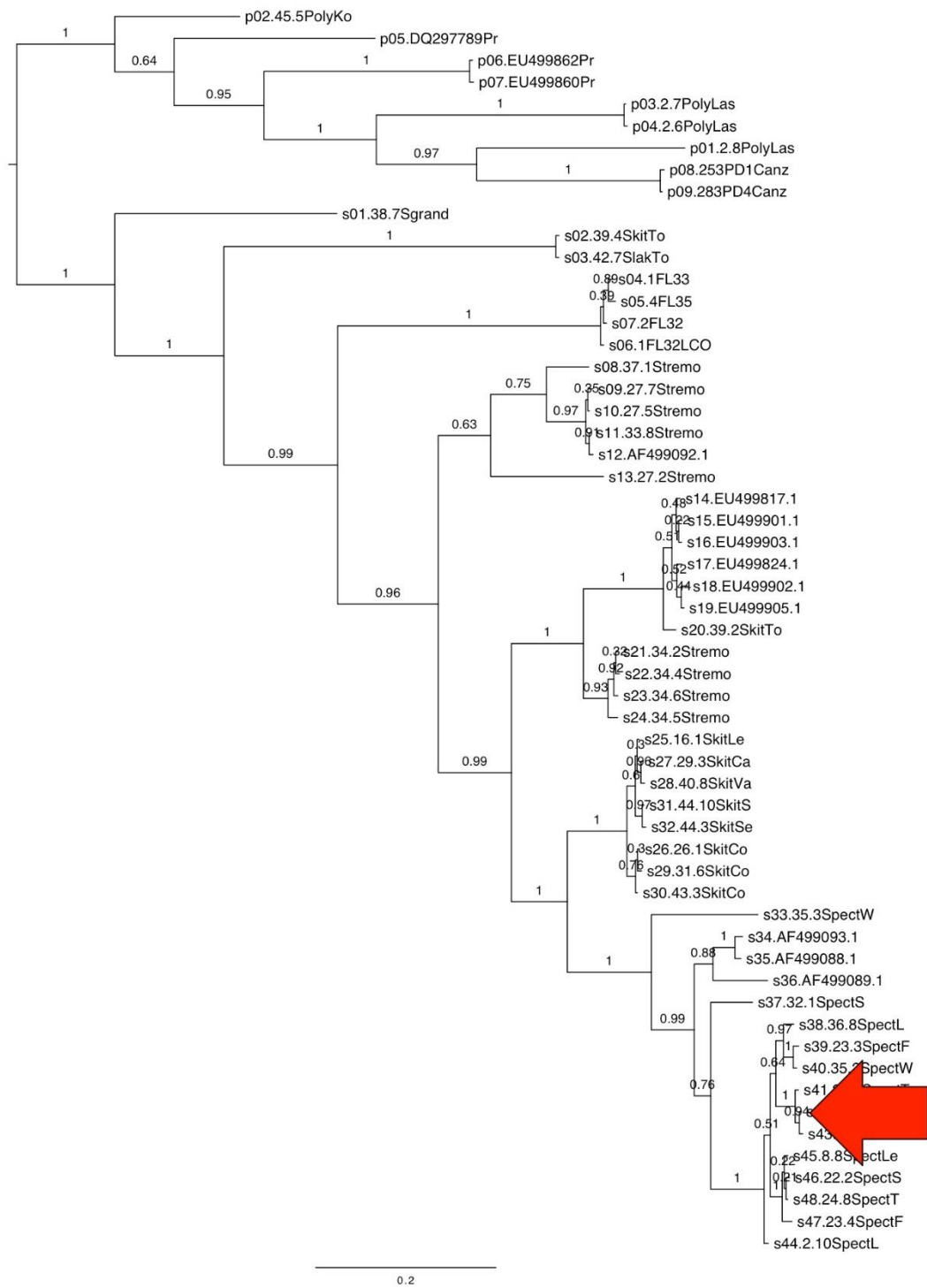


Fig. 5.9. Ricostruzione filogenetica delle relazioni di parentela tra individui del genere *Synchaeta* da varie parti del mondo e le *Synchaeta pectinata* presenti nel Lago Maggiore. La freccia indica la posizione delle sequenze del Lago Maggiore.

Per quanto riguarda *Brachionus calyciflorus*, le sequenze ottenute dal Lago Maggiore sono le stesse di quelle presenti nel Lago d'Orta, ma anche trovate negli USA (Piscia *et al.*, 2012), e molto simili a quelle di animali provenienti dalla Cina (Xiang *et al.*, 2011) (Fig. 5.10).

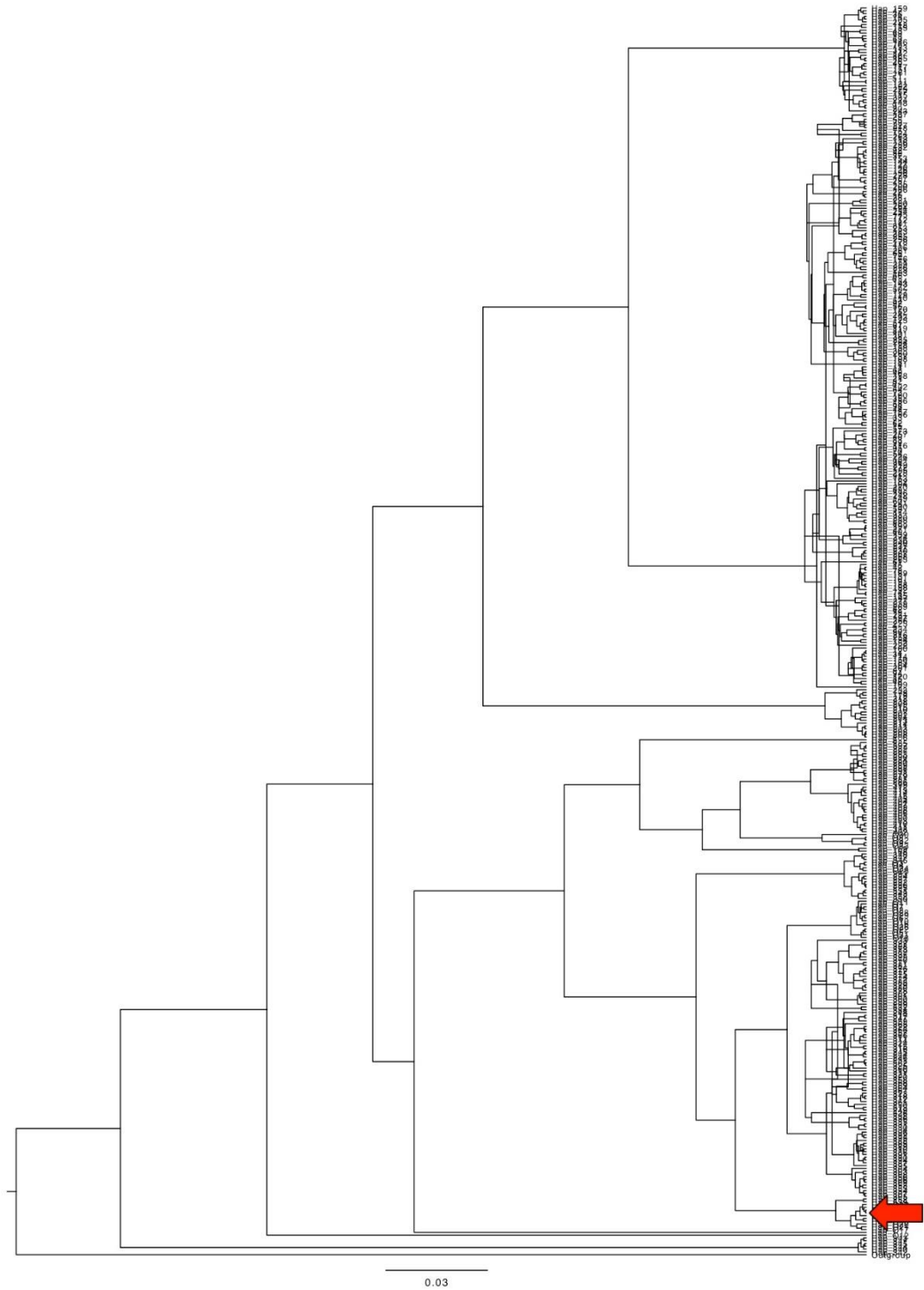


Fig. 5.10. Ricostruzione filogenetica delle relazioni di parentela tra individui di *Brachionus calyciflorus* presenti nel Lago Maggiore e quelli per i quali sono disponibili sequenze da altre parti del mondo. La freccia indica la posizione delle sequenze del Lago Maggiore.

Come recentemente dimostrato da Papakostas *et al.* (2016), questa specie necessita di una revisione tassonomica dettagliata, in quanto la morfologia e le analisi di tassonomia molecolare dimostrano una elevata variabilità, ancora non inquadrata

correttamente. Il nostro lavoro sul Lago Maggiore rientra in questa corrente di ricerca e sta aiutando a chiarire alcuni aspetti ancora in dubbio.

