

**Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere**

Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano

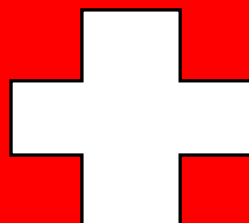
Aspetti limnologici

Programma triennale 2016–2018

Campagna 2018 e sintesi pluriennale

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

su mandato della Repubblica e Cantone del Ticino



**Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere**

**Ricerche
sull'evoluzione del Lago di Lugano**

Aspetti limnologici

Programma triennale 2016-2018

**Campagna 2018 e
sintesi pluriennale**

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

su mandato della Repubblica e Cantone del Ticino

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

Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI). 2019: *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2016-2018. Campagna 2018 e sintesi pluriennale.* Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 96 pp.

Sintesi

1. Questo rapporto presenta i risultati raccolti nel 2018 nell'ambito del programma di ricerche limnologiche sul Lago di Lugano, realizzate dall'Istituto Scienze della Terra dell'Università Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI) su mandato dell'Amministrazione del Cantone Ticino.
2. Dal punto di vista meteorologico, il 2018 è stato un anno un anno eccezionalmente caldo (dieci mesi più caldi della norma) e povero di precipitazioni. Tuttavia, gli scarti di temperatura più elevati si sono manifestati soprattutto tra la primavera e l'autunno, mentre tra dicembre 2017 e marzo 2018 le temperature sono state spesso inferiori alla norma.
3. Nei corsi d'acqua (tributari e emissario), le condizioni meteorologiche si sono tradotte in deflussi mediamente ridotti e temperature elevate.
4. Le caratteristiche chimiche dei corsi d'acqua sono state in linea con quelle osservate negli ultimi anni. Nella maggior parte dei corsi d'acqua, l'inquinamento da nutrienti (misurato in base alle concentrazioni di fosforo) e l'inquinamento organico (misurato in base a BOD e DOC) appaiono da lievi a moderati in termini di condizioni croniche, mentre raggiungono livelli ancora elevati in condizioni episodiche (eventi idrologici). Fa tuttavia ancora eccezione il Rio Bolletta, nel quale l'inquinamento da nutrienti e organico permane una caratteristica croniche. Inoltre, in almeno quattro degli otto tributari monitorati i composti tossici dell'azoto (nitrito e ammonio) hanno raggiunto in almeno un'occasione di campionamento concentrazioni potenzialmente nocive per gli organismi acquatici e/o al di sopra delle norme di legge.
5. I carichi di fosforo veicolati dai tributari al lago (bacino nord: 10.4 t, bacino sud: 21.9 t) sono stati i più bassi registrati dall'inizio del programma di ricerche (1983) e confermano la tendenza alla diminuzione osservata negli ultimi 4-5 anni, dopo due decenni di relativa stabilità. A questa diminuzione hanno contribuito sia dei miglioramenti nella depurazione delle acque reflue, sia delle condizioni meteorologiche e idrologiche (scarse precipitazioni) che hanno ridotto lo scarico per sfioramento e i contributi provenienti da fonti diffuse. Tuttavia, i risultati hanno messo in luce incertezze nella stima dei carichi e indicano che i valori stimati, benché utili all'analisi delle tendenze temporali, non forniscono valori accurati in termini assoluti.
6. Per quel che riguarda la fisica lacustre, l'inverno 2017-2018, relativamente freddo (pt. 2), ha permesso al lago di circolare secondo i regimi consueti nei bacini (meromissi nel bacino nord, olomissi nel bacino sud) tra febbraio e marzo. Nel bacino nord, il mescolamento ha raggiunto la profondità massima di 63 m, un valore solo leggermente inferiore alla media pluriennale (70 m, escluse circolazioni eccezionali). Il lago si è ri-stratificato in aprile, e la stratificazione, a causa dell'autunno caldo, si è mantenuta stabile fino quasi alla fine dell'anno. L'estate e l'autunno caldi hanno determinato, rispettivamente, elevate temperature massime (26.8-27.6°C in agosto) e un raffreddamento autunnale debole e tardivo.

7. Dal punto di vista chimico, il rifornimento epilimnetico di nutrienti avvenuto durante le circolazioni tardo-invernali è stato relativamente modesto nel bacino nord, dove, nello strato produttivo, le concentrazioni di fosforo totale hanno raggiunto al massimo $15 \mu\text{g P L}^{-1}$ e quelle della silice 0.7 mg Si L^{-1} . Nel bacino sud, il rifornimento è stato almeno doppio: le concentrazioni massime di fosforo totale hanno raggiunto $33 \mu\text{g P L}^{-1}$ (a Figino) o $44 \mu\text{g P L}^{-1}$ (a Melide) e quelle della silice 1.5 mg Si L^{-1} (a Figino) o 1.4 mg Si L^{-1} (a Melide). Lo sviluppo fitoplanctonico primaverile (pt. 8) ha poi portato all'apparente esaurimento di questi nutrienti nello strato produttivo attorno al mese di aprile. L'ossigenazione delle acque profonde è apparsa nella norma. Nel bacino nord, la meromissi stabile è stata accompagnata da anossia pressoché costante sotto i 100 m di profondità. Nel bacino sud, gli strati vicini al fondo si sono parzialmente riossigenati a fine febbraio grazie alla circolazione e sono tornati anossici verso la fine del mese di giugno.
8. La comunità fitoplanctonica ha mostrato discontinuità rispetto al passato recente (5-10 anni) sia in termini di composizione tassonomica che in termini di quantità (produzione e biomassa). Dal punto di vista della composizione, va sottolineato specialmente il calo delle cianofitiche, dovuto in gran parte al mancato sviluppo estivo di *Planktothrix rubescens*, che è andato a vantaggio degli altri gruppi. Dal punto di vista quantitativo, vanno segnalati i notevoli cali di biomassa e di produzione primaria. Tuttavia, in termini assoluti, anche la produzione del 2018 ($319\text{-}404 \text{ g C m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$) rimane elevata e indicativa di condizioni di eutrofia.
9. Al contrario del fitoplancton, lo zooplancton da crostacei ha mostrato una ripresa in termini quantitativi (abbondanza e biomassa), determinata soprattutto da un aumento delle forme erbivore. Da un lato, quest'aumento va messo in relazione con la maggiore disponibilità di fitoplancton edibile, dall'altro spiega la diminuzione di produzione e biomassa, mantenute basse dal forte consumo, dovuta all'aumentata pressione 'top down'.
10. Il confronto tra il 2018 e l'ultimo quinquennio indica che il lago stia oscillando in un intervallo di variabilità ampio, caratterizzato da una parte da anni con notevoli sviluppi di cianobatteri, forte produzione primaria, e popolamenti di zooplancton erbivoro ridotti (2013-2016), e dall'altro lato da anni con minor presenza di cianobatteri, minor produzione e maggior presenza di zooplancton erbivoro (2018 e parzialmente il 2017). I fattori causali di queste oscillazioni non sono noti e andrebbero approfonditi in futuro. In quest'ambito sarà particolarmente importante riuscire a determinare cosa causa lo stato caratterizzato da elevata produzione e abbondanza di cianobatteri, che appare 'mimare' sintomi di forte eutrofizzazione nonostante la ridotta disponibilità di fosforo.

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
1.1. Prefazione	1
1.2. Ubicazione e caratteristiche delle stazioni di prelievo	1
2. METEOROLOGIA DELL' AREALE LACUSTRE	6
2.1. Andamento generale	6
2.2. Andamento mensile (Lugano)	7
3. CARATTERISTICHE FISICHE DEI CORSI D'ACQUA	11
3.1. Deflussi	11
3.2. Temperature	15
4. CARATTERISTICHE CHIMICHE DEI CORSI D'ACQUA E CARICHI DI NUTRIENTI	17
4.1. Caratteristiche chimiche	17
4.2. Carichi di fosforo e azoto	19
5. CARATTERISTICHE FISICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO	28
5.1. Livello lacustre	28
5.2. Trasparenza e luce	28
5.3. Temperatura e bilancio termico	32
5.4. Profondità di mescolamento e stabilità	35
6. CARATTERISTICHE CHIMICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO	38
6.1. Alcalinità e pH	38
6.2. Ossigeno disciolto e potenziale redox	38
6.3. Macronutrienti (azoto, fosforo e silicio)	39
7. INDAGINI SUL FITOPLANCTON	54
7.1. Composizione tassonomica	54
7.2. Variazioni della biomassa	56
7.3. Pigmenti fotosintetici	59
7.4. Produzione primaria	63
8. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON	64
8.1. Composizione e abbondanza	64
8.2. Struttura trofica	66
9. CONCLUSIONI	71
10. SINTESI PLURIENNALE	73
10.1. Corsi d'acqua: qualità delle acque	73
10.2. Lago: evoluzione dello stato fisico	74
10.3. Lago: evoluzione dello stato chimico	79
10.4. Evoluzione dei popolamenti fitoplanctonici	83
10.5. Evoluzione dei popolamenti zooplanctonici	85
10.6. Conclusioni	92

11. FOSFORO: CARICHI, CONCENTRAZIONI E PREVISIONI	93
11.1. Evoluzione dei carichi e delle concentrazioni a lago	93
11.2. Previsioni mediante modello di bilancio	95
11.3. Conclusioni	96
RINGRAZIAMENTI	98
BIBLIOGRAFIA	99
AUTORI E COLLABORATORI	100
APPENDICI	102

1. INTRODUZIONE

1.1. Prefazione

Questo rapporto sulle ricerche sul Lago di Lugano promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS) riassume i risultati conseguiti durante la campagna di monitoraggio del 2018 e li inserisce nel contesto dell'evoluzione a lungo termine delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del lago e del suo bacino imbrifero.

Le ricerche sono volte a determinare lo stato del lago e dei corsi d'acqua presenti nel bacino imbrifero (tributari maggiori e emissario), dando particolare risalto allo stato trofico e alla qualità delle acque, per i quali sono in atto da decenni misure di risanamento. Inoltre, si è dato rilievo ai problemi emergenti, tra i quali spiccano i cambiamenti climatici, e ai possibili effetti di questi nuovi problemi sul risanamento del lago.

Come in passato, nel corso delle indagini si è prestata particolare attenzione per garantire continuità all'organizzazione dell'attività di campagna, alla produzione dei dati e all'elaborazione dei risultati. In nuovi risultati assicurano quindi il proseguimento omogeneo delle serie storiche, che si estendono all'indietro (nella forma corrente) fino al 1983. Queste serie, che vanno annoverate tra le più notevoli per durata e qualità dei dati tra quelle disponibili per i laghi dell'intero arco alpino, offrono un'occasione privilegiata per esaminare l'efficacia delle misure di risanamento adottate e per riadattarle in funzione delle nuove problematiche ambientali che si stanno affacciando sull'ecosistema lacustre.

1.2. Ubicazione e caratteristiche delle stazioni di prelievo

La campagna di indagini ha coinvolto principalmente 12 stazioni di rilevamento, suddivise come segue:

- tre stazioni ubicate nella zona pelagica del lago (Gandria, Melide e Figino; Fig. 1.2.2; Tabella 1.2.2);
- otto stazioni ubicate sui maggiori tributari del lago, in chiusura di bacino (Fig. 1.2.1; Tabella 1.2.3);
- una stazione ubicata sull'emissario del lago (fiume Tresa), appena a valle rispetto al punto di uscita dal lago (Fig. 1.2.1; Tabella 1.2.3).

Le tre stazioni di prelievo lacustri sono state scelte oltre un trentennio or sono in modo da rappresentare i due principali bacini del lago, nord e sud, che si distinguono per caratteristiche morfologiche, idrologiche e carico trofico. Le loro caratteristiche sono riassunte nella Tabella 1.2.1. La stazione di Gandria rappresenta il bacino nord, mentre le stazioni di Melide e Figino rappresentano il bacino sud. In queste stazioni sono state raccolte le informazioni inerenti la fisica, la chimica e il plancton dell'ambiente pelagico lacustre (Capitoli 5-8).

I tributari campionati includono i sei corsi d'acqua maggiori (Vedeggio, Cassarate, Cuccio, Magliasina, Laveggio e Livone) e due corsi d'acqua minori che però producono carichi di nutrienti elevati (Bolletta e Scairolo). In questi corsi d'acqua sono stati raccolti i dati per la valutazione dell'andamento delle portate (Capitolo 3) e dei carichi di nutrienti e di calore veicolati al lago (Capitoli 4 e 5).

I dati raccolti presso la stazione sull'emissario Tresa hanno permesso di calcolare i flussi di nutrienti e calore in uscita da lago, che servono per il calcolo dei relativi bilanci (Capitoli 4 e 5).

Inoltre, per l'elaborazione del rapporto si è fatto uso di informazioni provenienti da stazioni appartenenti ad altri programmi di monitoraggio, tra i quali il monitoraggio meteorologico da parte di MeteoSvizzera e il monitoraggio dei deflussi dei corsi d'acqua da parte dell'Ufficio Federale dell'Ambiente (UFAM) e del settore Idrologia dell'Istituto Scienze della Terra della SUPSI. L'ubicazione di queste stazioni è raffigurata nelle Figg. 1.2.1. e 1.2.2.

Tabella 1.2.1. Lago di Lugano: caratteristiche geografiche e morfometriche del lago (suddiviso nei bacini nord, sud e di Ponte Tresa) e del suo bacino imbrifero.

Bacino		nord	sud	P. Tresa
<i>Area bacino imbrifero</i>	km ²	269.7	290.3	5.6
<i>Area bacino lacustre</i>	km ²	27.5	20.3	1.1
<i>Area bacini a monte</i>	km ²	-	297.2	607.8
<i>Area totale bacino imbrifero</i>	km ²	297.2	607.8	614.5
<i>Volume bacino lacustre</i>	km ³	4.69	1.14	0.03
<i>Deflusso annuo emissario</i>	km ³	0.38	0.77	0.78
<i>Tempo teorico di ricambio</i>	anni	12.3	1.4	0.04
<i>Profondità media</i>	m	171	55	33
<i>Profondità massima</i>	m	288	95	50

Tabella 1.2.2. Lago di Lugano: coordinate (latitudine e longitudine secondo il sistema di riferimento della misurazione nazionale svizzera MN95) delle stazioni di campionamento in ambiente pelagico (accuratezza ≤ 2 m).

Stazione	Longitudine	Latitudine
<i>Gandria</i>	2 722 532	1 096 697
<i>Melide</i>	2 717 852	1 088 684
<i>Figino</i>	2 712 809	1 090 718

Tabella 1.2.3. Lago di Lugano: coordinate (latitudine e longitudine secondo il sistema di riferimento della misurazione nazionale svizzera MN95) delle stazioni di campionamento sui maggiori tributari e sull'emissario (Tresa), per bacino lacustre (nord e sud).

Bacino	Corso d'acqua	Località	Longitudine	Latitudine	Area bacino [km²]
<i>nord</i>	<i>Cassarate</i>	Pregassona	2 718 010	1 097 380	73.9
<i>nord</i>	<i>Cuccio</i>	Porlezza	2 731 000	1 099 100	53.8
<i>nord</i>	<i>Livone</i>	Osteno	2 727 500	1 096 500	30.6
<i>sud</i>	<i>Bolletta</i>	Porto Ceresio	2 713 075	1 084 900	19.5
<i>sud</i>	<i>Laveggio</i>	Riva San Vitale	2 719 140	1 083 880	28.9
<i>sud</i>	<i>Magliasina</i>	Magliaso	2 711 620	1 093 290	34.3
<i>sud</i>	<i>Scairolo</i>	Figino	2 713 810	1 089 920	9.7
<i>sud</i>	<i>Tresa</i>	Ponte Tresa	2 709 580	1 092 145	614.5
<i>sud</i>	<i>Vedeggio</i>	Bioggio	2 713 900	1 095 100	106.0

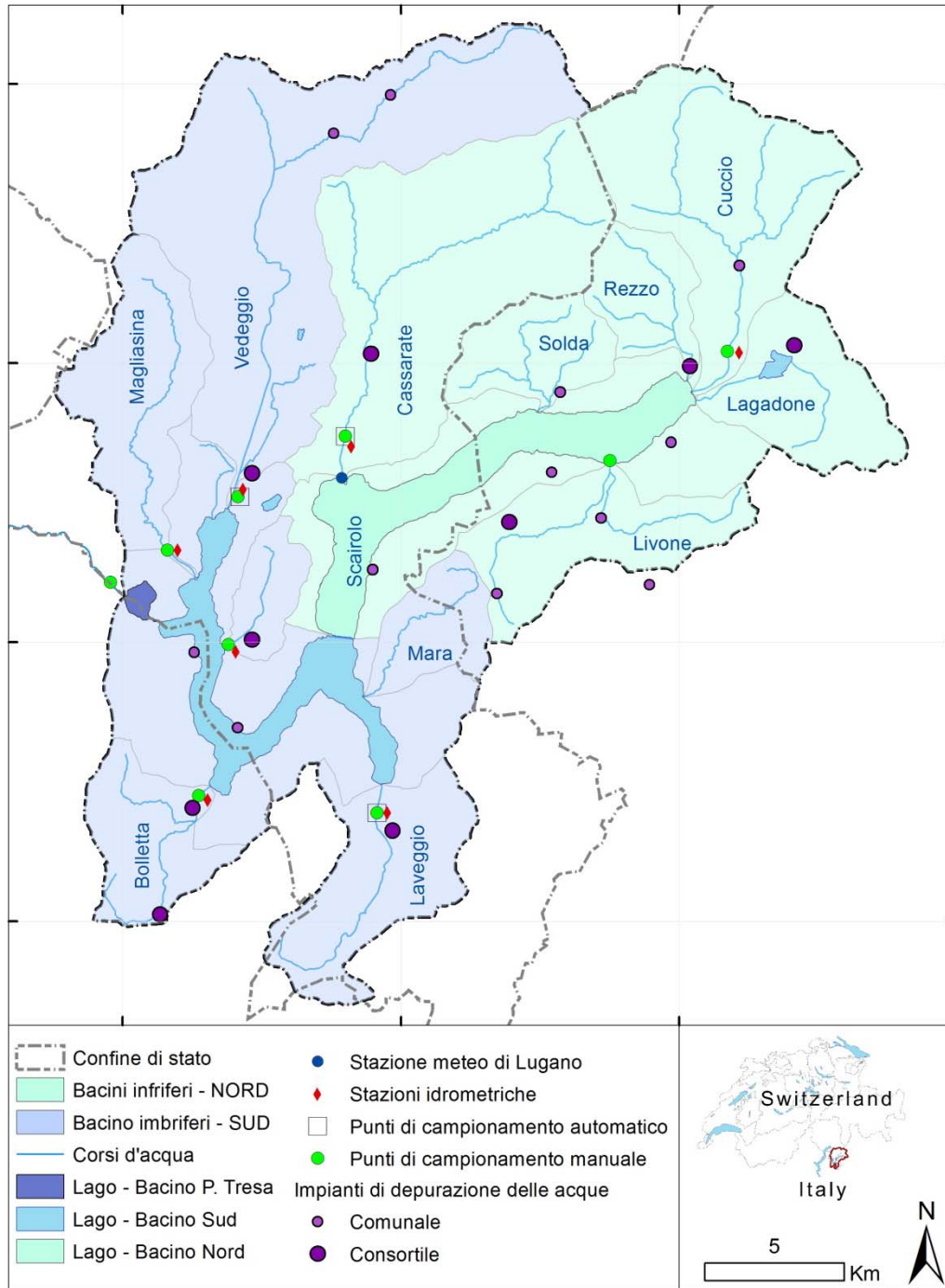


Fig. 1.2.1. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni per la misura della portata dei punti di campionamento manuale e automatico e degli impianti di depurazione.

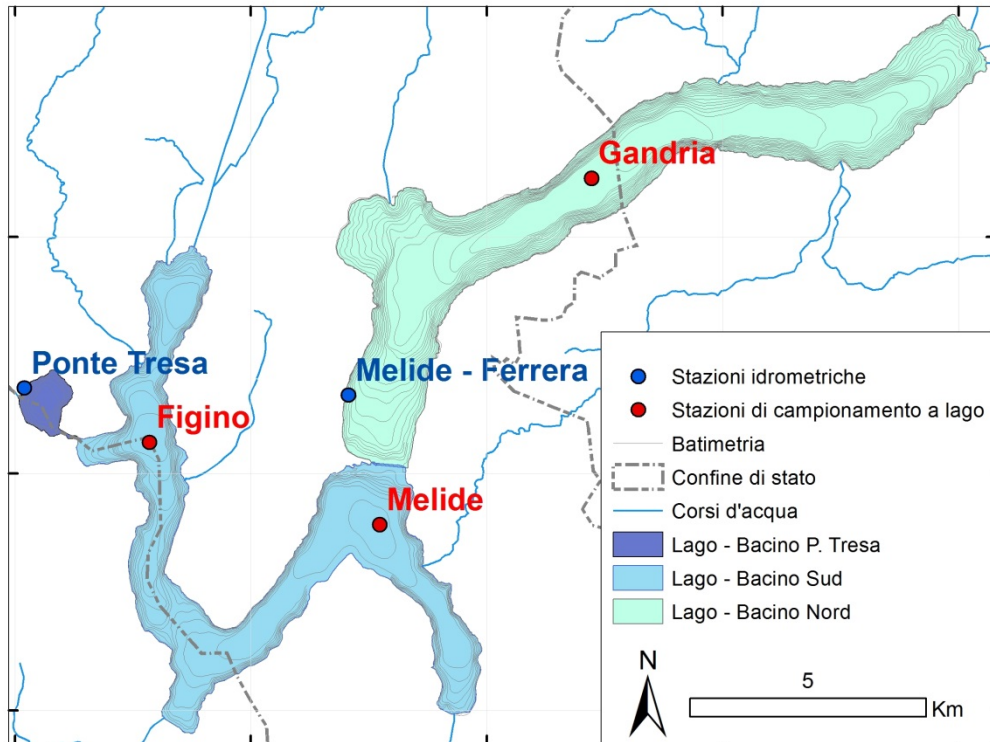


Fig. 1.2.2. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni di prelievo in ambiente pelagico (Gandria, Melide e Figino) e delle stazioni idrometriche dell'Ufficio Federale dell'Ambiente.

2. METEOROLOGIA DELL'AREALE LACUSTRE

Per descrivere l'andamento meteorologico nel bacino lacustre vengono riportati un riepilogo dell'andamento del clima annuale in Svizzera e l'andamento mensile dei parametri che maggiormente influenzano i processi limnologici (radiazione solare globale, temperatura atmosferica, precipitazioni e intensità/direzione dei venti) a Lugano. Tutti i dati sono tratti dal Portale dati per l'insegnamento e la ricerca (IDAweb) di MeteoSvizzera. I valori del 2018 sono confrontati con i valori climatici di riferimento (o 'norme') calcolati sul periodo 1981-2010.

2.1. Andamento generale

In Svizzera, il 2018 è stato un anno caldo e povero di precipitazioni. Dieci mesi sono stati più caldi della norma, sei dei quali in modo eccezionale, e i valori di temperatura annuale e del semestre primavera-estate sono stati i più elevati dall'inizio delle misure nel 1864. Il caldo è stato accompagnato da una siccità eccezionale, che è stata particolarmente marcata nella Svizzera orientale.

L'inverno 2017/18 è stato caratterizzato da forti variazioni mensili. Mentre dicembre e febbraio sono stati più freddi della norma 1981-2010 (-0.6°C e -3.0°C , rispettivamente), il mese di gennaio è stato il più caldo dall'inizio delle misure nel 1864 ($+3.1^{\circ}\text{C}$). Inoltre, le precipitazioni nevose sono state abbondanti (150-180% della norma a sud delle Alpi).

La primavera è stata complessivamente calda (è stata la quinta primavera più calda dall'inizio delle misure), nonostante un inizio freddo. Infatti, a sud delle Alpi, il mese di marzo ha fatto registrare un'anomalia termica negativa, compresa tra 1 e 2 $^{\circ}\text{C}$, che lo colloca tra uno dei marzi più freddi degli ultimi 30 anni. Viceversa, i mesi di aprile e maggio sono stati più caldi della norma. Il mese di aprile, in particolare, è stato tra i più caldi dall'inizio delle misure, grazie a scarti termici positivi raggiungenti 3.9°C a livello nazionale e $4-5^{\circ}\text{C}$ a livello regionale.

La temperatura media estiva, pari a 15.3°C , è stata decisamente superiore alla norma, per la terza volta in pochi anni (insieme agli anni 2017, 2015 e 2003). Alle elevate temperature ha contribuito l'arrivo un'ondata di caldo a fine luglio, che a sud delle Alpi è stata particolarmente intensa per entità e durata. Durante questa fase le temperature massime giornaliere si sono spinte oltre i 30°C per ben 18 giorni consecutivi a partire dal 22 luglio. Inoltre, durante questo periodo, la media delle temperature massime giornaliere presso la stazione di misura di Locarno – Monti (32.6°C) è stata la terza più elevata dal 1935, l'anno di inizio delle misure presso questa stazione. L'estate 2018 è stata inoltre contrassegnata da una forte siccità (tra aprile e agosto è piovuto solo il 71% della norma 1981–2010) e da un soleggiamento da record.

In conformità con l'intero anno, anche l'autunno del 2018 è stato caldo, particolarmente in alcune regioni a Sud delle Alpi, dove questa stagione ha fatto registrare le temperature medie più elevate dall'inizio delle misure. Presso le stazioni di Lugano e Locarno–Monti, per esempio, la temperatura media dell'autunno è stata di ben 2.2°C superiore alla norma 1981 –2010. Il primato precedente

apparteneva al 2006, quando si registrarono scarti di +1.8°C (Lugano) e +1.9°C (Locarno –Monti).

2.2. Andamento mensile (Lugano)

In linea con la tendenza pluridecennale all'aumento osservata in rapporti precedenti, anche nel 2018 la radiazione solare globale cumulata (4935 MJ m⁻²) è risultata sostanzialmente superiore alla norma 1981-2010 (+430 MJ m⁻² o +10%; Tabella 2.2.1). Dall'andamento mensile (Fig. 2.2.1) si evince che le differenze rispetto alla norma sono state più evidenti nei mesi centrali (giugno e luglio). Queste differenze indicano che anche a Lugano, come nel resto della Svizzera, l'estate è stata particolarmente soleggiata.

Tabella 2.2.1. Lago di Lugano, 2018: media annuale (temperatura e intensità dei venti) o valore cumulato (radiazione e precipitazioni) dei parametri meteorologici più influenti sulla fisica lacustre in confronto alla norma 1981-2010

	2018	norma (1981-2010)
<i>Radiazione globale</i>	4935 MJ m ⁻²	4505 MJ m ⁻²
<i>Temperatura atmosferica</i>	13.9°C	12.5 °C
<i>Precipitazioni</i>	1472 mm	1559 mm
<i>Intensità dei venti</i>	5.8 km h ⁻¹	6.5 km h ⁻¹

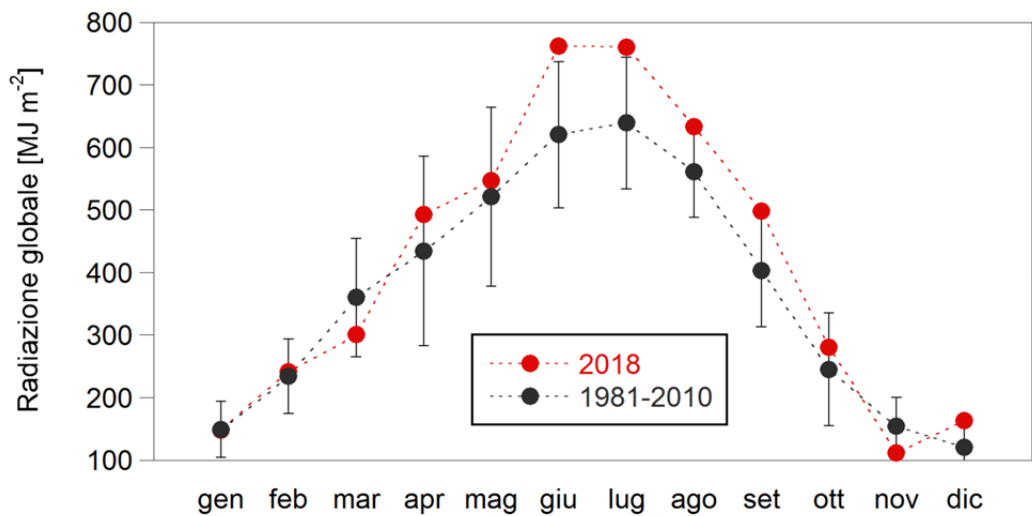


Fig. 2.2.1. Lago di Lugano, 2018: Radiazione globale mensile. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

La temperatura media annuale è stata pari a 13.9°C, un valore che contraddistingue un anno eccezionalmente caldo (+1.4°C rispetto alla norma, Tabella 2.2.1). L'andamento mensile (Fig. 2.2.2) mostra che, a riflesso dell'andamento osservato a livello svizzero (§ 2.1), ben 10 mesi su 12 sono stati più caldi della norma. In particolare, l'estate e l'autunno hanno fatto registrare temperature medie di quasi 2°C (1.9°C e 1.8°C) superiori ai valori di riferimento.

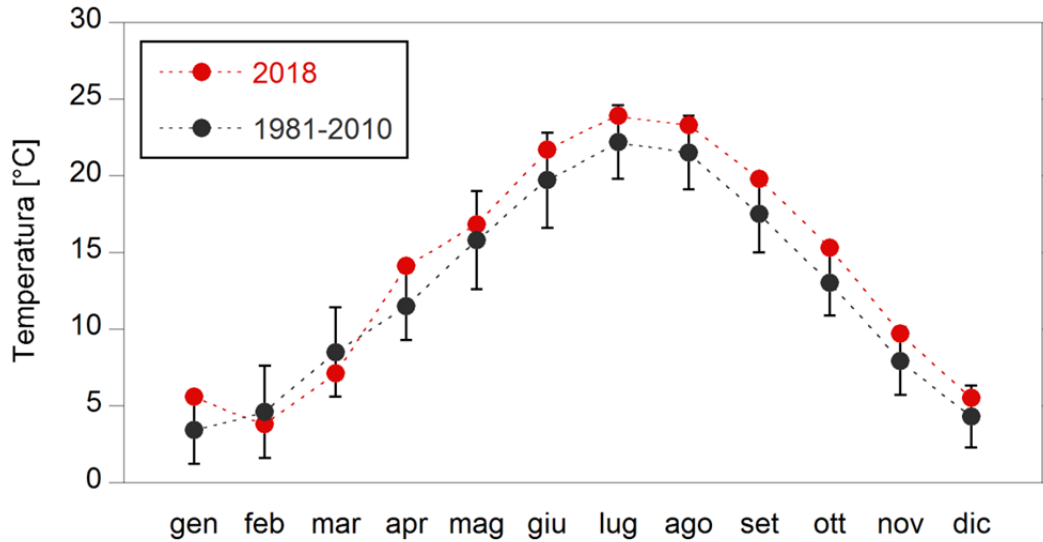


Fig. 2.2.2. Lago di Lugano, 2018: temperatura atmosferica mensile. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

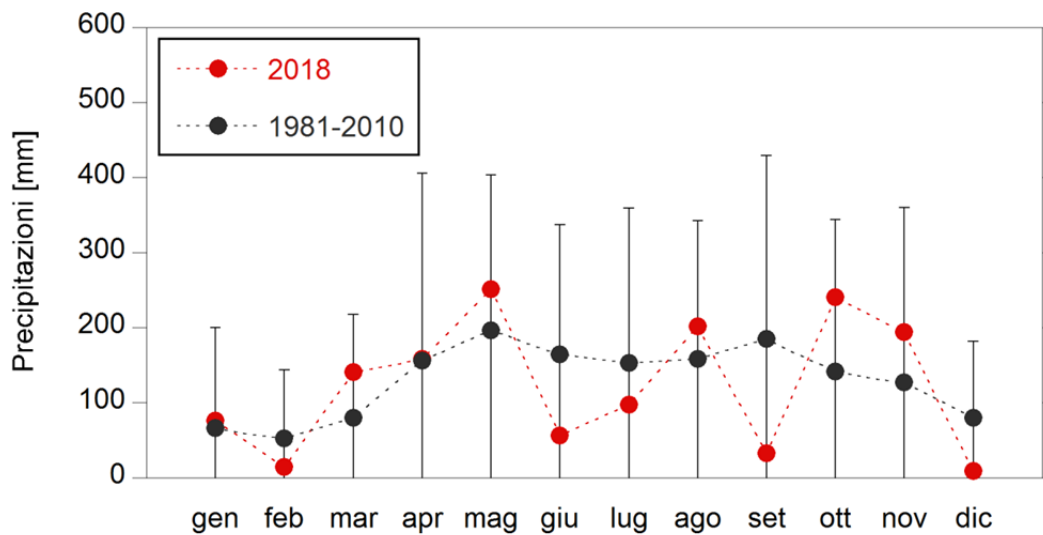


Fig. 2.2.3. Lago di Lugano, 2018: precipitazioni totali mensili. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

Le precipitazioni totali (1472 mm) sono state leggermente inferiori alla norma (-87 mm o -5%; Tabella 2.2.1). Tuttavia, a Lugano, la scarsità di precipitazioni è apparsa meno severa che in altre regioni svizzere. Deficit sostanziali rispetto alle norme mensili sono state limitati ai mesi di giugno, luglio, settembre e dicembre (Fig. 2.2.3.). I mesi di ottobre e novembre, viceversa, sono stati relativamente piovosi, mentre nel resto dell'anno le precipitazioni sono state vicine alla norma. Inoltre, la scarsità di precipitazioni ha interessato soprattutto la sezione più meridionale del bacino del lago (Fig. 2.2.4.). Nella parte più settentrionale, da dove sorgono i principali tributari (Vedeggio, Cassarate e Cuccio), la quantità annua di precipitazioni è stata invece vicina o superiore alla norma MeteoSvizzera relativa alla stazione di Lugano.

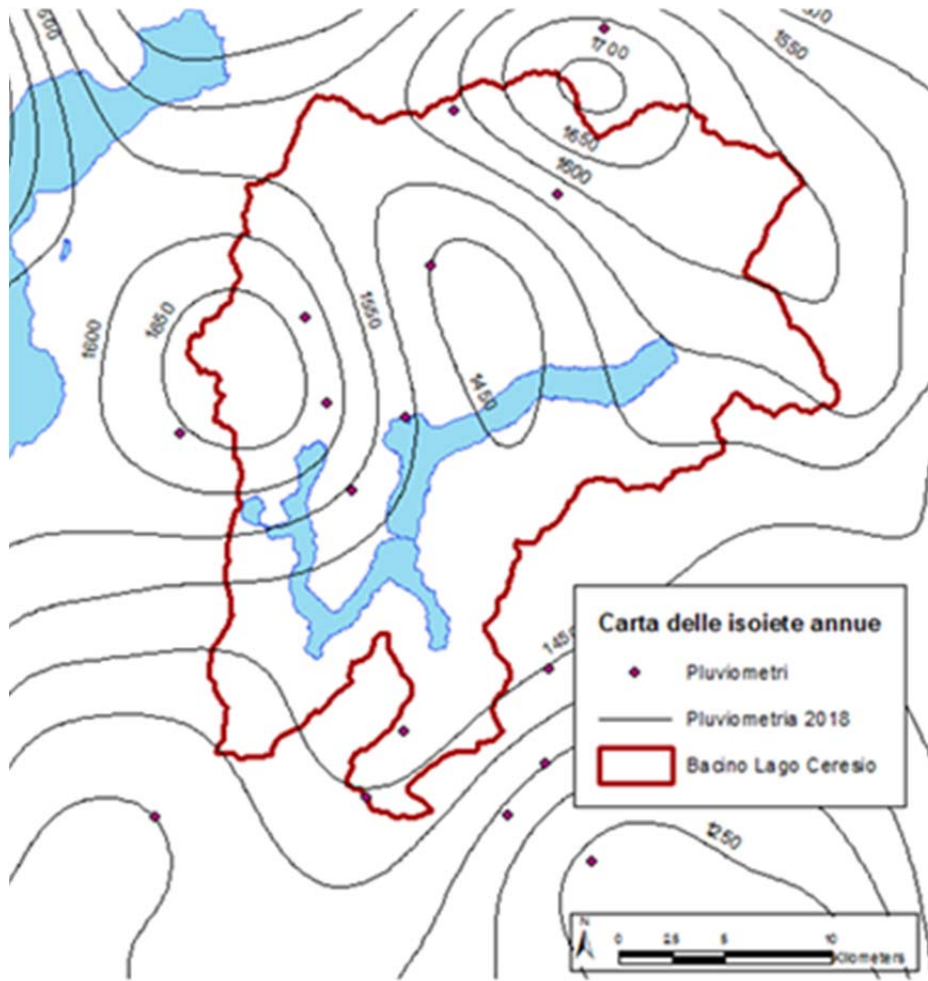


Fig. 2.2.4. Lago di Lugano, 2018: carta delle isoiete per il bacino imbrifero

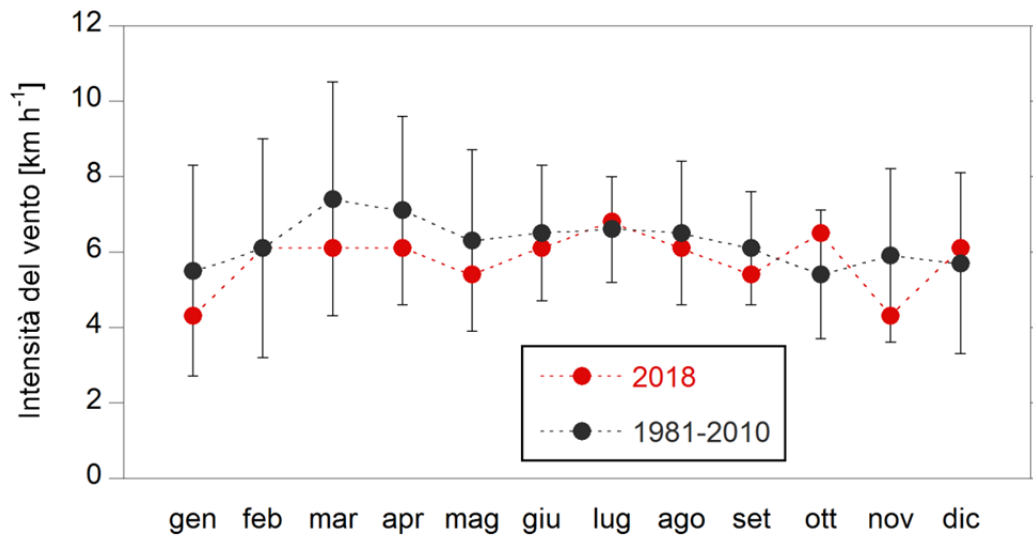


Fig. 2.2.5. Lago di Lugano, 2018: velocità mensile del vento. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

L'intensità media del vento (5.8 km h^{-1}) è stata nuovamente inferiore alla norma (-0.7 km h^{-1} o -11% , Tabella 2.2.1). L'attività relativamente debole registrata tra gennaio e marzo (Fig. 2.2.5) è di rilievo perché indica che la forza di taglio del vento non ha probabilmente potuto contribuire in modo determinante alla circolazione della colonna d'acqua. La direzione dei venti (Fig. 2.2.6) conferma la provenienza N-NNW tipica del lago.

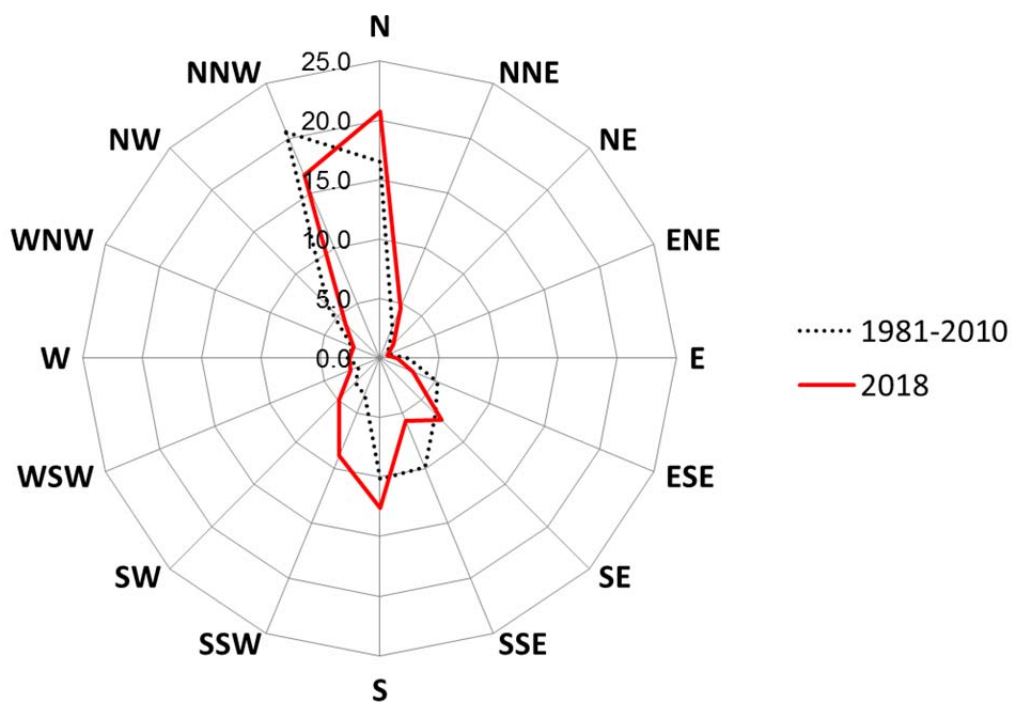


Fig. 2.2.6. Lago di Lugano, 2018: frequenze (%) della direzione di provenienza dei venti.

3. CARATTERISTICHE FISICHE DEI CORSI D'ACQUA

Per caratterizzare le condizioni fisiche dei tributari maggiori e dell'emissario del Lago di Lugano (fiume Tresa) vengono presentate le medie annuali e gli andamenti mensili di portata e temperatura. L'andamento delle portate, analizzato per tutti i corsi d'acqua è stato descritto in base a dati forniti dall'Ufficio Federale dell'Ambiente e dall'Istituto Scienze della Terra della SUPSI. Dati di temperatura con risoluzione temporale giornaliera sono disponibili dal 2018 per tutti i tributari, ad eccezione del Cassarate, i cui dati non sono completi.

3.1. Deflussi

La Tabella 3.1.1. presenta i valori di deflusso dei corsi d'acqua monitorati relativi all'anno 2018, rispetto alla media pluriennale (per i periodi di riferimento, si vedano le Figg. 3.1.1. e 3.1.2.).