In laboratorio stiamo estraendo DNA e amplificando COI per altre specie, da confrontare con le sequenze disponibili online, in modo da mettere a punto un sistema di monitoraggio basato sul DNA e non sulla morfologia.

Bibliografia

- Fontaneto, D., M. Kaya, E.A. Herniou & T.G. Barraclough. 2009. Extreme levels of hidden diversity in microscopic animals (Rotifera) revealed by DNA taxonomy. *Mol. Phyl. Evol.*, 53, 182-189.
- 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.
- 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.
- Munro, I.G. & R.W.G. White. 1975. Comparison of the influence of temperature on the egg development and growth of *Daphnia longispina* OF Müller (Crustacea: Cladocera) from two habitats in southern England. *Oecologia*, 20(2), 157-165.
- Obertegger, U., D. Fontaneto & G. Flaim. 2012. Using DNA taxonomy to investigate the ecological determinants of plankton diversity: occurrence of *Synchaeta* (Rotifera, Monogononta) in mountain lakes. *Freshwat. Biol.*, 57, 1545-1553.
- Papakostas, S., E. Michaloudi, K. Proios, M. Brehm, L. Verhage, J. Rota, C. Pena, G. Stamou, V.L. Pritchard., D. Fontaneto & S.A.J. Declerck. 2016. Integrative taxonomy recognizes evolutionary units despite widespread mitonuclear discordance: evidence from a rotifer cryptic species complex. *Syst. Biol.*, 65, 508-524.
- Piscia, R., P. Guilizzoni, D. Fontaneto, D.A.L. Vignati, P.G. Appleby & M. Manca. 2012. Dynamics of rotifer and cladoceran resting stages during copper pollution and recovery in a subalpine lake. *Ann. Limnol. – Int. J. Limnol.*, 48, 151-160.
- Ravera, O. 1954. La struttura demografica dei Copepodi del Lago Maggiore. *Mem. Istit. Ital. Idrobiol.*, 8, 109-150.
- 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.
- Vijverberg, J. 1980. Effect of temperature in laboratory studies on development and growth of Cladocera and Copepoda from Tjeukemeer, The Netherlands. *Freshwat. Biol.*, 10(4), 317-340.
- Xiang, X.L., Y.L. Xi, X.L. Wen, G. Zhang, J.X. Wang & K. Hu. 2011. Genetic differentiation and phylogeographical structure of the *Brachionus calyciflorus* complex in eastern China. *Mol. Ecol.*, 20, 3027-3044.

6. CARATTERISTICHE QUALITATIVE ED EVOLUZIONE DEL CARBONIO ORGANICO E DELLE SUE FRAZIONI

Cristiana Callieri, Roberto Bertoni, Mario Contesini, Andrea Di Cesare, Ester Eckert

6.1. TOC (Total Organic Carbon) e DIC (Dissolved Inorganic Carbon): mappe di distribuzione spazio-temporale

La concentrazione di Carbonio Organico Totale e Carbonio Inorganico Disciolto (rispettivamente TOC e DIC) è stata valutata analiticamente su campioni di acqua di lago prelevati con frequenza mensile alla stazione di massima profondità (Ghiffa) a 10 profondità (0, 5, 10, 15, 20, 50, 100, 200, 300, 350 m) scelte in modo da ottenere un profilo di questa variabile lungo la colonna d'acqua. Come in passato anche nel 2016 le misure di TOC sono state effettuate con un analizzatore Shimadzu 5000, dotato di auto campionatore, nel giorno stesso del prelievo.

Osservando la mappa del 2016 si osserva che la concentrazione di TOC in generale diminuisce con la profondità, mentre quella del DIC ha un andamento opposto (Fig. 6.1). Nonostante il Lago Maggiore sia un lago oligomittico si può notare che in febbraio la concentrazione del TOC è abbastanza uniforme su tutta la colonna d'acqua.

In maggio, con l'inizio della stratificazione e della produzione primaria di carbonio organico, le concentrazioni aumentano fino a culminare con i picchi misurati a luglio (1.93 mg L^{-1}) in superficie. Tali concentrazioni, mai raggiunte nel precedente triennio, costituiscono un motivo di attenzione per le condizioni del Lago Maggiore. Le concentrazioni si mantengono comunque alte (tra $1.5\text{-}1.6 \text{ mg L}^{-1}$) per tutta l'estate fino ad ottobre, in superficie. Durante la stratificazione le concentrazioni di TOC dai 100 m ai 350 m sono intorno a $0.7\text{-}0.9 \text{ mg L}^{-1}$.

Esaminando la concentrazione del DIC si può constatare che nel Lago Maggiore il carbonio inorganico non è mai limitante poiché la sua concentrazione è sempre di un ordine di grandezza superiore a quella del TOC. E' comunque evidente la diminuzione di DIC e il corrispondente aumento di TOC negli strati più superficiali nei mesi di maggior produzione autotrofa. Il più elevato consumo biologico di DIC negli strati fotici concorre con le diverse condizioni fisiche e biologiche dell'ipolimnio a determinare le più elevate concentrazioni di DIC misurate negli strati profondi.

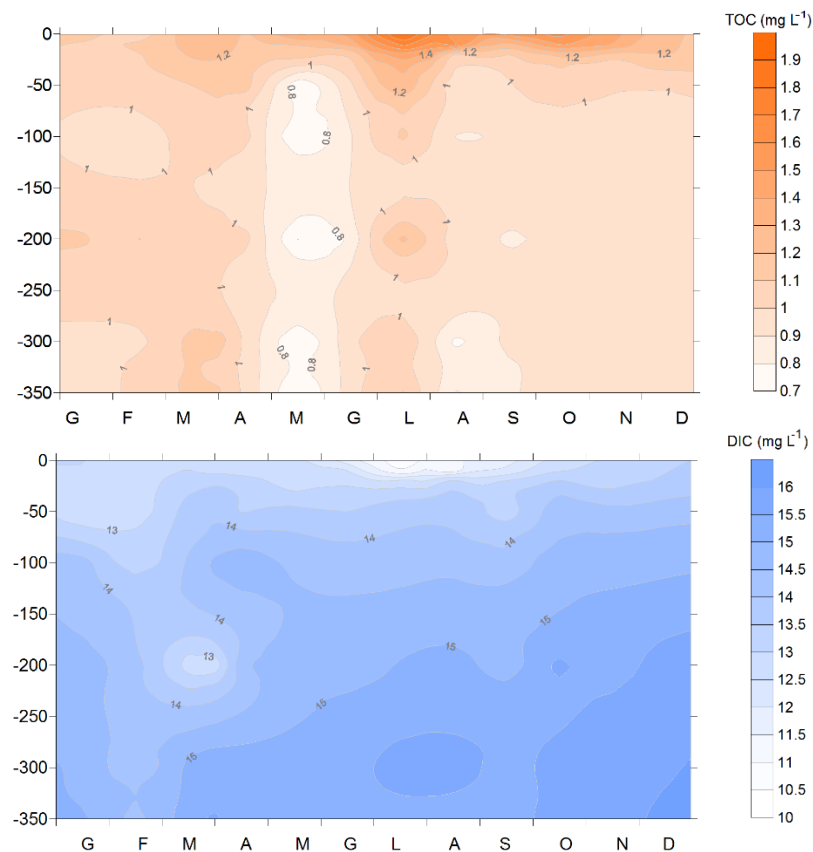


Fig. 6.1 Mappa della concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC, pannello superiore) e Carbonio Inorganico Disciolto (DIC, pannello inferiore) su campioni non prefiltrati, nella colonna verticale nel Lago Maggiore nel corso del 2016.

6.2. TOC, DOC, DIC, TDN, Picocianobatteri e Batteri nella zona eufotica e afotica

Con frequenza mensile sono stati prelevati anche due campioni integrati: uno dalla zona 0-20 m che rappresenta la zona eufotica trofogenica (EUF) e l'altro dalla zona 20-350 m, che rappresenta la zona afotica (AFO), buia, che include l'ipolimnio profondo. Il primo campione (EUF) viene prelevato 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 3 litri. Il secondo campione (AFO) si ottiene unendo in proporzioni adeguate i campioni delle diverse profondità da 20 a 350 m. Questi due campioni vengono prefiltrati su 126 μm per eliminare lo zooplancton filtratore. Su questi campioni vengono effettuate analisi di TOC, DIC (come per i campioni discreti). Inoltre si esegue una filtrazione su filtri in fibra di vetro Whatman GF/C, precedentemente muffolati ad alta temperatura per eliminare il contenuto di carbonio. In tale modo il filtrato viene analizzato con l'analizzatore Shimadzu ottenendo così la concentrazione di carbonio organico disciolto (DOC), dal quale è stata eliminata la frazione particellata con filtrazione. Inoltre su questo campione si analizza anche l'azoto totale disciolto (TDN). Per i campioni EUF e AFO viene conservata un'aliquota (10 ml) fissata con formalina

al 2% c.f. per il conteggio con il citometro a flusso di batteri totali e dei picocianobatteri.

Le variazioni dei parametri del carbonio e azoto e dei microrganismi misurati mensilmente nel corso del 2016 nei due campioni integrati EUF e AFO riassumono le differenze prima evidenziate nelle mappe. Le concentrazioni di DIC sono mediamente di 13 mg L⁻¹ nella zona EUF e di 15 mg L⁻¹ nella zona AFO. Si nota come i maggiori consumi di DIC avvengano nei mesi di luglio-agosto e settembre in coincidenza con le attività di fissazione del carbonio da parte del fitoplancton (Fig. 6.2). A tale consumo di DIC corrisponde un aumento di TOC proprio nello stesso periodo estivo di stratificazione delle acque e incrementata produzione algale. Così il TOC e DOC passano da valori invernali minimi di 0.9-0.8 mg L⁻¹ a valori massimi estivi di 1.5-1.4 mg L⁻¹, rispettivamente.

Nella zona afotica, anche se si osservano tre picchi in corrispondenza dei massimi superficiali di produzione, tuttavia le concentrazioni risultano più basse e non superano 1.0-0.9 mg L⁻¹. L'azoto totale disciolto (TDN) è mediamente più elevato in profondità dove si accumula principalmente sotto forma di nitrati. Le sue concentrazioni medie sono 0.75 e 0.85 mg L⁻¹ nella zona EUF e AFO rispettivamente (Fig. 6.2).

I batteri eterotrofi totali sono mediamente 1.5x10⁶ cell ml⁻¹ nella zona EUF e 0.5x10⁶ cell ml⁻¹ nella zona AFO. I picchi più elevati sono registrati in aprile, giugno e ottobre con un massimo di 2.5x10⁶ cell ml⁻¹, nella zona EUF. Nella zona AFO il picco massimo si è avuto a fine marzo con 0.8x10⁶ cell ml⁻¹ (Fig. 6.2).

I picocianobatteri, nel Lago Maggiore principalmente rappresentati dal genere *Synechococcus* (Callieri et al. 2013), sono mediamente intorno a 100x10³ cell ml⁻¹ nella zona EUF con tre picchi in giugno, agosto e ottobre, anche visibili, seppure con abbondanze inferiori, nella zona AFO.

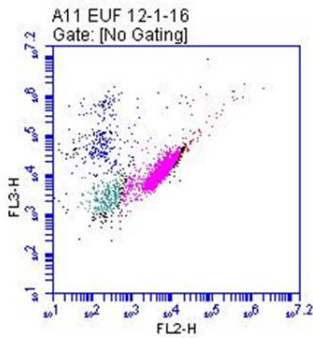
Nel 2016 il picco massimo è stato in agosto con 238x10³ cell ml⁻¹. Gli andamenti del picoplancton eucariota mostra picchi sfalsati rispetto a quelli del *Synechococcus* con il picco principale di abbondanze in maggio con 18x10³ cell ml⁻¹ e diminuzioni in corrispondenza dei picchi del *Synechococcus*. Inoltre si osserva un picco in novembre con 11x10³ cell ml⁻¹. L'abbondanza media è intorno a 5.7x10³ cell ml⁻¹ (Fig.5.2).

In Figura 5.3 sono riportati sei citogrammi a titolo di esempio per mostrare le numerose informazioni che si ottengono da questo tipo di conteggio rispetto al conteggio con microscopio ad epifluorescenza. La nuvola colorata in rosa rappresenta gli eventi da ricondurre al *Synechococcus*, quelli in blu agli eucarioti. Questi ultimi sono chiaramente separati in due nuvole: in maggio ad esempio i picoeucarioti sono più numerosi dei grandi eucarioti. In luglio e settembre invece si osservano cianobatteri filamentosi o in aggregato che danno un segnale nettamente più alto in fluorescenza rossa (canale FL3 = >670 nm) e arancione (canale FL2 = 585/40 nm). Anche se in numero minore, nel Lago Maggiore sono anche visibili picocianobatteri con ficocianina (nuvola verde nella figura 6.3).

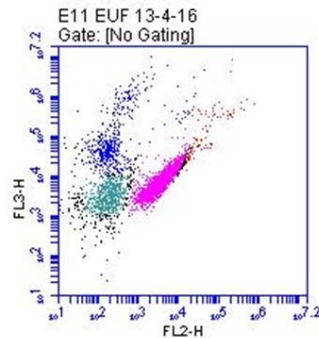


Fig. 6.2 Andamenti delle concentrazioni di TOC, DOC, DIC, TDN (in mg L^{-1}) nel corso del 2016, nelle zone Eufotica (0-20m) ed Afotica (20-350m), sui pannelli di sinistra. Sui pannelli di destra sono riportati gli andamenti dei conteggi degli organismi contati al citometro.

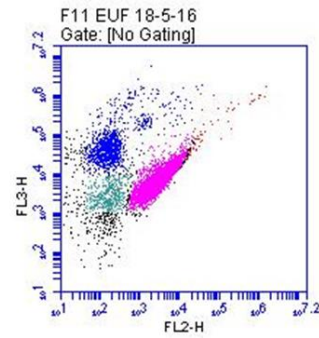
Gennaio



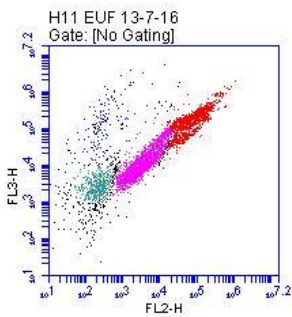
Aprile



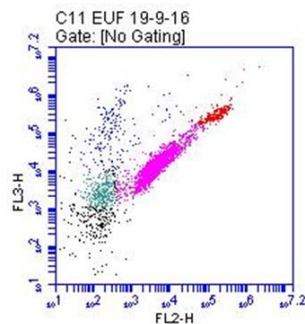
Maggio



Luglio



Settembre



Novembre

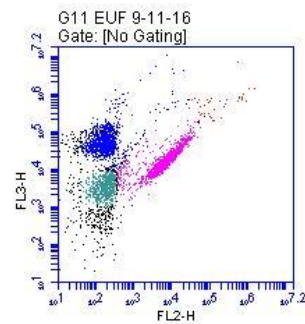


Fig. 6.3 Citogrammi di alcuni mesi del 2016 presi come esempio per evidenziare la presenza di organismi autotrofi con diversi pigmenti. Rosa: picocianobatteri con ficoeritrina; Verde: picocianobatteri con ficocianina; Rosso: cianobatteri filamentosi e aggregati; Blu: eucarioti.

6.3. Profili verticali di TEP (Transparent Exopolymeric Particles) e di Clorofilla *a*

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 e dai batteri, tendono a costituire aggregati ed a formare mucillagini e/o schiume in occasione anche di fioriture algali.

I campioni sono stati prelevati nella stazione di massima profondità (Ghiffa) a 10 profondità: superficie, 5m, 10m, 15m, 20m, 50m, 100m, 200m, 300m, 350m ed inoltre si è analizzato un campione integrato 0-20m per caratterizzare la zona epilimnetica ed uno 20-350m per quella ipolimnetica. 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 (in stampa).

Nella Tabella 6.1 sono riportati i dati ottenuti dall'analisi dei campioni integrati dove il TEP è stato convertito in unità di carbonio. Come si vede nella tabella, la concentrazione del TEP nel 2016 ha rappresentato il 41% del carbonio totale organico (TOC). Questa percentuale, raggiunta in giugno nello strato 0-20m è molto alta e quasi il doppio delle percentuali misurate nel 2015.

Tabella 6.1. Concentrazioni di TEP, TOC e Clorofilla *a* ($\mu\text{g/L}$), % di TEP nella zona Eufotica (0-20 m) e Afotica (20-350 m) del Lago Maggiore nel 2016.

0-20 m	TEP ($\mu\text{gC/L}$)	TOC ($\mu\text{gC/L}$)	%TEP	Chl ($\mu\text{g/L}$)
17/02/2016	49.4	901	5.5	1.59
13/04/2016	66.7	1150	5.8	4.15
14/06/2016	515.6	1245	41.4	1.92
13/07/2016	495.0	1543	32.1	4.53
19/09/2016	66.0	1374	4.8	2.12
20/12/2016	29.9	1106	2.7	0.96
20-350 m				
17/02/2016	11.5	868	1.3	1.11
13/04/2016	2.0	907	0.2	1.18
14/06/2016	9.0	862	1.0	0.67
13/07/2016	41.2	944	4.4	0.53
19/09/2016	11.4	896	1.3	0.52
20/12/2016	8.4	862	1.0	0.65

Anche considerando le concentrazioni assolute di TEP queste hanno subito un incremento notevole rispetto al precedente triennio. Infatti i valori massimi nella zona eufotica sono passati da 209 $\mu\text{gC/L}$ in luglio 2014 a 516 $\mu\text{gC/L}$ in giugno del 2016 (Tabella 6.1).

I profili verticali del TEP hanno mostrato picchi elevati di concentrazione in giugno e luglio ai 5 m e hanno raggiunto 780 e 660 $\mu\text{gC/L}$, rispettivamente nei due mesi (Fig. 6.4). Si osserva che il TEP nell'ipolimnio profondo 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. Tuttavia si è osservato che in luglio, come nel triennio precedente, anche i valori del TEP nell'ipolimnio hanno mostrato i valori più elevati. Le variazioni stagionali del TEP seguono quelle del TOC e della clorofilla e possono arrivare anche a superare il 40% del carbonio organico totale, come media dello strato 0-20 m.