Come riferito nel Capitolo 2, il 2018 è stato un anno con precipitazioni inferiori alla norma. Conseguentemente, anche le portate media annuali degli immissari sono state tendenzialmente inferiori alle rispettive medie pluriennali di riferimento (-8%). La differenza è parsa maggiore per il Cassarate e Bolletta, la cui portata è stata inferiore alla media del 30% e del 18%, mentre le portate degli altri tributari sono state di poco inferiori o leggermente superiori alla media pluriennale. La portata media dell'emissario Tresa è stata del 20% inferiore alla norma. Il regime mensile ha visto alternarsi mesi con deflusso leggermente superiore alla media (gennaio, marzo, aprile e novembre) a mesi fortemente deficitari, quali tutto il periodo compreso tra maggio ed ottobre. Va sottolineato (Fig. 3.1.2.) il deflusso inferiore del Cassarate rispetto a Vedeggio e Magliasina durante tutto il periodo estivo e autunnale.

Il confronto tra l'intera serie di portate giornaliere e le portate misurate durante i 12 giorni dei campionamenti effettuati per valutare la qualità delle acque e i carichi di nutrienti (Capitolo 4) mostra che sia la media che la variabilità delle portate sono state riprodotte in modo adeguato, in particolare per i fiumi Cassarate e Tresa (Fig. 3.1.2.). I campionamenti di aprile, maggio e, soprattutto, novembre sono state effettuati in condizioni di portata elevata. Dai grafici si evince anche che i valori minimi di portata dell'anno (25-26 ottobre) si sono verificati a brevissima distanza da quelli massimi (28 ottobre- 3 ottobre), a testimonianza del brusco cambiamento dal tempo secco che ha caratterizzato il semestre maggio-ottobre all'evento che ha caratterizzato i giorni a cavallo tra ottobre e novembre.

Tabella 3.1.1. Lago di Lugano, 2018: confronto tra le portate medie mensili e le medie pluriennali dei tributari maggiori e dell'emissario (fiume Tresa). I colori caldi evidenziano le portate inferiori alla media, mentre i colori freddi evidenziano le portate superiori.

Corso d'acqua	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Cassarate	133%	76%	83%	111%	61%	46%	33%	44%	24%	48%	121%	71%	70%
Cuccio	106%	72%	87%	163%	111%	82%	55%	72%	59%	83%	165%	84%	100%
Bolletta	99%	58%	124%	98%	72%	73%	68%	82%	40%	70%	119%	54%	82%
Laveggio	98%	49%	140%	146%	129%	106%	82%	85%	30%	62%	122%	47%	98%
Magliasina	148%	91%	117%	106%	81%	66%	41%	102%	41%	99%	246%	82%	108%
Scairolo	105%	66%	109%	101%	94%	74%	70%	105%	61%	84%	122%	54%	88%
Vedeggio	167%	107%	121%	132%	81%	66%	43%	75%	39%	81%	190%	98%	100%
MEDIA TRIBUTARI	122%	74%	112%	123%	90%	73%	56%	80%	42%	75%	155%	70%	92%
Tresa	115%	74%	79%	103%	86%	75%	37%	49%	36%	38%	157%	73%	80%

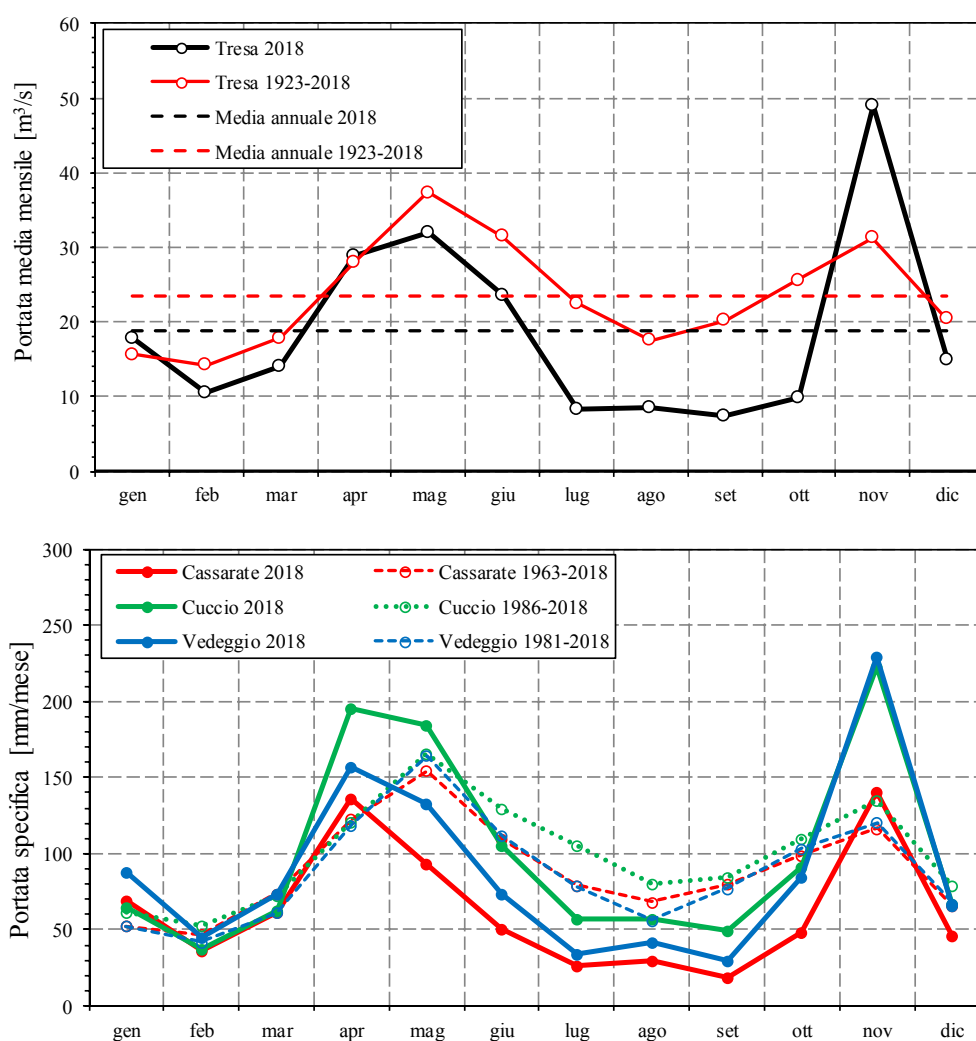
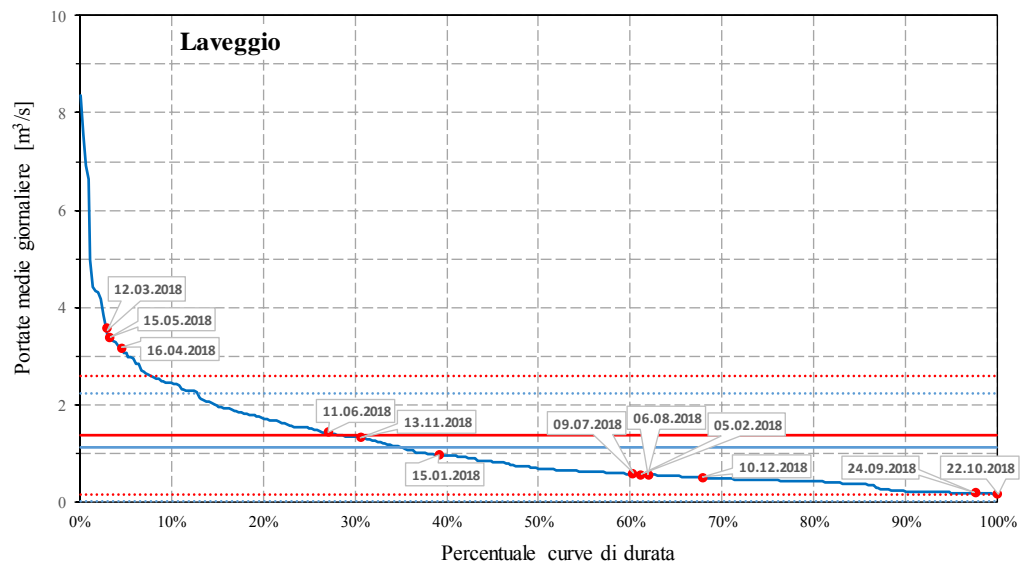
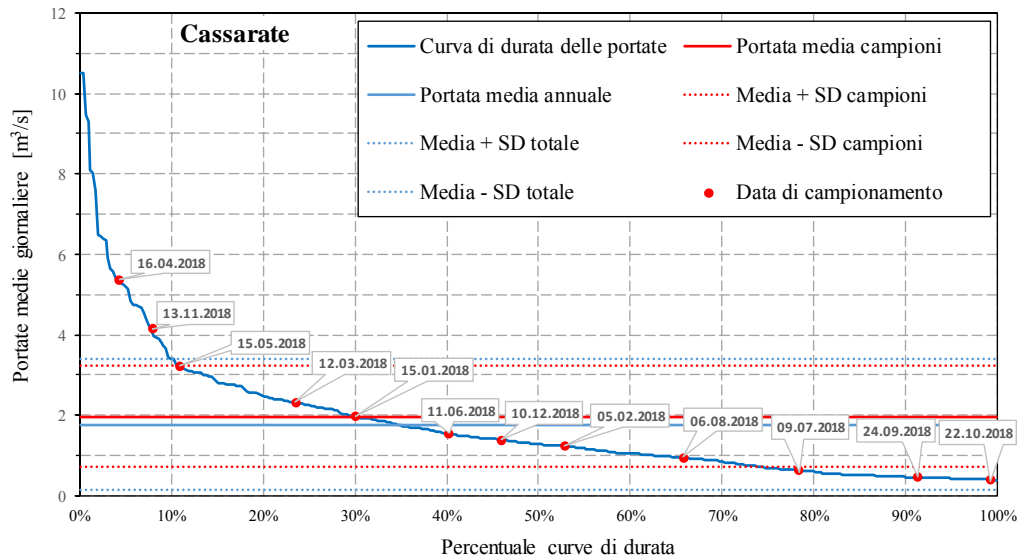


Fig. 3.1.1. Lago di Lugano, 2018: Sopra: deflussi mensili dell'emissario Tresa nel 2018 e nel periodo di riferimento (1923-2018). A partire dal 1963 la portata viene regolata artificialmente. Sotto: Deflussi mensili dei tributari Vedeggio (principale immissario del bacino sud), Cassarate e Cuccio (principali immissari del bacino nord) nel 2018 e nei rispettivi periodi di riferimento.

Tabella 3.1.2. Lago di Lugano, 2018: confronto tra la portate medie annue dei principali tributari e quelle calcolata a partire dalle portate nei 12 giorni di campionamento manuale (Capitolo 4).

	$Q_{\text{media-tot}}$ [m ³ s ⁻¹]	$Q_{\text{media-campioni}}$ [m ³ s ⁻¹]	Differenza [m ³ s ⁻¹]
Cassarate	1.76	1.97	0.21
Cuccio	2.04	2.15	0.11
Bolletta	0.59	0.61	0.02
Laveggio	1.12	1.36	0.24
Magliasina	1.29	1.23	-0.06
Scairolo	0.27	0.25	-0.02
Vedeggio	3.35	3.51	0.16
Tresa	18.74	21.72	2.98



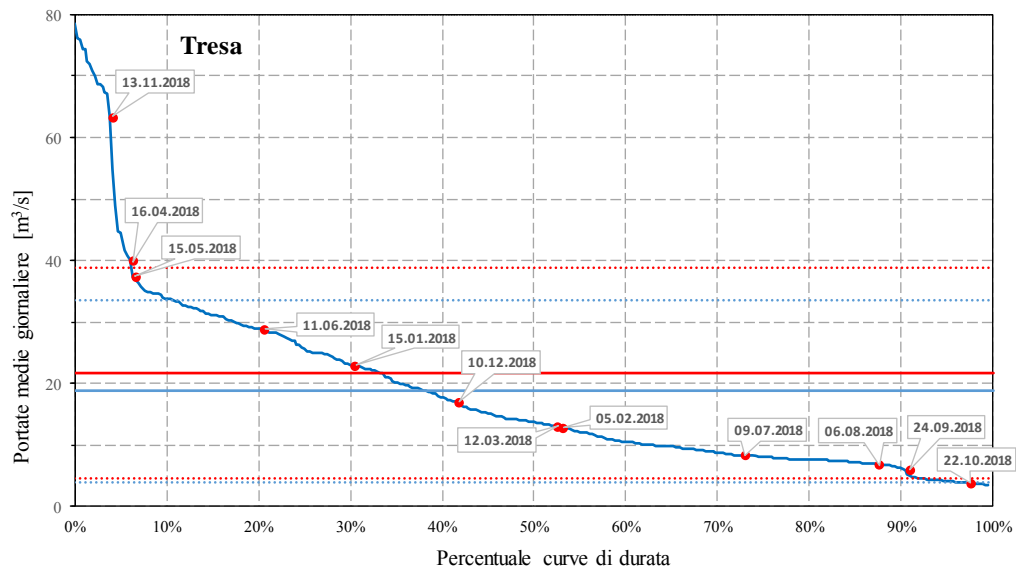
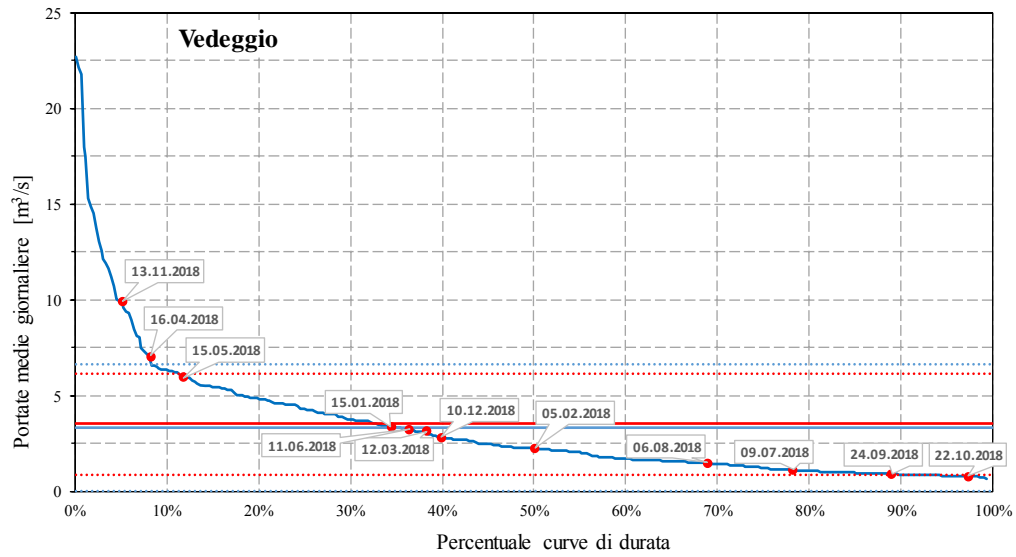


Fig. 3.1.2. Lago di Lugano, 2018: confronto tra la curva di durata delle portate, le portate nei giorni di campionamento e le corrispondenti medie annuali delle due serie. Sono rappresentati i tre tributari equipaggiati con un campionatore automatico e la Tresa.

3.2. Temperature

Come ci si può attendere in base all'andamento meteorologico del 2018 (Capitolo 2), nei corsi d'acqua per i quali disponiamo dati i valori medi annuali di temperatura sono stati superiori alla media. L'andamento mensile della temperatura della Tresa (Fig. 3.2.1) mostra valori insolitamente alti di temperatura per tutto il semestre estivo, da metà aprile fino alla fine di ottobre, mentre negli altri mesi dell'anno le temperature sono state nella media o solo leggermente superiori. In questo corso d'acqua la temperatura media annua (15.8°C, Tabella 3.2.1.) è stata la più alta dall'inizio delle misure (16 anni), superando di poco quella del 2003 (15.8°C).

Si nota come la presenza dei depuratori innalza di 1-3°C la temperatura media annua, influenzando soprattutto le temperature invernali. Sul Vedeggio, grazie a misure in continuo effettuate anche a Manno, a monte del depuratore di Lugano-Bioggio, la differenza sulla media annua è di 2.4 °C.

Tabella 3.2.1. Lago di Lugano, 2018: temperatura media annua per i tributari monitorati.

	T_{media} [°C]
<i>Cassarate</i>	-
<i>Cuccio</i>	10.4
<i>Bolletta</i>	12.8
<i>Laveggio</i>	14.1
<i>Magliasina</i>	11.3
<i>Scairolo</i>	14.1
<i>Vedeggio</i>	13.9 (11.5)
<i>Tresa</i>	15.9

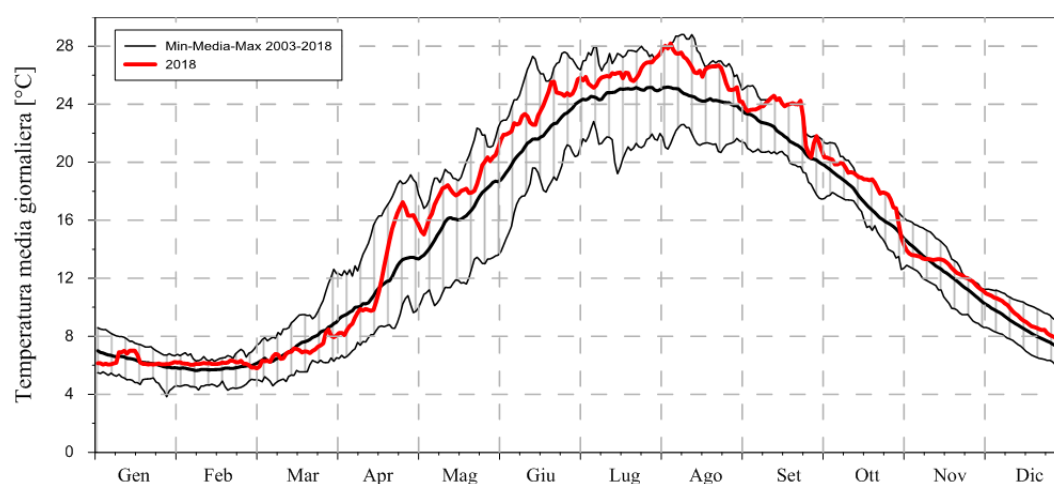


Fig. 3.2.1. Lago di Lugano, 2018: andamento giornaliero della temperatura nel fiume Tresa nel 2018, confrontato ai valori medi, minimi e massimi giornalieri pluriannuali per il periodo di cui si dispongono delle misure (2013-2018).

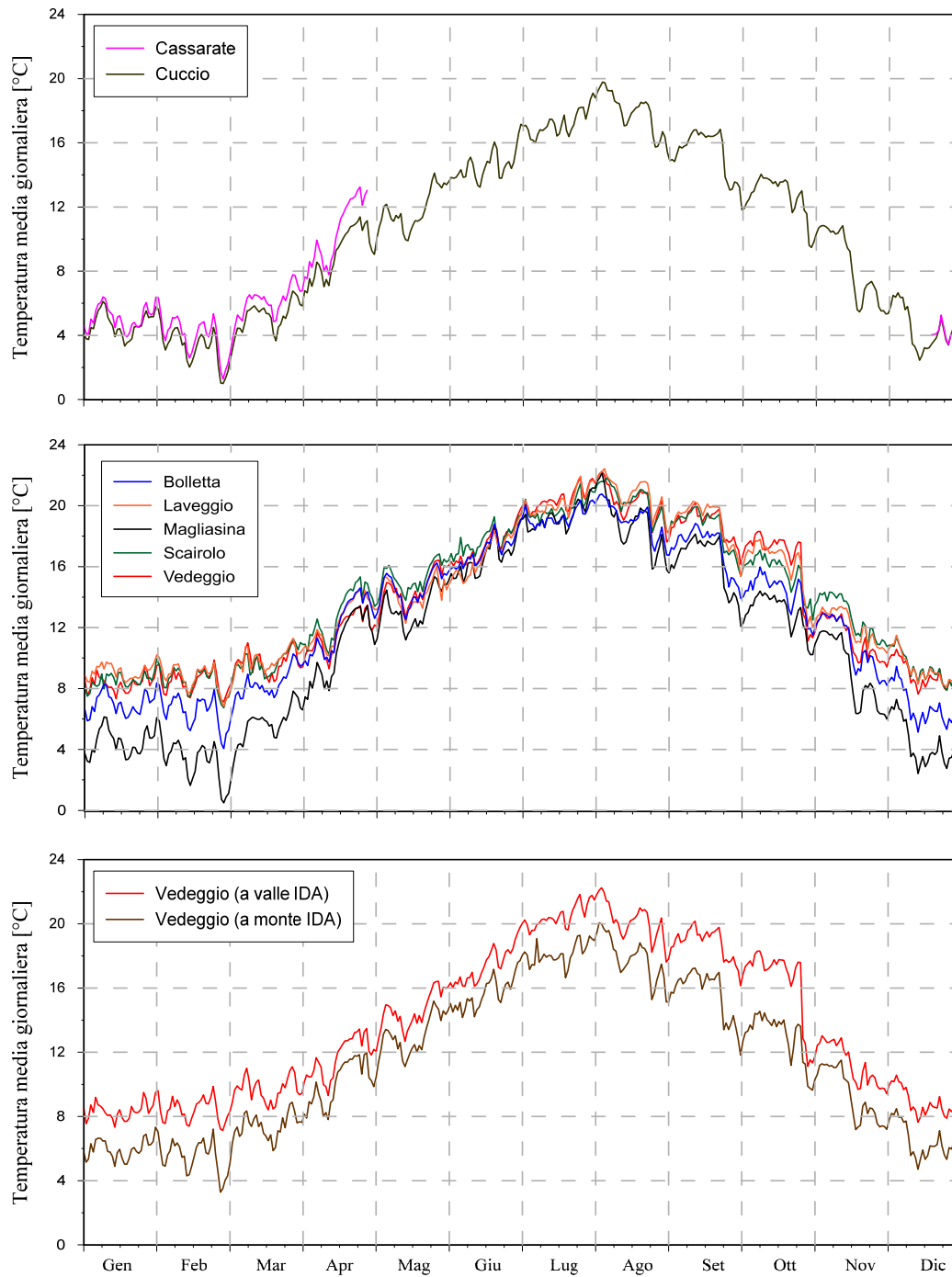


Fig. 3.2.2. Lago di Lugano, 2018: andamento giornaliero della temperatura dei principali tributari nel 2018. Per il Vedeggio vengono rappresentati i dati di stazioni a monte e a valle dell'IDA di Lugano-Bioggio.

4. CARICHI DI NUTRIENTI E CARATTERISTICHE CHIMICHE DEI CORSI D'ACQUA

Le caratteristiche fisico-chimiche degli otto tributari maggiori e dell'emissario del Lago di Lugano (fiume Tresa) sono state misurate con frequenza mensile. Tali misure hanno consentito una descrizione dello stato chimico delle acque ed una stima dei carichi esterni dei principali nutrienti (P_{tot} e N_{tot}) afferenti al lago.

La componente del carico veicolata dai tributari e dagli emissari dei bacini nord e sud è stata ottenuta a partire da concentrazioni istantanee e valori di portata mensili. I carichi totali di P_{tot} e N_{tot} sono stati stimati aggiungendo al contributo proveniente dai tributari maggiori gli apporti provenienti da: (i) i bacini non campionati (rappresentanti il 37% dell'area del bacino imbrifero del bacino nord e il 30% del bacino imbrifero del bacino sud), (ii) gli abitanti rivieraschi e gli scaricatori di piena al lago (ARSPL), (iii) le deposizioni atmosferiche sul bacino lacustre e, per il bacino sud, (iv) il canale che collega i due bacini a Melide. I metodi di stima e le tecniche analitiche sono descritte in maggior dettaglio in Appendice II.

In generale, i metodi utilizzati nel 2018 ricalcano quelli usati nel resto del triennio, salvo due eccezioni. Primo, a inizio marzo è stato installato un nuovo campionatore automatico sul Vedeggio, che raccoglie campioni con frequenza proporzionale alla portata. Questo campionatore, che per ora affianca quello già in uso, contribuirà a migliorare le stime dei carichi di nutrienti, finora stimate a partire da campioni istantanei o campioni integrati raccolti a intervalli di tempo fissi. Tuttavia, a causa dell'incompletezza dei dati, nel 2018 i carichi di nutrienti sono stati calcolati ancora in base ai campioni raccolti mediante il vecchio campionatore (campionamento a intervalli fissi). Secondo, nel 2018, a causa di un problema analitico, le misure di fosforo totale eseguite tra luglio e dicembre sono state corrette *post hoc* mediante l'introduzione di coefficienti di correzione. Questa correzione ha introdotto un'incertezza stimata pari a $\pm 23 \mu\text{g P L}^{-1}$ (tre volte la deviazione standard della differenza tra valori ricostruiti e valori misurati correttamente, ottenuti da una serie misurata in doppio), che si aggiunge all'errore dovuto al metodo analitico ($\pm 32 \mu\text{g P L}^{-1}$, Appendice II). I risultati concernenti il fosforo totale presentati in questo capitolo (inclusi i carichi) devono essere interpretati con cautela perché le concentrazioni misurate sono state spesso inferiori all'incertezza complessiva della misura. Considerazioni analoghe valgono per le misure di ammonio, nitriti e fosforo reattivo, le cui concentrazioni sono spesso inferiori ai limiti di quantificazione (Appendice II).

4.1. Caratteristiche chimiche

Nel 2018 lo stato chimico delle acque dei tributari maggiori e dell'emissario non ha mostrato differenze sostanziali rispetto al triennio precedente (Tabella 4.1.1., Fig. 4.1.1.).

Per quel che riguarda lo stato acido-base, anche nel 2018, i tributari drenanti bacini comprendenti unità litologiche carbonatiche (Livone, Laveggio e Scairolo) hanno mostrato acque mediamente più alcaline rispetto agli altri (Fig. 4.1.1.a.). Tutti

i valori di pH misurati durante la campagna (minimo=7.4, massimo=8.8) sono risultati all'interno dell'intervallo di circa 6.5-9.0 unità tollerato dalla maggior parte degli organismi acquatici. Tuttavia, nel Cassarate, in agosto, è stato misurato un valore di pH insolitamente elevato (8.7), che indica un'alterazione temporanea dello stato acido-base delle acque, le cui ragioni non sono per ora note.

Le concentrazioni dei nutrienti principali P_{tot} e N_{tot} mostrano risultati in parte discordanti. Se da un lato tenori cronicamente elevati di fosforo totale (mediana > 75 $\mu\text{g P L}^{-1}$, vedi criteri in Appendice II) sono ormai confinati a due soli tributari (il Livone e, soprattutto, il Rio Bolletta; Fig. 4.1.1.a), dall'altro forti arricchimenti in azoto (mediana > 1.5 mg N L^{-1}) colpiscono oltre la metà dei corsi d'acqua monitorati (Fig. 4.1.1.b). Questa differenza è dovuta al fatto che mentre tutti gli impianti di depurazione gravanti sul lago prevedono la rimozione di fosforo (defosfatazione), per ora un solo impianto (Bioggio) prevede anche la rimozione di azoto tramite denitrificazione (IDA - Stato 2019; www.ti.ch/acqua). Tuttavia, prendendo in considerazione unicamente il fosforo quale indicatore dello stato trofico, nel 2018 i corsi d'acqua eutrofici sono stati due (Livone e Bolletta), mentre gli altri sono risultati mesotrofici (2/9) o oligotrofici (5/9; Tabella 4.1.1.). Questo risultato indica che attualmente la gestione del fosforo nel bacino del lago è complessivamente efficace, e permane problematica solo in casi isolati.

Tabella 4.1.1. Lago di Lugano, 2018: qualità delle acque nei tributari maggiori e nell'emissario (Tresa). I valori rappresentati sono la mediana e, in parentesi, il massimo dei principali indicatori dello stato trofico (fosforo totale, P_{tot}), dell'inquinamento organico (BOD_5 e DOC) e della tossicità (azoto ammoniacale, $NH_4\text{-N}$ e azoto nitroso, $NO_2\text{-N}$) delle acque. I colori di sfondo indicano, secondo gli indicatori: oligotrofia, mesotrofia o eutrofia; inquinamento organico lieve, moderato o elevato; tossicità trascurabile, cronica o acuta [vedi Appendice II]

	Stato trofico	Inq. organico		Tossicità	
	P_{tot}	BOD_5	DOC	$NH_4\text{-N}$	$NO_2\text{-N}$
	$[\mu\text{g P L}^{-1}]$	$[\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}]$	$[\text{mg C L}^{-1}]$	$[\text{mg N L}^{-1}]$	$[\mu\text{g N L}^{-1}]$
<i>Cassarate</i>	10 (22)	0.6 (2.0)	1.0 (1.8)	0.01 (0.04)	1.5 (2.5)
<i>Cuccio</i>	27 (122)	0.9 (2.8)	1.0 (1.7)	0.02 (0.72)	2.1 (17.4)
<i>Livone</i>	78 (157)	0.8 (2.4)	1.4 (2.2)	0.01 (0.03)	4.8 (7.8)
<i>Bolletta</i>	316 (802)	3.8 (5.5)	1.7 (2.3)	0.67 (1.83)	102.3 (593.1)
<i>Laveggio</i>	30 (128)	1.6 (2.7)	1.3 (1.9)	0.01 (1.18)	7.9 (127.1)
<i>Magliasina</i>	11 (21)	0.5 (1.8)	1.1 (1.8)	0.02 (0.04)	1.9 (18.0)
<i>Scairolo</i>	15 (92)	0.9 (1.8)	1.3 (2.2)	0.01 (0.11)	7.0 (17.9)
<i>Vedeggio</i>	22 (35)	0.9 (1.7)	1.6 (2.5)	0.01 (0.37)	5.1 (245.2)
<i>Tresa</i>	12 (42)	1.1 (2.9)	1.6 (2.4)	0.02 (0.08)	13.1 (32.5)

Come il fosforo, anche l'inquinamento organico, misurato da BOD_5 e DOC, è apparso complessivamente contenuto (Fig. 4.1.1.c). Solo il Rio Bolletta, come in passato, ha mostrato un valore mediano di BOD_5 relativamente alto (3.8 mg L^{-1}),

quindi superante la soglia OPAC (specificatamente il valore inferiore pari a 2 mg L^{-1}). In questo tributario, valori maggiori o uguali alla soglia di 2.0 mg L^{-1} sono stati misurati in tutte le date di campionamento (12 date su 12, 12/12). Tuttavia, all'elevato BOD_5 del Bolletta, oltre alla respirazione microbica di sostanze organiche ha contribuito anche l'ossidazione biochimica dell'azoto ammoniacale e nitroso, presente in concentrazioni sostanziali (Tabella 4.1.1., Fig. 4.1.1.b.). Eventi singoli di inquinamento organico moderato ($\text{BOD}_5 > 2 \text{ mg L}^{-1}$) sono stati osservati anche nei tributari Cuccio (2/12), Livone (2/12) e Laveggio (3/12), oltre che nell'emissario Tresa (2/12). Quindi, fatta eccezione per il Rio Bolletta, nel bacino del lago, l'inquinamento organico sostanziale si manifesta attualmente come un fenomeno episodico piuttosto che come una caratteristica cronica delle acque.

Il grado di tossicità cronica dei corsi d'acqua monitorati dipende soprattutto dalle concentrazioni di cloruro, ammonio, nitriti e ammoniaca. Le concentrazioni mediane di cloruro misurate nel 2018 sono state decisamente al di sotto delle soglie potenzialmente dannose per gli organismi acquatici (Fig. 4.1.1.c.). Quindi, nonostante in un'occasione sia stato misurato un tenore elevato (Laveggio, ottobre, 122.8 mg L^{-1}), la tossicità da cloruro può essere ragionevolmente esclusa. Viceversa, per l'ammonio, soglie di tossicità (0.2 mg N L^{-1} a temperature $> 10^\circ\text{C}$ oppure 0.4 mg N L^{-1} a temperature inferiori secondo l'OPAC) sono state superate in diverse occasioni e in diverse stazioni, precisamente una volta nel Cuccio, 11 volte nel Rio Bolletta, tre volte nel Laveggio e due volte nel Vedeggio. Inoltre, nel Rio Bolletta, nel Laveggio e nel Vedeggio sono state superate anche le soglie di tossicità dei nitriti (*ca.* $100 \text{ } \mu\text{g N L}^{-1}$): in sei date di campionamento nel Rio Bolletta e in una data nel Laveggio e nel Vedeggio. Complessivamente, quindi, in almeno quattro degli otto tributari maggiori del lago permane evidenza di tossicità potenziale dovuta a composti dell'azoto.

4.2. Carichi di fosforo e azoto

Nel 2018, i carichi esterni di P_{tot} sono stati stimati pari a 10.4 t nel bacino nord e 21.9 t nel bacino sud. Questi valori sono i più bassi registrati dall'inizio delle indagini (1983). Inoltre, per la prima volta, i carichi di entrambi i bacini sono stati conformi agli obiettivi di risanamento, posti a 18 t per il bacino nord e 22 t per il bacino sud. Anche se la valutazione della conformità dovrà basarsi su medie pluriennali, e nonostante le incertezze analitiche associate a queste stime (vedi sotto), questi risultati confermano la tendenza alla diminuzione osservata nell'ultimo quinquennio di indagini. A questa tendenza sottendono da un lato il miglioramento nel collettamento e nella depurazione delle acque reflue (a cui ha contribuito per esempio il trasferimento dell'attività dell'impianto di depurazione del Medio Cassarate all'impianto di Bioggio nel 2017) e dall'altro lato delle condizioni meteorologiche e idrologiche facilitanti la depurazione. Infatti, nel breve termine, i carichi mostrano variabilità che riflette le condizioni idrologiche. Un'elevata variabilità delle portate tende a produrre carichi elevati facendo aumentare i contributi provenienti da fonti diffuse e sfioratori di piena, mentre delle condizioni idrologiche stabili tendono a produrre carichi più contenuti

favorendo il collettamento e la depurazione dei reflui. Nel periodo 2018, come nel resto dello scorso triennio, il carico è apparso diminuito anche perché le portate sono state mediamente ridotte (Capitolo 3) e la maggior parte dei reflui è stata presumibilmente condotta a depurazione.

Come negli scorsi anni, il maggior contributo al carico totale di fosforo è giunto dai tributari maggiori (bacino nord: 47%, bacino sud: 57%), a cui hanno fatto seguito i flussi provenienti dal bacino nord (solo per il bacino sud), dagli abitanti rivieraschi e dai bacini non campionati (Fig. 4.2.1.). Tra i tributari che hanno prodotto carichi elevati si segnalano il Rio Bolletta, il cui contributo è stato maggiore a quello del carico aggregato di tutti gli altri tributari maggiori del bacino sud, e il Livone, che continua a riversare carichi relativamente elevati nel bacino nord (Tabella 4.2.1.).

Gli apporti esterni di N_{tot} sono stati pari a 440 t nel bacino nord e 1'276 t nel bacino sud. Questi valori, simili a quelli stimati nel 2017 ma inferiori a quelli registrati in anni precedenti, suggeriscono una tendenza al calo in entrambi i bacini. Tuttavia, la serie temporale dei carichi di azoto presenta discontinuità metodologiche (nel calcolo dei contributi provenienti dalle deposizioni e dalle aree non campionate) che per ora ostacolano la valutazione delle tendenze. Le fonti prevalenti di azoto sono risultate i tributari maggiori, responsabili del 50% del carico totale nel bacino nord e dell' 85% nel bacino sud (Fig. 4.2.1.).

Le concentrazioni di P_{tot} e N_{tot} dei campioni integrati raccolti dai campionatori automatici mostrano, com'è da attendersi, una maggiore variabilità rispetto alle concentrazioni dei campioni istantanei raccolti manualmente (Fig. 4.2.2.). Più precisamente, le concentrazioni di fosforo e azoto istantanee sembrano rappresentare adeguatamente (con un'eccezione, vedi sotto) i minimi delle concentrazioni dei campioni integrati, ma non gli episodi di elevate concentrazioni, probabilmente perché questi eventi, nonostante relativamente abbondanti (Fig. 4.2.2.), sono di breve durata. Inoltre, nel Vedeggio, la differenza tra le concentrazioni di fosforo dei campioni istantanei e dei campioni integrati è parsa maggiore che nel Cassarate e nel Laveggio, soprattutto durante il primo semestre dell'anno, durante il quale è mancata convergenza anche alle concentrazioni più basse (Fig. 4.2.2.). Queste discrepanze indicano che per questo corso d'acqua anche la stima delle concentrazioni minime è incerta. Per questa ragione, per il 2018, il calcolo dei carichi di fosforo di questo tributario non può essere ritenuto affidabile.

Tenendo presente quest'incertezza, i carichi di P_{tot} e N_{tot} stimati in base ai campioni integrati (raccolti mediante campionatori automatici) sono stati anche quest'anno, senza eccezione, sostanzialmente maggiori rispetto a quelli stimati in base ai campioni istantanei (campionamenti manuali; Tabelle 4.2.1. e 4.2.2.). I carichi di P_{tot} sono risultati di 55-100% maggiori, mentre i carichi di N_{tot} sono risultati di 11-112% maggiori. Poiché i carichi stimati in base ai campionatori automatici sono quasi certamente più accurati, le differenze suggeriscono che i carichi stimati in base ai campioni manuali abbiano considerevolmente sottostimato i carichi reali. Queste considerazioni suggeriscono che l'accuratezza della misura del carico dei nutrienti dovrà essere migliorata in futuro, per esempio mediante uso più diffuso di campionatori (idealmente con campionamento proporzionale alla

portata) e che i carichi misurati mediante campionamento manuale, seppur utili per esprimere un giudizio sugli andamenti nel tempo e riguardo le maggiori differenze tra tributari, non forniscono stime quantitativamente attendibili.

Fatta eccezione per il Vedeggio (vedi sopra), nel 2018 gli apporti di nutrienti relativi ai tre maggiori IDA situati in territorio svizzero (Tabella 4.2.3.) hanno spiegato il 50-82% del carico di TP e il 48-60% del carico di TN dei rispettivi ricettori misurati in base ai campioni manuali (Tabella 4.2.1.). Questi contributi relativi, in particolare quelli inerenti il fosforo, sembrano in crescita rispetto al passato recente (per esempio 2012-2014). Ciò suggerisce che almeno nei tributari Cassarate, Laveggio e Scairolo la recente diminuzione dei carichi, osservata in particolare a partire dal 2015, sia da attribuire soprattutto a una riduzione delle fonti di P diffuse sul bacino imbrifero. Pertanto, con il diminuire complessivo dei carichi, il carico generato dagli IDA torna ad essere una fonte prevalente (in percentuale) del carico totale.

Tabella 4.2.1. Lago di Lugano, 2018: carichi di nutrienti assoluti e per unità di area dei maggiori tributari e dell'emissario. I valori riportati sono la stima del carico annuo e, in parentesi, l'intervallo di confidenza al 95%.

	P_{tot}	P_{tot}	N_{tot}	N_{tot}
	[t a ⁻¹]	[mg m ⁻² a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[g m ⁻² a ⁻¹]
Cassarate	0.7 (0.2)	8.6	70 (16)	0.9
Cuccio	1.6 (0.4)	29.9	59 (13)	1.1
Livone†	2.6 (0.4)	84.3	91 (20)	3.0
Ponte-diga Melide†	3.6 (0.4)	13.4	190 (29)	0.7
Bolletta	4.7 (0.9)	217.5	76 (14)	3.5
Laveggio	1.1 (0.2)	33.8	306 (104)	9.8
Magliasina	0.4 (0.1)	12.9	56 (11)	1.6
Scairolo	0.2 (0.1)	21.8	63 (13)	6.5
Vedeggio	2.4 (0.5)	22.5	394 (120)	3.7
Tresa	22.9 (16.4)	37.6	940 (403)	1.5

†: valori di portata stimati

Tabella 4.2.2. Lago di Lugano, 2018: carichi assoluti di P_{tot} e N_{tot} calcolati in base ai campioni raccolti con i campionatori automatici. Le percentuali in parentesi indicano lo scarto rispetto al valore stimato mediante campionamento manuale (Tabella 4.2.1.)

	P_{tot}	N_{tot}
	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]
<i>Cassarate</i>	1.1 (+57%)	101 (+44%)
<i>Vedeggio</i>	4.8* (+100%)	836* (+112%)
<i>Laveggio</i>	1.7 (+55%)	340 (+11%)

**stima non attendibile (vedi testo)*

Tabella 4.2.3. Lago di Lugano, 2018: carichi di nutrienti provenienti dai maggiori impianti di depurazione (IDA) delle acque (L=Lugano-Bioggio; M=Mendrisio-Rancate; PS=Pian Scairolo-Barbengo). Tra parentesi si riporta il contributo percentuale dell'IDA al carico del ricevitore in base ai valori dei campionamenti manuali (man.) e dei campionamenti mediante campionatore automatico (CA).