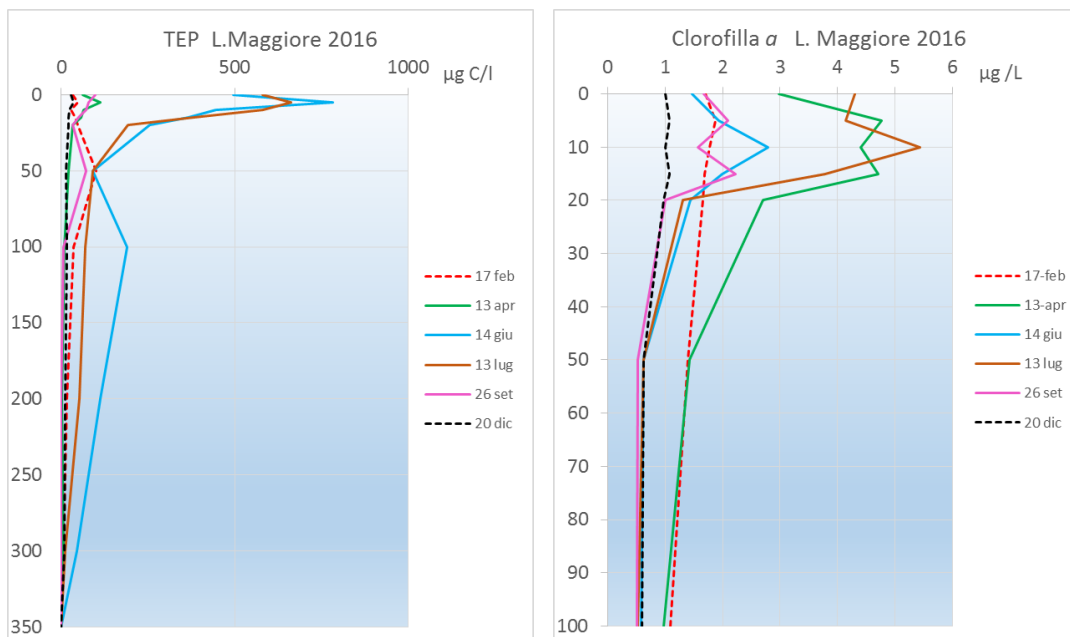


Fig. 6.4 Profili verticali della concentrazione di TEP e della Clorofilla *a* (µg/L) lungo la colonna d'acqua del Lago Maggiore nel 2016.

Dai profili della clorofilla e del TEP mostrati in Figura 6.4 si vede che ai picchi di clorofilla del 13 aprile (principalmente dovuti alle diatomee) non corrispondono immediati aumenti del TEP significativi. Il TEP aumenta significativamente soltanto in giugno e luglio. In luglio al picco di clorofilla (principalmente dovuto a cianobatteri e cloroficee) corrisponde un altrettanto visibile aumento del TEP. Questa alternanza di corrispondenza dei picchi di TEP e clorofilla potrebbe indicare una differenza nella dinamica di produzione del TEP da parte di alghe appartenenti ai diversi *taxa*.

Quanto le alghe siano legate alla presenza del TEP è stato già dimostrato da diversi autori (Leppard 1995; Passow *et al.* 2001), anche nel Lago Maggiore in altri anni (Callieri *et al.* 2017). Nel 2016 si è trovata una correlazione significativa tra clorofilla e TEP ($p < 0.0001$) così come tra TEP e TOC ($p < 0.0001$) (Fig. 6.5).

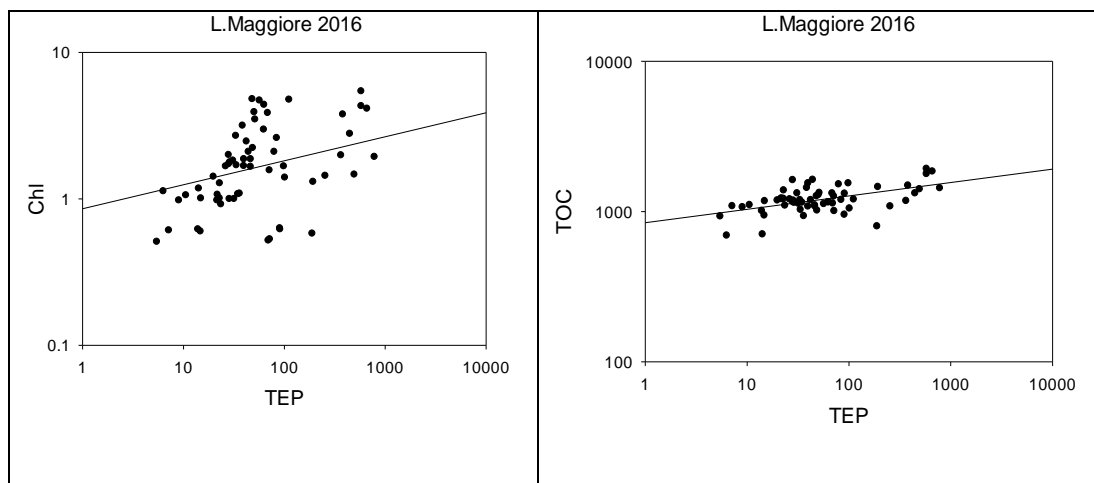


Fig. 6.5 Regressioni TEP vs clorofilla (pannello di sinistra) e TEP vs TOC (pannello di destra) (unità di misura: $\mu\text{g/L}$) ottenute con tutti i dati dei profili verticali relativi all'anno 2016.

Quest'ultima sta a dimostrare come, laddove si misura una alta concentrazione di TOC, parte di questa è dovuta alla presenza di microgel. Questo è particolarmente vero nel Lago Maggiore dove il TOC è maggiormente di origine autoctona ovvero algale.

Bibliografia

- Callieri C., G. Corno, M. Contesini, D. Fontaneto e R. Bertoni. 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.
- Callieri C., M. Coci, G. Corno, M. Macek, B. Modenutti, E. Balseiro e R. Bertoni. 2013. Phylogenetic diversity of nonmarine picocyanobacteria. *FEMS Microbiol. Ecol.* 85: 293-301.
- Engel A, U. Passow. 2001. Carbon and nitrogen content of transparent exopolymer particles (TEP) in relation to their Alcian Blue adsorption, *Mar Eco Prog Ser.* 219:1–10.
- Leppard G.G. 1995. The characterization of algal and microbial mucilage and their aggregates in aquatic ecosystems. *Sci Total Environ.* 165:103–131.
- Passow U., A.L. Alldredge. 1995. A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnol. Oceanogr.* 40: 1326–1335.
- Passow U., Shipe R.F., Murray A., Pak D.K., Brzezinski M.A., Alldredge A.L. 2001. Origin of transparent exopolymer particles (TEP) and their role in the sedimentation of particulate matter. *Cont Shelf Res.* 21:327–346.

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

Pietro Volta, Igor Cerutti

7.1. Premessa

La presente attività di ricerca si inquadra nel contesto delle ricerche finanziate dalla CIP AIS e finalizzate ad arricchire e completare 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.

Le attività di ricerca nel triennio 2016-2018 sono finalizzate ad approfondimenti sulla comunità ittica del Lago Maggiore ed in particolare al regime alimentare di alcune delle principali specie ittiche presenti, l'agone, il coregone bondella e il gardon, tale da permettere una analisi della sovrapposizione della nicchia trofica e dunque definire se vi siano i presupposti di una competizione alimentare significativa tra le specie più importanti nonché fornire le informazioni necessarie alla compilazione del "Pannello di Controllo".

Nella presente relazione si illustrerà dunque l'attività svolta nel corso del 2016 e finalizzata alla analisi della sovrapposizione della nicchia trofica tra le specie ittiche con attitudine pelagica più frequentemente catturate dai pescatori professionisti, e presumibilmente più abbondanti nella zona pelagica del Lago Maggiore: l'agone, il coregone bondella e il gardon.

7.2. Sovrapposizione della nicchia trofica

Il lavoro svolto nel 2016 è stato finalizzato alla analisi del grado di sovrapposizione della nicchia trofica delle tre specie ittiche con attitudini maggiormente pelagiche presenti nel Lago Maggiore, ossia l'agone (*Alosa agone*), gardon (*Rutilus rutilus*) e coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*).

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

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

dove:

n = numero delle categorie alimentari

$V.I_{.xi}$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie x

$V.I_{.yi}$ = valore d'importanza della categoria alimentare i nella specie y

Sono stati esaminati circa 15 stomaci per specie per mese. I pesci sono stati catturati con reti multimaglia 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 in una soluzione di formalina (2%) fino al momento delle analisi.

Per ogni stomaco esaminato sono state determinate le categorie alimentari presenti in un subcampione, 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.

7.2.1 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 ($\alpha=0,67$). Il valore minimo è toccato a giugno ($\alpha=0,57$) mentre il valore massimo è raggiunto a febbraio ($\alpha=0,79$) e più in generale i valori più elevati si raggiungono nella stagione invernale per poi diminuire sensibilmente in estate e nel primo periodo dell'autunno.