IDA	Tributario ricevitore	P_{tot}		N_{tot}			
		[t a ⁻¹]	man.	CA	[t a ⁻¹]	man.	CA
L	<i>Vedeggio</i>	1.1	(46%)	(23%*)	110	(28%)	(13%*)
M	<i>Laveggio</i>	0.9	(82%)	(53%)	164	(54%)	(48%)
PS	<i>Scairolo</i>	0.1	(50%)	-	37.5	(60%)	-

**stima non attendibile (vedi testo)*

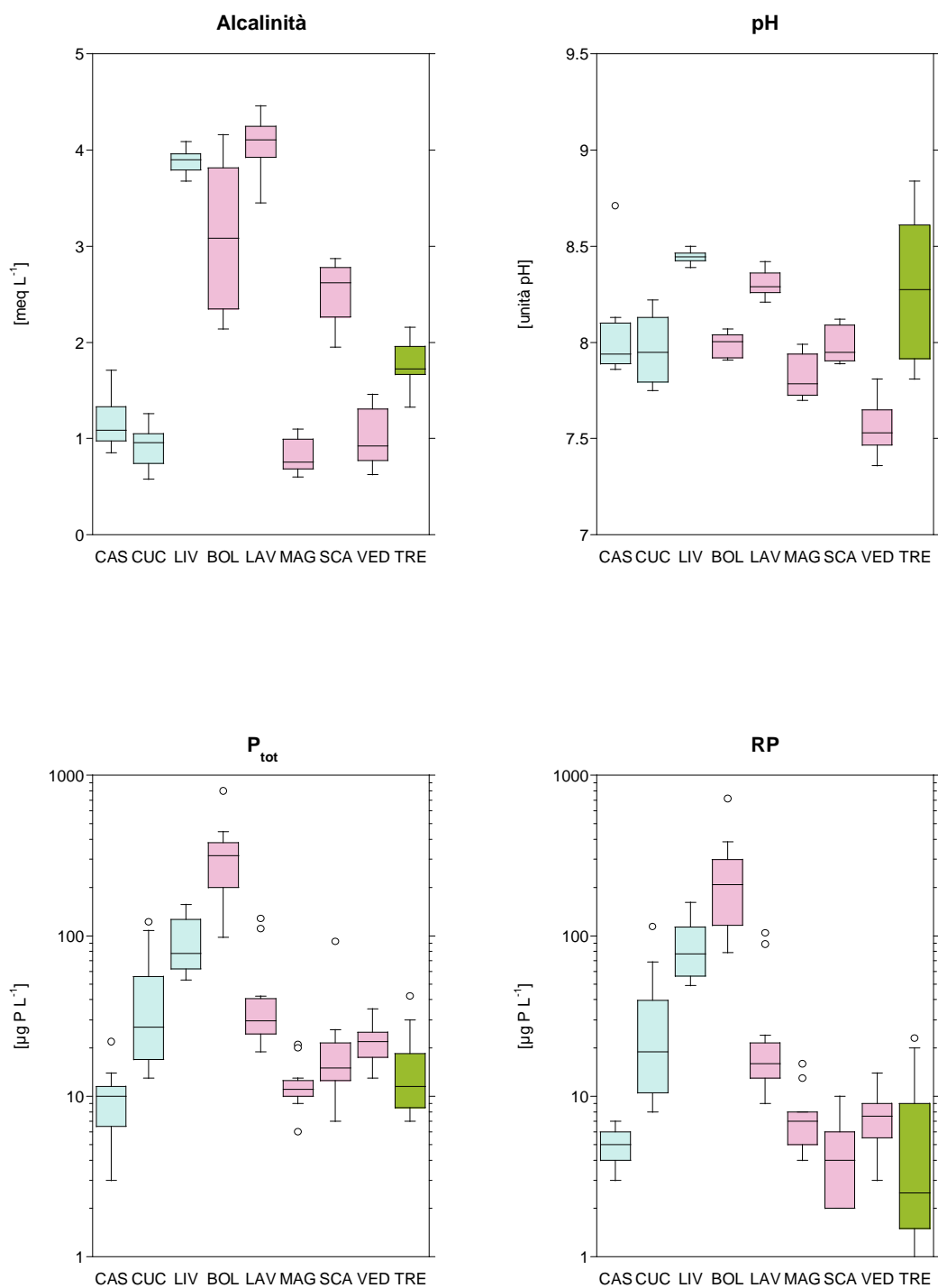


Fig. 4.1.1.a. Lago di Lugano, 2018: alcalinità totale, pH, fosforo totale (P_{tot}) e fosforo reattivo (RP) nei tributari maggiori e nell'emissario. CAS = Cassarate, CUC = Cuccio, LIV = Livone, BOL = Bolletta, LAV = Laveggio, MAG = Magliasina, SCA = Scairolo, VED = Vedeggio, TRE = Tresa, in verde.

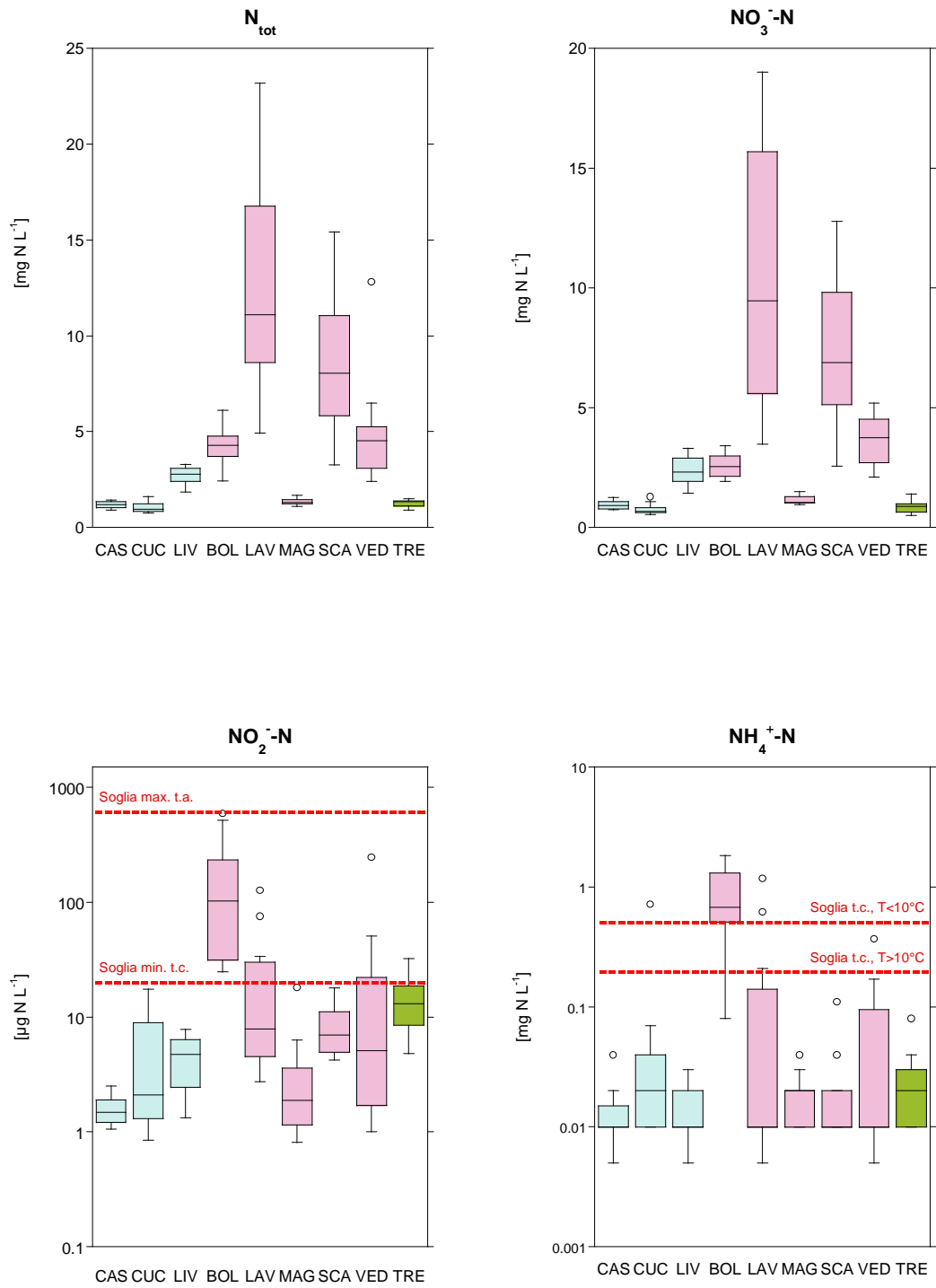


Fig. 4.1.1.b. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di azoto totale (N_{tot}), nitrico ($NO_3^- - N$), nitroso ($NO_2^- - N$) e ammoniacale ($NH_4^+ - N$) nei tributari maggiori e nell'emissario. Abbreviazioni come in Fig. 4.1.1.a.

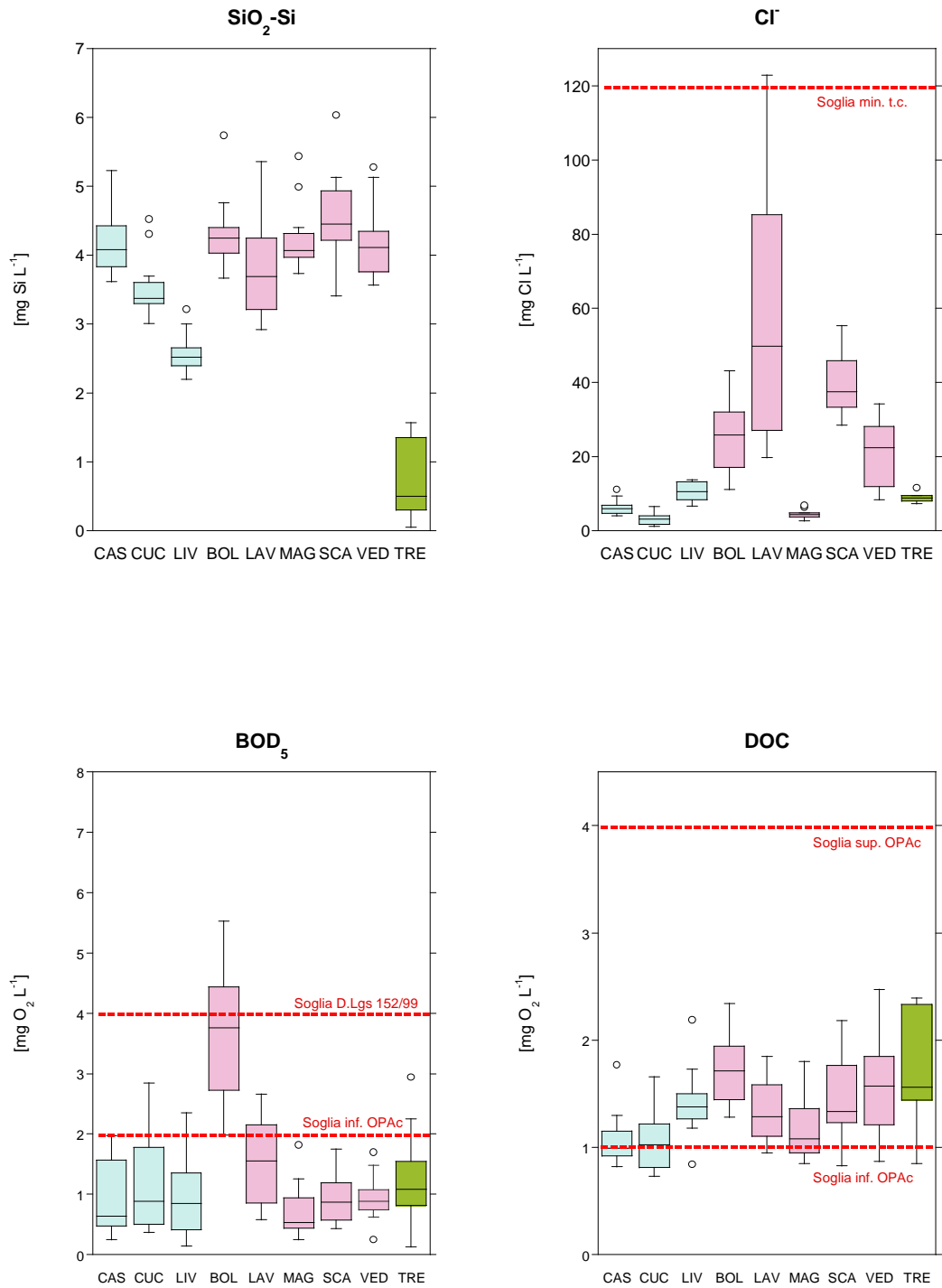


Fig. 4.1.1.c. Lago di Lugano, 2018: concentrazioni di silice disciolta ($\text{SiO}_2\text{-Si}$), cloruro (Cl^-), domanda biochimica di ossigeno (BOD_5) e carbonio organico disciolto (DOC) nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee rosse indicano soglie di tossicità o limiti secondo leggi o ordinanze nazionali (vedi Appendice II). Abbreviazioni come in Fig. 4.1.1.a.

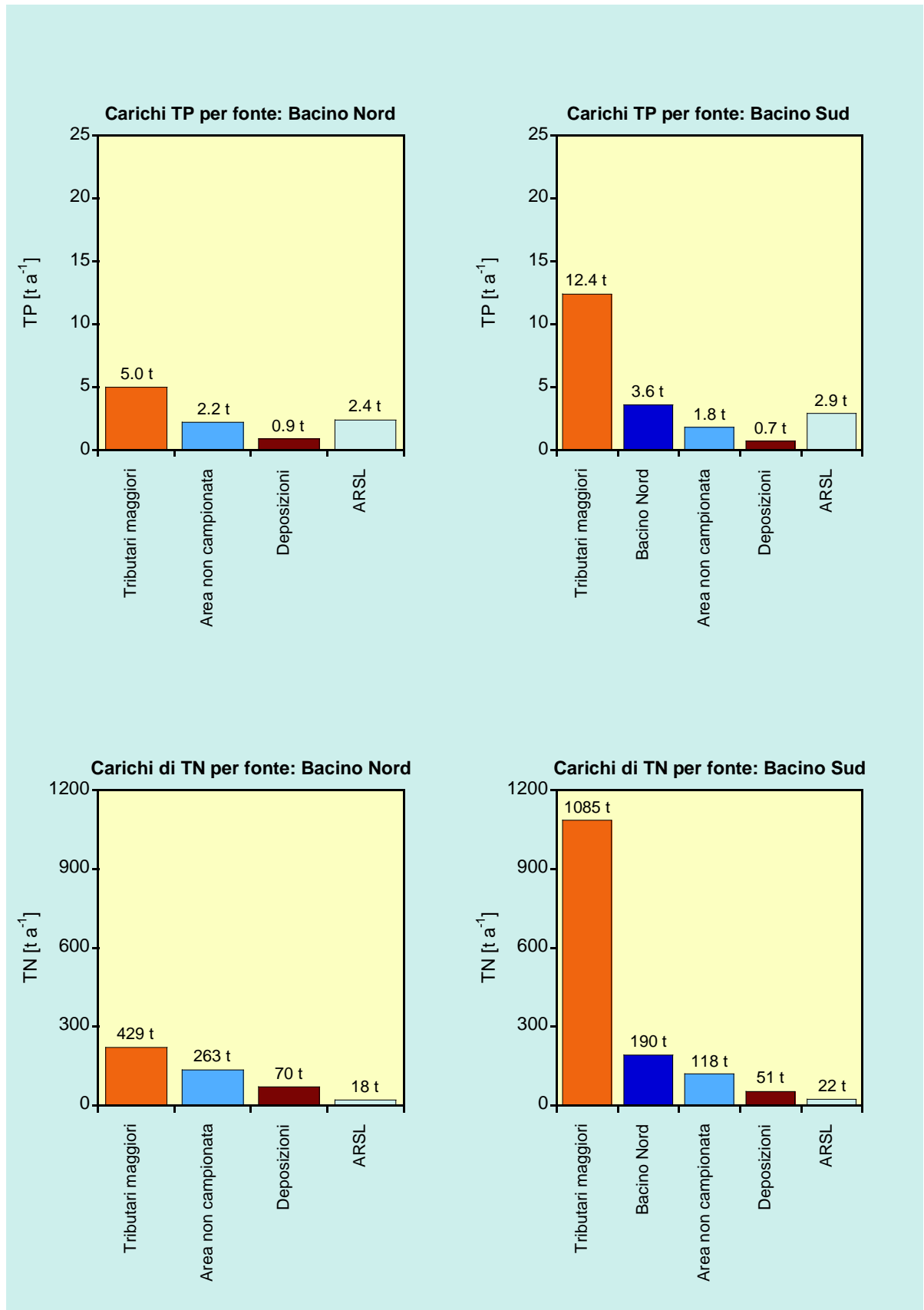


Fig. 4.2.1. Lago di Lugano, 2018: carichi esterni di P_{tot} e N_{tot} nei bacini nord e sud, suddivisi per fonte. ARSL = abitanti rivieraschi e scaricatori di piena al lago.

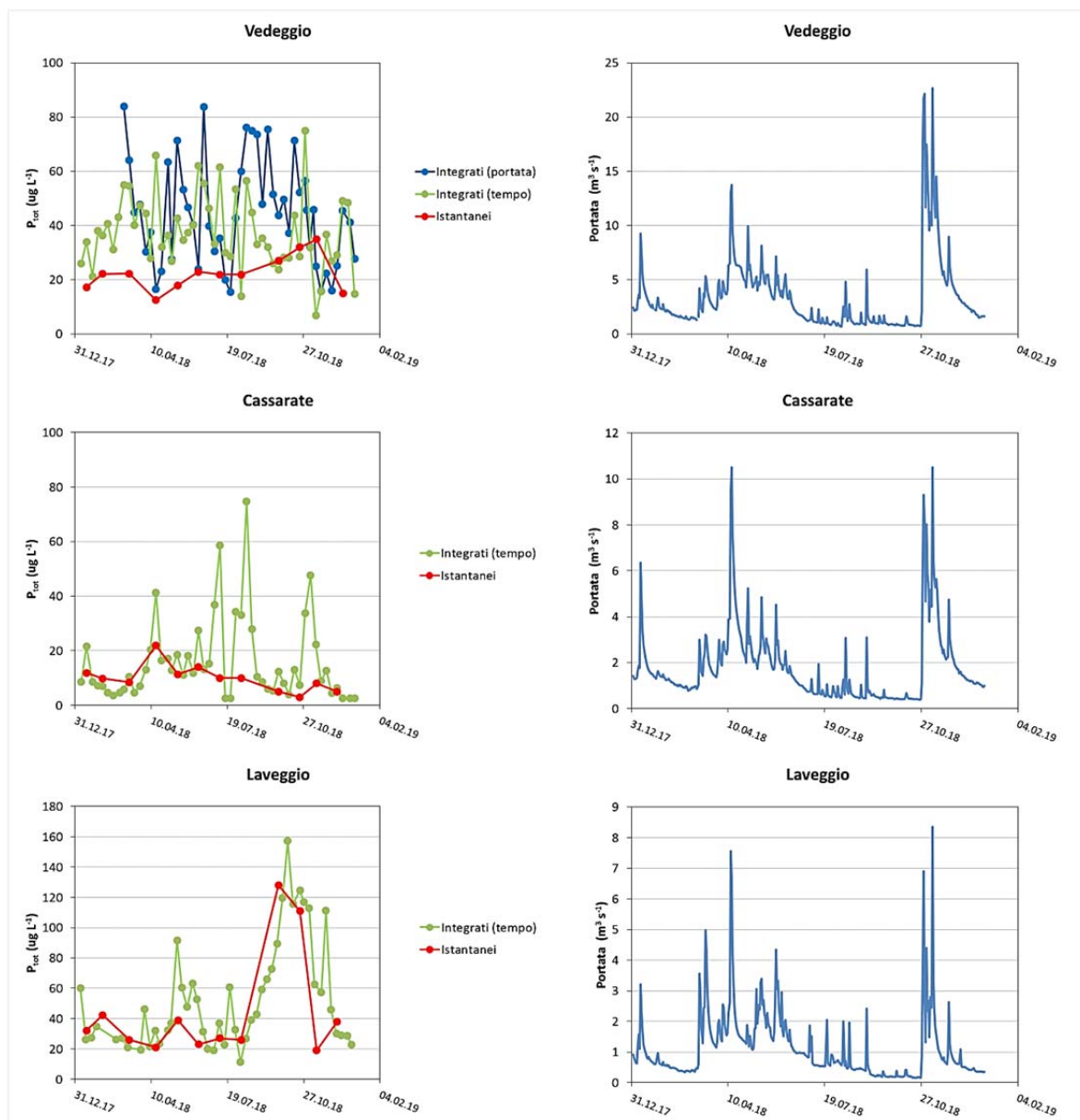


Fig. 4.2.2. Lago di Lugano, 2018: a sinistra, confronto tra le concentrazioni di P_{tot} dei campioni integrati (raccolti mediante campionatori automatici) e dei campioni istantanei (raccolti mensilmente a mano) sui tre tributari muniti di campionatori. Sul Vedeggio da aprile 2018 vi sono due campionatori, che raccolgono, rispettivamente, campioni a intervalli fissi (tempo) oppure con frequenza proporzionale alla portata. A destra, portate medie giornaliere durante lo stesso periodo.

5. CARATTERISTICHE FISICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO

L'analisi dei parametri fisici che caratterizzano l'ecosistema pelagico si è concentrata sulle variazioni di livello, trasparenza (profondità di Secchi), luce e temperatura durante l'intero ciclo stagionale. In aggiunta, per approfondire le dinamiche termiche, sono stati calcolati gli scambi di calore tra lago e atmosfera ed è stato elaborato un bilancio calorico (metodi descritti in Appendice II). Infine sono stati esaminati i processi di stratificazione e circolazione del lago, mediante la valutazione degli andamenti della profondità massima di mescolamento e della stabilità della colonna d'acqua (Appendice II).

5.1. Livello lacustre

Nel 2018, l'altezza media del livello lacustre, registrata a Melide Ferrera, è stata di 270.43 m s.l.m. Il minimo annuale è stato toccato in marzo (diverse date) con 270.16 m s.l.m., mentre la punta massima, pari a 270.87 m s.l.m., è stata raggiunta l'8 novembre, a seguito di precipitazioni abbondanti (Capitolo 2). L'escursione massima è stata quindi di 0.71 m (*risultati non illustrati*).

5.2. Trasparenza e luce

Nel 2018, la trasparenza (profondità di Secchi) del lago è stata nella norma e ha mostrato la consueta diminuzione lungo il percorso di scorrimento delle acque, da Gandria verso Figino (medie annuali: Gandria=8.3 m, Melide=5.9 m, Figino=5.4 m).

Negli andamenti mensili (Fig. 5.2.1.) si riconoscono (i) una fase di elevata trasparenza invernale, più marcata nel bacino nord, durante la quale la trasparenza si è spinta fino a 14 m in febbraio; (ii) una fase di intorbidimento primaverile, concentrata tra marzo e maggio, in questo caso più evidente nel bacino sud, dove la trasparenza si è ridotta fino a 2.2 m (Figino, aprile); (iii) una fase di chiarificazione, che ha riportato trasparenze relativamente elevate a maggio; (iv) una lunga e altalenante fase di intorbidimento estivo, proseguita fino a settembre; e (v) un graduale ritorno a maggiori trasparenze verso l'inverno.

Questi avvicendamenti vengono in parte spiegati dai relativi sviluppi di fitoplancton e dello zooplancton erbivoro descritti nei rispettivi capitoli (Capitoli 7 e 8). Tuttavia, mentre il legame tra fasi di intorbidimento e fasi di sviluppo di biomassa fitoplanctonica è stato chiaro, quello tra fasi di chiarificazione e sviluppo di zooplancton erbivoro è parso indistinto. A Melide, per esempio, la fase di chiarificazione tardo-primaverile ha avuto luogo nonostante il modesto sviluppo primaverile di *Daphnia*, suggerendo un maggiore effetto dei fattori abiotici (esaurimento della silice) rispetto a quelli biotici (grazing). Inoltre, lo sviluppo estivo-autunnale di piccoli cladoceri e copepodi, che nel 2018 è stato notevole, non ha avuto effetti manifesti sulla trasparenza, presumibilmente perché l'efficienza di questi organismi non è tale da poter regolare efficacemente la biomassa del fitoplancton.

In linea di principio, nei laghi la penetrazione della luce (radiazione fotosinteticamente attiva, PAR) varia in funzione della torbidità. Non sorprende quindi che l'andamento mensile della penetrazione della luce (alle soglie pari al 50%, 10% e 1% della luce misurata in superficie) mostri somiglianze con l'andamento della trasparenza (Fig. 5.2.2.). Anche in questo caso, per esempio, minimi di penetrazione della luce sono stati osservati tra marzo e aprile, nella fase di intorbidimento primaverile. Analogamente, inoltre, nel periodo estivo la luce si è spinta mediamente più in profondità nel bacino nord, dove la trasparenza è stata maggiore. Tuttavia, l'andamento mensile della luce è parso più attenuato e meno aderente a quello della trasparenza nel bacino sud che nel bacino nord.

La profondità alla quale la luce (PAR) scende all' 1% rispetto al valore di superficie definisce operativamente la profondità della zona eufotica (Z_{EUF}), ovvero la zona in cui la luce è sufficiente a permettere la fotosintesi da parte delle alghe e dei batteri fotosintetici. Nel 2018, la profondità media della zona eufotica è variata tra 17.1-13.0 m e ha mostrato lo stesso gradiente spaziale della trasparenza (Gandria=17.1 m, Melide=13.6 m, Figino=13.0 m; Fig. 5.2.2). I valori minimi (Gandria=12.3 m, Melide=11.2, Figino=9.2 m) indicano che la zona eufotica si è spinta quasi sempre oltre il termoclino (§ 5.4) e dovrebbe quindi aver contribuito all'estensione in profondità della produzione primaria (Capitolo 7).

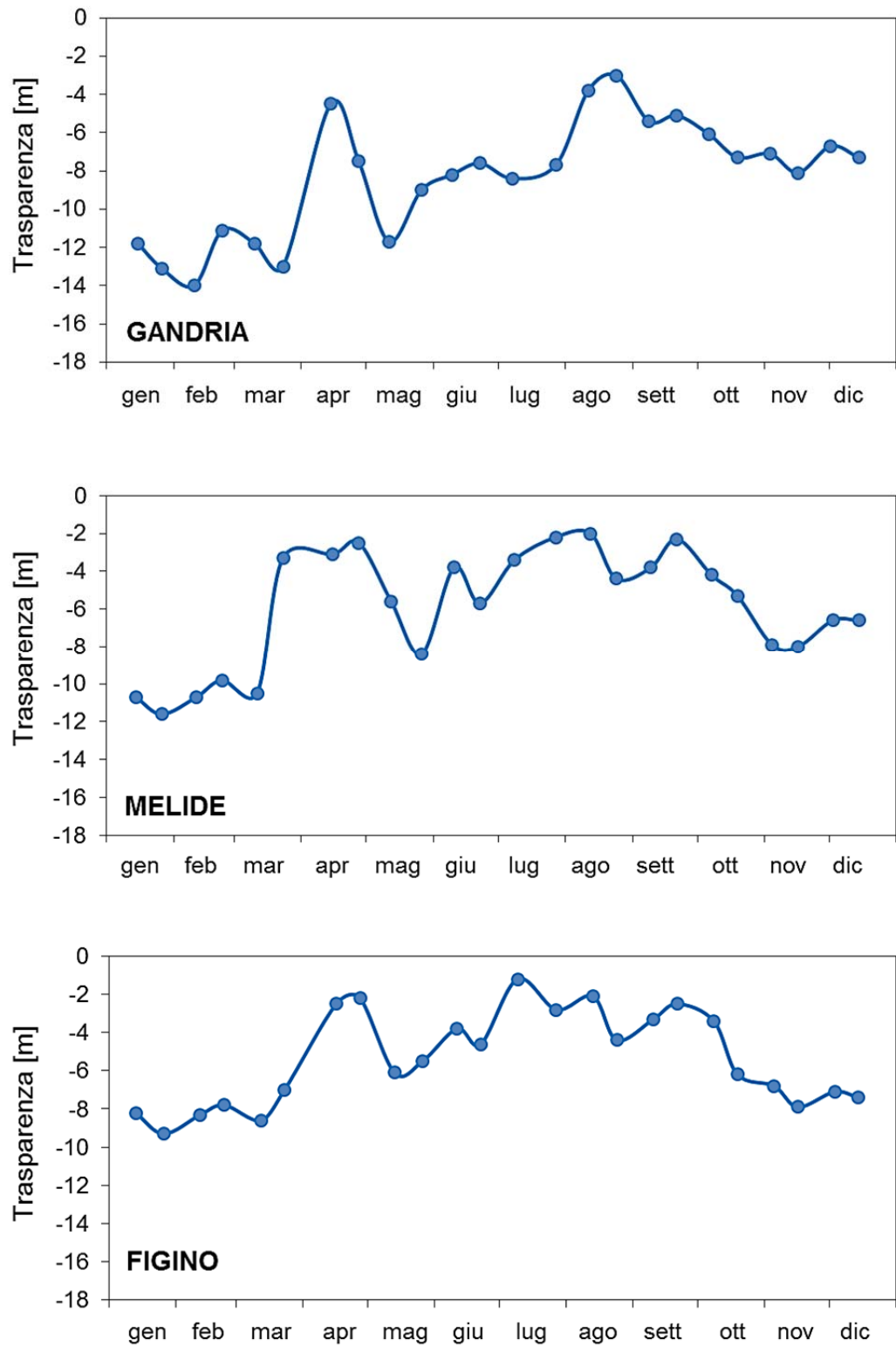


Fig. 5.2.1. Lago di Lugano, 2018: andamento quindicinale della trasparenza, misurata con il disco di Secchi [m].

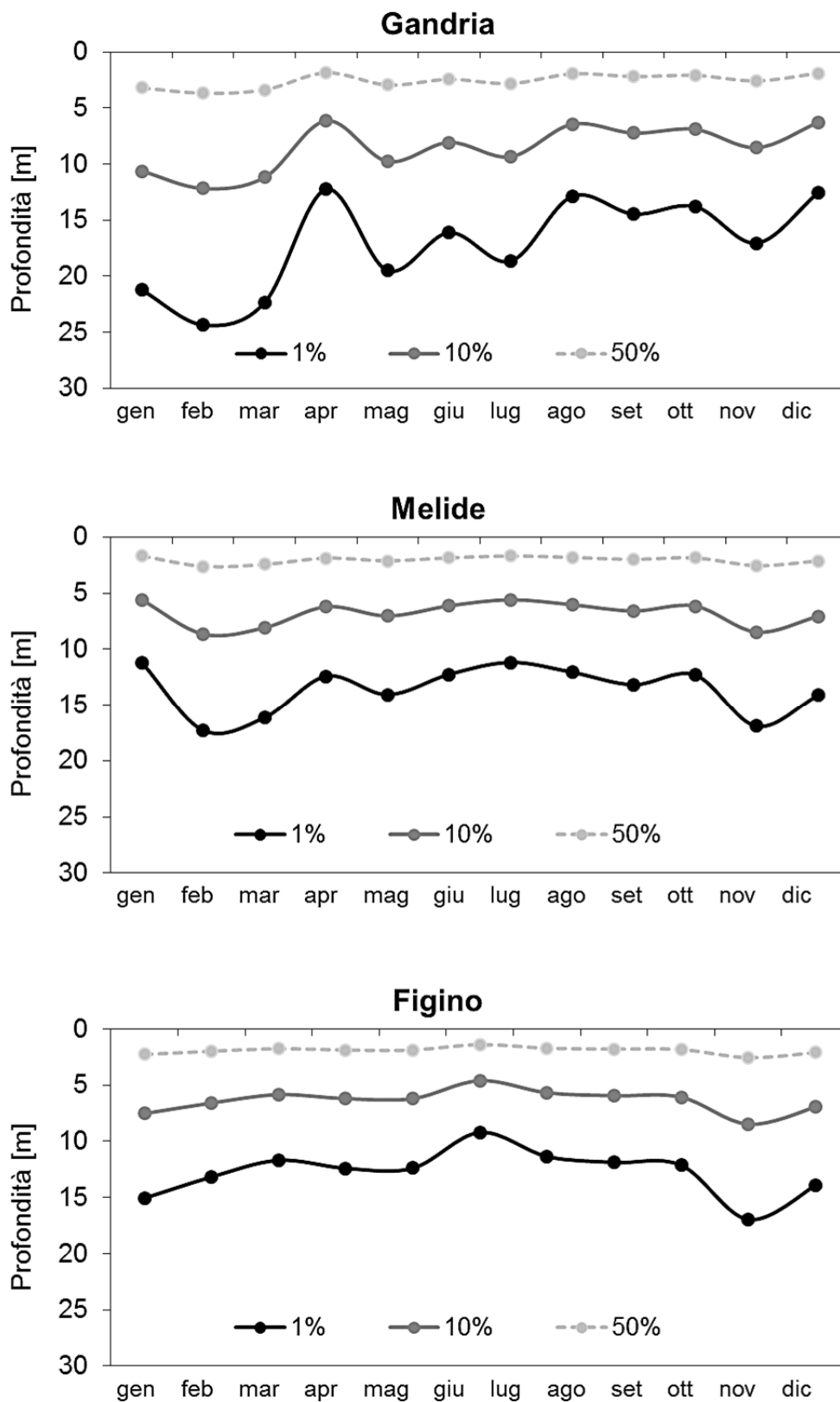


Fig. 5.2.2. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della penetrazione della luce (PAR) in profondità [m]. Le linee rappresentano le profondità alle quali giunge il 50%, 10% e 1% della luce misurata in superficie.

5.3. Temperatura e bilancio termico

Nel 2018, l'andamento mensile della temperatura delle acque del lago (Fig. 5.3.1.) è stato contraddistinto da un raffreddamento tardo-invernale precoce, risultato nella de-stratificazione parziale (bacino nord) o dell'intera colonna d'acqua (bacino sud) già a metà gennaio. La circolazione, contraddistinta da un'infiltrazione d'acqua fredda fino al fondo o alla profondità massima di mescolamento, è tuttavia avvenuta non prima della fine di febbraio nel bacino sud e attorno a metà marzo nel bacino nord.

Il lago si è ristratificato a partire da aprile, grazie al forte riscaldamento che ha caratterizzato questo mese. La fase di riscaldamento primaverile-estiva è poi proseguita fino al mese d'agosto, durante il quale si sono registrati i massimi annuali di temperatura (Gandria=26.8°C, Melide=27.2°C, Figino=27.6°C).

A causa dell'autunno caldo e soleggiato (Capitolo 2), il raffreddamento autunnale-invernale si è manifestato tardi, soprattutto a partire da novembre. Il raffreddamento tardivo ha portato a una de-stratificazione solo parziale della colonna d'acqua, persa ancora saldamente stratificata fino all'ultimo campionamento annuale (metà dicembre).

Nonostante l'anno caldo, le temperature delle acque profonde registrate nel 2018 sono in linea con quelle osservate negli ultimi anni di monitoraggio. Nel bacino sud, la circolazione ha raffreddato lo strato profondo (70m-fondo) portando la temperatura a un minimo di 5.9°C (marzo). In seguito, la temperatura di questo strato è risalita fino a 6.0-6.1°C alla fine dell'anno. Nel bacino nord, invece, le acque profonde hanno mantenuto una temperatura costante di 5.9°C tutto l'anno.

Anche nel 2018, il bilancio termico del lago (Tabella 5.3.1.) ha mostrato l'attesa predominanza della radiazione netta e dal calore usato nei processi evaporativi nel determinare gli scambi di calore tra acqua e atmosfera. L'andamento mensile degli scambi di calore è stato contrassegnato da un debole raffreddamento invernale (soprattutto in gennaio), un forte accumulo di calore primaverile-estivo (soprattutto in aprile) e da perdite di calore limitate in autunno (soprattutto in settembre), che rispecchiano l'andamento della temperatura superficiale.

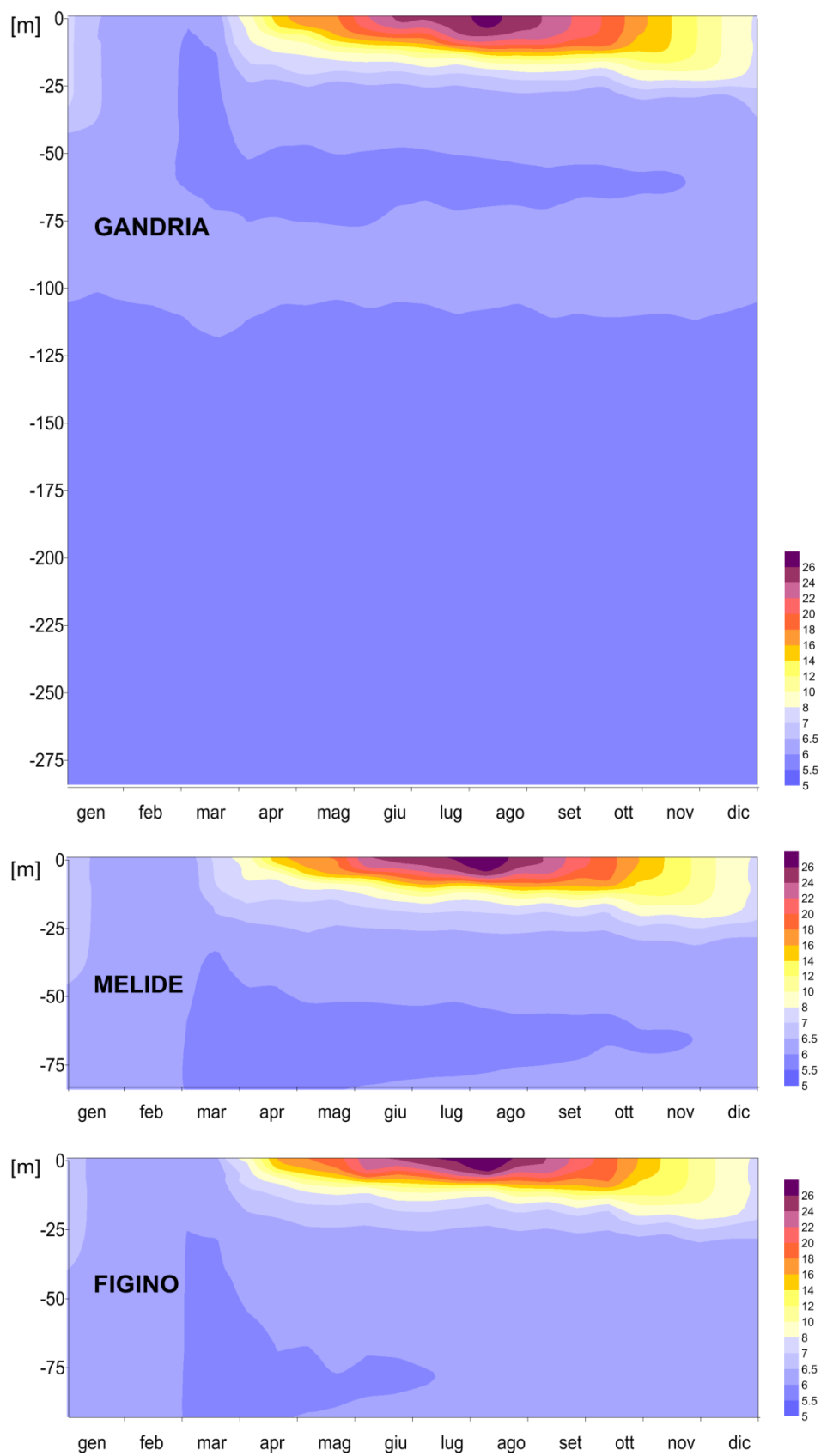


Fig. 5.3.1. Lago di Lugano, 2018: andamento quindicinale della temperatura (misurata mediante sonda multiparametrica) in profondità e nel tempo [°C].

Tabella 5.3.1. Lago di Lugano, 2018: componenti del bilancio calorico del lago [cal cm⁻² d⁻¹]. Q_t (calc) è il flusso di calore netto calcolato mediante l'equazione del bilancio riportata sopra, Q_t (mis) è il flusso di calore misurato come variazione mensile del contenuto calorico della colonna d'acqua. (Per le altre abbreviazioni si veda l'Appendice II)

a) *Bacino nord*

	Q_{se}	Q_b	Q_e	Q_h	Q_a	Q_t (calc)	Q_t (mis)
<i>Gen</i>	102	154	45	9	10	-116	-85
<i>Feb</i>	171	163	86	30	4	-112	-53
<i>Mar</i>	218	121	49	-15	-6	69	66
<i>Apr</i>	361	112	78	-22	-5	198	198
<i>Mag</i>	405	116	97	10	26	156	179
<i>Giu</i>	564	141	247	18	38	120	93
<i>Lug</i>	562	137	261	11	-2	155	192
<i>Ago</i>	468	151	281	34	-5	8	2
<i>Set</i>	361	177	221	38	5	-79	-117
<i>Ott</i>	200	173	182	44	-10	-190	-71
<i>Nov</i>	78	161	99	40	36	-259	-155
<i>Dic</i>	110	209	127	40	12	-279	-235

b) *Bacino sud*

	Q_{se}	Q_b	Q_e	Q_h	Q_a	Q_t (calc)	Q_t (mis)
<i>Gen</i>	102	152	43	7	1	-103	-63
<i>Feb</i>	171	164	87	31	-2	-109	-42
<i>Mar</i>	218	127	58	-6	-11	50	88
<i>Apr</i>	361	113	81	-20	-19	206	148
<i>Mag</i>	405	117	99	11	23	154	148
<i>Giu</i>	564	154	283	31	41	54	198
<i>Lug</i>	562	149	303	25	3	81	30
<i>Ago</i>	468	154	293	37	-6	-11	6
<i>Set</i>	361	174	215	35	11	-74	-79
<i>Ott</i>	200	164	160	34	-16	-143	-91
<i>Nov</i>	78	155	90	35	2	-204	-115
<i>Dic</i>	110	205	120	35	6	-256	-233

5.4. Profondità di mescolamento e stabilità

L'andamento mensile della profondità dello strato ben mescolato (Fig. 5.4.1.) indica che nel 2018 i due bacini del lago hanno seguito regimi di circolazione tipici, ovvero la meromissi nel bacino nord e l'olomissi nel bacino sud. Nei primi 2-3 mesi dell'anno lo strato mescolato si è spinto da circa 40 m verso profondità progressivamente maggiori, raggiungendo il fondo a fine febbraio nel bacino sud (19 febbraio) e spingendosi fino al punto di massima estensione verticale in marzo nel bacino nord (6 marzo, 63 m). Nonostante il mese di marzo sia stato relativamente freddo (Capitolo 2), la profondità di mescolamento raggiunta nel bacino nord è stata leggermente inferiore alla media sul lungo termine (media 1991-2017=70 m, escluse le circolazioni eccezionali del 2005-2006).

Conclusa la fase di instabilità connessa alla circolazione, il lago si è stratificato stabilmente in entrambi i bacini tra aprile e ottobre. Durante questo periodo lo spessore dello strato mescolato si è assestato attorno a 11 m nel bacino nord e 8 m nel bacino sud. Il mescolamento ha incominciato a spingersi nuovamente in profondità piuttosto tardi, in novembre, raggiungendo i 37-39 m di profondità a fine anno.

La stabilità della colonna d'acqua (Fig. 5.4.2.) è variata tra 174 J m^{-2} (20 marzo) e $18'707 \text{ J m}^{-2}$ (7 agosto) nel bacino nord, e tra 0 J m^{-2} (21 gennaio-7 febbraio) e $7'755 \text{ J m}^{-2}$ (20 agosto) nel bacino sud. Nel bacino nord, il basso valore di fine marzo, inferiore a quello misurato negli scorsi anni, indica che la colonna d'acqua è giunta vicina alla de-stratificazione completa. La causa della riduzione della stabilità risiede nel lento riscaldamento del monimolimnio, che tende a ridurre la densità di questo strato e a renderla più simile a quella del mixolimnio. E' probabile che negli anni a venire, se il monimolimnio continuerà a scaldarsi, si verranno a creare condizioni favorevoli a eventi di destratificazione simili a quelli osservati nel 2005-2006. Nel bacino sud, l'annullamento della stabilità che ha reso possibile la circolazione completa è iniziato già a gennaio, probabilmente a causa del dicembre (2017) piuttosto freddo (Capitolo 2). La destratificazione relativamente precoce ha permesso a questo bacino di circolare al sopraggiungere del freddo a febbraio.

In entrambi i bacini la stabilità ha mostrato una crescita costante tra aprile e agosto, indicante un rafforzamento progressivo e ininterrotto della stratificazione, dovuta al riscaldamento dell'epilimnio. A questa fase ha fatto seguito una decrescita speculare, dovuta al raffreddamento. Tuttavia, a causa dell'autunno caldo, la stabilità della colonna si è mantenuta relativamente elevata fino ad almeno metà dicembre (661 J m^{-2} nel bacino sud e 6425 J m^{-2} nel bacino nord).

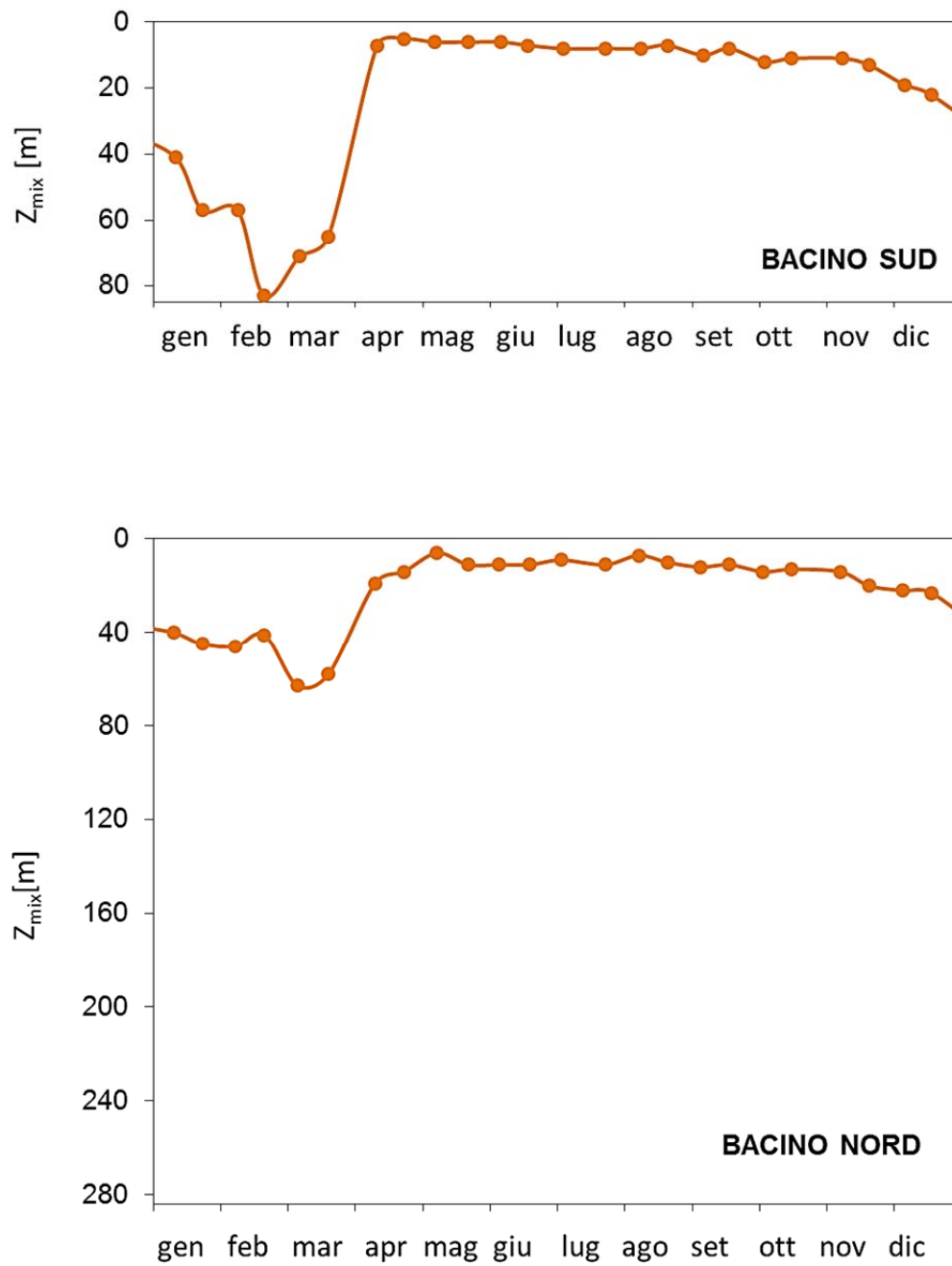


Fig. 5.4.1. Lago di Lugano, 2018: andamento quindicinale della profondità massima di mescolamento delle acque, Z_{mix} [m].

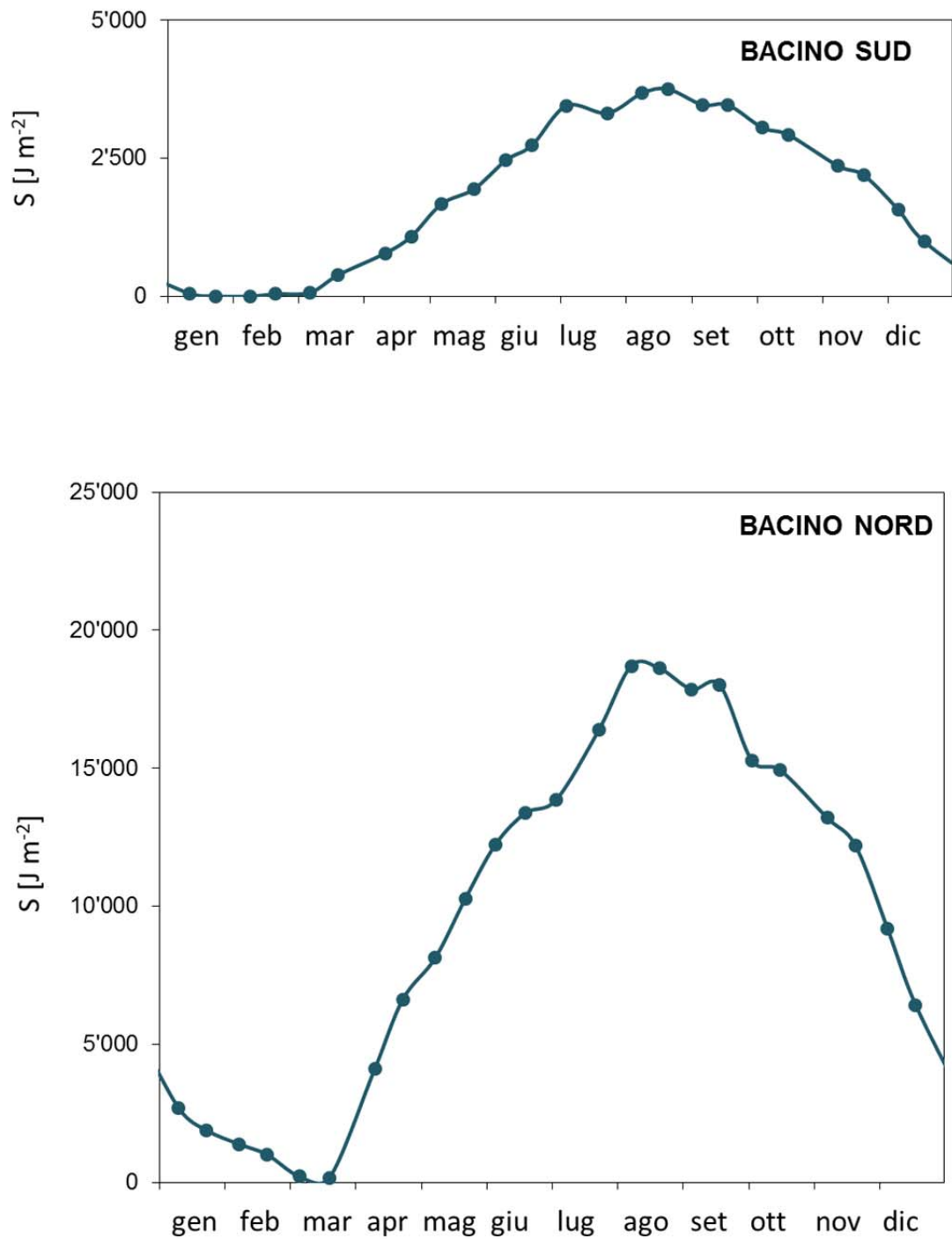


Fig. 5.4.2. Lago di Lugano, 2018: andamento quindicinale della stabilità della colonna d'acqua, S [J m^{-2}] alle stazioni di Melide (bacino sud) e Gandria (bacino nord).

6. CARATTERISTICHE CHIMICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO

Le indagini sul chimismo dell'ambiente pelagico, come quelle concernenti gli aspetti fisici (Capitolo 5), si sono svolte presso le stazioni di Gandria, Melide e Figino. Tutti i parametri sono stati ricavati in laboratorio a partire da campioni d'acqua raccolti mensilmente a profondità discrete con bottiglie Niskin.

Come indicato nel Capitolo 4, nel 2018, a causa di un problema analitico, le misure di fosforo totale eseguite tra luglio e dicembre sono state corrette *post hoc* mediante l'introduzione di coefficienti di correzione. Questa correzione ha introdotto un'incertezza stimata pari a $\pm 6 \mu\text{g P L}^{-1}$ (tre volte la deviazione standard della differenza tra valori ricostruiti e valori misurati correttamente, ottenuti da una serie misurata in doppio), che si aggiunge all'errore dovuto al metodo analitico ($\pm 32 \mu\text{g P L}^{-1}$, Appendice II). I risultati concernenti il fosforo totale presentati in questo capitolo devono essere interpretati con cautela. Considerazioni analoghe valgono per le misure di ammonio, nitriti e fosforo reattivo, le cui concentrazioni sono spesso inferiori ai limiti di quantificazione (Appendice II).

6.1. Alcalinità e pH

Nel 2018 l'alcalinità ha evidenziato una dinamica tipica del lago (Fig. 6.1.1.), caratterizzata da una diminuzione negli strati superficiali nel periodo estivo-autunnale per decalcificazione (precipitazione dei carbonati) in seguito ad elevata attività fotosintetica. Durante questa fase l'alcalinità degli strati intermedi e profondi del lago è proporzionalmente aumentata, a causa del flusso di sedimentazione della calcite. Oltre a questo fenomeno, negli strati profondi si sono verificate due fasi di rilascio di alcalinità dal fondo: la prima tra gennaio e febbraio, per decomposizione dei sedimenti anossici, e la seconda, più evidente, tra giugno e novembre, presumibilmente causata dal rilascio di calcite ridissolta (in forma di bicarbonato) dai sedimenti.

Il pH ha mostrato un andamento simmetricamente opposto a quello dell'alcalinità (Fig. 6.1.2.), e come di consueto l'aumento di pH nelle acque superficiali ha preceduto di 1-2 mesi la riduzione dell'alcalinità.

6.2. Ossigeno disciolto e potenziale redox

L'andamento mensile delle concentrazioni di ossigeno disciolto (Fig. 6.2.1.) indica nel bacino nord una circolazione tardo-invernale nella norma (Capitolo 5) con valori simili all'anno precedente: livelli di ipossia (concentrazione di ossigeno disciolto $< 4 \text{ mg L}^{-1}$) a profondità maggiori di ca. 75 m ed anossia a profondità maggiori di ca. 100 m (a 100 m l'ossigeno è stato rilevato solo in tracce, in luglio). Anche nel bacino sud i livelli di ossigenazione sono risultati in linea con l'anno precedente. La fase di anossia ancora presente a inizio anno è stata interrotta a fine febbraio dalla circolazione completa e l'ossigenazione massima delle acque profonde si è verificata a marzo sia a Melide (6.2 mg L^{-1}) che a Figino (5.8 mg L^{-1}). Queste concentrazioni, che corrispondono a percentuali di saturazione del 53% e

48%, indicano che la circolazione ha solo parzialmente colmato il deficit di ossigeno presente negli strati più profondi del bacino. Come di consueto, in seguito alla circolazione, il consumo di ossigeno nei processi di mineralizzazione ha portato al re-instaurarsi di condizioni anossiche a partire da fine giugno.

Nelle acque profonde del bacino nord condizioni redox negative sono state riscontrate durante tutto l'anno, indicate dalla presenza costante di solfuro (accompagnato da ferro e manganese disciolti) tra il fondo e ca. 100 m di profondità, e metano tra il fondo e 125-225 m di profondità (Figg. 6.2.2.-6.2.5.). Nel bacino sud, sono state rilevate sostanze ridotte solo durante i periodi di anossia precedenti la circolazione (gennaio) o seguenti la stratificazione estiva (da maggio a fine anno; Figg. 6.2.2.-6.2.5.).

6.3. Macronutrienti (fosforo, azoto e silicio)

Le dinamiche delle concentrazioni di fosforo totale (P_{tot}) e di fosforo reattivo (PO_4 -P; Figure 6.3.1-2) hanno mostrato, come di consueto, nette differenze tra i due bacini del lago.

Nel bacino nord, a causa di una circolazione leggermente più debole rispetto alla norma (Capitolo 5) e la recente riduzione dei carichi esterni, il rifornimento epilimnetico di fosforo alla circolazione è stato modesto. Tra gennaio e marzo la concentrazione media di P_{tot} nello strato produttivo (0-20 m) non ha superato i $15 \mu\text{g P L}^{-1}$. Questo valore è in linea con la diminuzione osservata dall'inizio del programma di risanamento (Lepori & Roberts 2017, Lepori 2019a).

Nel bacino sud, le concentrazioni di fosforo alla circolazione, anche se in diminuzione rispetto all'anno precedente, sono risultate ancora elevate, in particolare a Melide, dove a febbraio la concentrazione di P_{tot} nello strato produttivo ha raggiunto $44 \mu\text{g P L}^{-1}$. A Figino, la concentrazione alla circolazione ha raggiunto i $35 \mu\text{g P L}^{-1}$, un valore al di sotto della media pluriennale ma ancora non conforme agli obiettivi di risanamento.

Nel bacino nord il fosforo reattivo giunto in superficie è stato consumato velocemente, e le concentrazioni nello strato produttivo non hanno mai superato i $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ (media annuale = $3 \mu\text{g P L}^{-1}$). Anche nel bacino sud, nonostante il maggiore rifornimento, il fosforo reattivo è diminuito velocemente nel periodo primaverile, scendendo sotto $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ già ad aprile a causa dello sviluppo del fitoplancton (Capitolo 7). Il rapido esaurimento di fosforo reattivo, elemento limitante insieme alla silice (per le diatomee), ha presumibilmente contribuito alla chiarificazione delle acque nel periodo tardo primaverile (Capitolo 5).

La concentrazione dell'azoto totale (N_{tot}) ha mostrato differenze tra il bacino nord, più povero (media annua nello strato produttivo 0.7 mg N L^{-1}), e il bacino sud (media annua nello strato produttivo 1.3 mg N L^{-1}), fortemente arricchito dal maggiore carico esterno (Fig. 6.3.3., Capitolo 4). Nel bacino nord, inoltre, l'azoto è apparso particolarmente scarso nella fascia compresa tra i 100 m e i 200 m di profondità, dove predominano i processi di denitrificazione, favoriti dall'anossia delle acque.

Ridotte concentrazioni di N_{tot} sono state osservate, inoltre, in tutte le stazioni durante il periodo estivo, soprattutto tra luglio e settembre, a causa della sedimentazione del plancton (Fig. 6.3.4). Viceversa, nei pressi del fondo, l'azoto totale è aumentato in autunno a causa della forte mineralizzazione dei sedimenti organici, con conseguente rilascio di ammonio (Fig. 6.3.5).

Grazie alle circolazioni nella norma, nel 2018 il rifornimento di silice epilimnetico tardo-invernale è stato conforme alla media a Gandria (massimo nello strato 0-20 m = 0.7 mg L^{-1}), e sensibilmente elevato nel bacino sud (massimo nello strato 0-20 m = $1.4-1.5 \text{ mg L}^{-1}$). Questo rifornimento ha consentito alle diatomee di manifestare il classico sviluppo primaverile in entrambi i bacini del lago (marzo, Capitolo 7).

A causa dell'assimilazione da parte delle diatomee e della loro sedimentazione, la silice si è praticamente esaurita nel bacino nord (concentrazioni $< 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) e molto ridotta nel bacino sud ($0.7-0.8 \text{ mg L}^{-1}$) a partire da aprile, portando al termine la fase di sviluppo primaverile di queste alghe. Come gli altri nutrienti, la silice reattiva è aumentata notevolmente nelle acque profonde nel periodo autunnale a causa del cresciuto rilascio dai sedimenti.

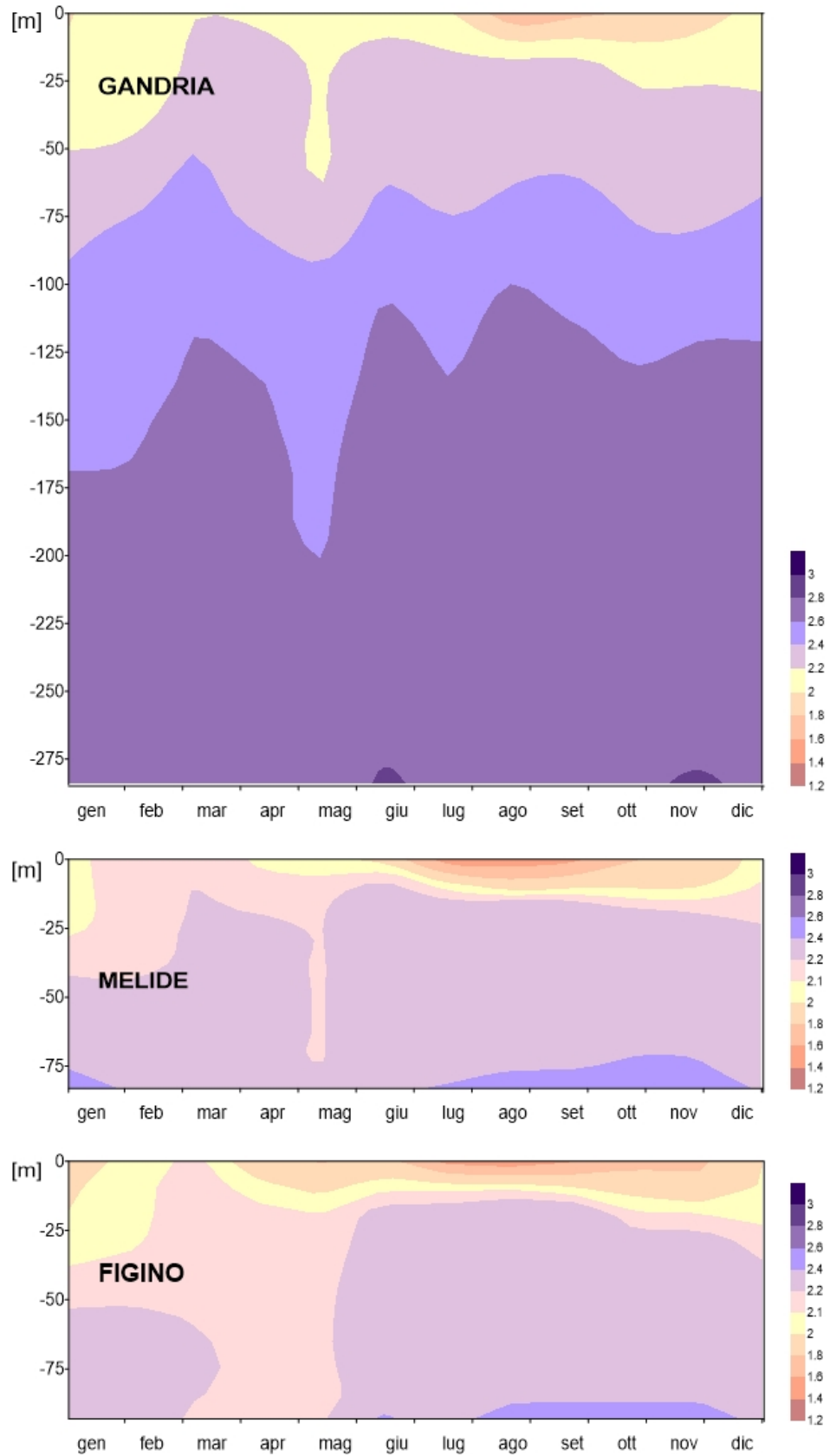


Fig. 6.1.1. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile dell'alcalinità in profondità e nel tempo (meq L⁻¹).

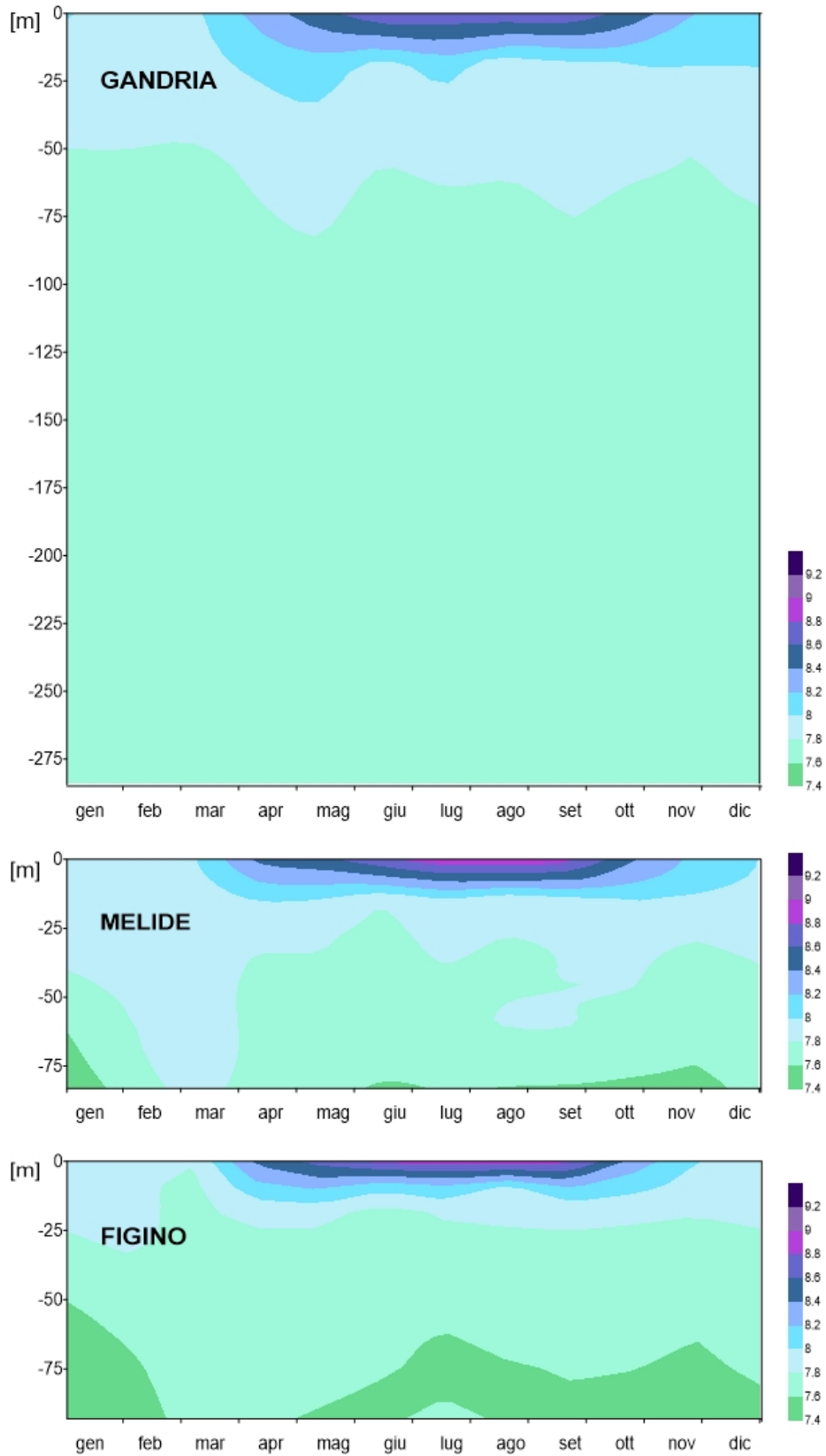


Fig. 6.1.2. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile del pH in profondità e nel tempo (unità pH).

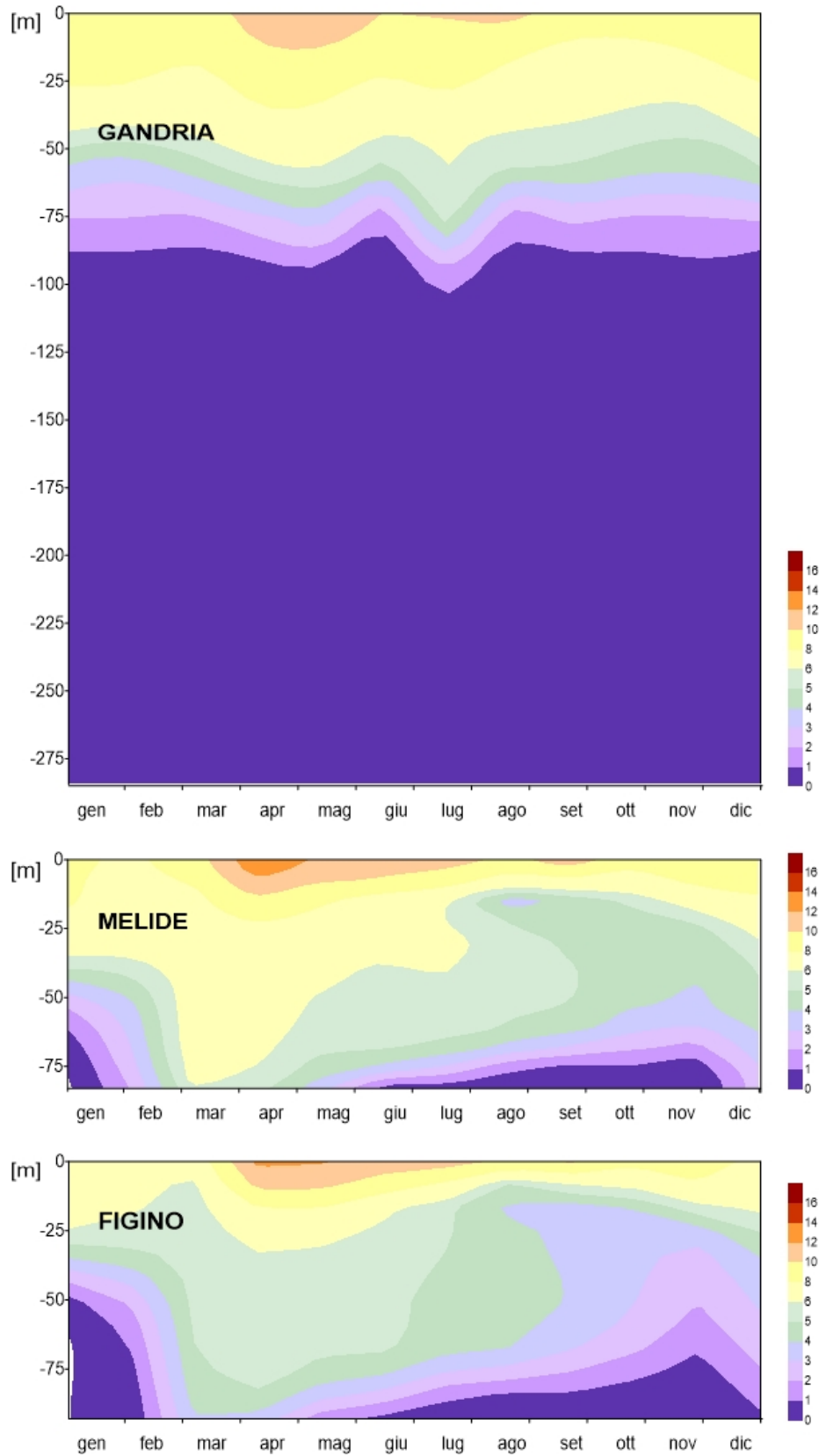


Fig. 6.2.1. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile dell'ossigeno disciolto in profondità e nel tempo (mg O₂ L⁻¹).

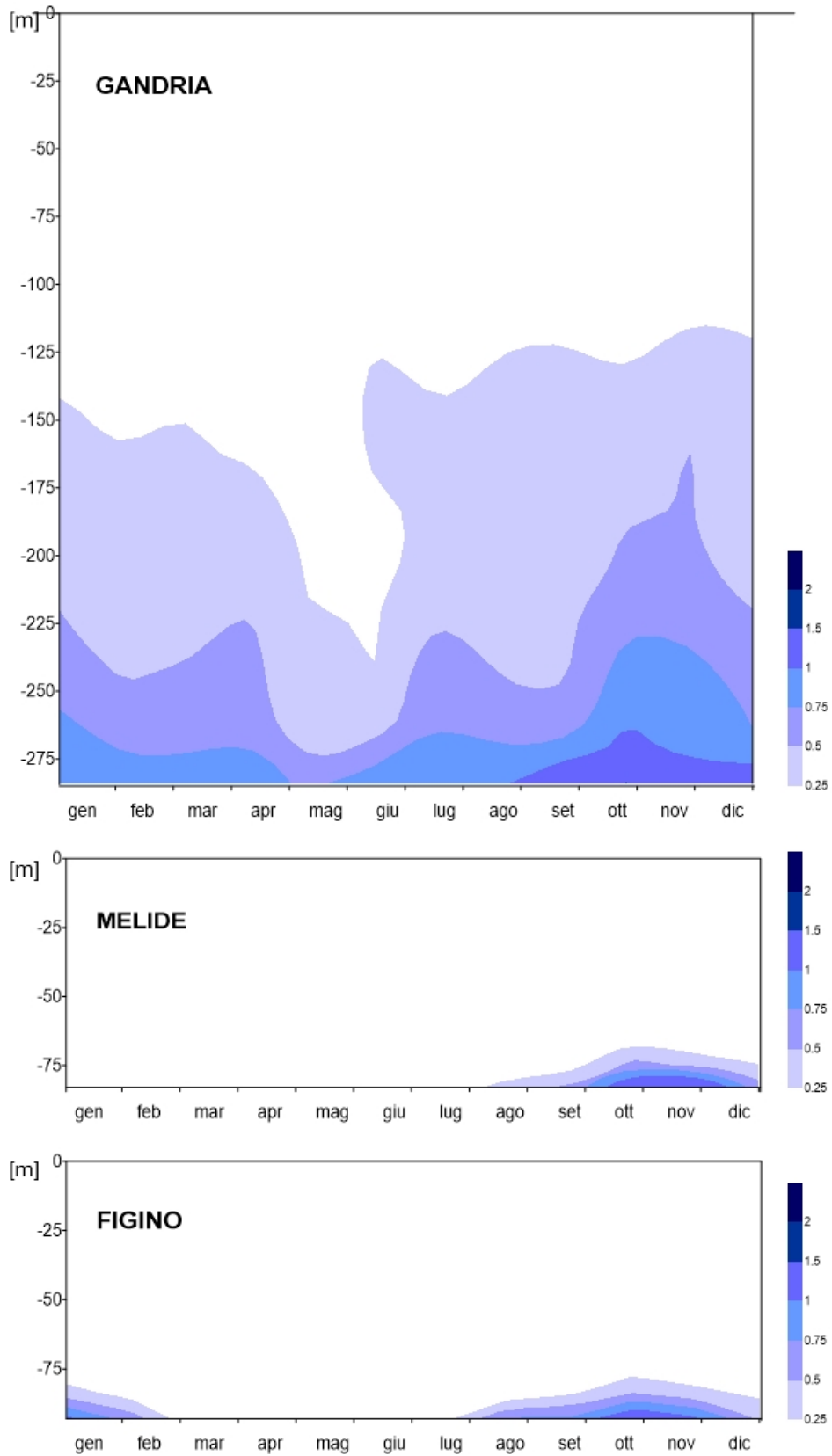


Fig. 6.2.2. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile del metano in profondità e nel tempo (mg L^{-1}).

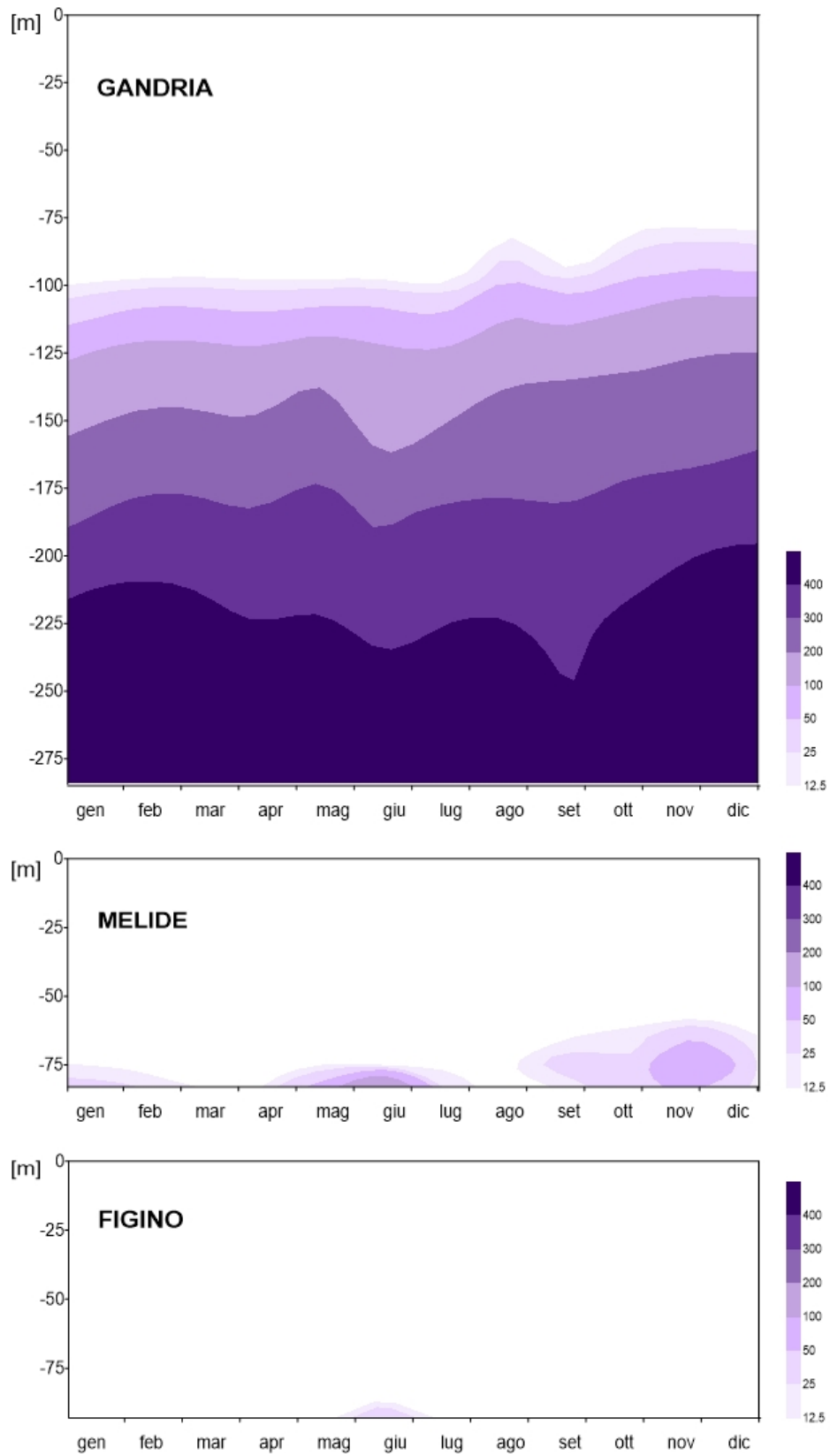


Fig. 6.2.3. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione del solfuro in profondità e nel tempo (mg L^{-1}).

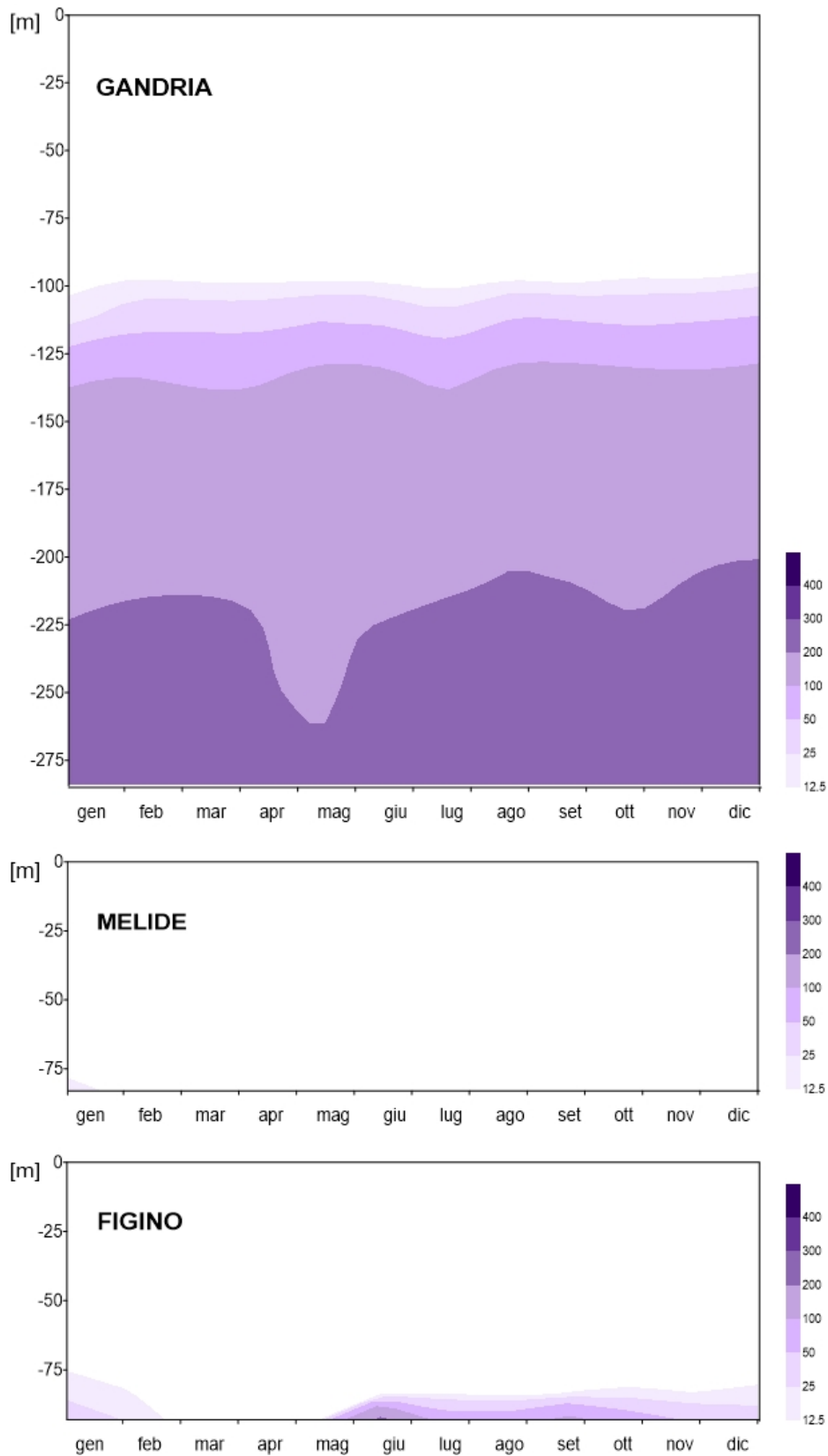


Fig. 6.2.4. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione del ferro disciolto in profondità e nel tempo ($\mu\text{g L}^{-1}$).

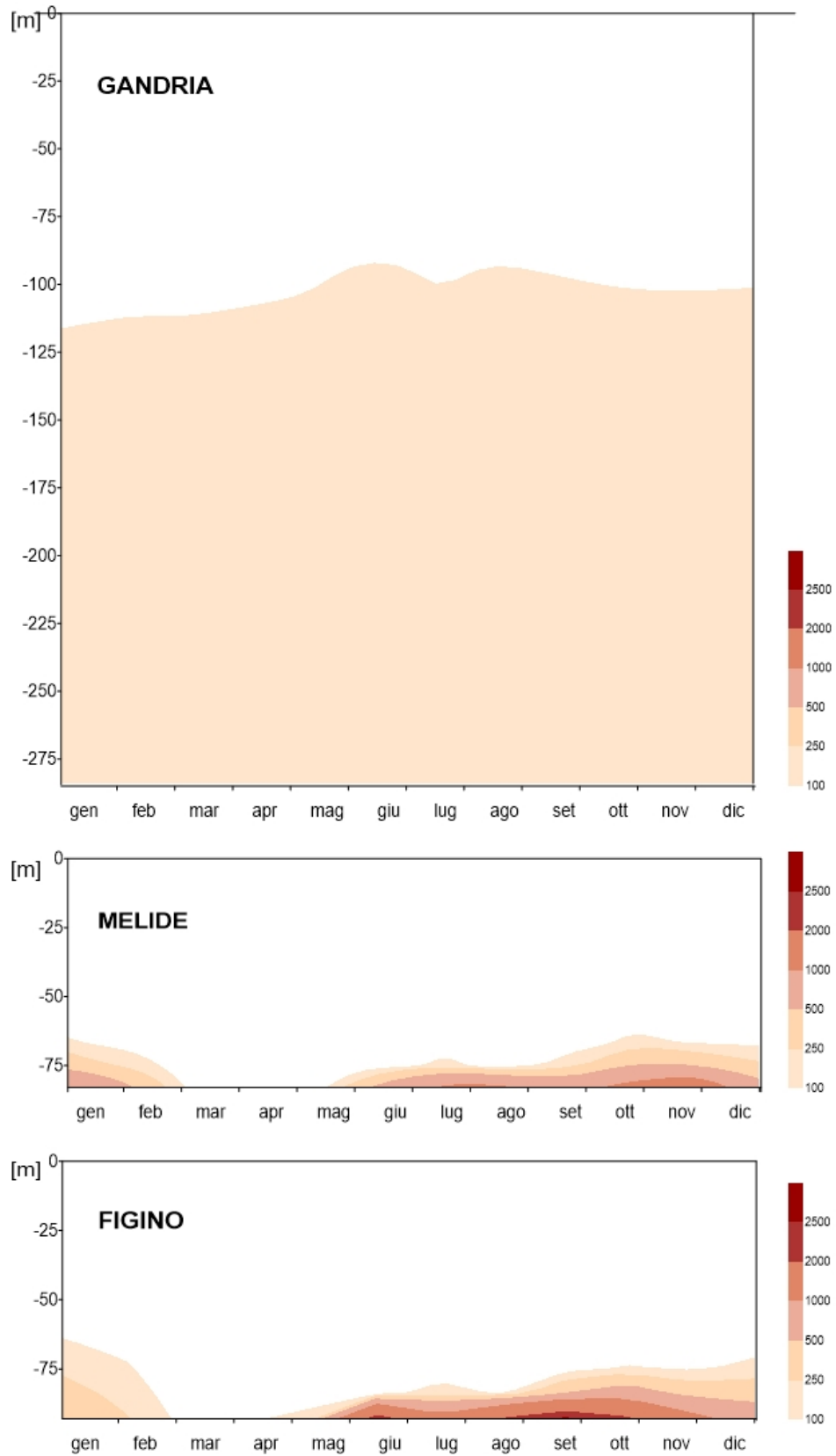


Fig. 6.2.5 Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione del manganese disciolto in profondità e nel tempo ($\mu\text{g L}^{-1}$).