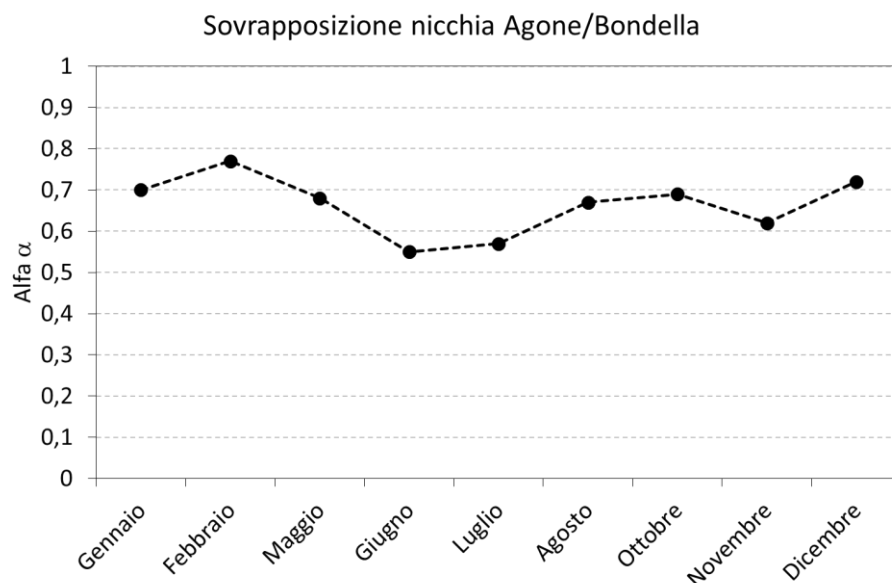


Fig. 7.1. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α per agone e coregone bondella.

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 abbastanza elevati ($\alpha=0,69$). Il valore massimo è raggiunto nel mese di dicembre ($\alpha=0,82$), mentre il valore minimo nel mese di agosto ($\alpha=0,55$).

Al contrario l'Indice di sovrapposizione α riferito ad agone e gardon è piuttosto contenuto, mostrando valori sempre inferiori a 0,70 (valore medio= 0,49, valore minimo=0,39, valore massimo=0,66).

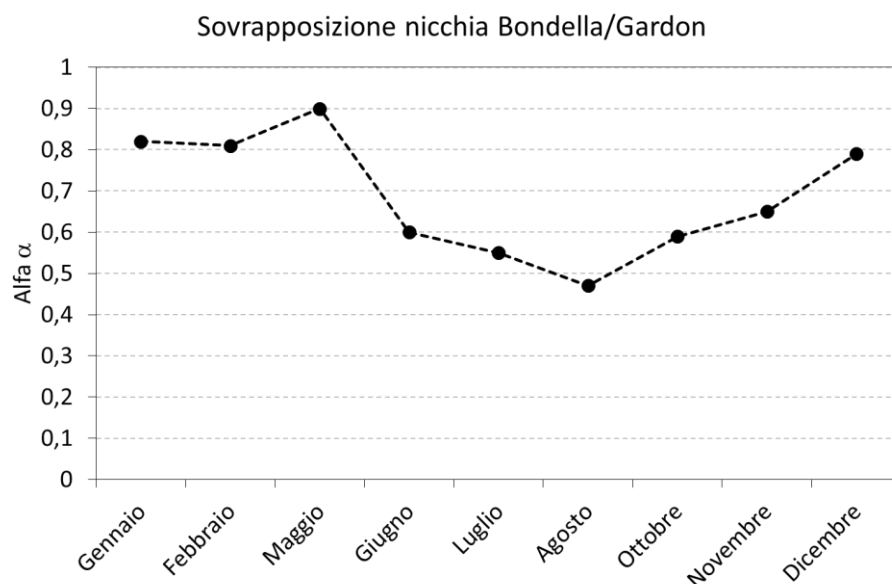


Fig. 7.2. Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α tra coregone bondella e gardon.

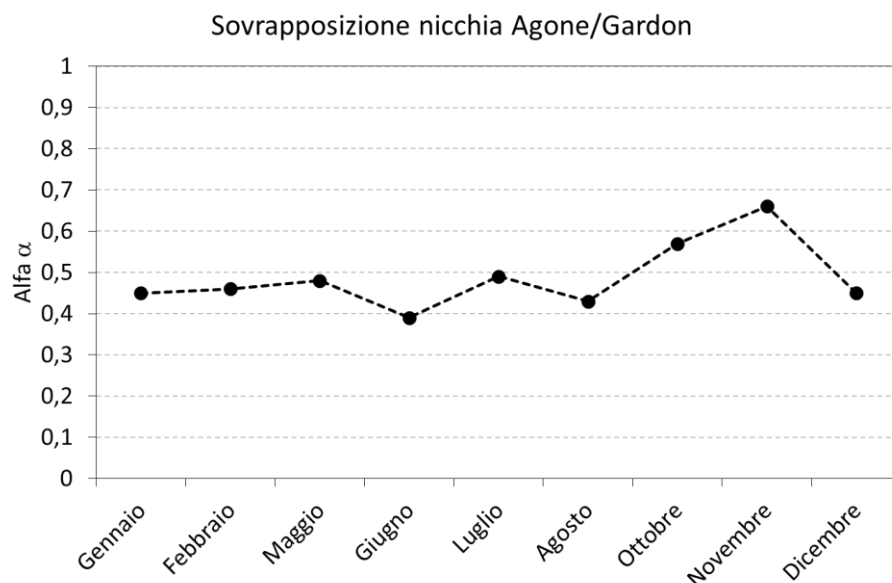


Fig. 7.3 Indice di sovrapposizione della nicchia trofica tra gardon e agone

7.2.2 Discussione e conclusioni

Le informazioni raccolte in questo anno di lavoro hanno permesso di acquisire informazioni utili 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.

Le tre specie ittiche presentano un grado di sovrapposizione della nicchia trofica abbastanza accentuato che, in un contesto oligotrofo come quello del Lago Maggiore, possono essere ritenuti biologicamente significativi. I valori medi più elevati si registrano per bondella e gardon ($\alpha=0,69$), per agone e bondella ($\alpha=0,67$). Più basso può essere, invece, il valore di alfa per l'agone e il gardon ($\alpha=0,49$).

In generale, il grado di sovrapposizione della nicchia trofica è più elevato nei mesi tardo autunnali ed invernali. Tutto ciò non è una novità, ma era stato già ravvisato nelle analisi condotte nel periodo 2013-2015. In questi mesi infatti la produzione lacustre è ridotta, lo zooplankton non particolarmente abbondante, e dunque, anche specie più strettamente planctofaghe come il coregone bondella e l'agone, sono costrette a sfruttare risorse alimentari più tipiche della zona litorale o sublitorale quali larve di insetto, gammaridi, ostracodi, oligocheti.

Al contrario, nel periodo estivo, periodo in cui la produzione lacustre è particolarmente accentuata, la sovrapposizione della nicchia trofica tende a ridursi notevolmente e, quindi, la competizione per le risorse alimentari risulta meno marcata.

La presente indagine si riferisce a campioni di età adulta, approssimativamente compresi tra 2 e 4 anni di età. E' dunque una analisi limitata in termini di rappresentatività rispetto all'intera popolazione delle tre specie. Ciò nonostante permette di avere un quadro di riferimento per un'analisi comparata nel tempo, elemento essenziale all'interno del programma di ricerca limnologica sul Lago Maggiore e del "Pannello di controllo" della 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, Andrea Di Cesare, Ester Eckert, Mario Contesini, Roberto Bertoni.

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 2016 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 dal piano CIP AIS 2016-18.

Le acque di scarico civili agricole ed industriali della Val d'Ossola, del Canton Ticino e della zona del Basso Verbano confluiscono nel Lago Maggiore e seppur quando 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).

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 grossomodo 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.

A partire dal 2013, il CNR-ISE 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). Le 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 le altre tre stazioni sono caratterizzate da 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.

8.1.1 Valutazione della presenza e dell'abbondanza dei geni di antibiotico-resistenza (ABR) nell'anno 2016

L'attività periodica di campionamento nei Punti di Ghiffa e Pallanza si è svolta a partire da gennaio 2016 con cadenza mensile, mentre i punti di Arona ed Ascona sono stati campionati 4 volte durante il 2016, con cadenza stagionale.

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'ISE dove sono stati prefiltrati su retino da 10 µm per eliminare organismi di taglia superiore ed i batteri concentrati sul 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 2016 (quarto 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 dal 2015 anche macrolidi (Tabella 8.1).

In totale è stata valutata la presenza di 12 geni, includendo il gene *int1* che per quanto non specifico per una particolare ABR è associato ad un elemento, l'integrone 1, spesso associato a sviluppo di ABR a diversi agenti antimicrobici (Hall & Stokes 1993). I risultati relativi alle analisi per il 2016 dimostrano la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del Lago Maggiore, ma in calo rispetto ai

valori medi del triennio precedente sia in termini di presenza/assenza, che di numero (Figure 8.1, 8.2). Questo dato, di per se sicuramente positivo, andrà valutato nei prossimi anni, al fine di comprendere se siamo di fronte all'inizio di un *trend* di diminuzione dell'antibiotico resistenza nel lago, o se semplicemente il 2016 è stato un anno particolare. 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.

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 CIP AIS
Tetracicline	1.74	Pollame, ovini e suini. Cure mediche di base.	<i>tet A</i> <i>tet M</i> <i>tet B</i>
Sulfamidici	1.31	Bovini, suini, pollame, acquacoltura.	<i>sul II</i>
Beta-lattamici	63.25	Ospedaliero, cure di base. Bovini e suini.	<i>bla CTX</i> <i>bla SHV</i> <i>bla TEM</i>
Fluorochinoloni	12.78	Ospedaliero. Pollame	<i>qnr S</i> <i>qnr A</i>
Aminoglicosidi	2.85	Vario	<i>str B</i>
Macrolidi	15.72	Ospedaliero, cure di base.	<i>ermB</i>
---	---	---	<i>int 1</i>

Nel dettaglio, durante l'arco del 2016, ABR ad antibiotici beta-lattamici (i più utilizzati in ambito umano) sono stati riscontrati in campioni singoli nei 4 siti di riferimento (gene *blaCTX-M*) principalmente durante la prima parte dell'anno (Figura 8.1) o sono risultati assenti nei popolamenti batterici del lago (geni *blaTEM* e *blaSHV*).

La presenza del gene *blaCTX-M* non sembra legata a particolari eventi climatici o di generale impatto sul lago, anche se la stagionalità osservata negli anni precedenti (i.e. presenza durante la prima metà dell'anno, assenza nel restante periodo) è confermata anche nel 2016, per il sito pelagico di Ghiffa. Per questa ragione analisi più dettagliate ed una serie temporale più lunga ed esperimenti mirati permetteranno una valutazione più completa del fenomeno.

E' comunque positiva la generale riduzione percentuale di campioni positivi per le resistenze ai betalattamici, con punte superiori al 50% in Pallanza e Ascona. Questo fenomeno si sussegue al forte incremento rilevato nel 2015, e questo trend contrastante merita un'attenzione particolare nei prossimi anni, anche in considerazione che le resistenze ai betalattamici sono, tra quelle misurate, quelle più direttamente riconducibili all'utilizzo di antibiotici ed in generale al rischio correlato.

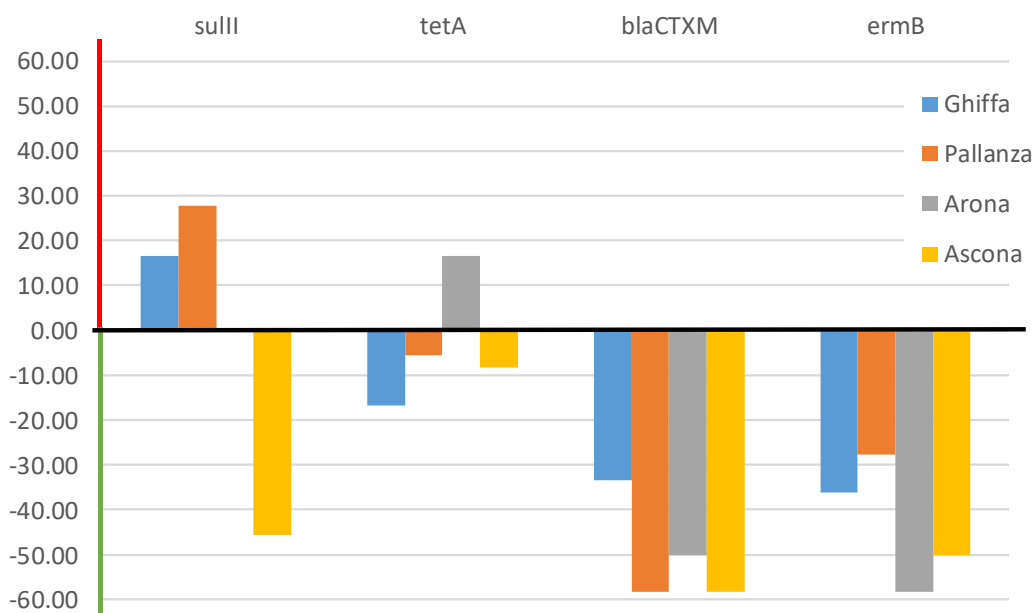


Figura 8.1. Variazione percentuale della presenza di principali geni di ABR nei vari siti campionati nell'anno 2016 rispetto ai valori medi del triennio 2013-15. Il valore per anno è ottenuto sulla media dei valori misurati annualmente (12 per Ghiffa e Pallanza, 4 per Arona ed Ascona)

Il gene di resistenza ai sulfamidici sulII (Figura 8.2) è invece stato riscontrato sia nei siti di monitoraggio mensile di Ghiffa (pelagico) e di Pallanza (semilitorale) che in quelli litorali a campionamento stagionale di Arona e Ascona. Anche in questo caso osserviamo una riduzione dei campioni positivi nel sito di Ascona, a cui si aggiunge una forte riduzione di campioni quantificabili, limitati nel 2016 a cinque campionamenti tra Arona e Pallanza. Questa riduzione non è correlata 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 massivo, specialmente nel trattamento di bovini e altri grandi mammiferi ed in acquacoltura. Interessante notare un che il decremento di sulII nella stazione pelagica di Ghiffa, già netto nel 2015 rispetto agli anni 2013-2014, prosegue anche nel 2016, in cui nessun campione di Ghiffa è risultato quantificabile, anche se il gene stesso è risultato presente in un gran numero di campioni (quasi il 30% in più rispetto alla media del triennio 2013-15).

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, sono presenti in misura consistente nei campioni analizzati: il gene tetA è stato stagionalmente riscontrato in tutti i campioni, specialmente nei siti litorali di Pallanza, Arona ed Ascona (Figura 8.2). Il gene tetB, risultato assente in tutti i campioni, nel periodo 2013-2014 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.

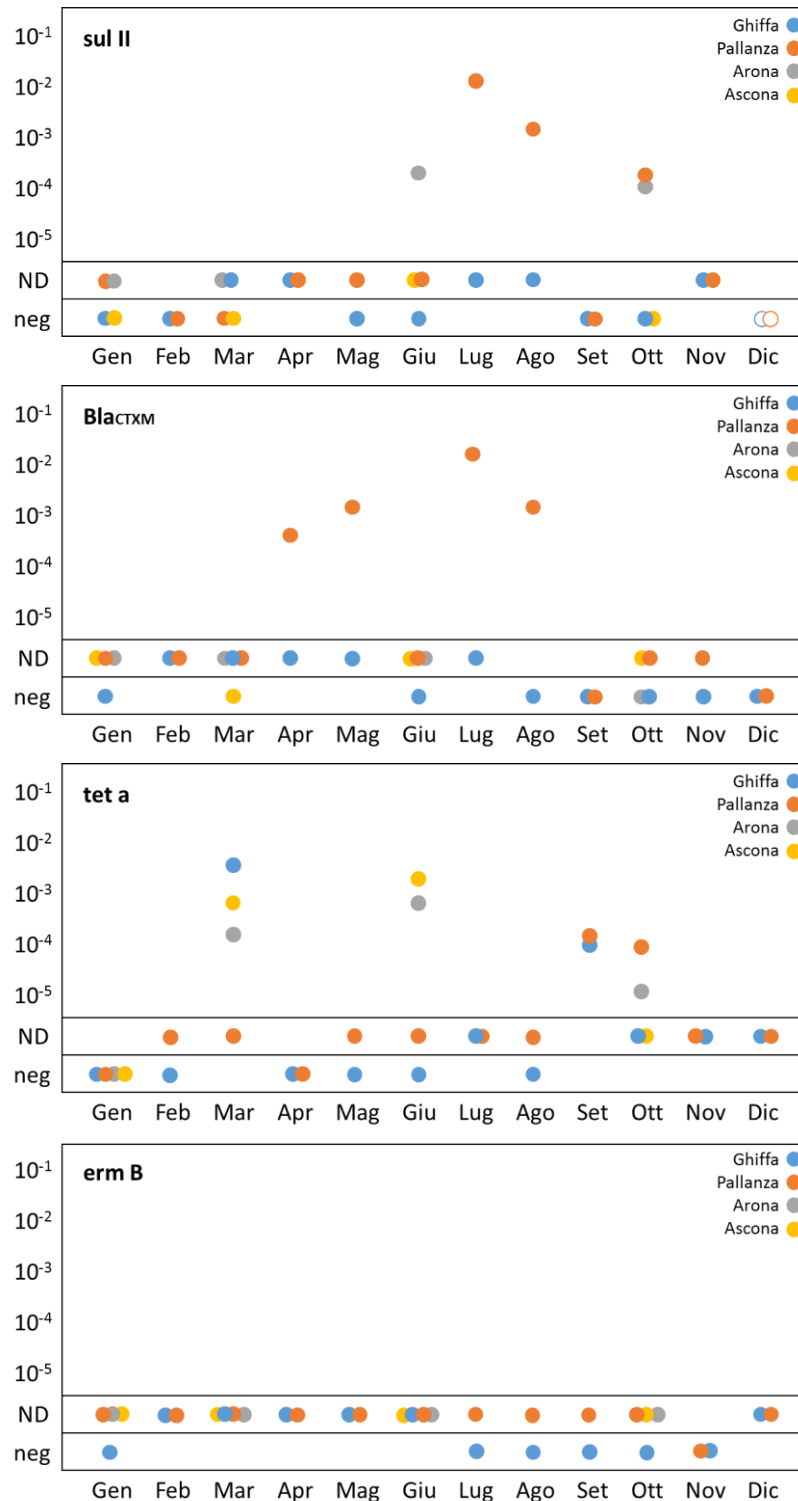


Figura 8.2. Abbondanze (misurate in qPCR) dei quattro principali geni di ABR nei vari siti campionati nell'anno 2016. (Ghiffa, Pallanza, Arona ed Ascona). Il dato è espresso come numero di copie di gene di resistenza per copia del gene 16SrRNA (proxy del numero totale di batteri). ND: gene di resistenza presente ma al di sotto del limite tecnico di quantificazione del termociclatore, neg: gene di resistenza assente.