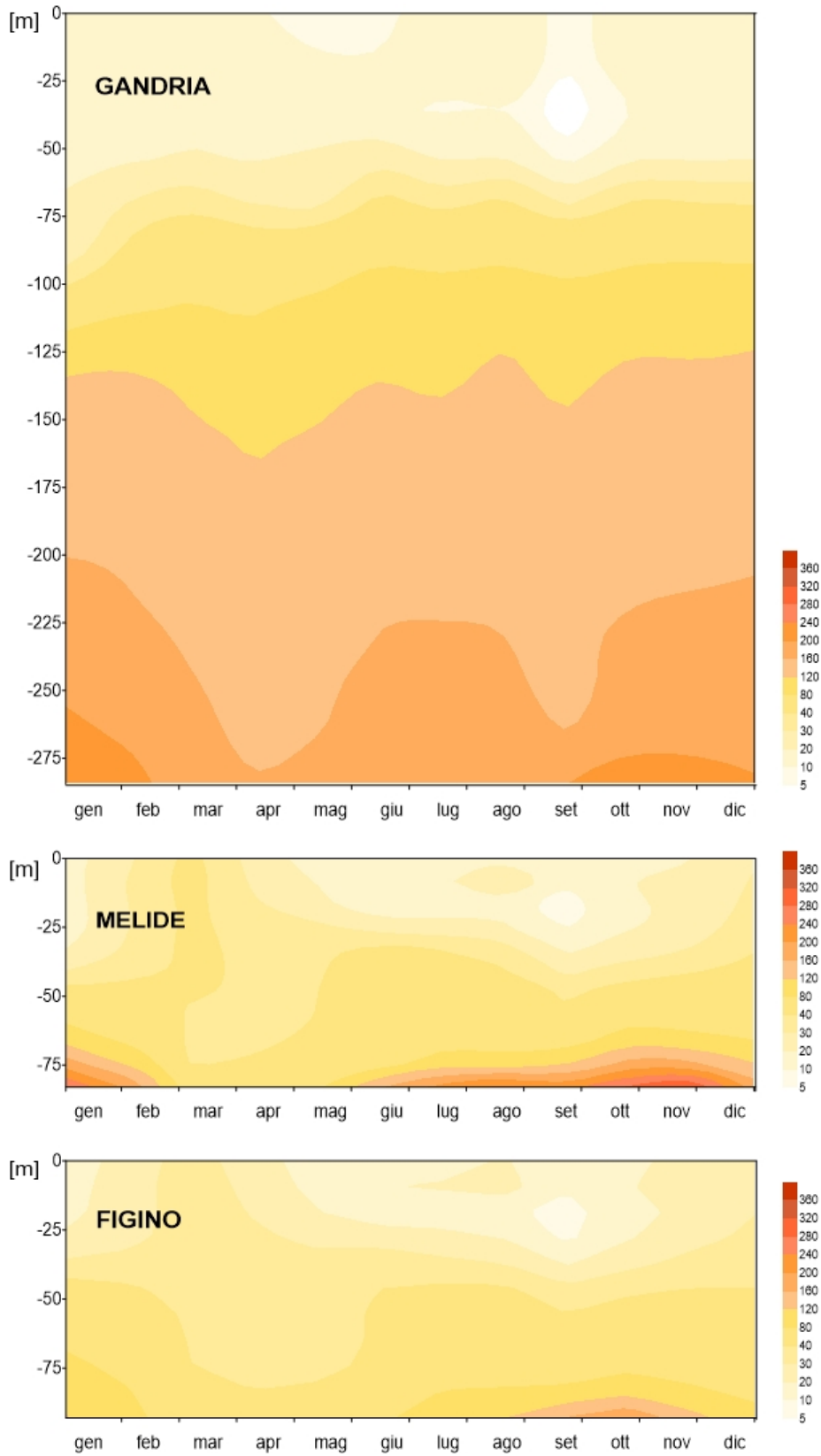


Fig. 6.3.1. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione del fosforo totale (P_{tot}) in profondità e nel tempo ($\mu\text{g P L}^{-1}$).

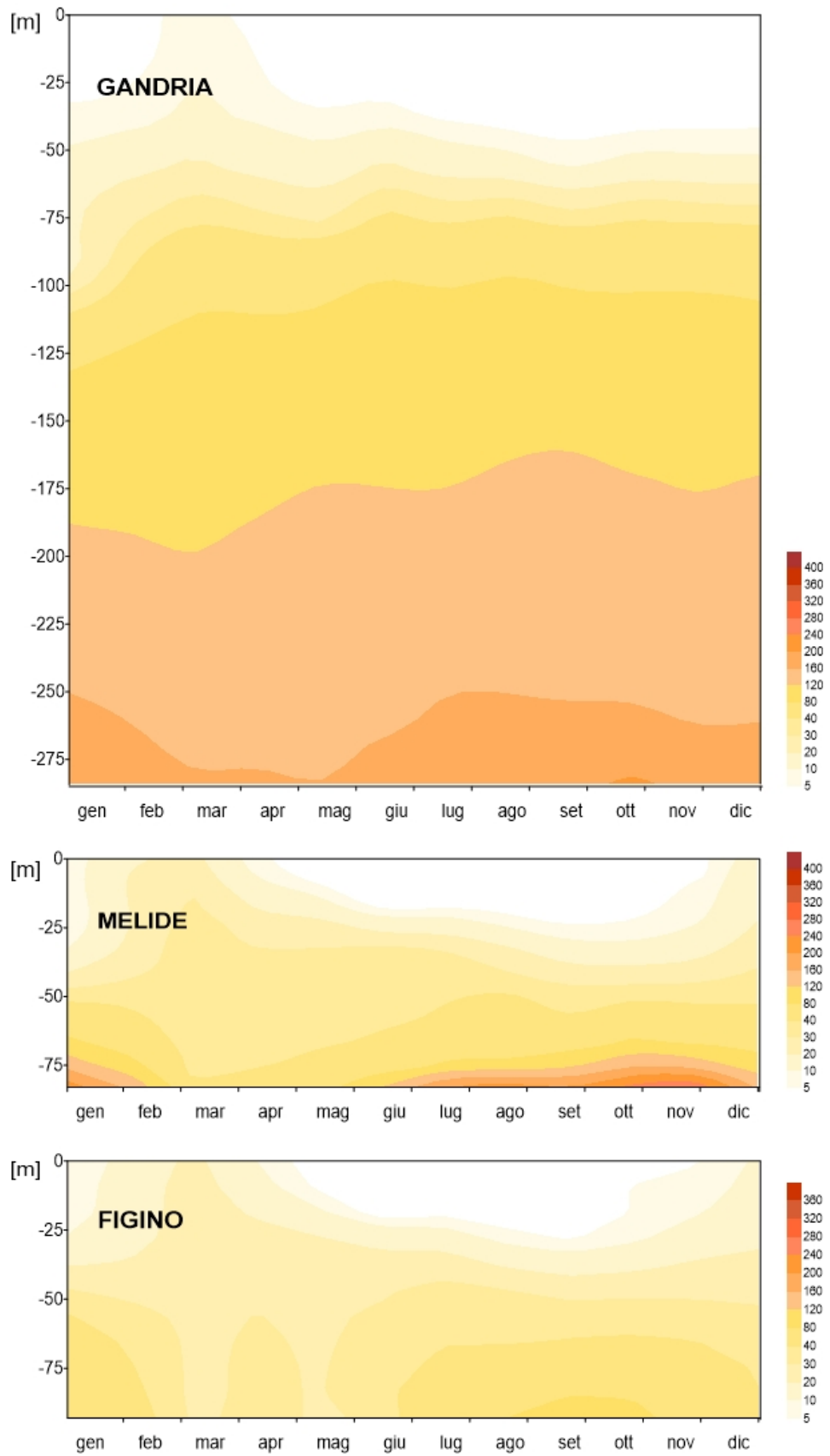


Fig. 6.3.2. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione del fosforo reattivo (RP) in profondità e nel tempo ($\mu\text{g P L}^{-1}$).

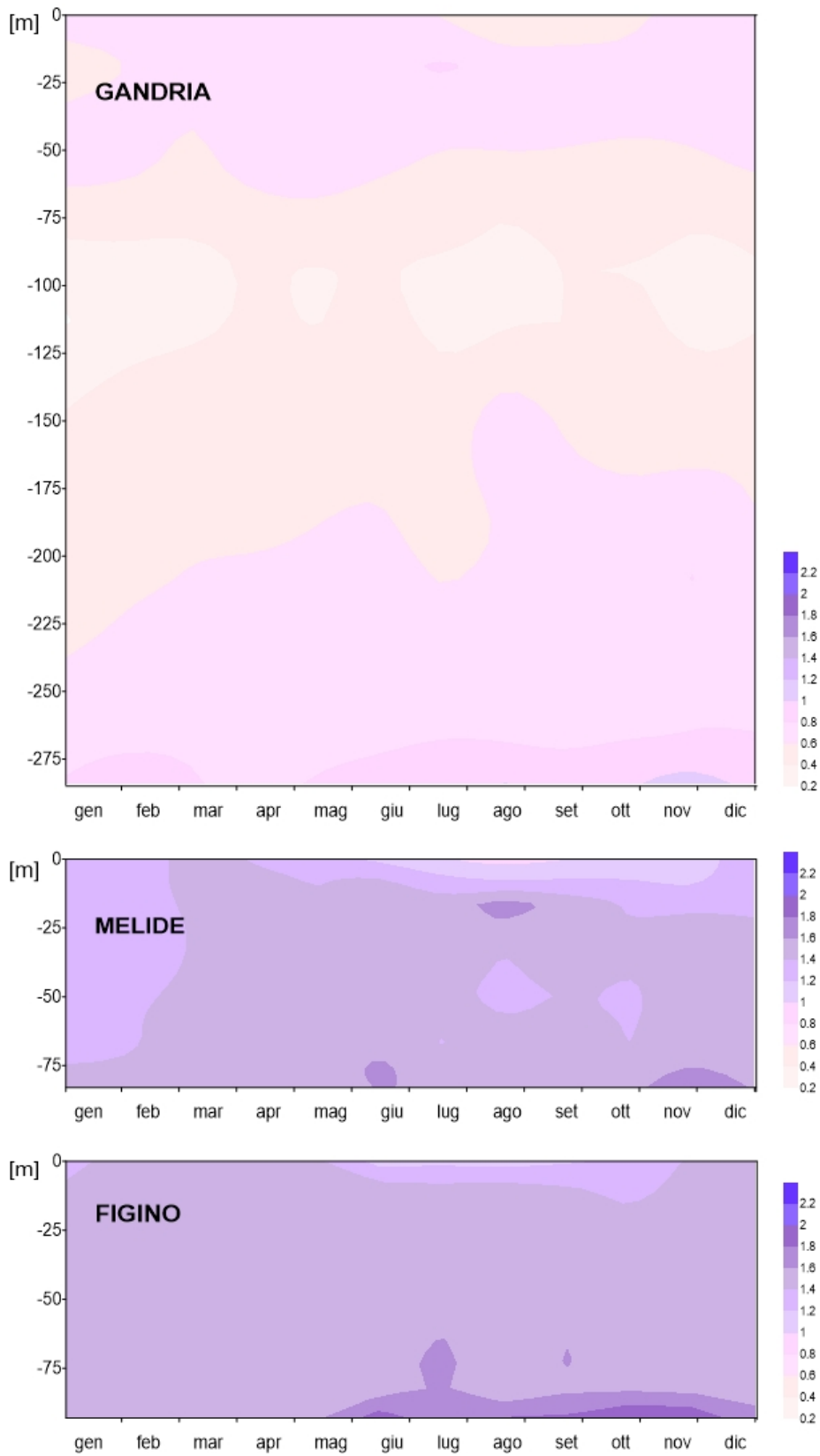


Fig. 6.3.3. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione dell'azoto totale (N_{tot}) in profondità e nel tempo ($mg\ N\ L^{-1}$).

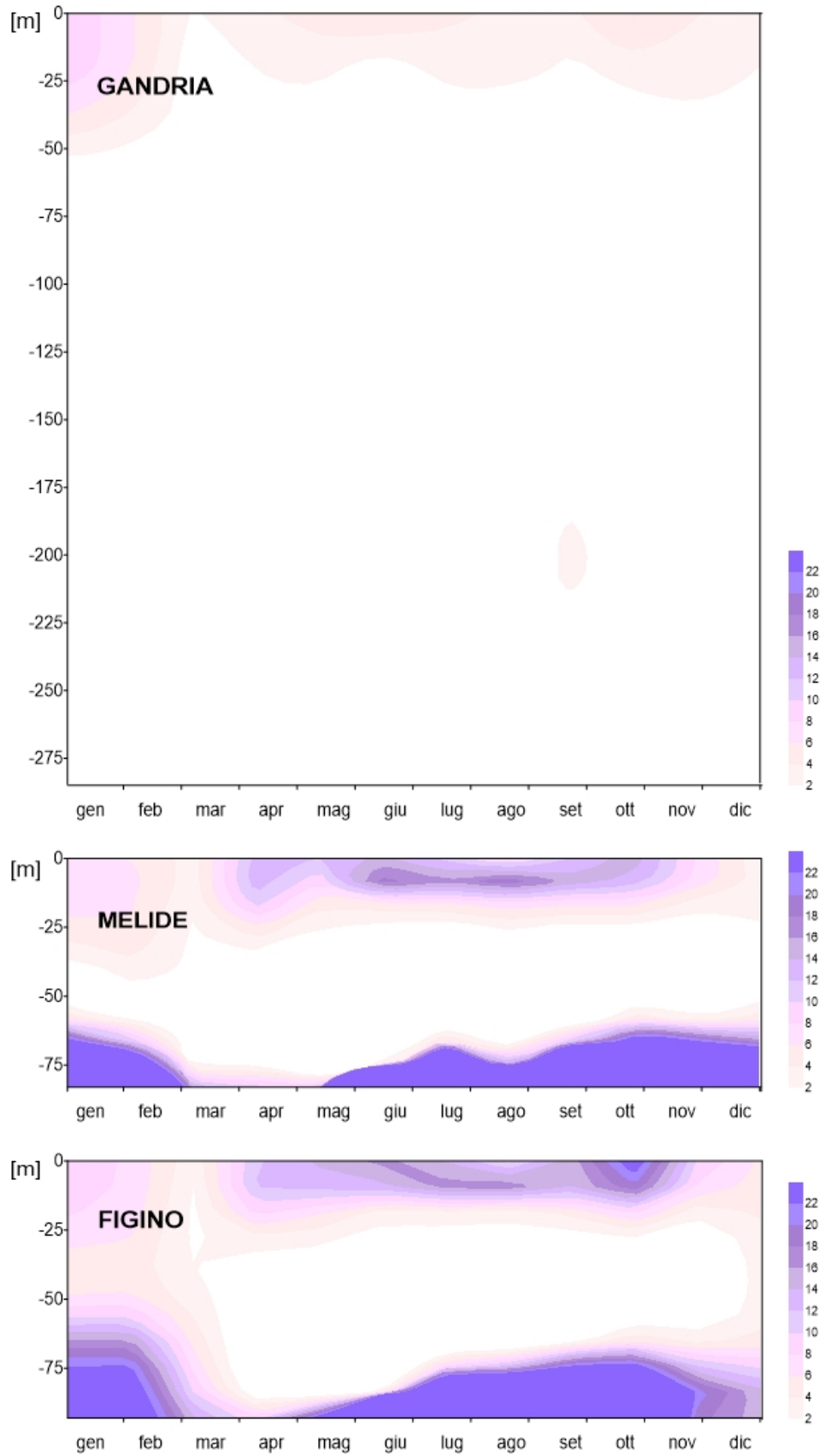


Fig. 6.3.4. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione dell'azoto nitrico in profondità e nel tempo ($\mu\text{g N L}^{-1}$).

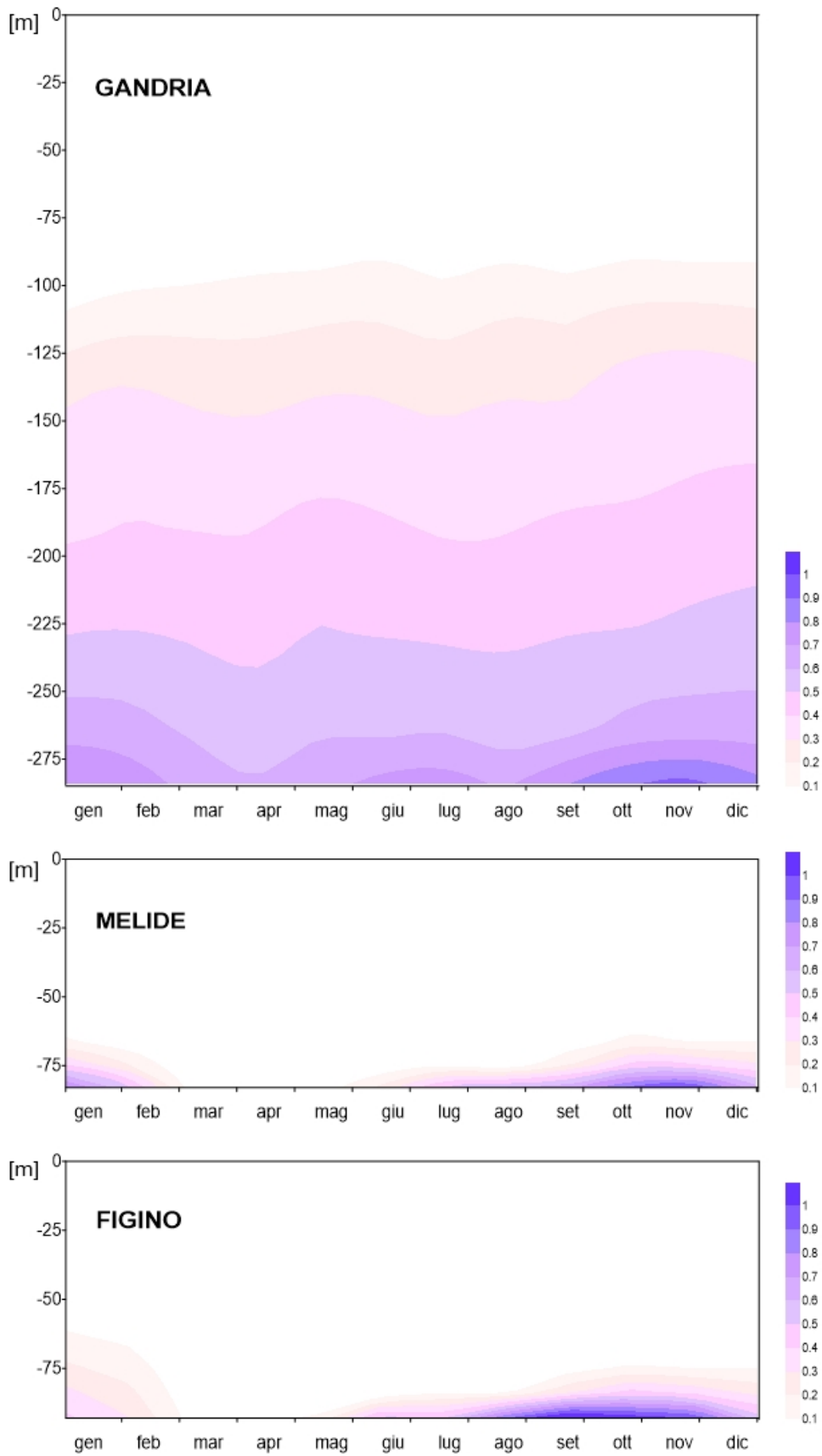


Fig. 6.3.5. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della concentrazione dell'azoto ammoniacale in profondità e nel tempo (mg N L⁻¹).

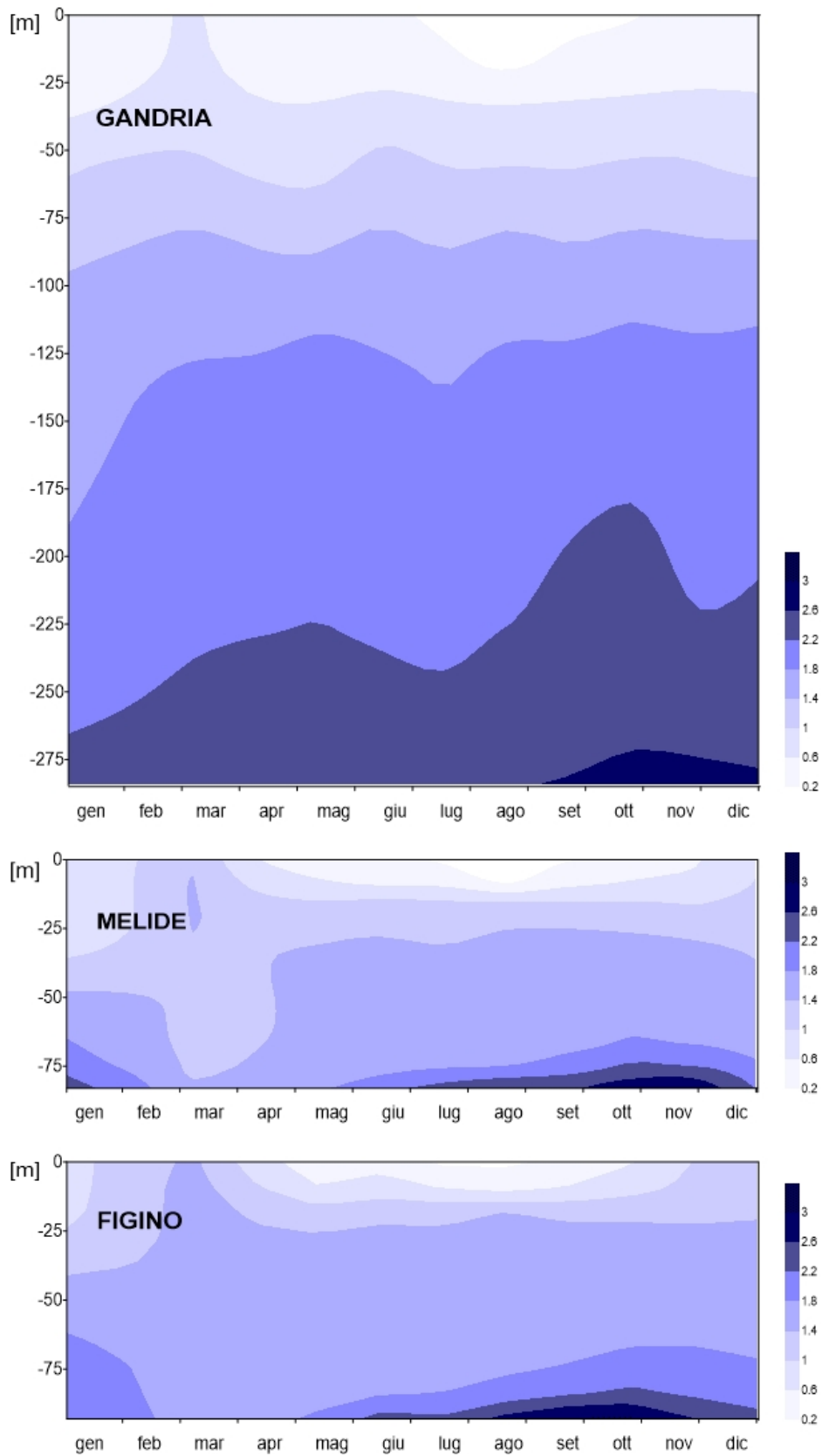


Fig. 6.3.6. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione della silice reattiva in profondità e nel tempo (mg SiO₂ L⁻¹).

7. INDAGINI SUL FITOPLANCTON

Nel corso del 2018 i campioni di fitoplancton ed i parametri complementari (pigmenti fotosintetici e produzione primaria) sono stati raccolti nelle tre stazioni principali del lago (Gandria, Melide, Figino) secondo le modalità previste dal programma triennale (Appendice II). I campionamenti del fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante tutto l'anno, e quindicinale durante il periodo primaverile (da marzo a giugno), per seguire la rapida successione dei popolamenti algali. Complessivamente in ogni stazione sono stati raccolti e analizzati 16 campioni integrali sulla colonna d'acqua compresa tra 0 e 20 m.

7.1. Composizione tassonomica

Come di consueto l'evoluzione stagionale del popolamento fitoplanctonico ha presentato differenze significative tra i due bacini, ma rispetto all'anno precedente il biovolume del fitoplancton è ridotto drasticamente in tutto il lago, interrompendo la tendenza all'aumento osservata negli ultimi dieci anni.

L'inizio del periodo vegetativo ha visto un rapido sviluppo di specie piccole dimensioni appartenenti ai gruppi tassonomici tipicamente primaverili (diatomee, crisoficee e criptoficee), la cui crescita è favorita dalle basse temperature. Rispetto al bacino sud, nel bacino nord questa fase iniziale è risultata meno marcata, probabilmente a causa del minor rifornimento di nutrienti algali verificatosi durante la circolazione tardo invernale (Capitolo 5).

A questa prima fase è seguito uno sviluppo di grandi diatomee coloniali e filamentose, scarsamente edibili, che ha raggiunto un picco a inizio aprile. La successiva fase di chiarificazione per esaurimento dei nutrienti algali negli strati superficiali (Capitolo 5) è stata seguita nei mesi estivi da uno sviluppo consistente di cloroficee, soprattutto nel bacino sud, a cui si sono affiancate le cianoficee, con un picco di densità raggiunto in agosto nel bacino nord. Le cloroficee sono rimaste abbondanti anche nel primo periodo autunnale, e hanno poi lasciato spazio ai cianobatteri filamentosi, che hanno dominato la parte terminale del 2018 con densità elevate, soprattutto nel bacino nord.

L'analisi dei principali gruppi tassonomici ha evidenziato nel 2018 un calo drastico delle cianoficee in tutto il lago, in misura più marcata nel bacino sud, dove questo gruppo ha mostrato i valori più bassi registrati negli ultimi dieci anni. A questo decremento ha contribuito il mancato sviluppo estivo della specie più comune nel lago, *Planktothrix rubescens*, che solitamente in questo periodo occupa il metalimnio con popolazioni abbondanti. Oltre a un medio sviluppo di *Pseudoanabaena limnetica* nei primi mesi dell'anno nel bacino nord, le maggiori densità sono state registrate in tutto il lago nel secondo semestre, nei mesi estivi con *Aphanizomenon flos-aquae* e *Cyanodiction* (solo nel bacino nord). Uno sviluppo intenso di *Planktothrix rubescens* si è verificato solo nel periodo tardo autunnale, principalmente nel bacino nord. Inoltre, in questo periodo, nel bacino sud questa specie è stata affiancata dalla croococcale *Gomphosphaeria aponina*.

Anche se in calo nel bacino nord rispetto all'anno precedente, come di consueto le diatomee hanno rappresentato la componente predominante del fitoplancton nel corso del primo semestre, dapprima con piccole specie centriche (febbraio-marzo) e quindi con specie pennate (aprile-giugno). Durante il secondo semestre questo gruppo si è assestato su valori di densità modesti, fatta eccezione per una breve fase di crescita di *Cyclotella ocellata* nel bacino sud, in agosto, e una ripresa di *Stephanodiscus parvus/minutulus* a fine anno. Fra le specie centriche sono risultate particolarmente abbondanti *Stephanodiscus parvus/minutulus*, di piccole dimensioni, e *Aulacoseria islandica* ssp. *helvetica*, una specie coloniale filamentosa di grandi dimensioni. Tra le pennate hanno raggiunto valori di densità rilevanti le specie coloniali *Fragilaria crotonensis* e *Asterionella formosa*.

Rispetto all'anno precedente, le cloroficee, la cui fase principale di sviluppo si è estesa dal periodo estivo fino all'autunno, sono calate nel bacino nord e aumentate nel bacino sud, anche grazie ad una fioritura estiva di *Eutetramorus* sp. Questa clorococcale ha registrato densità elevate con un picco estivo (luglio nel bacino sud e agosto nel bacino nord) e un picco autunnale (ottobre). Altre specie che hanno raggiunto: valori di densità rilevanti, sono state del genere *Oocystis*, *Cælastrum polychordum*, *Scenedesmus ecornis / linearis* e, nel mese di ottobre nella sola stazione di Melide, *Tetraëdron minimum*.

Le criptoficee, in calo nel bacino nord rispetto all'anno precedente, hanno avuto nel genere *Rhodomonas* il loro principale rappresentante con una presenza in generale costante. Un primo picco di sviluppo si è verificato all'inizio del periodo vegetativo e in seguito si è osservata un'altra punta nei primi mesi estivi. Solo nella stazione di Melide questa popolazione ha raggiunto densità molto elevate nel mese di marzo.

Per quanto concerne i restanti gruppi, le coniugatoficee e le crisoficee si sono mantenute su livelli modesti, soprattutto nel bacino sud con i picchi primaverili di *Chrysochromulina* sp., mentre le peridinee sono risultate leggermente in aumento nel bacino nord rispetto all'anno precedente. Le xantoficee, con la specie filamentosa *Tribonema* sp., hanno mostrato una ripresa nel bacino nord (maggio) mentre sono risultate scarsamente presenti nel bacino sud.

La Tabella 7.1., che riporta i valori di densità delle principali specie fitoplanctoniche nel corso del 2018, illustra in modo sintetico le analogie e le differenze più significative fra le tre stazioni campionate, sia sotto l'aspetto della composizione tassonomica che della successione cronologica.

Tabella 7.1. Lago di Lugano, 2018: sviluppo delle principali specie di fitoplancton nello strato 0-20 m (densità in 10⁶ cellule l⁻¹).

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
gennaio	<i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (1.0) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (0.5)	<i>Rhodomonas sp.</i> (1.5)	<i>Rhodomonas sp.</i> (0.6)
febbraio	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (1.5) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (0.8)	<i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (0.4)	<i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (1.1)
marzo	<i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (0.4) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (0.4)	<i>Rhodomonas sp.</i> (6.1) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (2.1) <i>Chrysochromulina sp.</i> (1.7)	<i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (1.6) <i>Chrysochromulina sp.</i> (0.7)
aprile	<i>Fragilaria crotonensis</i> (1.4) <i>Chrysochromulina sp.</i> (1.1) <i>Aulacoseria islandica</i> (0.7) <i>Tribonema sp.</i> (0.4)	<i>Chrysochromulina sp.</i> (9.4) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (1.3) <i>Asterionella formosa</i> (0.6) <i>Aulacoseria islandica</i> (0.5) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.6)	<i>Chrysochromulina sp.</i> (13.5) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (1.4) <i>Asterionella formosa</i> (1.2) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.0) <i>Aulacoseria islandica</i> (0.8)
maggio	<i>Chrysochromulina sp.</i> (1.8) <i>Rhodomonas sp.</i> (0.9)	<i>Chrysochromulina sp.</i> (2.7)	<i>Rhodomonas sp.</i> (0.9) <i>Asterionella formosa</i> (0.6) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.5)
giugno	<i>Chrysochromulina sp.</i> (2.5) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.5)	<i>Chrysochromulina sp.</i> (5.7) <i>Asterionella formosa</i> (1.2)	<i>Chrysochromulina sp.</i> (6.5) <i>Rhodomonas sp.</i> (1.0) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (0.9)
luglio	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.1) <i>Chrysochromulina sp.</i> (0.7) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.4) <i>Asterionella formosa</i> (0.2)	<i>Eutetramorus sp.</i> (9.5) <i>Rhodomonas sp.</i> (0.9)	<i>Eutetramorus sp.</i> (5.8) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (2.1)
agosto	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (5.0) <i>Eutetramorus sp.</i> (4.8) <i>Cyanodictyon sp.</i> (2.4) <i>Celastrum polychordum</i> (1.2)	<i>Oocystis sp.</i> (4.9) <i>Eutetramorus sp.</i> (1.7) <i>Celastrum polychordum</i> (0.5) <i>Scenedesmus ecornis/linearis</i> (0.5)	<i>Oocystis sp.</i> (2.3) <i>Eutetramorus sp.</i> (2.3) <i>Snowella lacustris</i> (0.6) <i>Scenedesmus ecornis/linearis</i> (0.2)
settembre	<i>Eutetramorus sp.</i> (2.5) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.5) <i>Snowella lacustris</i> (0.4)	<i>Eutetramorus sp.</i> (1.6)	<i>Eutetramorus sp.</i> (2.7) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.2) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.0)
ottobre	<i>Eutetramorus sp.</i> (5.1) <i>Planktothrix rubescens</i> (2.9)	<i>Eutetramorus sp.</i> (5.1) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.7) <i>Celastrum polychordum</i> (0.7) <i>Tetraëdron minimum</i> (0.4)	<i>Eutetramorus sp.</i> (3.7) <i>Planktothrix rubescens</i> (1.8) <i>Celastrum polychordum</i> (0.5)
novembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (2.3)	<i>Planktothrix rubescens</i> (1.0) <i>Gomphosphaeria aponina</i> (0.4)	<i>Planktothrix rubescens</i> (0.6) <i>Gomphosphaeria aponina</i> (0.6)
dicembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (10.9)	<i>Planktothrix rubescens</i> (3.9) <i>Gomphosphaeria aponina</i> (2.0) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (0.7)	<i>Planktothrix rubescens</i> (1.5) <i>Gomphosphaeria aponina</i> (1.4) <i>Stephanodiscus parvus/min.</i> (0.9)

7.2. Variazioni della biomassa

Nella Fig. 7.2.1. è rappresentata la successione temporale dei valori di biomassa algale presente nello strato 0-20 m nel corso del 2018. Il contributo dei principali gruppi tassonomici è deducibile dalle singole curve cumulate, la superiore delle quali corrisponde al valore totale (peso fresco da biovolume).

I valori di biomassa media annua (Gandria: 0.87; Melide: 1.07; Figino: 0.96 g m⁻³) sono risultati in notevole calo rispetto all'anno precedente e si attestano tra i più bassi degli ultimi dieci anni. In generale si nota un livellamento dei valori fra le tre stazioni campionate, con una distribuzione degli stessi lungo il corso dell'anno più omogenea a Gandria e Figino rispetto a Melide, dove la produzione di biomassa di alcuni gruppi fitoplanctonici è risultata più elevata nel trimestre primaverile e estivo.

L'andamento delle curve risulta simile nelle tre stazioni di campionamento, anche se nella stazione di Melide l'inizio del periodo vegetativo è leggermente anticipato e la fase di sviluppo estiva è molto più pronunciata rispetto alle altre stazioni. Come si può osservare dalla grafica, il contributo principale al dato annuo nelle stazioni di Gandria e Figino è stato fornito dalle diatomee, che nel corso del mese di aprile hanno fatto registrare la principale fase di crescita con massimi annui simili (Gandria 2.88 g m⁻³; Figino 2.74 g m⁻³). Nella stazione di Melide, invece, il contributo principale è stato fornito dalle cloroficee, la cui fase maggiore di sviluppo è stata osservata nel periodo estivo con massimi annui registrati nel mese di agosto (2.01 g m⁻³). In questa stazione anche le diatomee e le criptoficee hanno fornito un contributo sostanzioso al dato annuo, con valori massimi raggiunti tra fine marzo ed inizio aprile, 1.91 g m⁻³ e 1.67 g m⁻³ rispettivamente.

Un'analisi più dettagliata degli andamenti nelle singole stazioni permette d'individuare in tutto il lago nel primo semestre due punte di crescita della biomassa algale, più facilmente riconoscibili nel bacino sud: la principale (marzo-aprile) costituita quasi esclusivamente da diatomee (nella stazione di Melide anche da criptoficee) e la seconda (maggio-giugno) prevalentemente da criptoficee, peridinee e diatomee. Il secondo semestre è caratterizzato da una punta di crescita estiva (agosto) accentuata nel bacino sud, costituita principalmente da cloroficee, seguita da una fase di modesta presenza di tutti i principali gruppi tassonomici, fatta eccezione per le cianoficee, risultate predominanti a fine anno, principalmente nella stazione di Gandria.

Sotto l'aspetto della composizione percentuale della biomassa algale (valore medio annuo, Fig. 7.2.2.), nel 2018 le cianoficee hanno ridotto drasticamente in tutto il lago la loro dominanza rispetto all'anno precedente (Gandria (15%, Melide 6%, Figino 6%), a vantaggio degli altri gruppi algali. Le diatomee, sempre tra i gruppi più rappresentati in tutto il lago, sono rimaste costanti nel 2018 rispetto alla media degli ultimi anni, e in aumento rispetto allo scorso anno nel bacino sud (Gandria 30%, Melide 23%, Figino 32%). Le cloroficee, che già nel 2017 avevano mostrato una crescita rispetto al periodo precedente, sono risultate ancora in aumento nel bacino sud, fino a costituire il primo gruppo tassonomico nella stazione di Melide (29%). Anche le criptoficee e le peridinee mantengono valori di rilievo e risultano nettamente in aumento rispetto agli ultimi anni (19-25% e 12-16%). I gruppi restanti contribuiscono minimamente alla biomassa algale annua con valori percentuali mediamente al di sotto del 2%.

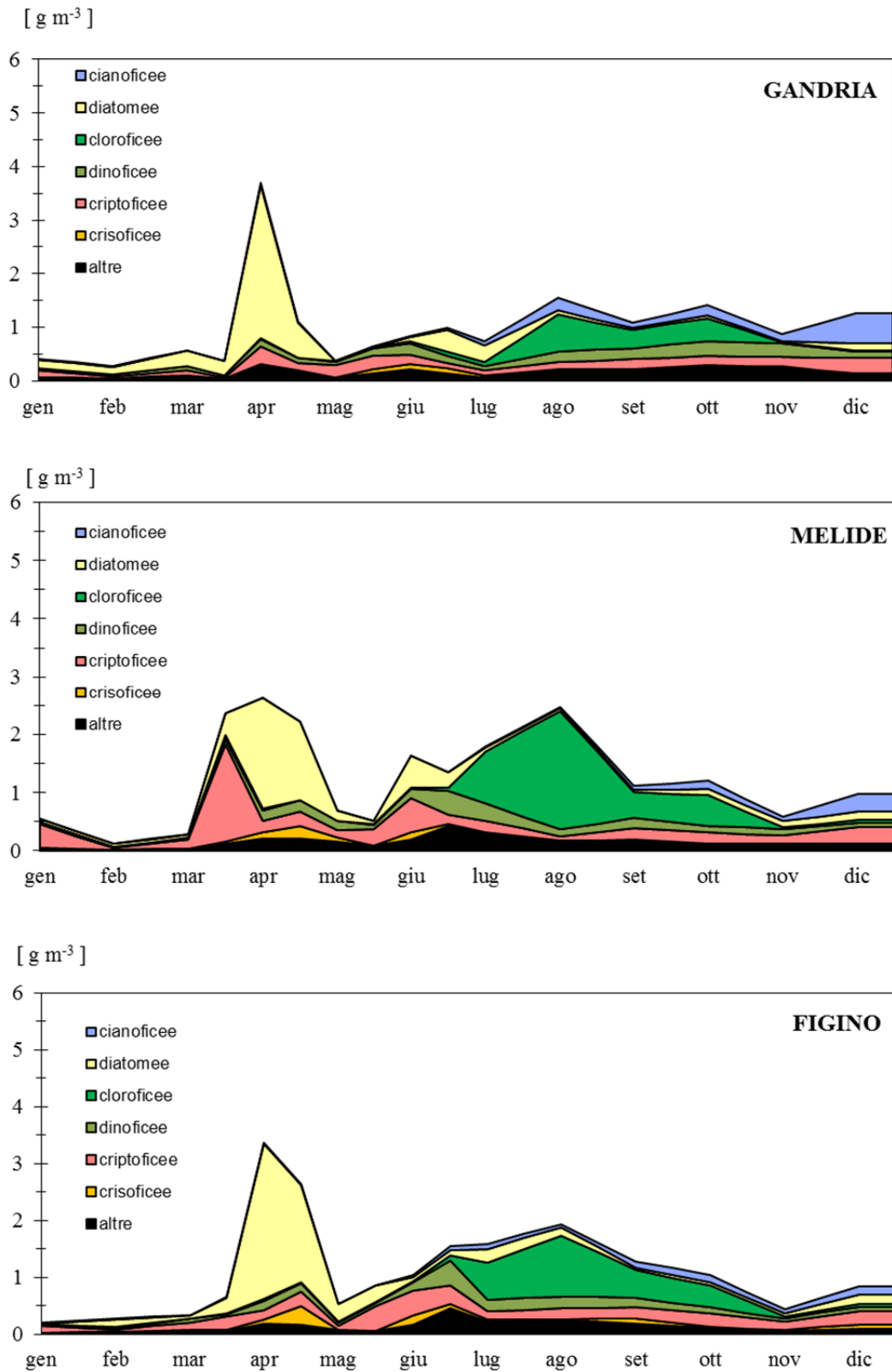


Fig. 7.2.1. Lago di Lugano, 2018: andamento delle biomasse cumulate del fitoplancton (peso fresco).

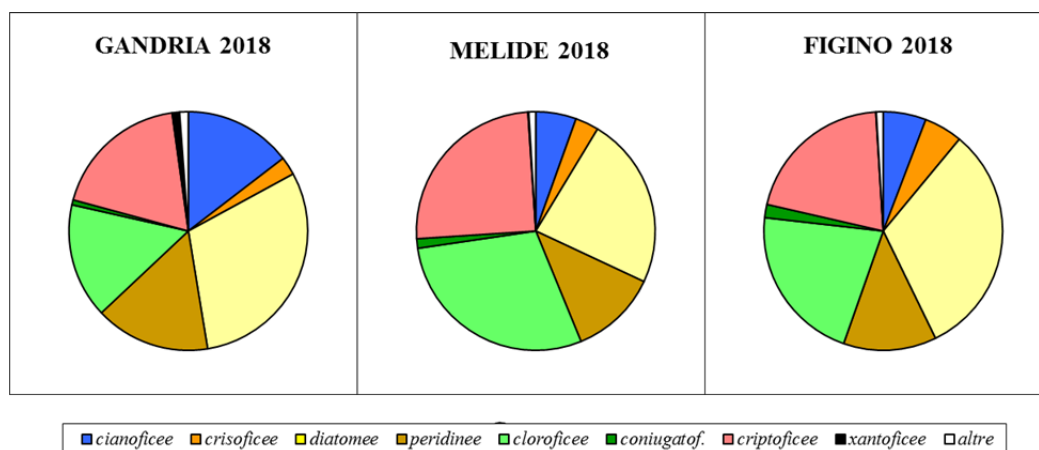


Fig. 7.2.2. Lago di Lugano, 2018: composizione percentuale della biomassa media annua del fitoplancton.

7.3. Pigmenti fotosintetici

Nel programma di ricerche sono stati misurati i pigmenti fotosintetici clorofilla *a* e ficocianina del fitoplancton con frequenza quindicinale nello strato compreso tra 0 e 20 m. La clorofilla *a*, presente in tutti gli organismi fotosintetici, viene usata come indice di biomassa totale del fitoplancton; la ficocianina, caratteristica dei cianobatteri, viene usata come indice della loro biomassa.

Nel 2018, le concentrazioni medie annue di clorofilla *a* nello strato produttivo (0-20 m) sono state pari a 4.9 mg m^{-3} a Gandria e 5.7 mg m^{-3} a Melide e Figino. Tali valori, che si avvicinano agli obiettivi, sono tra i più bassi mai registrati, e sostengono la riduzione della biomassa fitoplanctonica discussa nel paragrafo precedente.

L'andamento mensile della clorofilla *a* riflette quello della biomassa algale (Fig. 7.3.1.), confermando, per il Lago di Lugano, l'utilità di questo parametro quale indicatore complementare di biomassa nello studio dei popolamenti fitoplanctonici. Le punte primaverili, che costituiscono in tutte le stazioni il massimo annuo (Gandria: 19.1 mg m^{-3} , Melide: 13.1 mg m^{-3} , Figino: 18.6 mg m^{-3}), coincidono con la fase iniziale di sviluppo vegetativo dominata dalle diatomee, e dalle criptofiticee nella stazione di Melide. In questa stazione si è osservato un secondo picco nel mese di agosto (19.1 mg m^{-3}), anche se di minor intensità, coincidente con la fioritura delle clorofiticee.

I valori estivi di clorofilla *a* (giugno-agosto), spesso usati come un indice dello stato trofico, seppur inferiori rispetto all'anno precedente, si attestano su condizioni di mesotrofia: 5.0 mg m^{-3} a Gandria e 7.0 mg m^{-3} a Melide e Figino.

La distribuzione spazio-temporale della clorofilla *a* (profili verticali ad elevata risoluzione: Fig. 7.3.2.) evidenzia un picco primaverile (marzo-aprile) in tutto il lago ed una seconda fase più eterogenea nei mesi estivi, particolarmente evidente nel bacino sud durante la fioritura di clorofiticee nella stazione di Melide (agosto). Nella prima fase è evidente una differente distribuzione della clorofilla *a* tra i due bacini. Nel bacino nord le concentrazioni massime sono misurate attorno a 15 m di

profondità e sono associate a una maggior presenza di diatomee di grosse dimensioni e filamentose. Nel bacino sud, dove sono abbondanti le diatomee centriche di piccole dimensioni, i picchi sono registrati negli strati più superficiali, attorno ai 5 m di profondità.

L'andamento della ficocianina (Fig. 7.3.3), in parte sovrapponibile a quello della clorofilla *a*, evidenzia lo sviluppo dei cianobatteri nei mesi estivi attorno ai 5 m di profondità, dominato da *Aphanizomenon flos-aquae*, e uno sviluppo tardo-autunnale distribuito sulla colonna d'acqua per la perdita di stratificazione, soprattutto nel bacino nord, dominato dalla specie metalimnetica *Planktothrix rubescens*.

Ai fini dell'interpretazione dei risultati va sottolineato che la ficocianina, nonostante sia abbondante nei cianobatteri, non è un pigmento esclusivo di questo taxon, essendo prodotto anche dalle criptoficee. L'abbondanza di criptoficee registrata nel 2018, soprattutto nella stazione di Melide, potrebbero aver dato origine ad una sovrastima dell'abbondanza cianobatterica.

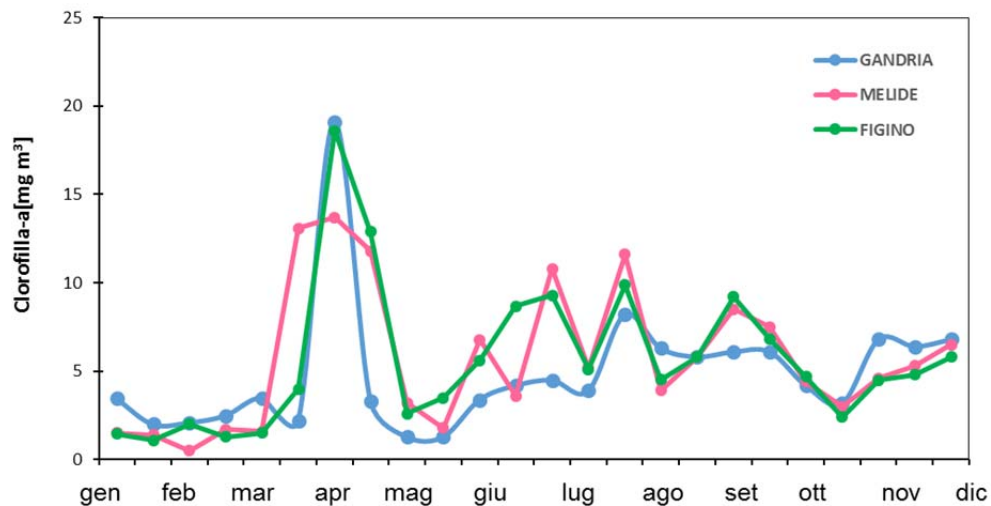


Fig. 7.3.1. Lago di Lugano, 2018: andamento della clorofilla *a* (mg m⁻³) nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

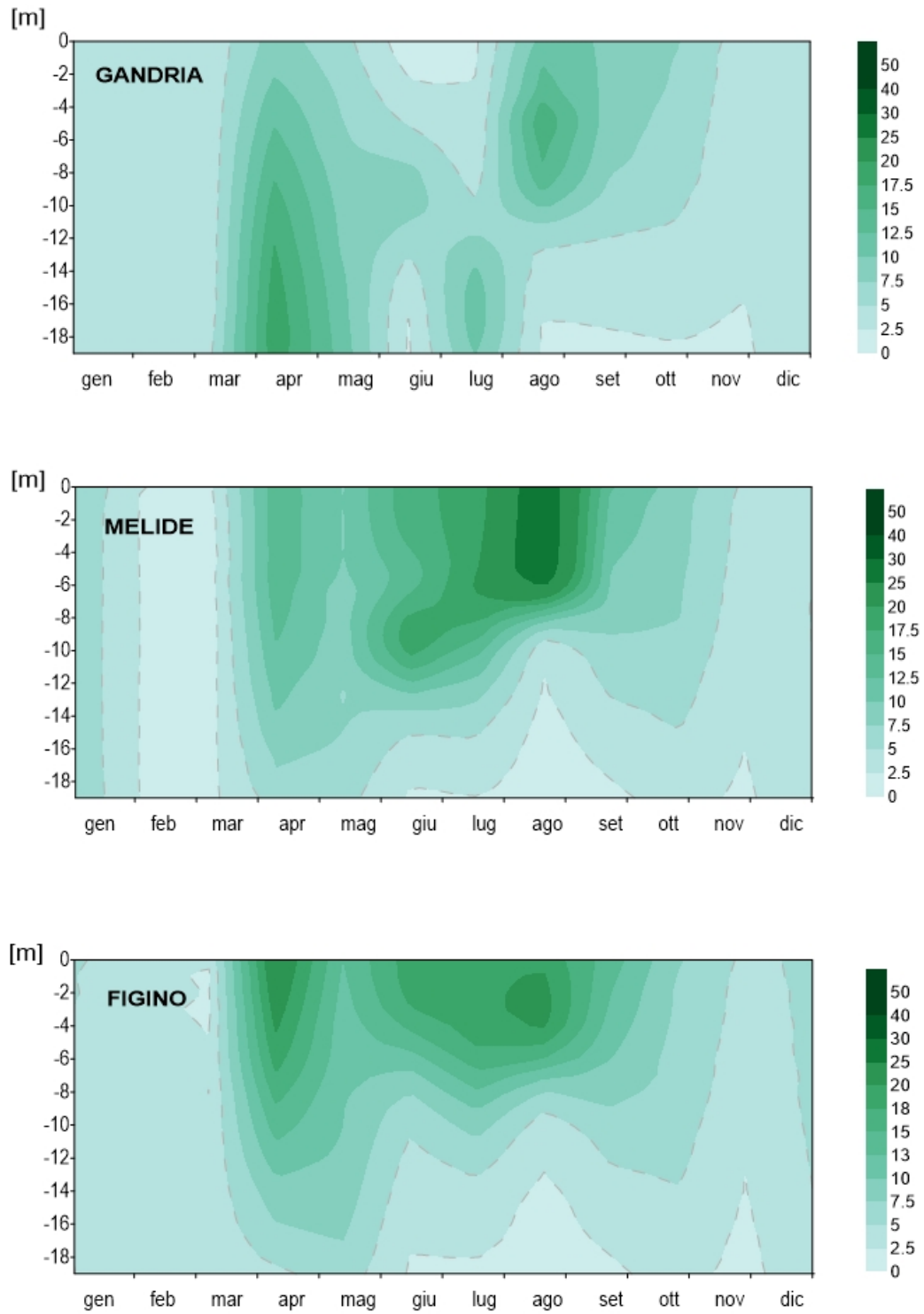


Fig. 7.3.2. Lago di Lugano, 2018: andamento spazio-temporale della clorofilla *a* (mg m^{-3}) nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

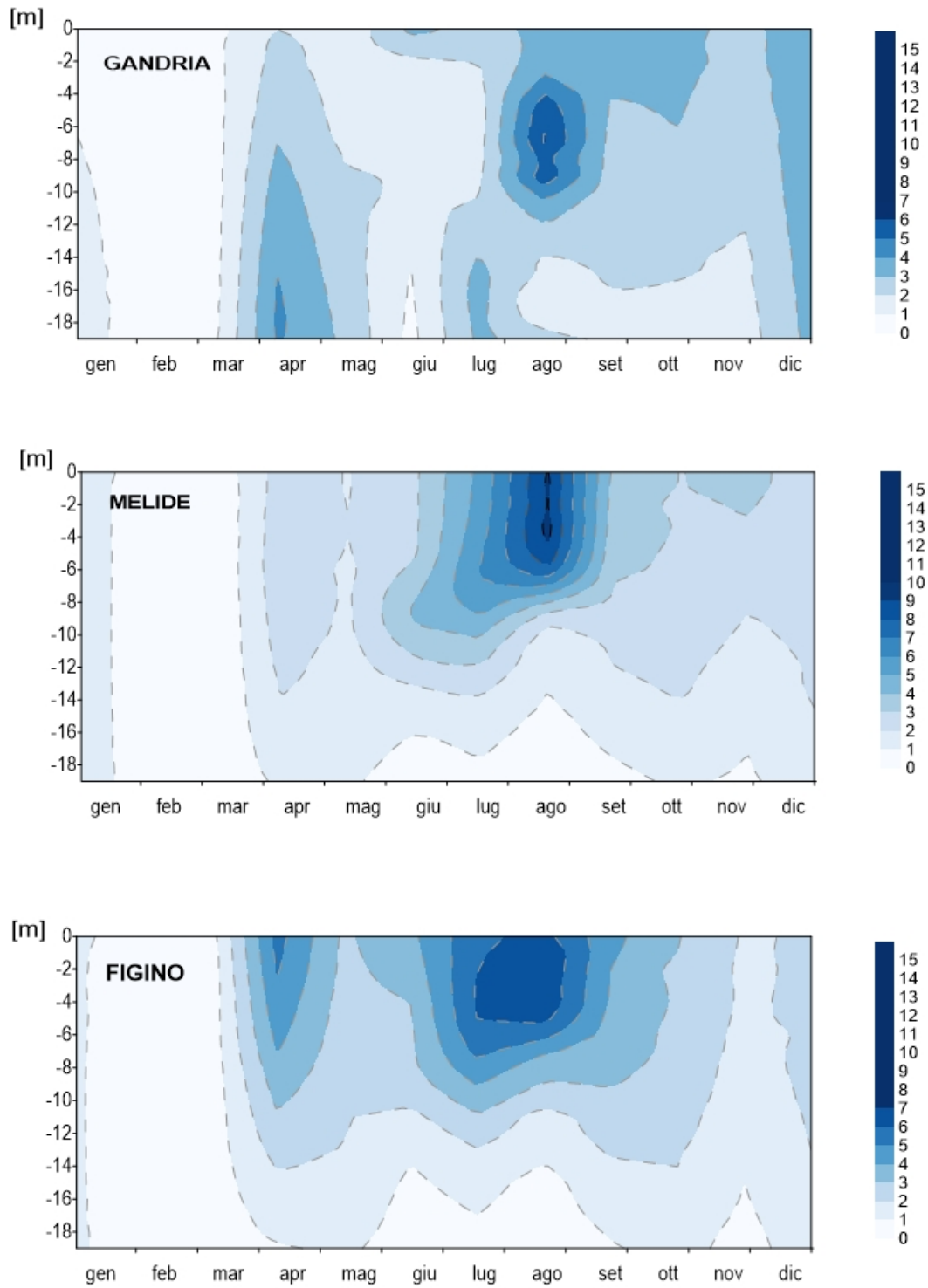


Fig. 7.3.3. Lago di Lugano, 2018: andamento spazio-temporale della ficocianina (mg m^{-3}) nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

7.4. Produzione primaria

La produzione primaria è una variabile particolarmente importante per il programma di ricerche perché definisce in modo diretto lo stato trofico di un lago. Inoltre, è una delle variabili (insieme alle concentrazioni di fosforo, ossigeno e clorofilla) per le quali è stato definito un obiettivo di risanamento quantitativo ($\leq 150 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; Imboden, 1992).

Nel 2018, la produzione primaria annuale (cumulativa) per unità di superficie è stata $319 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Gandria, $372 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Melide e $404 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Figino. Espressi come medie giornaliere, questi valori equivalgono rispettivamente a $875 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$, $1020 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$ e $1107 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$. Questi valori indicano che la produzione in tutte le stazioni si è ridotta notevolmente rispetto all'anno precedente, interrompendo l'incremento di trofia registrato osservato nell'ultimo quinquennio. Nonostante la riduzione, i valori permangono indicatori di un grado di trofia elevata (eutrofia).

L'andamento mensile della produzione primaria (Fig. 7.4.1), mette in evidenza due picchi di produzione in tutte e tre le stazioni, uno primaverile, in corrispondenza dello sviluppo delle diatomee, e uno estivo (giugno-agosto), a cui hanno contribuito principalmente le cloroficee. I valori maggiori raggiunti a Gandria sono stati misurati in primavera (aprile: $1723 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$), mentre nel bacino sud la produzione estiva ha apportato un contributo maggiore, con picchi raggiunti nel mese di giugno nella stazione di Figino ($2372 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$) e nel mese di agosto a Melide ($2078 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$).

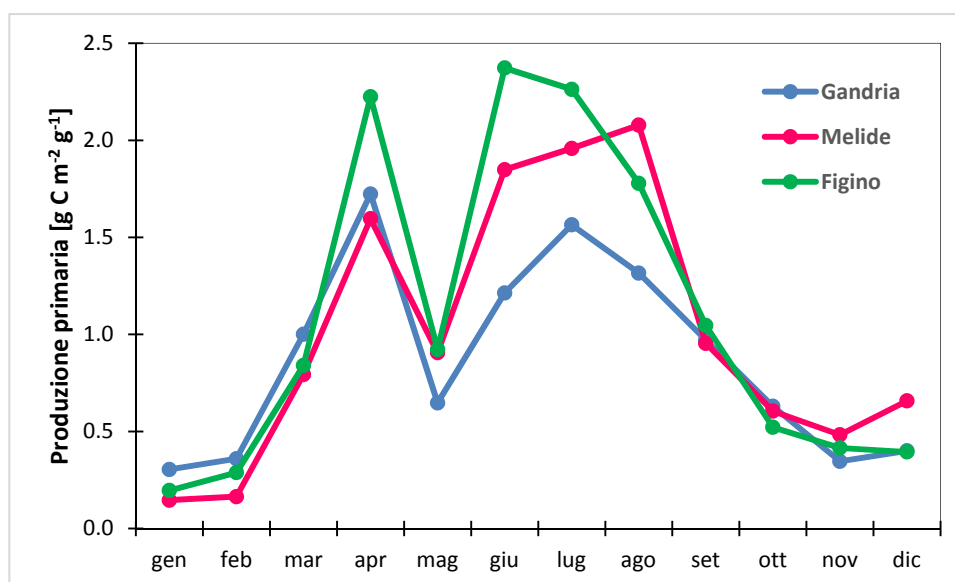


Fig. 7.4.1. Lago di Lugano, 2018: valori giornalieri (media mensile) della produzione primaria per unità di superficie.

8. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON

Lo zooplancton considerato dal programma di indagini è lo zooplancton pelagico da crostacei, corrispondente alla categoria del meso-zooplancton. Anche nel 2018 il campionamento è stato effettuato presso le stazioni di Gandria, Melide e Figino secondo i metodi descritti in Appendice II, a cui si rimanda anche per la descrizione dei metodi di conteggio e di stima della biomassa.

8.1. Composizione e abbondanza

Nel 2018, la diversità tassonomica della comunità dello zooplancton da crostacei non ha subito variazioni rispetto al triennio precedente ed è risultata composta dagli 11 taxa riportati in Tabella 8.1.1. Dalla lista sono escluse specie prettamente litorali quali *Megacyclops gigas* e *Chydorus sphaericus*, anche se occasionalmente se ne rinvenivano alcuni esemplari nei campioni pelagici.

Tabella 8.1.1. Lago di Lugano, 2018: specie di crostacei zooplanctonici rinvenute nel lago, per raggruppamento tassonomico.

Raggruppamento	Specie
Copepodi ciclopidi	<i>Cyclops abyssorum</i>
	<i>C. strenuus</i>
	<i>Thermocyclops crassus</i>
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>
Copepodi calanoidi	<i>Eudiaptomus gracilis</i>
Cladoceri	<i>Bosmina longirostris</i>
	<i>Eubosmina longicornis</i>
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
	<i>Daphnia longispina-galeata</i> ¹
	<i>Leptodora kindtii</i>
	<i>Bythotrephes longimanus</i>

¹Comprende *Daphnia longispina* forma *hyalina*, *Daphnia galeata* e ibridi (IST, 2017)

La densità media annuale dello zooplancton da crostacei (nauplii inclusi) è stata pari a 0.91×10^6 ind m^{-2} a Gandria, 1.84×10^6 ind m^{-2} a Melide e 1.39×10^6 ind m^{-2} a Figino. Le biomasse medie annue sono state pari a 3.3 g PS m^{-2} a Gandria, 4.7 g PS m^{-2} a Melide e 4.1 PS m^{-2} a Figino. Questi valori indicano che nel 2018 il calo di abbondanza dello zooplancton osservato tra la fine degli anni '90 e gli anni 2013-2016 si è almeno parzialmente interrotto. Permane invece chiara la differenza tra il bacino nord, in cui lo zooplancton è complessivamente meno abbondante, e il bacino sud, dove l'abbondanza di zooplancton è favorita dalla trofia mediamente maggiore (Capitolo 6).

Un'altra differenza tra i due bacini ha riguardato lo svolgersi della successione stagionale (Figg. 8.1.1. e 8.1.2.). Nel bacino nord, l'abbondanza e la biomassa dello zooplancton hanno mostrato una classica distribuzione bimodale, con picchi in

Tabella 8.1.2. Lago di Lugano, 2018: massima abbondanza mensile dei crostacei zooplanctonici (in 10^3 individui m^{-2}). cicl: ciclopoidi; cal.: calanoidi.

		gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	sept	ott	nov	dic
<i>Gandria</i>	<i>C. abyssorum</i>	11	33	37	94	114	58	29	81	52	54	37	44
	<i>C. strenuus</i>	14	20	29	380	92	20	6	0	2	0	1	2
	<i>T. creassus</i>	0	0	0	4	4	0	6	590	146	68	0	0
	<i>M. leukarti</i>	1	1	3	11	11	2	6	74	35	121	16	14
	<i>E. gracilis</i>	176	31	13	62	136	56	93	243	42	70	8	50
	<i>B. longirostris</i>	1	0	0	0	0	2	1	7	0	0	0	0
	<i>E. longicornis</i>	3	8	31	457	634	156	165	273	176	346	5	0
	<i>D. long-gal.</i>	31	31	24	289	616	64	121	649	35	42	1	0
	<i>D. brachiurum</i>	0	0	0	0	0	0	10	346	239	85	0	0
	<i>L. kindtii</i>	0	0	0	0	2	4	3	13	1	2	1	0
	<i>B. longimanus</i>	0	1	0	0	9	3	0	2	0	0	0	0
	CI-CII cicl.	18	21	43	97	66	8	31	450	77	34	32	8
	nauplii cicl.	77	91	116	168	232	245	259	278	155	96	155	180
	nauplii cal.	283	105	15	53	103	80	65	51	80	28	65	121
<i>Melide</i>	<i>C. abyssorum</i>	12	10	80	63	66	80	81	159	129	85	42	48
	<i>C. strenuus</i>	53	21	99	157	53	195	44	9	6	7	10	14
	<i>T. creassus</i>	0	1	0	3	18	142	310	336	516	261	11	0
	<i>M. leukarti</i>	3	0	3	17	80	708	376	150	65	63	68	68
	<i>E. gracilis</i>	109	17	10	29	230	310	214	124	229	155	96	137
	<i>B. longirostris</i>	4	33	3	4	17	9	0	0	0	0	0	0
	<i>E. longicornis</i>	89	58	44	202	784	522	752	257	698	264	30	8
	<i>D. long-gal.</i>	12	10	31	22	222	495	464	159	123	106	11	10
	<i>D. brachiurum</i>	0	0	0	0	0	97	531	1469	434	215	14	0
	<i>L. kindtii</i>	0	0	0	1	6	9	3	11	5	0	0	1
	<i>B. longimanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	CI-CII cicl.	33	43	50	101	111	301	339	186	411	155	33	53
	nauplii cicl.	177	184	257	105	457	410	582	230	275	234	129	169
	nauplii cal.	104	68	31	39	260	178	155	100	61	86	53	189
<i>Figino</i>	<i>C. abyssorum</i>	37	18	96	64	51	77	82	56	42	59	61	37
	<i>C. strenuus</i>	36	45	104	206	82	55	38	32	23	28	8	16
	<i>T. creassus</i>	0	0	2	2	3	39	183	303	390	194	14	1
	<i>M. leukarti</i>	4	0	13	38	77	564	600	95	33	70	83	50
	<i>E. gracilis</i>	44	24	16	15	65	636	303	123	188	121	57	69
	<i>B. longirostris</i>	11	2	10	42	27	22	0	4	5	0	0	1
	<i>E. longicornis</i>	30	26	367	439	1719	271	392	88	629	141	34	7
	<i>D. long-gal.</i>	4	11	38	100	575	160	404	60	89	115	16	20
	<i>D. brachiurum</i>	0	0	0	0	0	17	335	739	296	96	35	0
	<i>L. kindtii</i>	0	0	0	0	4	8	2	2	2	2	0	0
	<i>B. longimanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
	CI-CII cicl.	29	106	47	119	144	409	171	109	268	65	23	34
	nauplii cicl.	199	33	150	200	737	581	493	170	273	141	89	256
	nauplii cal.	63	34	36	9	74	420	120	41	73	107	61	121

primavera (aprile maggio) e fine estate (agosto). Al picco primaverile ha contribuito l'attesa crescita di *Daphnia*, che però nel 2018 è stata accompagnata da un insolito sviluppo di *Eubosmina longicornis*. Al picco tardo estivo hanno contribuito, oltre a una ripresa di *Daphnia*, anche il piccolo ciclopoide estivo *Thermocyclops crassus* e un moderato sviluppo del cladocero estivo-autunnale *Diaphanosoma brachyurum*.

A Melide, nel bacino sud, l'andamento stagionale è stato invece caratterizzato da un forte sviluppo estivo, concentrato tra i mesi di giugno e agosto, a cui hanno contribuito quasi tutte le maggiori specie presenti nel lago. A Figino, nello stesso bacino, i picchi bimodali primaverile e tardo-estivo di zooplancton sono riconoscibili. Tuttavia, questi picchi sono stati poco pronunciati e separati da un calo estivo più sfumato di quello osservato a Gandria, durante il quale le popolazioni dei cladoceri *Daphnia* e *Bosmina* sono rimaste moderatamente abbondanti, mentre quelle dei copepodi sono aumentate.

Il diverso sviluppo primaverile di *Daphnia* tra i due bacini del lago non può essere facilmente ascritto a differenze nella disponibilità alimentare. La produzione e la biomassa algali durante la fase di crescita primaverile dello zooplancton erbivoro (marzo-maggio) non sono state maggiori nel Bacino Nord, mentre la componente edibile (crisoficee, criptoficee, piccole diatomee e cloroficee) è apparsa semmai maggiore nel Bacino Sud, specialmente a Melide (Capitolo 7). Viceversa, la forte disponibilità di alghe di piccole dimensioni nel Bacino Sud (la crisoficea *Chrysochromulina* e la criptoficea *Rhodomonas*), spesso selezionate dallo zooplancton di piccole dimensioni, può spiegare i forti sviluppi di *Bosmina* osservati in questo bacino.

Analogamente, la diversa disponibilità di fitoplancton edibile in estate (scarso nel Bacino Nord, abbondante nel Bacino Sud, grazie in particolare alle cloroficee *Sphaerocystis Schroeteri* e *Oocystis* sp.) spiega come mai i cladoceri erbivori abbiano mostrato un forte declino nel Bacino Nord, mentre nel Bacino Sud il loro declino sia stato più lieve (Figino) o non sia avvenuto (Melide). L'aumento estivo di *Oocystis* nel Bacino Sud spiega inoltre lo sviluppo dei copepodi *T. crassus*, *M. lenkarti* e *E. gracilis*, tutti più o meno dipendenti da risorse algali.

Analogamente al picco primaverile, anche la differenza dell'abbondanza di *Daphnia* osservato nel Bacino Nord a fine estate non trova ovvia spiegazione nella quantità e qualità delle risorse alimentari presenti. Piuttosto, si presume che nel 2018 l'insieme di altri fattori biotici e abiotici (predazione da parte di pesci, temperatura, ecc.) abbia favorito *Daphnia* nel Bacino Nord e i cladoceri di piccole dimensioni (*Bosmina* e *Diaphanosoma*) nel Bacino Sud, anche se l'identificazione di questi fattori richiederebbe approfondimenti a parte.

8.2. Struttura trofica

La struttura trofica dei popolamenti zooplanctonici (Fig. 8.2.1.) mostra una forte componente erbivora e erbivora-omnivora, che indica una forte ripresa della catena trofica basata sulla produzione algale ('green food web'). Viceversa, in anni precedenti (2014-2017), durante i quali l'abbondanza dello zooplancton era scesa ai minimi registrati dall'inizio del programma di ricerche, la composizione trofica era

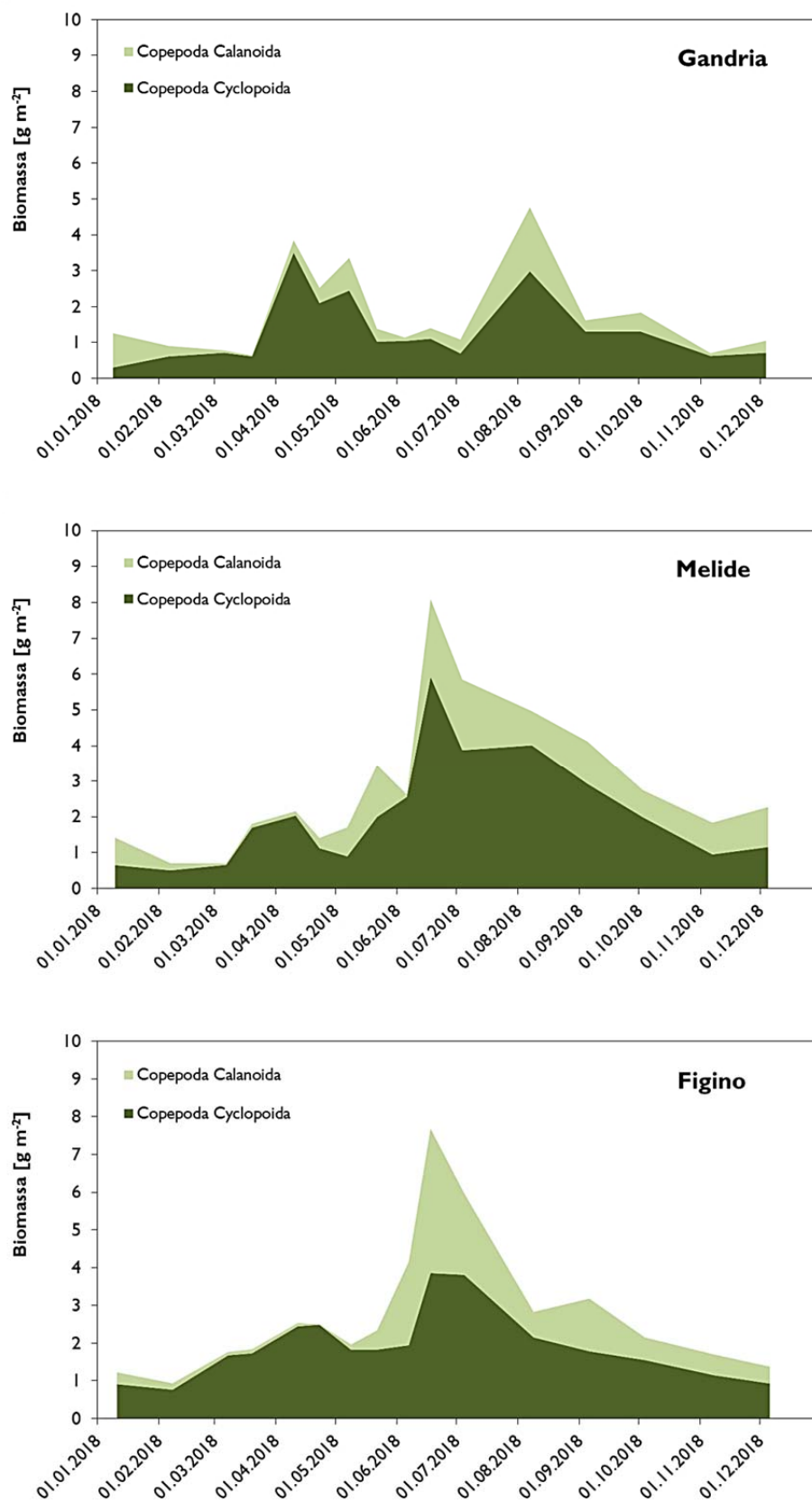


Fig. 8.1.1. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della biomassa dei copepodi [g PS m⁻²].

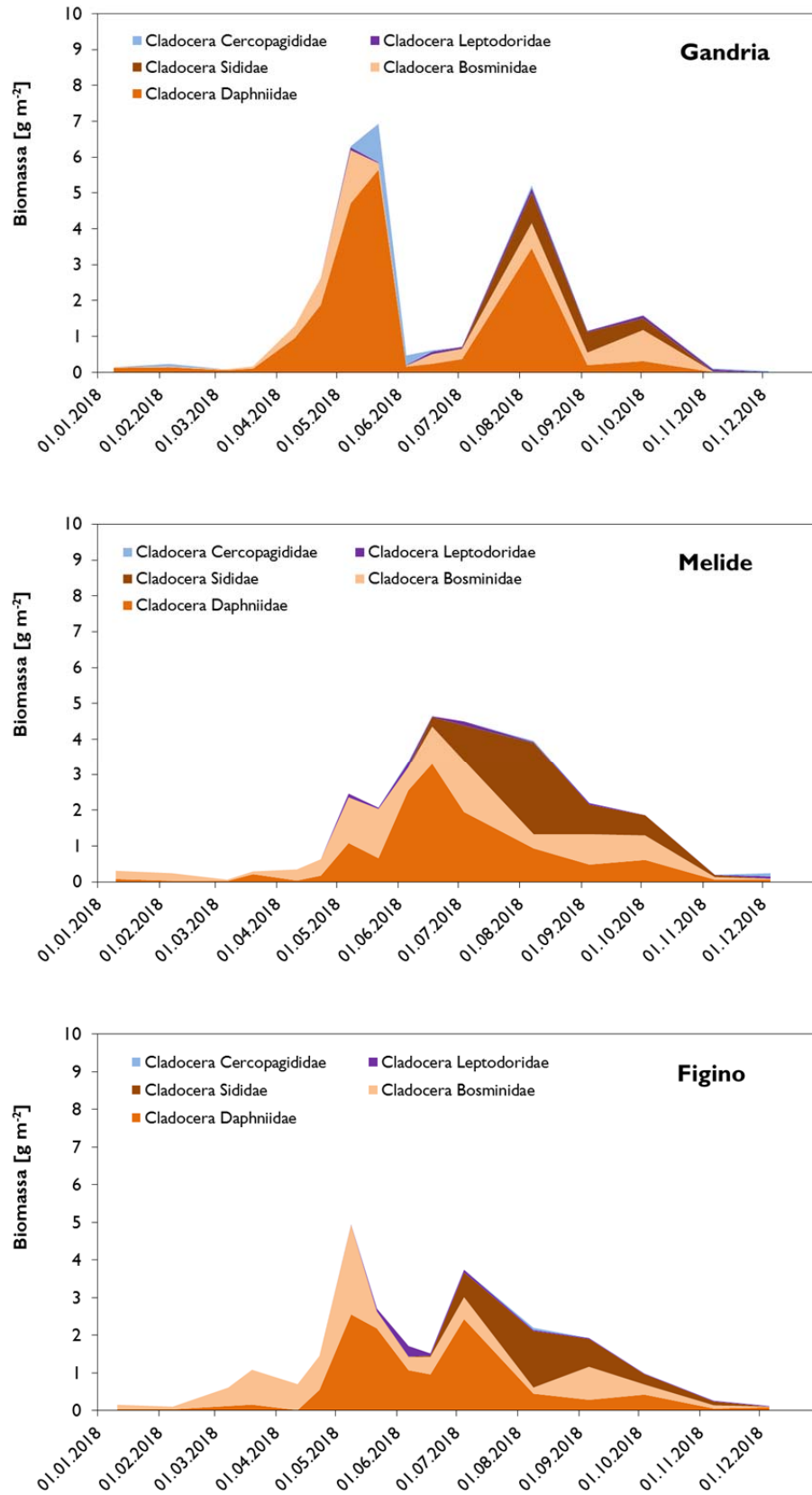


Fig. 8.1.2. Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della biomassa dei cladoceri [g PS m⁻²].

sbilanciata a favore della componente omnivora, probabilmente sostenuta dal loop microbico e dalla catena basata sul detrito ("brown food web"). La ripresa della componente erbivora è spiegata dall'elevata disponibilità di fitoplancton edibile che ha caratterizzato in 2018, che contrasta con la dominanza di forme inedibili (cianobatteri e alghe verdi filamentose) osservata negli anni passati. A sua volta, l'aumentata abbondanza dello zooplancton erbivoro nel 2018 spiega l'apparente diminuzione di biomassa e produzione fitoplanctonica (Capitolo 7). Infatti, il Lago di Lugano rappresenta un tipo di ecosistema in cui la biomassa algale è influenzata prevalentemente dal consumo da parte del plancton erbivoro, piuttosto che dalla disponibilità di nutrienti (Lepori & Roberts 2017, Lepori 2019b). Quindi, la ripresa del plancton erbivoro ha contribuito a mantenere bassa la biomassa algale attraverso l'accresciuto consumo. In altre parole, il 2018 è stato caratterizzato da una maggior efficienza trofica, in cui una maggior parte della produzione algale è stata assorbita dalla produzione di zooplancton erbivoro.

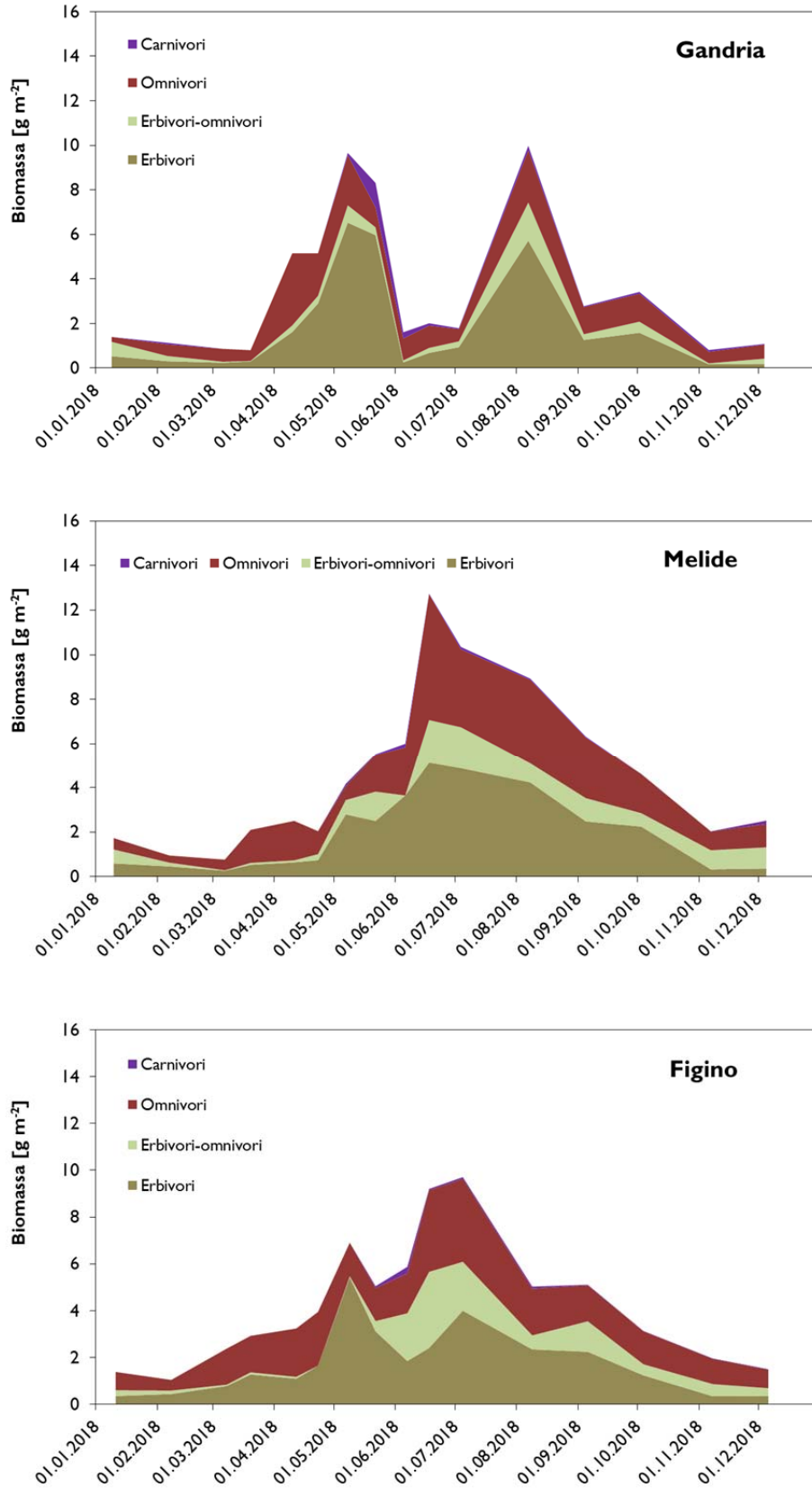


Fig. 8.2.1 Lago di Lugano, 2018: andamento mensile della biomassa delle categorie trofiche dello zooplancton da crostacei pelagico [g PS m^{-2}].

9. CONCLUSIONI

Dal punto di vista del quadro delle condizioni ambientali, l'anno 2018 esaminato in questo rapporto presenta delle analogie con quelli del precedente triennio. Dal punto di vista delle caratteristiche della cenosi planctonica, invece, sono emerse delle differenze, tanto che in termini biologici ed ecologici il 2018 può essere considerato come un punto di discontinuità rispetto al recente passato.

Le caratteristiche ambientali che accostano il 2018 agli anni precedenti comprendono i ridotti carichi di fosforo veicolati a lago, il rifornimento epilimnetico tutto sommato modesto di nutrienti (fosforo e silice) alla circolazione, e le elevate temperature atmosferiche. Queste caratteristiche vanno attribuite da un lato ai progressivi miglioramenti avvenuti nel collettamento e nella depurazione dei reflui promossi dalla CIP AIS, che stanno portando al desiderato abbattimento dei carichi esterni (Lepori 2019a), e dall'altro ai cambiamenti climatici, che anche in Svizzera e in Italia si stanno traducendo in anni sempre più caldi.

Grazie al controllo dei nutrienti, l'abbattimento dei carichi di fosforo ha quasi raggiunto gli obiettivi di risanamento del lago, posti a 18 t per il bacino nord e 22 t per il bacino sud (Barbieri & Mosello 1992). Nel bacino nord, l'obiettivo era già stato raggiunto nel 2015 e nel 2017. I risultati del 2018 suggeriscono quindi che per questo bacino carichi di fosforo conformi all'obiettivo non costituiscono più un'eccezione, ma stanno diventando una consuetudine. Per il bacino sud si tratta invece del primo anno in cui i carichi sono conformi all'obiettivo. In questo caso non si può ancora parlare di stabilizzazione, ma piuttosto di una conferma della tendenza alla diminuzione osservata negli scorsi anni (2015-2017).

Un discorso simile vale per le concentrazioni di fosforo a lago, che trovano un'espressione particolarmente rilevante per il successivo sviluppo della cenosi planctonica nei valori massimi raggiunti nello strato produttivo (0-20 m) alla circolazione. Anche in questo caso, i valori raggiunti nel bacino nord (nel 2018) si sono pressoché stabilizzati sotto i $20 \mu\text{g P L}^{-1}$ da alcuni anni. Questi valori, che sono simili ai valori medi annuali del mixolimnio (Lepori 2019b), sono anch'essi conformi all'obiettivo di risanamento, posto a $30 \mu\text{g P L}^{-1}$ per entrambi i bacini (Barbieri & Mosello 1992). Nel bacino sud, le concentrazioni epilimnetiche di fosforo alla circolazione rimangono superiori all'obiettivo, soprattutto a causa dello sviluppo di un sostanziale carico interno (Lepori & Roberts 2017, Lepori 2019a). Tuttavia, anche in questo caso i valori registrati nel 2018 avvalorano la tendenza alla diminuzione osservata in studi precedenti (Lepori 2019a).