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. Data la sua specificità, e la potenziale forte correlazione con attività umane, come già nel 2015, si è deciso di quantificarlo al posto del gene strB di resistenza agli aminoglicosidi, che negli anni 2013-14 non ha presentato elevati valori né importanti oscillazioni. ermB è risultato presente nella gran parte dei campioni analizzati con la sola eccezione di Ghiffa nella seconda parte del 2016.

La quantificazione dei geni tetA, sulII, 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 homemade 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.

8.2. Prossimi sviluppi della ricerca

La comparazione tra il primo triennio di monitoraggio (2013-15) ed il 2016, ci conferma la complessità dell'analisi. Limitandoci ai tre geni per i quali abbiamo valori quantitativi per il triennio, sulII, tetA e blaCTX-M si può notare come le diverse annate siano state caratterizzate da *trend* difficilmente comparabili sia per la stazione pelagica di Ghiffa che per quelle litorali.

Il gene sulII è risultato costitutivo nel popolamento batterico del lago, con valori quantificabili in ogni stazione e in ogni periodo dell'anno. Il picco di abbondanza misurato a Ghiffa e Pallanza tra il 2013 e 2014 non si è ripetuto, e la sua scomparsa è coincisa con la diminuzione di sulII anche nelle stazioni di Ascona ed Arona che erano risultate altamente contaminate nella prima parte del triennio.

Per quanto riguarda il 2017 non siamo ancora in grado di fornire dati, ma ci siamo focalizzati sullo sviluppo di un indicatore che possa venire utilizzato anche nel lavoro di monitoraggio che viene effettuato dal 2016 sul Lago di Lugano. Nel dettaglio si è deciso di valutare 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 sarà 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 contempli l'antibiotico resistenza tra i parametri da considerare nella valutazione di qualità di un corpo idrico.

Il Lago Maggiore è, grazie al lavoro CIP AIS e alle altre ricerche condotte dal CNR-ISE in questo ambito, un modello di ricerca e monitoraggio a livello mondiale.

8.3. 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., Hellemans 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. *ISME Journal* advance online publication, March 6, 2014; doi:10.1038/ismej.2014.8

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

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.

Hall R.M. & Stokes H.W. 1993. Integrons: novel DNA elements which capture genes by site-specific recombination. *Genetica* 90: 115-132.

Triebkorn R. & Hetzenauer H. 2012. Micropollutants in three tributaries of Lake Constance, Argen, Schussen and Seefelder Aach: a literature review. *Environmental Sciences Europe*: 24.

Triebskorn 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. CONCLUSIONI

I risultati ottenuti con le ricerche condotte nel 2016 hanno, in sostanza, confermato le tendenze evolutive generali dell'ecosistema, secondo quanto registrato negli anni precedenti. Tuttavia, soprattutto per alcuni parametri, è evidente come vi sia una elevata variabilità interannuale, in buona parte legata a fattori meteo-climatici. Tale variabilità, peraltro, può confondere il quadro generale, se non analizzata in una prospettiva di lungo periodo.

Quindi, è chiaro che il mantenimento di lunghe serie temporali di misurazioni dei parametri chimici, fisici e biologici rappresenta un elemento cruciale riguardo alla possibilità di interpretare correttamente i fenomeni osservati. In quest'ottica, per ognuna delle singole ricerche, i dati raccolti nel 2016 sono stati confrontati, dove possibile, con l'andamento pluriennale delle variabili di interesse.

Dal punto di vista climatico, il 2016 è stato caratterizzato da una piovosità superiore alla media di lungo periodo nei mesi primaverili, soprattutto febbraio, aprile e maggio, ma da piogge inferiori alla media nel periodo estivo. In autunno, il mese di novembre ha fatto registrare un valore di precipitazione totale eccezionalmente elevato. Le forti oscillazioni stagionali nel regime delle precipitazioni hanno condizionato sensibilmente anche l'andamento del livello del lago. In base ai dati pregressi raccolti fino ad ora, rispetto al trentennio di riferimento 1981-2010, l'anno 2016 ha fatto registrare un numero di giorni piovosi superiori di circa il 14% (dato parziale), a fronte di un valore di pioggia mediamente inferiore a quello dei periodi di riferimento. Tale aumento potrebbe indicare la non presenza di eventi estremi tranne che per il mese di maggio che verrà indagato. Si sta sviluppando un metodo specifico di valutazione degli eventi estremi e nei successivi anni si applicherà una metodologia ad hoc per la ricerca degli eventi estremi all'interno dell'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore.

Le indagini condotte nel 2016 nell'ambito della limnologia fisica, hanno confermato la tendenza degli ultimi anni al ridotto mescolamento della colonna d'acqua lacustre, legato alla scarsa incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteorologici come la modesta velocità del vento e la temperatura dell'aria elevata anche nel periodo invernale. La temperatura media invernale (dicembre 2015-febbraio 2016), è risultata essere 5.05 °C, contro una media invernale per il periodo 1999-2015 pari a 3.83 °C. Per quanto riguarda il vento, esso è stato caratterizzato da una velocità media invernale di 1.38 m/s, contro una media invernale per il periodo 1999-2015 pari a 1.44 m/s. In linea con l'andamento di questi parametri climatici, il contenuto di calore della massa d'acqua ha mostrato un ulteriore incremento nel 2016. La misura della stabilità della colonna d'acqua, indicatrice della sua difficoltà ad essere rimescolata, ha mostrato un netto incremento a partire dal 2012. In questo ambito sono state effettuate alcune simulazioni sulle dinamiche di mescolamento, in quattro diversi scenari di cambiamento climatico, con una previsione al 2085. La simulazione ha dimostrato che il tempo di ritorno degli eventi di mescolamento completo è destinato ad aumentare nel corso degli anni e, per gli scenari peggiori, potrebbe verificarsi un evento di mescolamento completo solo

mediamente una volta ogni 180 anni entro la fine del XXI secolo. Per gli scenari più mitigativi, invece, è previsto un recupero pressochè completo della frequenza di mescolamento attuale. E' anche interessante notare che la profondità di mescolamento delle acque del lago, nel caso si verificasse uno degli scenari peggiori di cambiamento climatico, potrebbe risultare sempre inferiore ai 70 m e attestarsi attorno ai 50 m alla fine del secolo.

Come già messo in evidenza nel precedente rapporto, il ridotto mescolamento delle acque ha conseguenze importanti sulle caratteristiche idrochimiche. I dati raccolti nel 2016 hanno mostrato un'ulteriore, accentuata flessione dei valori di ossigeno, in particolare nelle acque profonde: tutti i valori di concentrazione al di sotto dei 200 m sono stati nel 2016 inferiori a $6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, confermando la tendenza ad una progressiva riduzione dei tenori di ossigeno nelle acque ipolimniche e profonde: l'ultimo anno ha visto uno spostamento abbastanza netto verso concentrazioni che, pur non rappresentando una criticità perché ancora lontane da una situazione di ipossia, rappresentano un cambiamento importante per lo stato ecologico complessivo del lago.

La ridotta circolazione ha un effetto anche sulle concentrazioni ipolimniche di fosforo, il cui progressivo aumento è confermato anche dai dati del 2016. E' opportuno ricordare che le tendenze osservate per l'ossigeno e per il fosforo non sono da attribuire ad una modificazione del livello trofico indotta dai carichi dal bacino, bensì alle condizioni meteo-climatiche, in particolare del periodo invernale.

Una tendenza alla diminuzione delle concentrazioni è stata, invece, osservata a carico dei cloruri, di cui si era osservato un progressivo incremento, in relazione al loro utilizzo come antigelo sulle strade. Gli inverni più miti degli ultimi anni ne hanno determinato, probabilmente, un minore consumo, con il risultato di ridurre i carichi a lago.