Dal punto di vista climatico, il 2018 ha presentato temperature atmosferiche eccezionalmente elevate, soprattutto nel periodo compreso tra primavera e autunno, accompagnate da scarsità di precipitazioni. Queste condizioni si sono tradotte, nel lago, in un periodo di stratificazione particolarmente prolungato e in temperature epilimnetiche elevate (massimi attorno a $27-28^{\circ}\text{C}$). Perciò, il 2018 ha contribuito a rafforzare le tendenze verso acque superficiali più calde e una maggiore stabilità della colonna d'acqua in atto negli ultimi decenni (Lepori & Roberts 2015). Secondo gli scenari climatici pubblicati recentemente da MeteoSwiss (scenari CH2018, NCCS 2019), le condizioni meteorologiche del 2018, che

ricordano quelle del 2003 (un altro anno climaticamente estremo), diventeranno più frequenti entro la metà del secolo, perlomeno se il riscaldamento climatico non verrà contrastato in modo più incisivo a livello globale. Per riflesso, ci si dovrà quindi attendere che nel lago le temperature dell'epilimnio continueranno ad aumentare, e che la stratificazione della colonna d'acqua diventerà probabilmente più stabile e prolungata.

Considerato che l'apporto di nutrienti e le caratteristiche termiche del lago rientrano nel solco di quanto osservato negli ultimi anni, è sorprendente che le caratteristiche della cenosi planctonica abbiano mostrato discontinuità rispetto al recente passato. In sintesi, le differenze principali possono essere riassunte in una decisa diminuzione della biomassa e della produzione fitoplanctonica, una riduzione dell'abbondanza relativa dei cianobatteri (andata a favore di altre forme, spesso più edibili) e un altrettanto marcata ripresa dello zooplancton (soprattutto della componente erbivora). Da un punto di vista ecologico, questo cambiamento si spiega grazie alla predominanza di controllo "top-down" nel lago, ovvero dal forte controllo esercitato dallo zooplancton erbivoro sulla produzione e biomassa di fitoplancton (Lepori & Roberts 2017, Lepori 2019b). Grazie alla predominanza di fitoplancton edibile durante il periodo vegetativo, nel 2018 lo zooplancton erbivoro del lago è stato in grado di sfruttare al meglio la produzione primaria e quindi di limitare l'accumulo di biomassa fitoplanctonica più efficacemente che nel passato recente. Più difficile è capire come mai, in condizioni di disponibilità di nutrienti apparentemente simili, in alcuni anni la cenosi planctonica abbia virato verso uno stato in cui predominano cianobatteri e scarseggia lo zooplancton erbivoro (anni 2014-2017), mentre nel 2018 abbia virato in direzione opposta.

L'esame dei fattori che determinano quest'apparente variabilità di stati richiederebbe ulteriori approfondimenti di ricerca. Per quel che riguarda il percorso del lago verso il risanamento, per ora, si può concludere che la comunità planctonica oscilla entro un ventaglio di stati possibili ampio, e che tutti questi stati sono caratterizzati da valori di biomassa e produzione di fitoplancton comunque superiori agli obiettivi di risanamento (CIP AIS 2018).

10. SINTESI PLURIENNALE

I processi di risanamento trofico di un lago sono spesso lenti e possono essere frenati dallo sviluppo da fattori contrastanti, quali il rilascio di carichi interni di fosforo o i cambiamenti climatici. La valutazione dei risultati deve essere quindi svolta regolarmente, per verificare che non siano sorti ostacoli, e deve fondarsi sul lungo periodo. Il programma di ricerche sul Lago di Lugano promosso dalla CIP AIS, che prosegue ininterrottamente dall'inizio degli anni 1980, offre un'occasione privilegiata per compiere questa valutazione. In questo capitolo vengono esaminati gli indicatori principali dello stato delle acque tributarie e dei due bacini del lago, per determinare a quale punto si trovano lungo l'atteso percorso di risanamento.

10.1. Corsi d'acqua: qualità delle acque

L'analisi a lungo termine della qualità delle acque dei tributari si è concentrata sugli indicatori usati dal 'Sistema modulare per la valutazione della qualità chimico-fisica dei corsi d'acqua' dell'UFAM (Liechti 2010) e dal Pannello di Controllo della CIP AIS, ovvero le concentrazioni di ammonio, nitrito, nitrato, fosfato, fosforo totale e Carbonio Organico Disciolto (COD). I dati sono stati tratti dagli archivi CIP AIS gestiti dall'IST-SUPSI. Per ciascun indicatore è stata calcolata una media annuale nel periodo compreso tra il 1980 e il 2018. Nei grafici rappresentanti l'evoluzione temporale di questi indicatori sono state raffigurate, quale termine di riferimento, le soglie tra le qualità "buona" e "media" secondo i criteri di valutazione dell'UFAM (Liechti 2010). Per ammonio e nitriti, per i quali esistono soglie diverse a seconda del valore di altri parametri (temperatura e cloruro, rispettivamente), sono state adottate le soglie uniche proposte da Liechti (2010), pari a 0.2 mg N L^{-1} per l'ammonio e 0.05 mg N L^{-1} per il nitrito. Si noti che la valutazione della qualità delle acque secondo il metodo UFAM si basa sul 90° percentile della variazione inter-annuale di ciascun parametro. In quest'analisi le soglie vengono confrontate alla media annuale solo allo scopo di fornire un'idea della qualità dello stato cronico (medio o tipico) delle acque.

Dai risultati delle analisi si evincono delle tendenze eterogenee secondo i corsi d'acqua e i parametri chimici considerati. Il fosfato e il fosforo totale sono diminuiti nella maggior parte dei tributari e nell'emissario (Fig. 10.1.1a-c) grazie a miglioramenti nel collettamento e nella depurazione delle acque (aggiunta della terza fase, o fase di defosfatazione). Grazie a queste diminuzioni, attualmente, per la maggior parte dei tributari e per l'emissario (Tresa) le concentrazioni medie di fosforo possono essere considerate soddisfacenti. Fanno eccezione il Livone e, soprattutto, il Rio Bolletta, nei quali le concentrazioni di fosforo non hanno mostrato una diminuzione netta nel tempo e rimangono tuttora elevate rispetto ai criteri qualitativi raccomandati dall'UFAM.

Un discorso analogo va fatto per il Carbonio Organico Disciolto (COD), l'ammonio e il nitrito (Fig. 10.1.1a-c). In passato, la maggior fonte di queste sostanze era costituita da reflui poco o non depurati. Anche in questo caso, i

miglioramenti nel collettamento e nella depurazione hanno portato a una riduzione delle concentrazioni medie annuali. Nondimeno, come per il fosforo, questi miglioramenti non hanno coinvolto in modo uguale tutti i tributari, e in due di essi (Rio Bolletta e Vedeggio) le concentrazioni di ammonio e nitrito rimangono ancora relativamente elevate. Inoltre, nonostante le concentrazioni medie annuali di nitrito e ammonio appaiano soddisfacenti per la maggior parte dei tributari, i rapporti annuali CIP AIS degli ultimi anni (per esempio, Capitolo 4) testimoniano come invece degli episodi di concentrazioni elevate e potenzialmente tossiche per gli organismi acquatici accadano ancora ripetutamente in diversi corsi d'acqua.

Le tendenze riguardanti il nitrato (Fig. 10.1.1a-c) contrastano in parte con quelle degli altri indicatori, dato che i risultati mostrano una relativa costanza nel tempo per la maggior parte dei tributari e un aumento per il Laveggio e lo Scairolo. A quest'aumento ha contribuito la forte urbanizzazione dei due rispettivi bacini, unitamente a fatto che negli impianti di depurazione che gravano sui questi tributari manca per ora la fase di denitrificazione (rimozione dei nitrati).

10.2. Lago: evoluzione dello stato fisico

L'analisi della tendenza a lungo termine della temperatura ricalca quella effettuata da Lepori & Roberts (2015), a cui si rimanda per la descrizione dei dati e dei metodi analitici. In breve, la temperatura è stata esaminata per il periodo 1973-2018 separatamente per due strati fissi: lo strato 0-5 m, che rappresenta l'epilimnio, e lo strato 50 m-fondo, che rappresenta l'ipolimnio. Per ciascuno di questi strati le temperature mensili sono state trasformate in anomalie per sottrazione di valori tipici ottenuti mediante regressioni sinusoidali. Per lo strato 0-5 m, le anomalie mensili sono state usate per calcolare anomalie medie stagionali. Per lo strato 50 m-fondo, che non mostra variazione stagionale, si è considerata solo l'anomalia del mese di marzo. Infine, il tasso di variazione lineare delle anomalie stagionali (strato 0-5 m) o dell'anomalia di marzo (strato 50 m-fondo) è stato stimato mediante regressioni semplici.

Tabella 10.2.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: tasso di variazione a lungo termine della temperatura (in °C decennio⁻¹) di epilimnio (0-5 m) e ipolimnio (50 m - fondo). †= $P < 0.1$; *= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$.

	<i>inverno</i>	<i>primavera</i>	<i>estate</i>	<i>autunno</i>	<i>marzo</i>
<i>Bacino nord</i>					
0-5 m	+0.2**	+0.7***	+0.6***	+0.2†	--
50 m-fondo	--	--	--	--	+0.1***
<i>Bacino sud</i>					
0-5 m	+0.3***	+0.8***	+0.8***	+0.3**	--
50 m-fondo	--	--	--	--	+0.1**

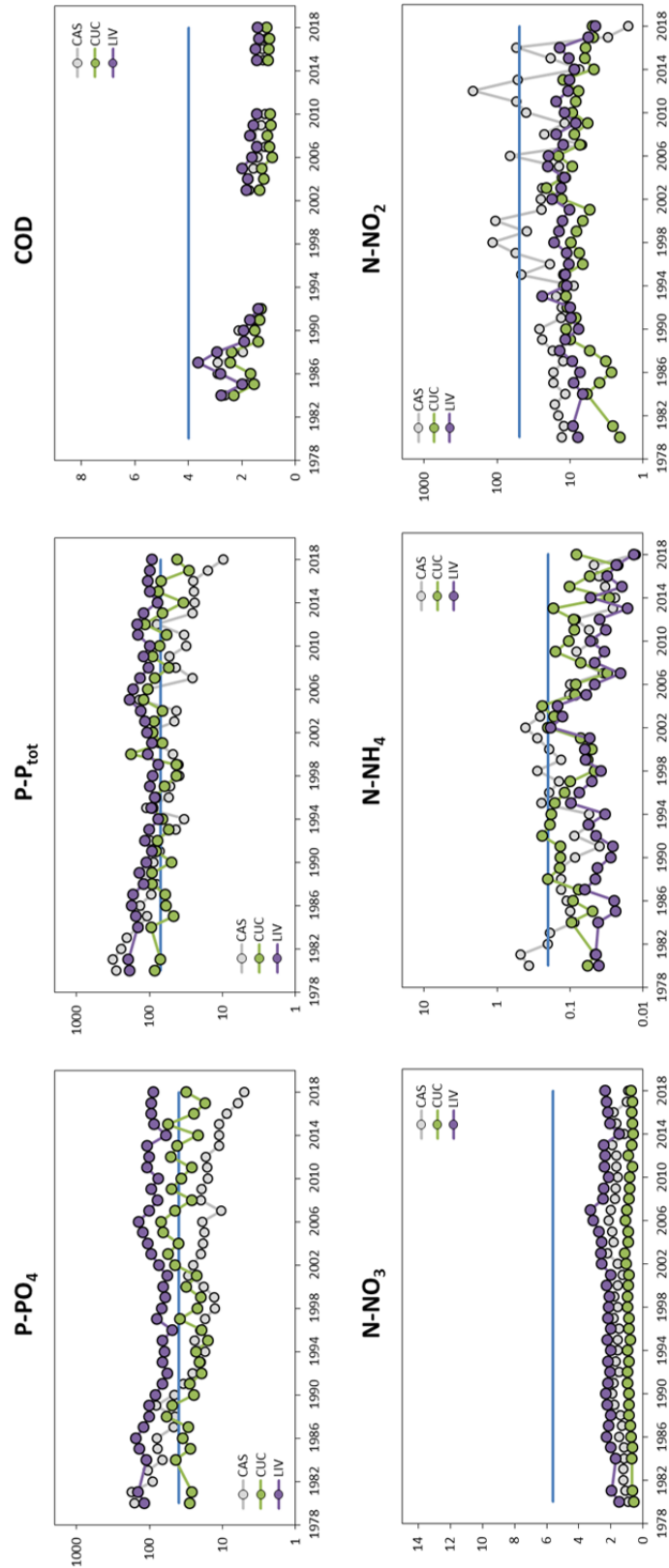


Fig. 10.1.1a. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: concentrazioni medie annuali di fosfato, fosforo totale, Carbonio Organico Disciolto (COD), nitrato, ammonio e nitrito nei tributari principali del bacino nord. CAS=Cassarate, CUC=Cuccio, LIV=Livone. La linea blu rappresenta la soglia tra le qualità buona e media secondo Liechti (2010).

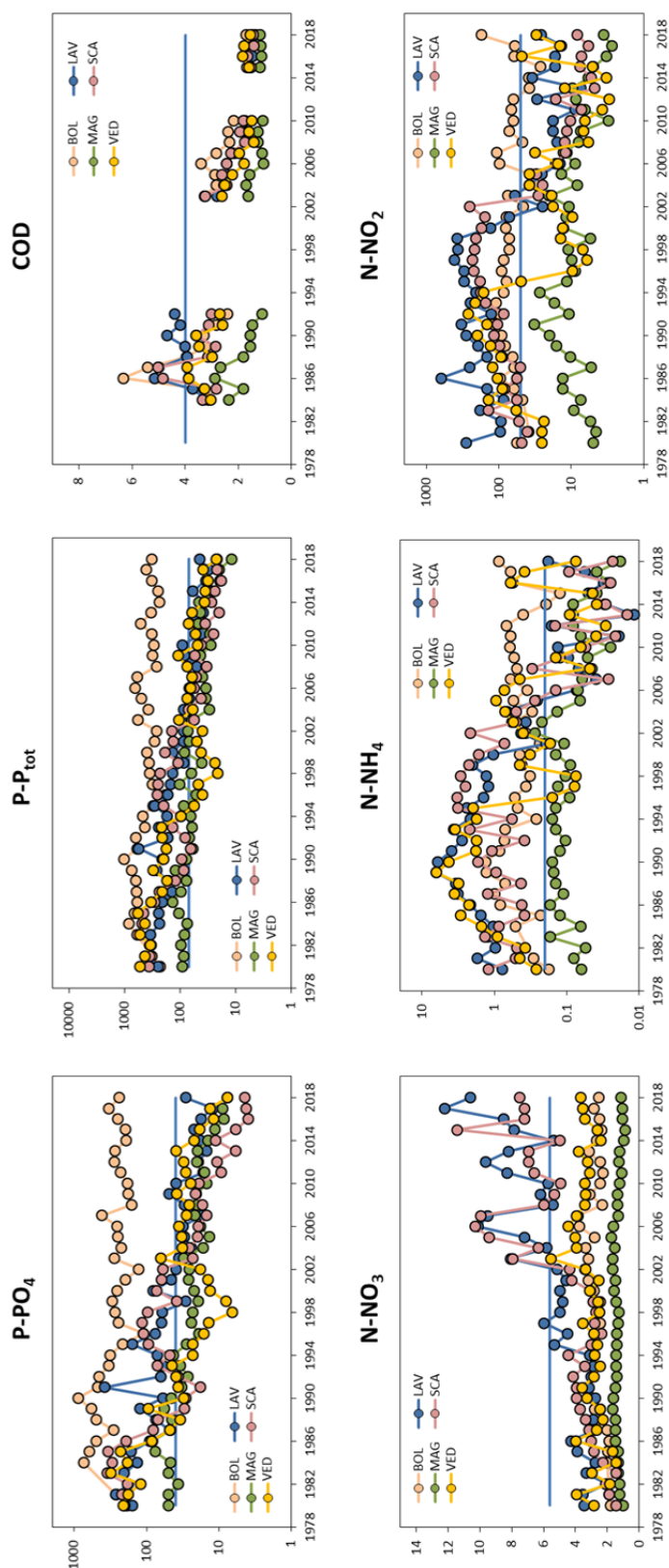


Fig. 10.1.1b. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: concentrazioni medie annuali di fosfato, fosforo totale, Carbonio Organico Disciolto (COD), nitrato, ammonio e nitrito nei tributari principali del bacino sud. BOL=Bolletta, LAV=Laveggio, MAG=Magliasina, SCA=Scairolo, VED=Vedeggio. La linea blu rappresenta la soglia tra le qualità buona e media secondo Liechti (2010).

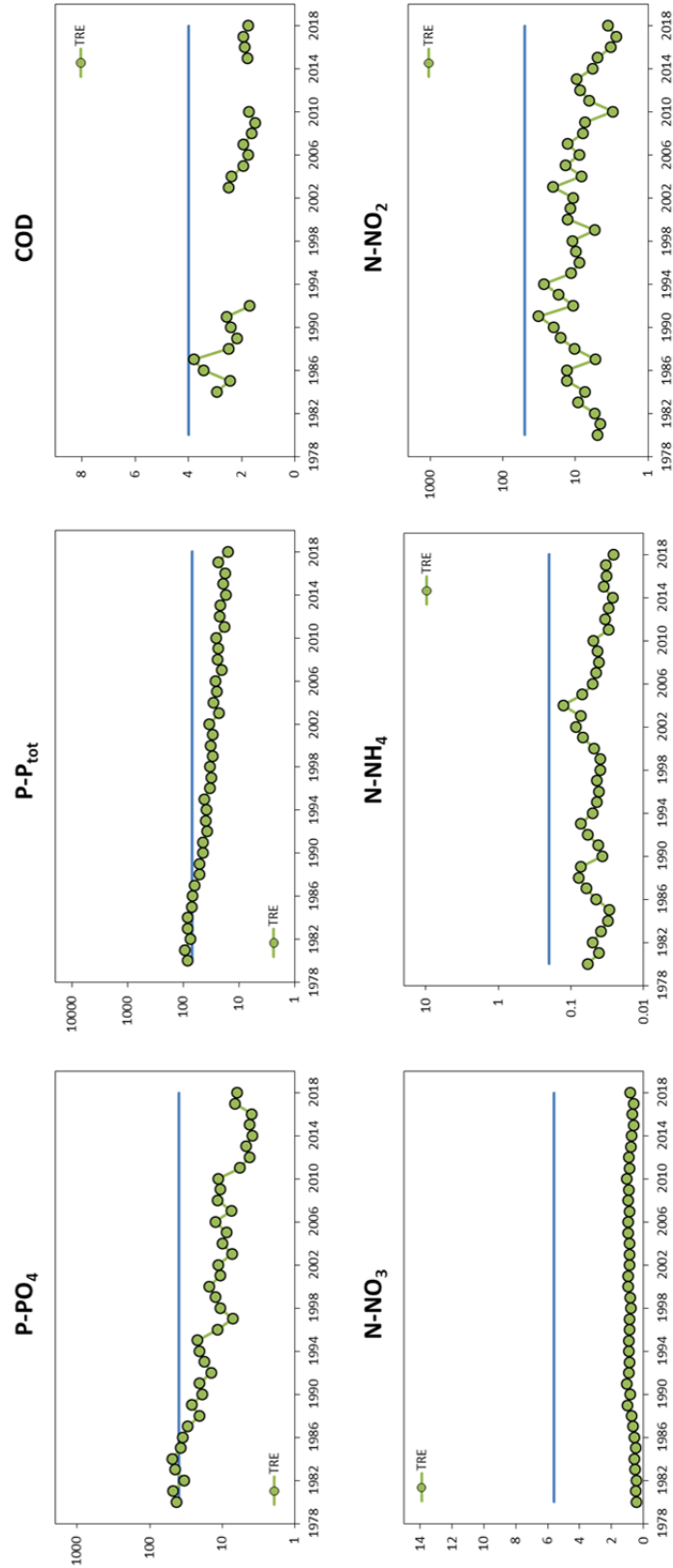


Fig. 10.1.1c. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: concentrazioni medie annuali di fosfato, fosforo totale, Carbonio Organico Disciolto (COD), nitrato, ammonio e nitrito nell'emissario del lago. TRE=Tresa. La linea blu rappresenta la soglia tra le qualità buona e media secondo Liechti (2010).

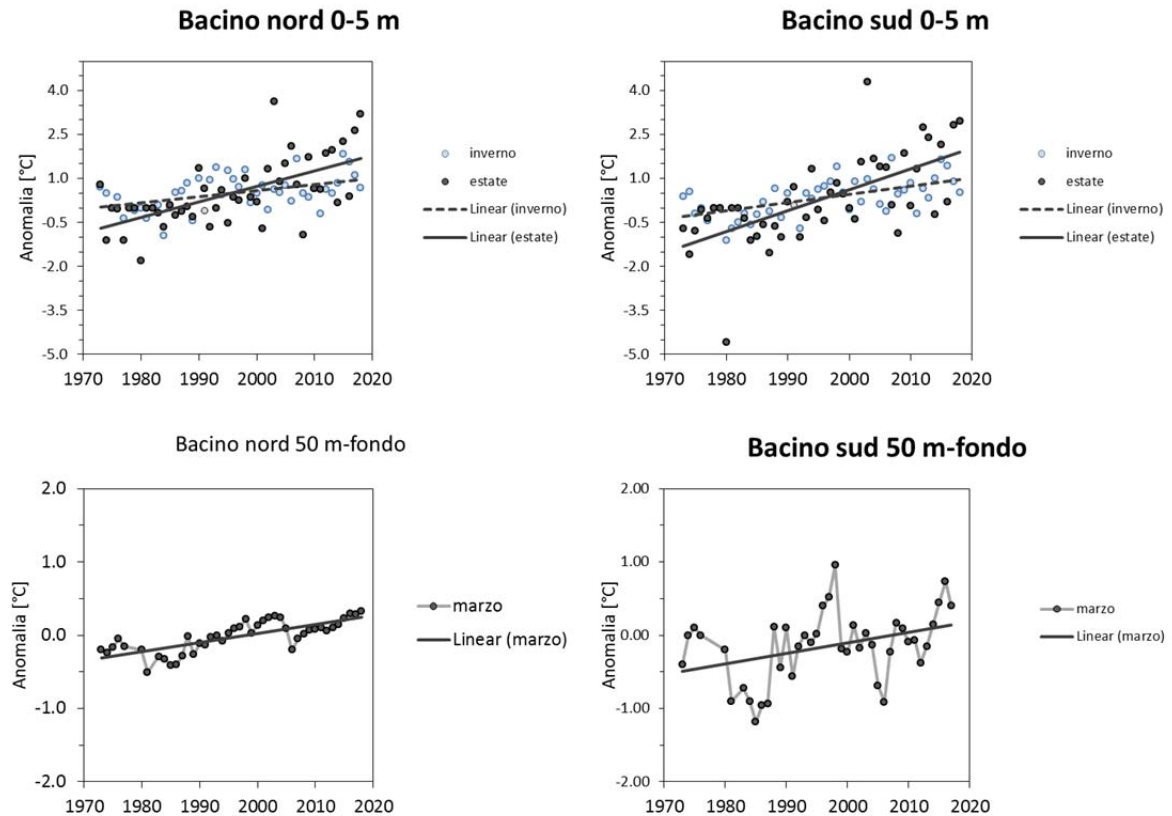


Fig. 10.2.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: temperature (anomalie rispetto al valore tipico pluriennale, in °C) dello strato 0-5 m e dello strato 50 m-fondo, per bacino lacustre (nord e sud).

I risultati dell'analisi della variazione a lungo termine (Tabella 10.2.1., Fig. 10.2.1.) hanno messo in luce un'evidente tendenza al riscaldamento delle acque di entrambi i bacini, particolarmente accentuata nell'epilimnio e nelle stagioni calde (primavera ed estate). Nello strato epilimnico (0-5 m), le tendenze al riscaldamento sono risultate significative in quasi ogni stagione e in entrambi i bacini del lago, fatta eccezione per l'autunno nel bacino nord. Il tasso di riscaldamento è risultato compreso tra $+0.2$ e $+0.3^{\circ}\text{C decennio}^{-1}$ in inverno e autunno, mentre in estate e primavera ha mostrato valori maggiori di più del doppio (da $+0.6$ a $+0.8^{\circ}\text{C decennio}^{-1}$). Per quel che riguarda lo strato ipolimnico, i risultati illustrano tendenze più complesse (Fig. 10.2.1), in cui si sovrappongono un'evoluzione a zig-zag, dovuta ad accumulo di calore in anni caldi e parziale ritorno a temperature inferiori a seguito di inverni freddi, e una tendenza lineare a lungo termine, probabilmente dovuta al riscaldamento climatico.

Le profondità massime di mescolamento durante la circolazione tardo-invernale (Z_{MIX}) nelle stazioni di Gandria e Figino sono state tratte dalla serie storica CIP AIS (1983-2018). Nonostante la tendenza al riscaldamento delle acque in inverno documentata sopra, nel periodo considerato (1983-2018) Z_{MIX} non ha mostrato chiare tendenze temporali (Fig. 10.2.2.). A Gandria, nel bacino nord, si sono verificate due ben documentate circolazioni complete negli anni 2005 e 2006, favorite da inverni freddi e ventosi (Holzner *et al.* 2009). Al di fuori di questi eventi,

Z_{MIX} ha oscillato tra 36 m (nel 1988) e 102 m (nel 2000). La profondità mediana di mescolamento è stata pari a 64 m. A Figino, nel bacino sud, il mescolamento ha raggiunto il fondo durante tutti gli anni salvo tre (2007, 2014 e 2016). La mediana è comunque pari alla profondità massima (95 m), mentre il valore minimo (44 m) è stato raggiunto durante la circolazione del 2014.

Anche se dalle serie esaminate non emergono chiare tendenze temporali, va tuttavia considerato che la profondità massima di mescolamento dipende dalle condizioni meteorologiche invernali, tendendo a spingersi a maggiori profondità in seguito a inverni freddi (Lepori et al. 2018a, 2018b). Se il riscaldamento climatico dovesse proseguire facendo aumentare la frequenza di inverni miti, è verosimile che circolazioni deboli e parziali quali quelle osservate nel bacino sud negli ultimi 11 anni diventino più frequenti in futuro. (Questa previsione vale però fino a che continueranno a verificarsi inverni freddi, dopodiché il lago potrebbe circolare a temperature superiori).

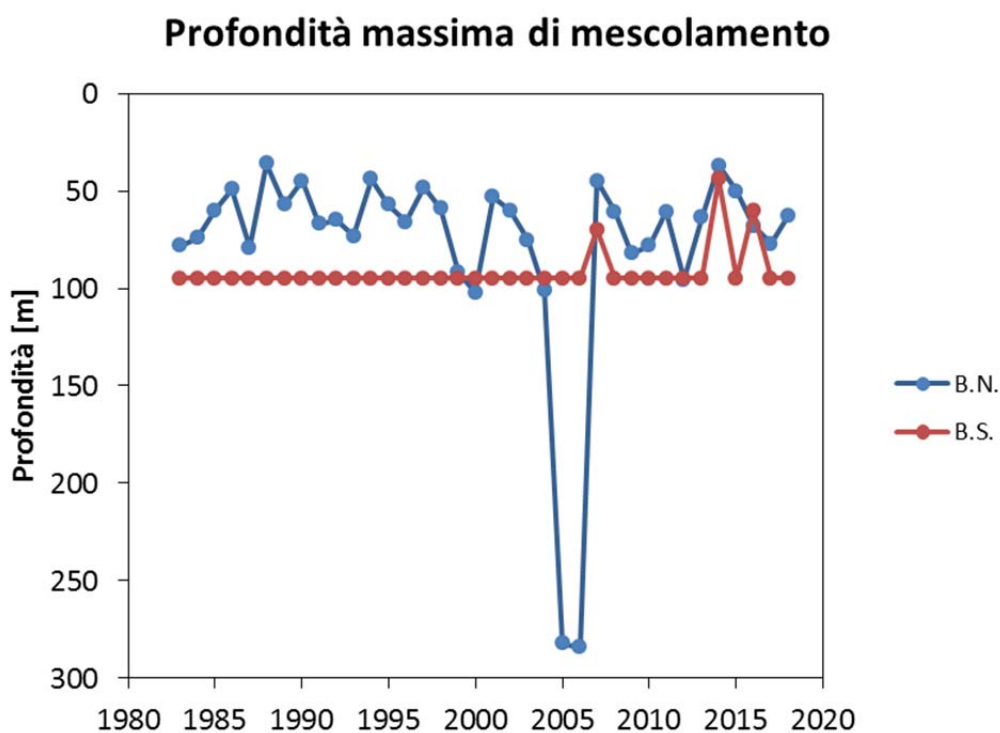


Fig. 10.2.2. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: concentrazioni medie annuali di fosfato, fosforo totale, Carbonio Organico Disciolto (COD), nitrato, ammonio e nitrito nell'emissario del lago. TRE=Tresa. La linea blu rappresenta la soglia tra le qualità buona e media secondo UFAM (2010).

10.3. Lago: evoluzione dello stato chimico

L'evoluzione delle condizioni chimiche del Lago di Lugano dal 1983 ad oggi è stata valutata tramite l'analisi dell'andamento pluriennale dei quattro parametri maggiormente correlati allo stato trofico: l'ossigeno disciolto, il fosforo, l'azoto e la silice. Le analisi sono state effettuate per lo strato produttivo e lo strato profondo,

considerando le diverse tendenze evolutive che caratterizzano questi due strati d'acqua, sulle due stazioni del lago rappresentanti il bacino nord e il bacino sud, Gandria e Figino rispettivamente. Su queste variabili limnologiche è stata eseguita un'analisi dei trend, valutandone la significatività mediante Mann-Kendall Test sull'intero periodo d'indagini (1984-2018).

Ossigenazione delle acque. Il bacino nord è tendenzialmente meromittico con conseguente anossia delle acque profonde, ma la circolazione completa straordinaria negli inverni del 2005 e del 2006 ha parzialmente rifornito di ossigeno lo strato profondo (100-284 m, Fig. 10.3.1). Con il successivo intensificarsi di deboli circolazioni tardo invernali, questa modesta ossigenazione ($< 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) è andata verso l'esaurimento fino all'ultimo triennio d'indagini. Al contrario, nello strato produttivo (0-20 m) la circolazione completa del 2005-2006 ha causato una riduzione dei livelli di ossigeno fino a valori prossimi alla criticità, frenando però solo parzialmente il trend in aumento sull'intero periodo (Tabella 10.3.1.).

Il bacino sud, meno profondo, è monomittico e le differenze tra lo strato produttivo (0-20 m) e lo strato profondo (20-93 m) sull'intero periodo sono state meno pronunciate (Fig. 10.3.1.). Sul lungo termine, il contenuto di ossigeno dello strato produttivo ha mostrato una tendenza all'aumento (Tabella 10.3.1.), mentre nello strato profondo, influenzato dalle deboli circolazioni invernali, è stato soggetta a maggiori oscillazioni con una tendenza negativa nell'ultimo decennio.

Concentrazione di fosforo totale. L'andamento del fosforo totale nel bacino nord è stato fortemente influenzato dalla circolazione completa del 2005 e del 2006. Nello strato produttivo, dopo una prima fase di diminuzione dovuta alla riduzione dei carichi esterni e conclusasi verso la fine degli anni '90, il fosforo ha iniziato ad aumentare ad opera del carico interno (Capitolo 11), indotto da una parziale erosione del chemioclino negli anni precedenti alle circolazioni (Fig. 10.3.1). Dopo le circolazioni complete del 2005-2006, che hanno portato ad una redistribuzione del fosforo sull'intera colonna d'acqua, le concentrazioni sono diminuite nuovamente nello strato produttivo ed aumentate nello strato profondo fino al triennio corrente. La riduzione dei carichi esterni ha portato complessivamente ad una diminuzione del fosforo nel bacino nord, ma lo sviluppo del carico interno e l'instabilità delle circolazioni invernali possono ostacolare le misure di risanamento con conseguenze poco prevedibili. Al contrario, nel bacino sud, la monomissi ha permesso una riduzione costante dei livelli di fosforo su tutta la colonna d'acqua (Tabella 10.3.1.), direttamente in parallelo alla diminuzione dei carichi esterni (Capitolo 11).

La concentrazione di fosforo nello strato produttivo è il parametro che maggiormente controlla la produttività algale ed è quindi usato come indicatore dello stato trofico. Secondo la classificazione trofica OECD basata sui contenuti di fosforo totale (oligotrofia $P_{\text{tot}} < 10 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$; mesotrofia $10 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1} < P_{\text{tot}} < 35 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$; eutrofia $P_{\text{tot}} > 35 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$) il bacino nord è passato da condizioni di eutrofia nei primi anni '80 alla mesotrofia. Il carico interno e la circolazione del 2005-2006 ha riportato temporaneamente il bacino nord in condizioni di eutrofia, ma nell'ultimo

triennio d'indagini si è stabilizzato su condizioni di mesotrofia. Sul lungo termine il bacino sud invece, è passato gradualmente dall'iper-eutrofia a condizioni al limite tra eutrofia e mesotrofia nell'ultimo triennio.

Concentrazione di azoto totale. Nel Lago di Lugano le concentrazioni di azoto totale risultano più simili tra strato produttivo e strato profondo rispetto agli altri nutrienti, perché l'azoto è presente in eccesso rispetto alla domanda biologica e subisce un minor consumo nello strato produttivo. Sul lungo termine le concentrazioni di N_{tot} mostrano complessivamente delle tendenze all'aumento (Tabella 10.3.1.) a cui sottendono però andamenti più complessi (Fig. 10.3.1). Nel bacino nord l'andamento dell'azoto sull'intera colonna d'acqua ha avuto una prima fase di aumento fino all'erosione del chemioclino negli anni precedenti le circolazioni complete del 2005-2006 (Fig. 10.3.1.). I livelli sono in seguito diminuiti velocemente, per tornare a crescere negli anni successivi alle circolazioni fino all'ultimo triennio. Nel bacino sud l'iniziale fase di crescita delle concentrazioni di azoto è stata più rapida, per poi assestarsi fino all'ultimo triennio d'indagini con minime oscillazioni. In questo bacino, meno influenzato dalla variabilità della profondità della circolazione (Fig. 10.2.2.), la concentrazione di questo nutriente dipende direttamente dall'apporto dei carichi esterni (*non illustrati*), mostrando tendenze comparabili.

Concentrazione di silice. La silice è un nutriente essenziale per lo sviluppo delle diatomee. Durante lo sviluppo vegetativo viene assimilata nello strato produttivo per la costituzione del frustolo, e alla loro morte precipita nello strato profondo formando depositi di silice organica.

Nel bacino nord la silice nello strato profondo, dopo un periodo iniziale in cui è stata costante, è diminuita in modo marcato per l'erosione del chemioclino negli anni precedenti alle circolazioni. In concomitanza, il flusso di silice verso gli strati superficiali ha portato ad un aumento nello strato produttivo (Fig. 10.3.1.). Questo trend è stato interrotto dalle circolazioni complete del 2005-2006 che hanno portato ad un'omogeneizzazione della silice sull'intera colonna d'acqua. Dopo le circolazioni è iniziata una fase in tendenza opposta, con riduzione nello strato produttivo e accumulo nello strato profondo, continuata fino all'ultimo triennio d'indagini.

Nel bacino sud le differenze tra lo strato produttivo e lo strato profondo sono meno marcate, e risulta presente una tendenza all'aumento sull'intero periodo d'indagine nello strato profondo, con una stabilizzazione nell'ultimo triennio (Tabella 10.3.1.).

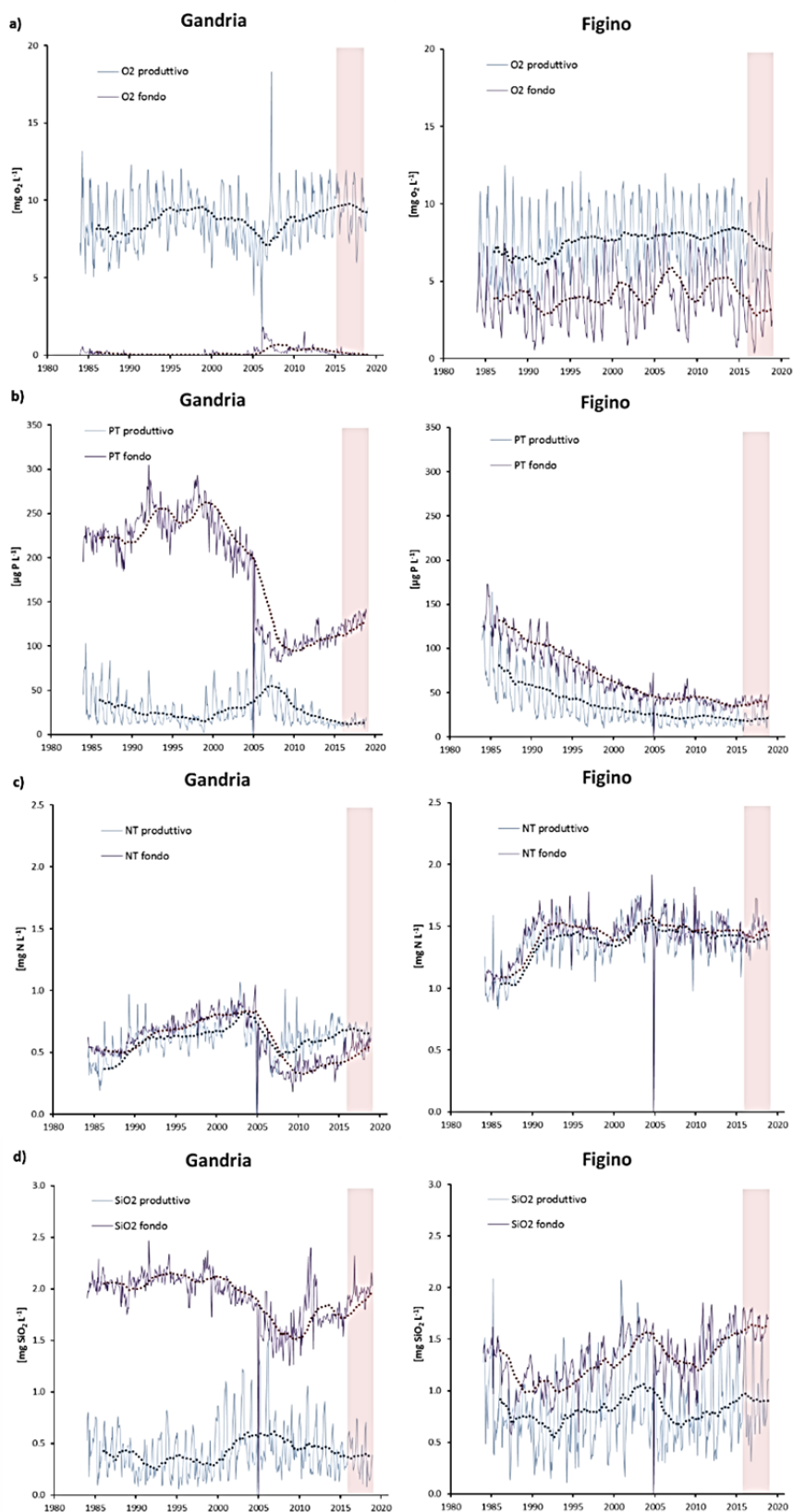


Fig. 10.3.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: concentrazioni di ossigeno (a), fosforo totale (b), azoto totale (c) e silice (d) a Gandria (bacino nord) e Figino (bacino sud) durante il periodo 1984-2018, nello strato produttivo (0-20 m) e nello strato profondo (Gandria 100-284 m; Figino 20-93 m). In grafico sono rappresentati i valori mensili ed una funzione di smoothing interpolata (LOWESS linea tratteggiata).

Tabella 10.3.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: risultati dell'analisi dei trend mediante il test di Mann-Kendall di alcune variabili limnologiche (O₂: ossigeno, PT: fosforo totale, NT: azoto totale, SiO₂: silice) nello strato produttivo (0-20 m) e nello strato profondo a Gandria (bacino nord, 100-284 m) e Figino (bacino sud, 20-93 m), per il periodo 1984-2018. p: significatività (↗↗↗: <0.001; ↗↗: <0.01; ↗: <0.05); ↗: trend positivo; ↘: trend negativo.

GANDRIA produttivo		O ₂	PT	NT	SiO ₂
1984-2018	p	↗↗↗	↘↘↘	↗↗↗	-
	S	10462	-43516	25340	4777
	Z	3.5258	14.891	8.6319	1.6154
GANDRIA fondo		O ₂	PT	NT	SiO ₂
1984-2018	p	↗↗↗	↘↘↘	↘↘	↘↘↘
	S	11205	-36883	-8310	-32165
	Z	3.9039	12.388	2.7907	10.803

FIGINO produttivo		O ₂	PT	NT	SiO ₂
1984-2018	p	↗↗↗	↘↘↘	↗↗↗	-
	S	10627	-17851	23412	3857
	Z	3.5689	6.0316	7.8907	1.2996
FIGINO fondo		O ₂	PT	NT	SiO ₂
1984-2018	p	-	↘↘↘	↗↗↗	↗↗↗
	S	1915	-70335	21151	36341
	Z	0.6451	23.706	7.1316	12.249

10.4. Evoluzione dei popolamenti fitoplanctonici

L'analisi dell'evoluzione a lungo termine dei popolamenti fitoplanctonici si è concentrata sulla variazione della composizione tassonomica e sui principali indicatori della struttura trofica, quali biomassa totale, clorofilla *a* e produzione primaria.

Nel Lago di Lugano, nell'intero periodo d'indagine la comunità fitoplanctonica è stata dominata da diatomee e cianobatteri (Fig. 10.4.1.). A differenza del primo gruppo, la cui abbondanza relativa dagli anni '80 ha subito minime variazioni (ca. 30-35%), la percentuale di cianobatteri si è ridotta drasticamente alla fine degli anni '80, passando da valori attorno al 50% al 30%. Nell'ultimo triennio di indagini (2016-2018), seppur con delle oscillazioni intra-periodo, è stato osservato un nuovo incremento in continuità con il triennio precedente, attribuito all'aumento delle temperature e alle deboli circolazioni tardo-invernali che favoriscono la stratificazione estiva. Questo fenomeno è stato più evidente nel bacino nord, dove le specie metalimnetiche (Oscillatoriales), maggiormente favorite da queste condizioni ambientali, sono dominanti. L'analisi dell'ultimo triennio di indagini mostra inoltre come ci sia stata una riduzione complessiva delle diatomee, dovuta principalmente all'anomala mancanza del classico sviluppo primaverile avvenuto

nella stazione di Gandria nel 2016 e a Melide nel 2017.