La valutazione degli apporti provenienti dai tributari ha confermato che Bardello e Boesio rimangono i tributari responsabili per il maggiore apporto a lago di fosforo ed azoto, con concentrazioni decisamente più elevate rispetto agli altri immissari. I dati del 2016 hanno messo in evidenza anche un basso stato qualitativo delle acque dello Strona. Peraltro, nel caso del fosforo totale, i contributi areali nel 2016 sono stati inferiori rispetto al triennio precedente per tutti i tributari, anche se bisogna ricordare come questo parametro sia fortemente dipendente dalla variabilità meteorologica e possa, quindi, presentare consistenti oscillazioni interannuali.

Sia i valori dei carichi che dei contributi areali indicano complessivamente una buona situazione per le acque tributarie. I livelli di nutrienti rimangono elevati e indicativi di immissioni da scarichi non sufficientemente depurati nel caso di pochi tributari, nello specifico Boesio, Bardello e Strona. La disponibilità di dati su base mensile consente inoltre di evidenziare l'elevata variabilità delle concentrazioni che, se da un lato dipende da fattori idrologici, dall'altro evidenzia situazioni di contaminazione delle acque in determinati momenti dell'anno.

Da diversi anni a questa parte, è ormai chiaro come i fattori meteo-climatici giochino un ruolo fondamentale anche nel controllare la dinamica del plancton nel Lago Maggiore. Gli studi condotti nel 2016 hanno confermato queste relazioni: anche quest'anno è stato caratterizzato, come i tre precedenti, dalla forte dominanza delle diatomee di grandi dimensioni, apparentemente non più limitate dalla disponibilità di silice: le precipitazioni elevate della primavera 2016 possono avere apportato al lago notevoli quantità di silice, sostenendo la crescita delle diatomee per l'intero arco dell'anno. Il 2016 ha confermato anche che le fioriture fitoplanctoniche non sono più

eventi occasionali nel Lago Maggiore: anche l'estate di quest'anno è stata caratterizzata da fenomeni di fioritura di *taxa* di cianobatteri. In questa occasione, si è trattato di generi che non avevano mai raggiunto, nel Lago Maggiore, livelli elevati di biomassa: la loro proliferazione, che ha portato ad un aumento significativo del valore medio annuo di clorofilla *a*, potrebbe essere stata favorita, anche in questo caso, da una combinazione di fattori meteorologici ed idrologici (temperature elevate, abbassamento del livello del lago, input di nutrienti dal litorale a seguito di occasionali fenomeni di dilavamento).

Le temperature più miti del periodo invernale condizionano in modo significativo la dinamica dello zooplancton, che, anche nel 2016, ha mostrato un precoce avvio della fase primaverile di sviluppo. La stretta relazione esistente tra l'andamento stagionale delle temperature e l'ecologia delle popolazioni zooplanctoniche è emersa chiaramente dagli studi condotti con l'uso degli isotopi stabili, dai quali si è visto come le variazioni del segnale isotopico, indicatrici di una variabilità stagionale nella distribuzione spaziale dei popolamenti, abbia no seguito molto da vicino la variabilità stagionale della temperatura dell'acqua negli strati 0-20 e 0-5 metri. Nell'ambito delle ricerche sullo zooplancton condotte nel 2016, sono da segnalare i primi risultati delle analisi molecolari, effettuate su alcuni *taxa* di rotiferi, che stanno dando informazioni utili per chiarire la posizione filogenetica degli organismi ritrovati nel Lago Maggiore. Da queste analisi ci si aspetta possano emergere anche informazioni importanti per procedere ad una revisione tassonomica di organismi di incerta collocazione, come *Brachionus calyciflorus*.

Un altro indicatore che potrebbe suggerire l'esistenza di cambiamenti in atto nell'ecosistema è il carbonio organico totale (TOC), la cui concentrazione aumenta, con l'inizio della stratificazione e della produzione primaria di carbonio organico, fino a culminare con i picchi misurati a luglio (1.93 mg L^{-1}) in superficie. Tali concentrazioni, mai raggiunte nel precedente triennio, costituiscono un motivo di attenzione per le condizioni del Lago Maggiore. Le concentrazioni si mantengono comunque alte (su valori tra $1.5\text{-}1.6 \text{ mg L}^{-1}$) per tutta l'estate fino ad ottobre, in superficie. Una frazione percentualmente abbondante di questo carbonio è costituita dal TEP, che nel 2016 è arrivato a misurare fino al 41% del TOC. La relazione tra clorofilla e TEP indica l'origine autoctona di questi esopolimeri, in particolare associati allo sviluppo dei popolamenti fitoplanctonici estivi.

Nel 2016 è proseguito lo studio volto a valutare la sovrapposizione di nicchia trofica nella comunità ittica. In particolare, l'attenzione si è focalizzata sulle tre specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore, e cioè l'agone, il coregone bondella e il gardon, le quali presentano un grado di sovrapposizione della nicchia trofica abbastanza accentuato, soprattutto nel periodo del tardo autunno/inverno, quando le risorse alimentari sono più scarse, confermando quanto emerse nel triennio scorso.

L'indagine sullo sviluppo dell'antibiotico resistenza ha evidenziato, anche per il 2016, la presenza di un numero significativo di geni di ABR nelle acque del Lago Maggiore, ma in calo rispetto ai valori medi del triennio precedente sia in termini di presenza/assenza, che di numero. Questo dato, di per se sicuramente positivo, andrà valutato nei prossimi anni, al fine di comprendere se siamo di fronte ad una diminuzione dell'antibiotico resistenza nel lago, o se il 2016 è stato un anno particolare. 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.

In conclusione, i dati ottenuti nel corso del 2016, confermano che il Lago Maggiore mantiene tuttora quella condizione prossima all'oligotrofia, che ne ha caratterizzata l'evoluzione recente. Peraltro, come osservato in occasione di precedenti indagini, lo stato ecologico attuale del lago è il risultato di un equilibrio tra il controllo imposto dai fattori meteorologici e quello legato alla pressione antropica che ancora grava sull'ecosistema. Sebbene i dati raccolti abbiano messo in evidenza come gli interventi volti alla riduzione dei carichi di origine antropica stiano dando buoni risultati, al tempo stesso si conferma che l'equilibrio determinato, da un lato, dagli interventi volti a limitare l'impatto antropico e, dall'altro, dagli effetti della variabilità climatica, rimane precario e suscettibile di alterazioni, sia nel breve termine, soprattutto a seguito di eventi estremi, come episodi di siccità o d'ingenti precipitazioni, sia nel lungo termine, in relazione al progressivo riscaldamento della massa d'acqua lacustre.

Per la diagnosi precoce degli effetti perturbanti, spesso non conclamati nelle fasi iniziali, e per la loro mitigazione è indispensabile poter disporre della serie storica dettagliata ed esauriente di dati limnologici che l'attività di ricerca limnologica sostenuta dalla CIP AIS senz'altro garantisce, diversamente dal meno esaustivo monitoraggio " a norma di legge". Soltanto una sorveglianza adeguata, basata su una frequenza di campionamento congrua con la velocità di cambiamento delle variabili fisiche, chimiche e biologiche nell'ambiente naturale e su metodologie analitiche sufficientemente sensibili, precise ed accurate, potrà garantire la capacità diagnostica necessaria per individuare precocemente un eventuale deterioramento qualitativo delle acque lacustri.

ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA

Dr. Giuseppe Morabito

RESPONSABILE AMMINISTRATIVO:

Dr. Giuseppe Torzillo (Direttore f.f. Istituto per lo Studio degli Ecosistemi)

ELENCO DEGLI AUTORI

Dr. Walter Ambrosetti	Limnologo fisico
Dr. Martina Austoni	Idrobiologo
Dr. Roberto Bertoni	Microbiologo Acquatico
Dr. Cristiana Callieri	Microbiologo Acquatico
Per. Ind. Igorio Cerutti	Tecnico in Ittiologia
Ing. Marzia Ciampittiello	Limnologo fisico
Per. Ind. Mario Contesini	Tecnico in Microbiologia
Dr. Gianluca Corno	Microbiologo Acquatico
Dr. Andrea Di Cesare	Microbiologo Acquatico
Ing. Claudia Dresti	Limnologo fisico
Dr. Ester Eckert	Microbiologo Acquatico
Dr. Paola Giacomotti	Idrochimico
Sig. Dario Manca	Tecnico in ICT
Dr. Marina Manca	Idrobiologo
Dr. Giuseppe Morabito	Idrobiologo
Per. Arianna Orrù	Tecnico in Idrochimica
Dr. Roberta Piscia	Idrobiologo
Dr. Michela Rogora	Idrochimico
Dr. Angelo Rolla	Limnologo fisico
Ing. Helmi Saidi	Limnologo fisico
Per. Chim. Gabriele A. Tartari	Tecnico in Idrochimica
Dr. Pietro Volta	Ittiologo

ELENCO DEI COLLABORATORI

Sig.na Evelina Crippa	Tecnico in limnologia fisica
-----------------------	------------------------------

INDIRIZZO DI RIFERIMENTO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di Verbania
Largo V. Tonolli 50/52
28922 – VERBANIA PALLANZA

Ringraziamenti

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