La forte riduzione dei cianobatteri alla fine degli anni '80 ha lasciato spazio ad altri gruppi fitoplanctonici (criptoficee, cloroficee, peridinee), che hanno mostrato una tendenza all'aumento. Le criptoficee, in particolare, sono passate dal 5% al 20% nell'ultimo triennio, aumentando così la quota edibile del fitoplancton.

Alla fine degli anni '80 non solo è cambiata la composizione tassonomica del fitoplancton, ma si è osservata anche una riduzione netta della biomassa totale in entrambi i bacini (da 3-4 a 1-2 mg m⁻³, Fig. 10.4.2.). Nell'ultimo triennio i valori registrati hanno confermato una complessiva stabilizzazione rispetto al trend in aumento dell'ultimo decennio, culminato nel triennio di indagini precedente principalmente nel bacino sud (2012-2015).

L'analisi della clorofilla *a* (strato 0-20 m), usata come indice dello stato trofico, ha messo in evidenza lo stesso andamento, anche se più graduale (Fig. 10.4.3.). Nell'ultimo triennio i valori medi di clorofilla *a* sono stati pari a 6.7 mg m⁻³ nel bacino sud e 8.1 mg m⁻³ nel bacino nord, mentre i valori medi nel periodo estivo (giugno-agosto) sono stati attorno ai 10 mg m⁻³ in entrambi i bacini, evidenziando come, al di là della variabilità inter-annuale, le condizioni trofiche del lago si attestino ancora al limite tra eutrofia e mesotrofia.

Il miglioramento dello stato trofico sul lungo periodo è sostenuto dalla tendenza alla diminuzione della produzione primaria, osservata nel bacino sud dagli anni '80, mentre nel bacino nord sono evidenti fasi di crescita alternate a fasi di diminuzione, ma l'andamento complessivo risulta stabile (Fig. 10.4.4.). Questa resistenza suggerisce che l'aumento della luminosità e delle temperature negli ultimi decenni abbia avuto un effetto compensatorio, migliorando l'efficienza fotosintetica e aumentando la produttività a parità di biomassa. L'ultimo triennio è stato caratterizzato da un'elevata variabilità inter-annuale, con delle punte nel bacino sud vicine ai valori massimi registrati negli ultimi venti anni. Inoltre, le medie giornaliere sul periodo sono state ancora al di sopra della soglia tra mesotrofia ed eutrofia in entrambi i bacini.

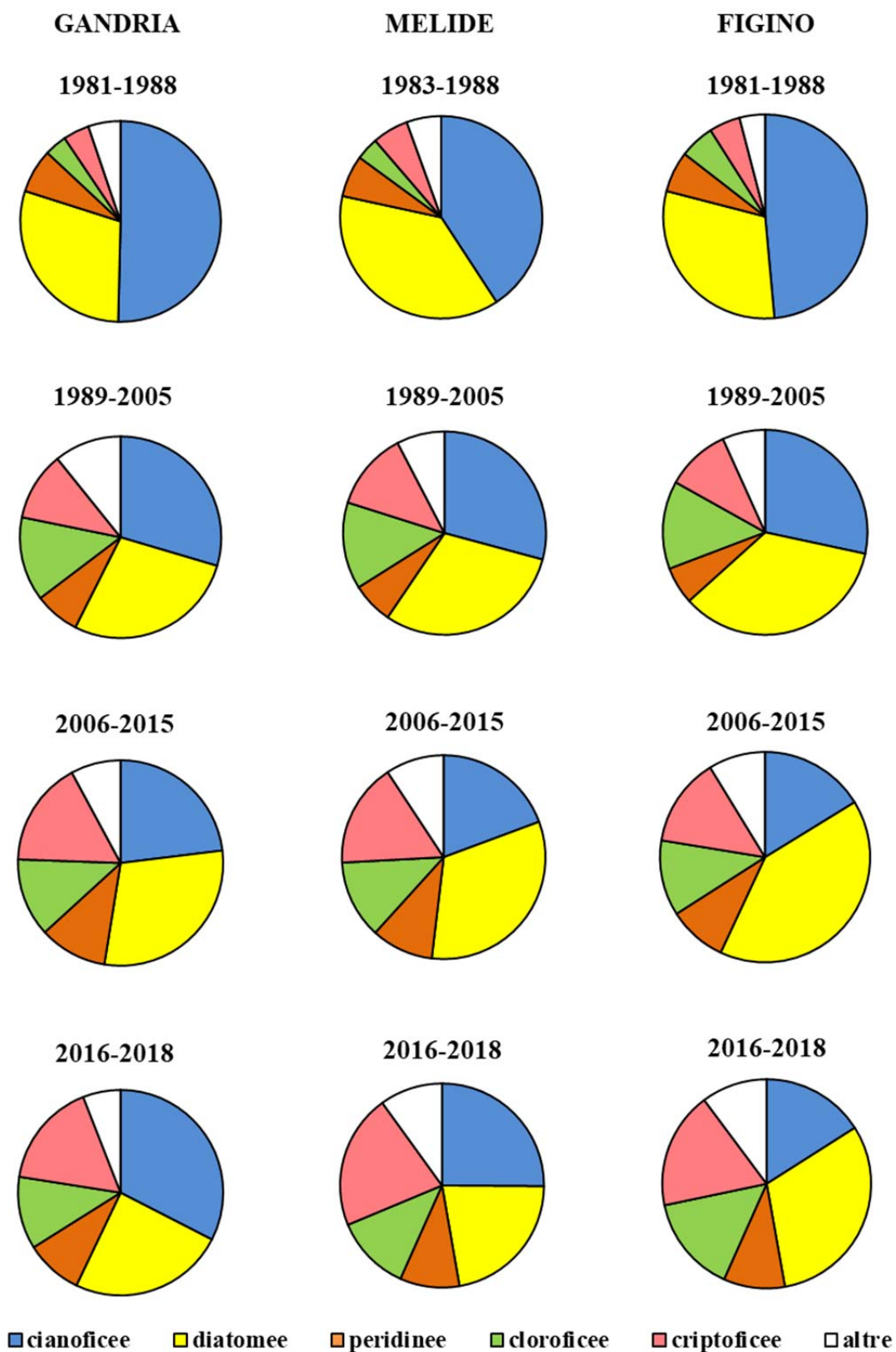


Fig. 10.4.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: evoluzione della composizione percentuale della biomassa fitoplanctonica nelle stazioni di Gandria (bacino nord), Melide e Figino (bacino sud).

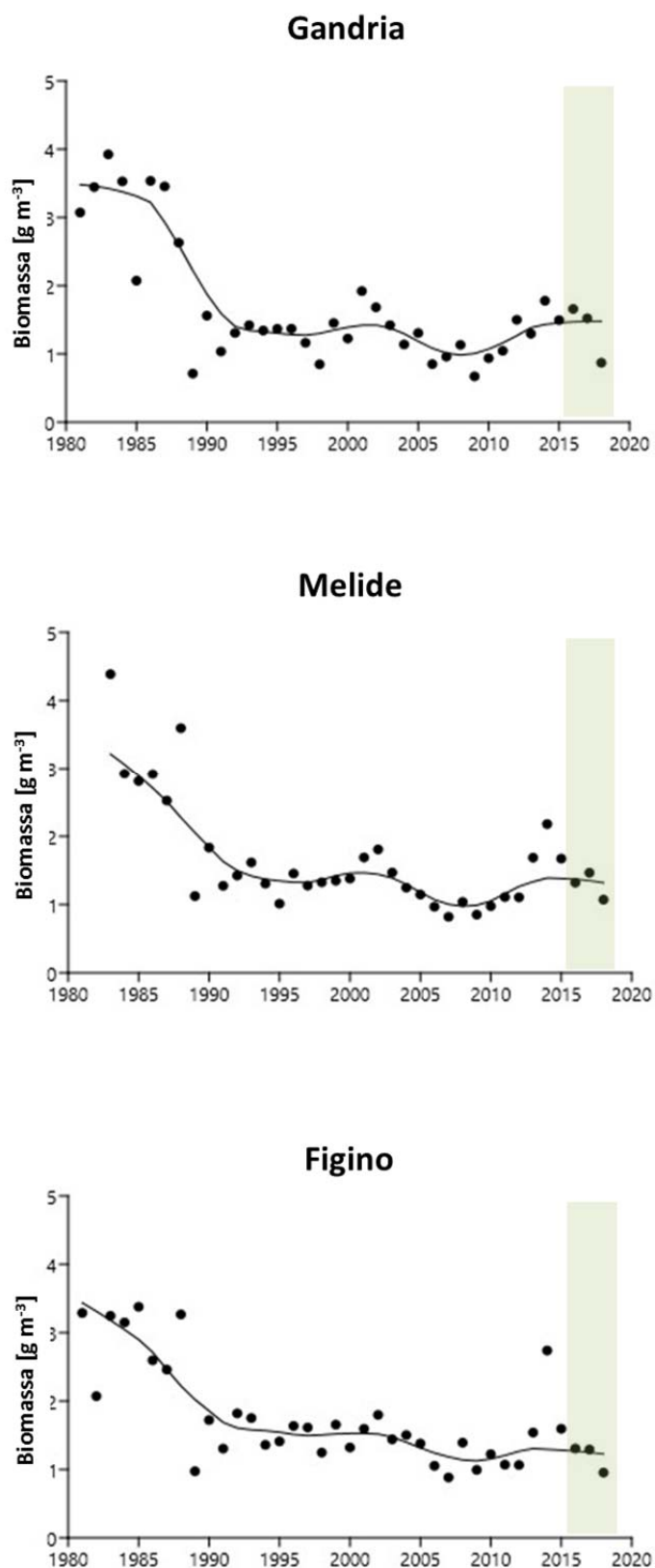


Fig. 10.4.2. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: andamento della biomassa fitoplanctonica nello strato produttivo nelle stazioni di Gandria (bacino nord), Melide e Figino (bacino sud). In grafico sono rappresentati i valori annuali e una funzione di smoothing interpolata (LOWESS, linea continua), che indica le tendenze a lungo termine.

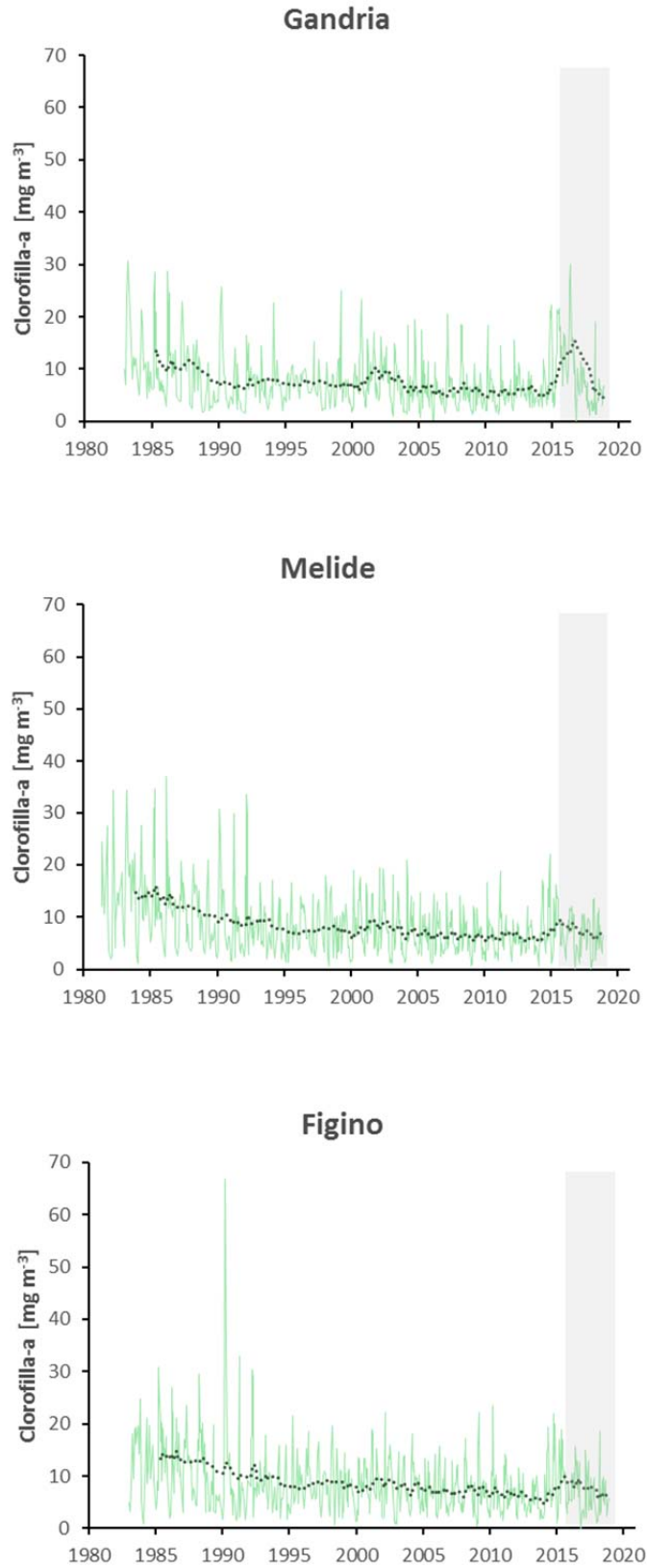


Fig. 10.4.3. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: andamento della clorofilla *a* nello strato produttivo nelle stazioni di Gandria (bacino nord), Melide e Figino (bacino sud). In grafico sono rappresentati i valori mensili e la media mobile (linea continua, ordine 30), che indica le tendenze a lungo termine.

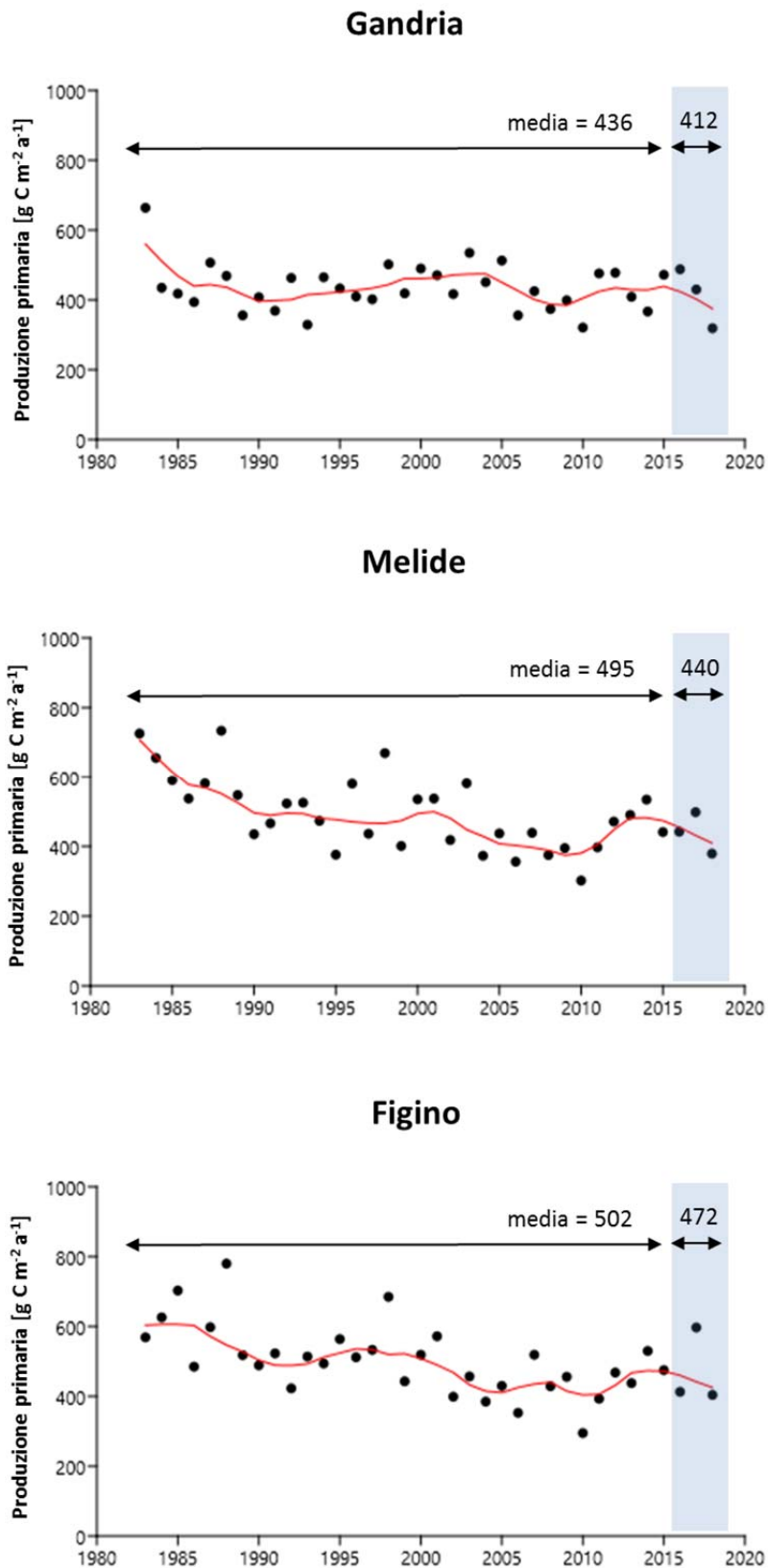


Fig. 10.4.4. Lago di Lugano: Produzione primaria per unità di superficie nello strato produttivo a Gandria (bacino nord), Melide e Figino (bacino sud). In grafico sono rappresentati i valori annuali ed una funzione di smoothing interpolata (LOWESS linea continua), che indica le tendenze a lungo termine.

10.5. Evoluzione dei popolamenti zooplanctonici

L'analisi dell'evoluzione a lungo termine dei popolamenti zooplanctonici si è concentrata sul 'macrozooplancton', che include crostaci appartenenti ai copepodi (sottoclasse Copepoda) e ai cladoceri (ordine Cladocera), escluse le forme larvali dei copepodi (nauplii) e altri organismi più piccoli (rotiferi e ciliati). Per l'analisi quantitativa, inoltre, ci si è concentrati sui principali indicatori della struttura tassonomica e trofica dei popolamenti, comprendenti la biomassa totale, la biomassa di cladoceri e copepodi e la biomassa delle principali categorie trofiche (erbivori, omnivori e predatori). Oltre a esaminare le tendenze temporali, si è analizzata la relazione tra questi indicatori e la concentrazione di fosforo totale nello strato produttivo (0-20 m), per verificare se eventuali tendenze siano attribuibili a variazioni di trofia. I metodi di raccolta e analisi dello zooplancton sono descritti in Appendice II. Una stima della biomassa è stata ottenuta moltiplicando l'abbondanza di ciascuna unità tassonomica per il peso medio di un individuo (tratto da archivi del Laboratorio Studi Ambientali e dell'IST-SUPSI, *dati non pubblicati*).

Studi precedenti sull'evoluzione dello zooplancton del Ceresio (Lepori & Roberts 2017, Lepori 2019a) hanno evidenziato un cambiamento netto avvenuto tra il 1988 e il 1989, riguardante sia la composizione tassonomica (arrivo del calanoide alloctono *Eudiaptomus gracilis*, forte espansione di *Daphnia longispina-galeata*), sia la biomassa totale (netto aumento). Questo cambiamento è stato attribuito all'arrivo di *Eudiaptomus* e alla diminuzione dell'ittiofauna planctivora, in particolare l'alborella, che ha verosimilmente permesso l'espansione di specie di grandi dimensioni e quindi vulnerabili alla predazione (Lepori 2019a). Poiché questo cambiamento ha modificato i meccanismi di regolazione della biomassa planctonica (Lepori 2019a), l'analisi della relazione tra zooplancton e fosforo si è concentrata sul secondo periodo (1989-2018). Analizzare insieme i due periodi avrebbe parzialmente offuscato i risultati, mentre un'analisi separata per il primo periodo (1983-1988) non sarebbe stata opportuna a causa della scarsità di dati.

I risultati mostrano che nei due bacini dal lago, rappresentati dalle stazioni di Gandria e Figino, la biomassa totale del macrozooplancton è stata in crescita nei primi due decenni di indagini (dal 1983 fino al 2006-2007), dopodiché è calata ed è rimasta contenuta durante gran parte del decennio successivo (2009-2017). Infine, la biomassa è tornata a crescere negli ultimi due anni del periodo in esame (2017-2018; Fig. 10.5.1). Andamenti simili si riconoscono anche nelle biomasse dei gruppi tassonomici e delle categorie trofiche (Fig. 10.5.1), salvo i cladoceri a Figino, che hanno mostrato una tendenza al calo interrotta negli ultimi due anni, e dei predatori, che sono apparsi generalmente scarsi al di fuori di un picco (moderato) confinato nel quinquennio 2012-2017.

L'aumento di biomassa di macrozooplancton osservato nei primi due decenni va attribuito in gran parte all'arrivo di *Eudiaptomus* e, verosimilmente, alla diminuzione dei pesci planctivori. In confronto, gli andamenti osservati nel periodo 1989-2018 sono stati principalmente influenzati dalla disponibilità di fosforo, visto che entro questo periodo diversi indicatori della struttura del popolamento

macrozooplanctonico hanno mostrato associazioni con la concentrazione di fosforo nello strato produttivo (Fig. 10.5.2.). La biomassa totale ha mostrato una tendenza al rialzo con l'aumento della concentrazione di fosforo (secondo una funzione approssimativamente logaritmica, caratterizzata da una crescita lenta o un livellamento al di sopra di concentrazioni attorno a $30 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$; Fig. 10.5.2). Tendenze simili sono state osservate sia per la biomassa dei cladoceri che quella dei copepodi, mentre le relazioni tra fosforo e categorie trofiche sono apparse più varie (Fig. 10.5.2.). La biomassa degli erbivori ha mostrato una tendenza simile a quella della biomassa totale (aumento all'aumentare del fosforo). Viceversa, la biomassa dei carnivori ha mostrato una tendenza opposta (aumento al diminuire del fosforo), anche se l'aumento è emerso solo al di sotto di una concentrazione pari a *ca.* $20\text{-}25 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$. La biomassa degli omnivori ha mostrato risposte più complesse, variando in modo unimodale nel bacino sud (cioè raggiungendo il massimo in corrispondenza di concentrazioni medie di fosforo) e crescendo in modo monotonicamente positivo (in modo simile alla biomassa totale) nel bacino nord.

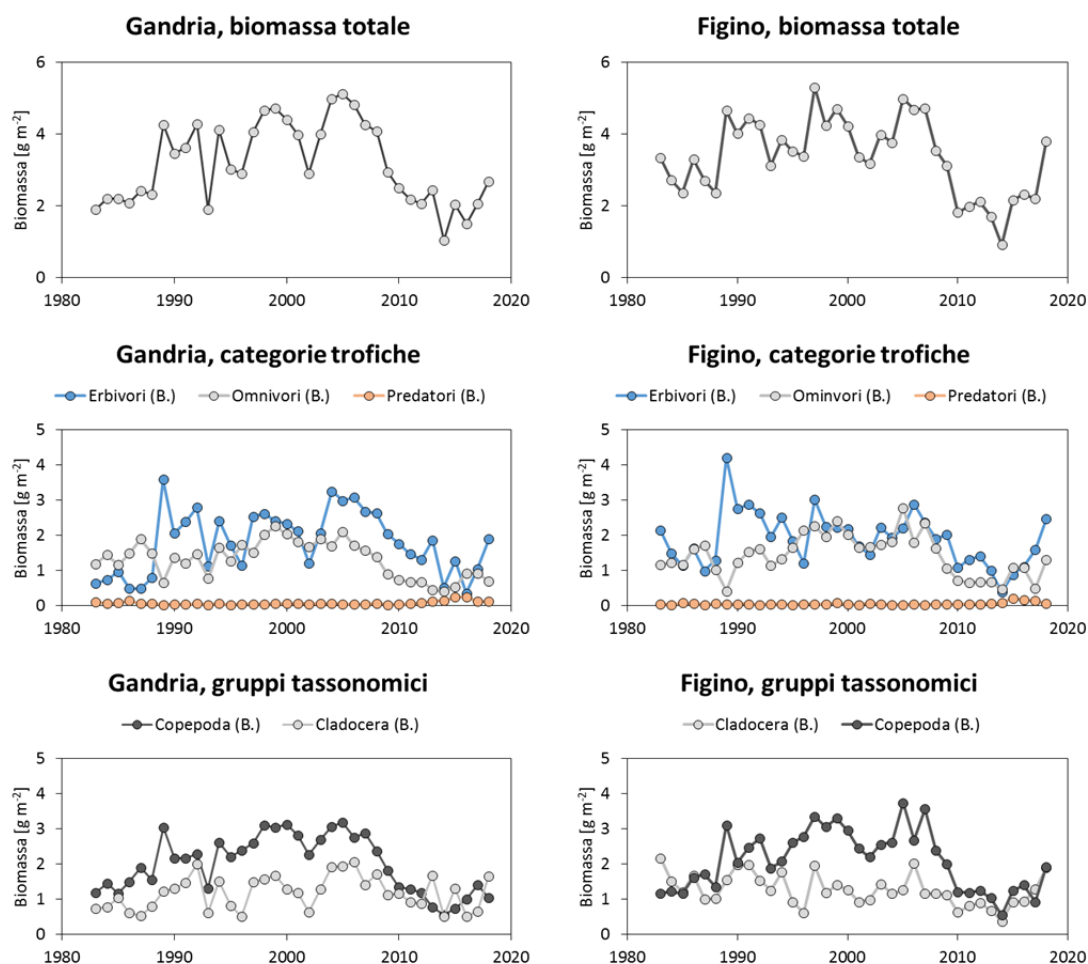


Fig. 10.5.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: andamenti temporali della biomassa di macrozooplancton nel periodo 1983-2018 alle stazioni di Gandria e Figino. I grafici riportano la biomassa totale (in alto) e suddivisa in categorie trofiche (a metà) o gruppi tassonomici (in basso).

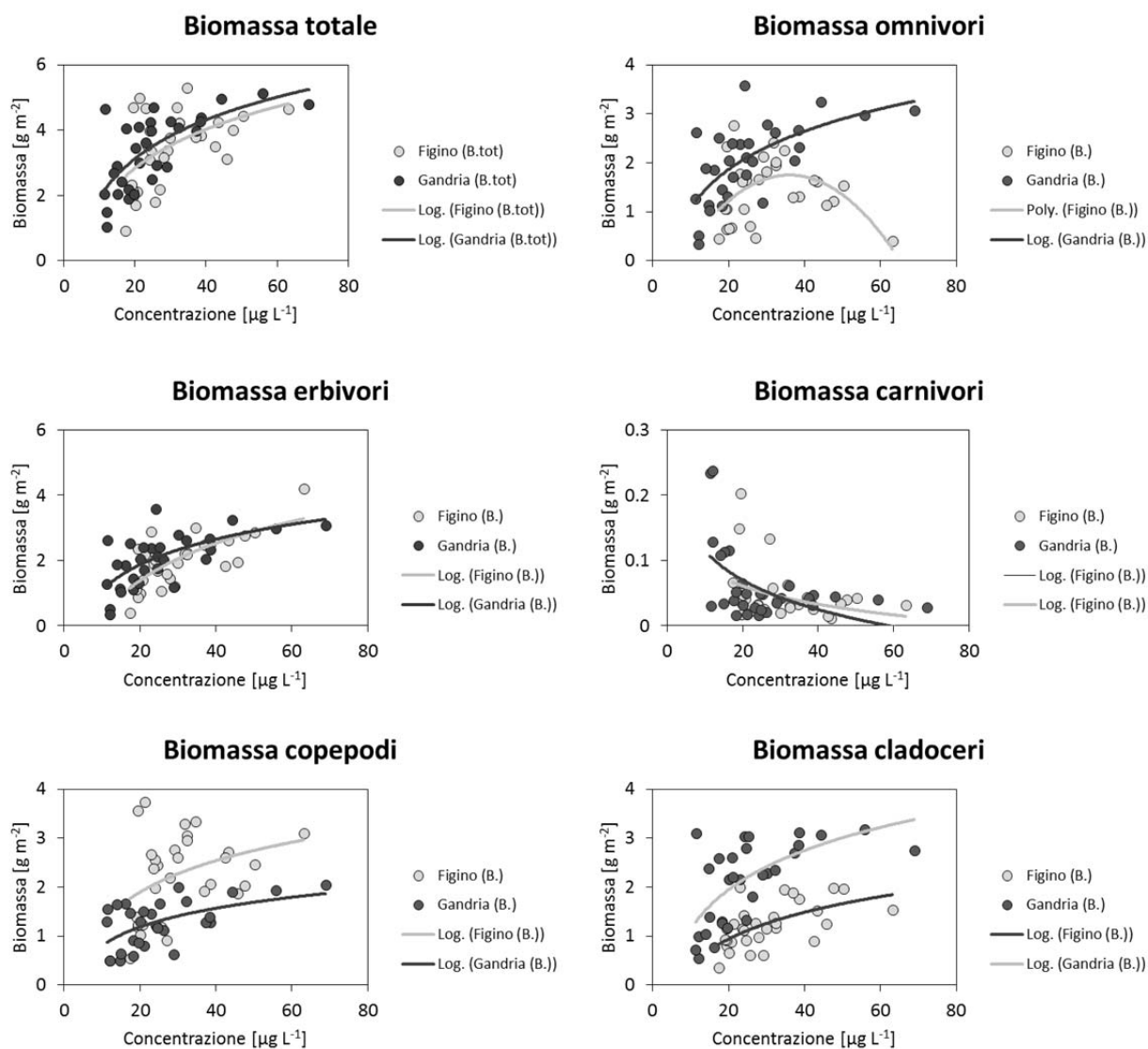


Fig. 10.5.2. Lago di Lugano, evoluzione a lungo termine: rapporto tra biomassa di macrozooplankton e concentrazione di fosforo totale nello strato produttivo (0-20 m), nel periodo 1989-2018, alle stazioni di Gandria e Figino.

Da questi risultati si possono trarre almeno due conclusioni. La prima è che, dopo il cambiamento avvenuto nel 1988-1989, i popolamenti zooplanctonici stanno mostrando risposte coerenti con le variazioni della concentrazione di fosforo, comprendenti in primo luogo una diminuzione della biomassa totale e della biomassa della componente erbivora con il diminuire del fosforo. Nella misura in cui la concentrazione di fosforo rappresenta lo stato trofico di un lago, queste risposte possono essere interpretate come un effetto della variazione del livello di trofia. La seconda conclusione è che la risposta dei popolamenti macrozooplanctonici alla variazione delle concentrazioni di fosforo non è lineare, ma tende a manifestarsi con maggior evidenza nell'intervallo di concentrazioni che si estende da $11 \mu\text{g Ptot L}^{-1}$ (valore minimo) a ca. $25\text{-}30 \mu\text{g Ptot L}^{-1}$, dopodiché tende a livellarsi (fatta eccezione per la biomassa degli omnivori a Figino, come

descritto sopra). Questa risposta non-lineare indica probabilmente che il fosforo, nel Lago di Lugano, tende a diventare limitante e a controllare la struttura dei popolamenti planctonici solo al di sotto di concentrazioni pari a 25-30 $\mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$, mentre al di sopra di queste concentrazioni diventano presumibilmente più importanti altri fattori.

10.6. Conclusioni

Le tendenze dei principali indicatori dello stato del lago illustrate in questo capitolo mostrano chiaramente gli effetti del risanamento incominciato attorno alla fine degli anni '70. Il processo di risanamento appare tuttavia ancora in fase di compimento, soprattutto per quel che riguarda l'ossigenazione delle acque profonde, che non dà ancora segni di miglioramento, e la produzione primaria, che rimane elevata e tipica di acque eutrofiche. I risultati illustrano inoltre alcune degli ostacoli che si oppongono al risanamento biologico, quali la presenza di fenomeni compensatori (§ 10.4), di effetti soglia (§ 10.5) e il riscaldamento climatico, che ha per esempio effetti avversi alla ri-ossigenazione delle acque profonde (§ 10.3). Da punto di vista della gestione del lago, una delle questioni più importanti a cui i risultati dovranno dare risposta è se le concentrazioni obiettivo di fosforo fissate dal programma di risanamento ($30 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$) consentiranno all'ecosistema di raggiungere l'auspicato miglioramento trofico (raggiungimento di mesotrofia) oppure no. Per ora, sembra che una concentrazione di $30 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$ potrebbe non bastare, e che una rivalutazione degli obiettivi alla luce dei risultati acquisiti, delle nuove conoscenze in ambito limnologico e di nuovi strumenti di previsione (modelli numerici) sarebbe opportuna.

11. FOSFORO: CARICHI, CONCENTRAZIONI E PREVISIONI

Il fosforo assume un ruolo predominante nei programmi di risanamento trofico dei laghi perché si ritiene che sia l'elemento nutritivo che limita la produzione algale e che quindi determina a cascata i maggiori sintomi di eutrofizzazione. In base a questa premessa, dal punto di vista operativo, il risanamento del Lago di Lugano si è concentrato sulla riduzione del carico esterno di fosforo. Gli obiettivi del programma stanno nel ridurre i carichi esterni al di sotto dei carichi massimi accettabili (stimati pari a 18 t per il bacino nord e 22 t per il bacino sud; Barbieri & Mosello 1992) e nel ridurre le concentrazioni a lago al di sotto di $30 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$ (la concentrazione soglia tra eutrofia e mesotrofia). In questo capitolo vengono esaminate le evoluzioni a lungo termine dei carichi (esterni ed interni) e delle concentrazioni di fosforo, per esaminare a che punto si trovano queste variabili rispetto agli obiettivi di risanamento (§ 11.1.). In seguito (§ 11.2.) vengono presentate delle stime aggiornate dei carichi massimi accettabili (ovvero i carichi necessari a tornare a condizioni di mesotrofia o oligotrofia), ottenute grazie a un modello calibrato su dati raccolti nel lago dal programma di ricerche CIPAIS.

11.1. Evoluzione dei carichi e delle concentrazioni a lago

L'analisi a lungo termine dei carichi e delle concentrazioni a lago di fosforo totale si è avvalsa di una serie di dati che si estende dal 2014 al 2018 (Lepori 2019b) e dal rapporto annuale IST-SUPSI (2019). I valori dei carichi esterni e interni sono delle stime (dettagli in Lepori 2019b), mentre le concentrazioni rappresentano dei valori misurati (media annuale dello strato 0-100 m per il bacino nord e 0-95 m per il bacino sud. Le profondità di 100 m e 95 m rappresentano il fondo del mixolimnio e del lago, rispettivamente).

Durante il periodo 1984-2018, il carico esterno di fosforo (L_{ext}) ha mostrato tendenze a decrescere in entrambi i bacini del lago (Fig. 11.1.1.). Nel bacino nord, tra l'inizio e la fine del periodo (quinquenni 1984-1988 e 2014-2018), il carico medio è passato da 43.2 t a 14.5 t anno^{-1} , diminuendo di un fattore 3.0×. Nel bacino sud, il carico è passato da 84.9 t a 25.5 t anno^{-1} , diminuendo di un fattore 3.3×. Secondo queste stime, il carico esterno è attualmente conforme agli obiettivi di risanamento nel bacino nord (obiettivo=18 t), ma non ancora nel bacino sud (obiettivo=22 t).

L'andamento temporale del carico interno L_{int} ha seguito traiettorie diverse nei due bacini (Fig. 11.1.1.). Nel bacino nord, non vi è stata tendenza a crescere o decrescere nel tempo. Piuttosto, si è manifestato un picco culminato nel 2005, un anno marcato dalla prima di due circolazioni complete (massimo: 166 t anno^{-1}), separato da periodi iniziali (fino alla metà degli anni '90) e finali (dopo il 2010) in cui L_{int} è stato quasi sempre inferiore a 40 t anno^{-1} . Nel bacino sud L_{int} ha mostrato una tendenza a decrescere durante quasi tutto il periodo, alla quale si è contrapposto un rialzo negli ultimi due anni (fino a 47.8 t anno^{-1} nel 2017).

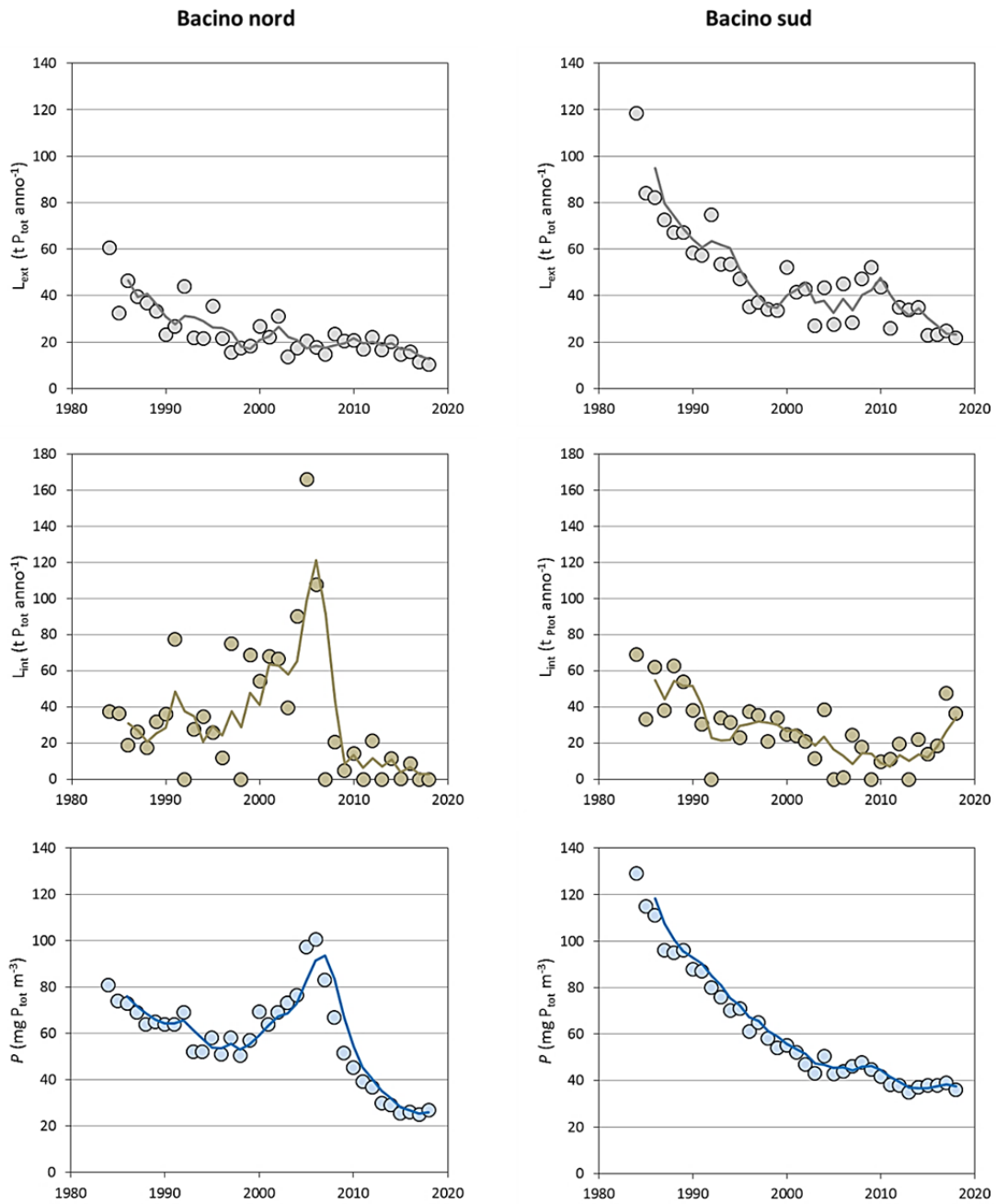


Fig. 11.1.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: carichi esterni (L_{ext} , in $t \text{ anno}^{-1}$), carichi interni (L_{int} , in $t \text{ anno}^{-1}$) e concentrazioni medie annuali a lago (P , in $\text{mg } P_{tot} \text{ m}^{-3}$) di fosforo totale. Le linee rappresentano delle medie mobili (passo=3 anni).

Anche le concentrazioni medie annuali di fosforo P hanno mostrato tendenze al calo in entrambi i bacini (Fig. 11.1.1.). Nel bacino nord, le concentrazioni si sono ridotte da $72 \text{ mg } P_{tot} \text{ m}^{-3}$ a $26 \text{ mg } P_{tot} \text{ m}^{-3}$ (fattore $2.8\times$), mentre nel bacino sud sono calate da $109 \text{ mg } P_{tot} \text{ m}^{-3}$ a $38 \text{ mg } P_{tot} \text{ m}^{-3}$ (fattore $2.9\times$). Anche in questo caso l'evoluzione mostra differenze tra i bacini. Mentre nel bacino sud la concentrazione di fosforo è calata in modo regolare, nel bacino nord la tendenza alla diminuzione è stata interrotta da un picco di crescita, coincidente al picco manifestato dal carico interno. Come i carichi esterni, le concentrazioni

medie quinquennali di P sono attualmente conformi agli obiettivi di risanamento nel bacino nord, ma non ancora nel bacino sud (obiettivo=30 mg P_{tot} m⁻³ in entrambi i bacini).

11.2. Previsioni mediante modello di bilancio

Per predire la concentrazione di fosforo all'equilibrio si è usata l'equazione di bilancio di massa proposta da Vollenweider (1969), che in condizioni di steady-state diventa:

$$P = \frac{L_{ext}}{A(v_a + q_s)} \quad \text{Eq. 1}$$

dove:

- P = concentrazione del fosforo totale (mg P_{tot} m⁻³)
- L_{ext} = carico esterno (mg anno⁻¹)
- A = superficie del lago (m²)
- v_a = velocità di sedimentazione netta (m anno⁻¹)
- q_s = water loading (m)

Riscritta in funzione di L_{ext} , l'Eq. 1 stima i carichi esterni che consentirebbero di raggiungere valori obiettivo di P . In questo studio, le concentrazioni obiettivo di P sono state poste pari a 30 mg P_{tot} m⁻³, corrispondente al confine tra mesotrofia e eutrofia e all'obiettivo del programma di risanamento (Barbieri & Mosello 1992), e 10 mg P_{tot} m⁻³, corrispondente al confine tra mesotrofia e oligotrofia (Nürnberg 1996). La velocità di sedimentazione netta v_a è stata stimata tramite calibrazione dell'Eq. 1 (Lepori 2019b).

La stima di v_a mediante calibrazione ha prodotto valori pari a 11 m anno⁻¹ per il bacino nord e 15 m anno⁻¹ per il bacino sud (Fig. 11.2.1.). Sulla base di questi valori i carichi massimi tollerabili per $P=30$ mg P_{tot} m⁻³ sono risultati pari a 19 t anno⁻¹ per il bacino nord e 28 t anno⁻¹ per il bacino sud. I carichi massimi per $P=10$ mg P_{tot} m⁻³ sono risultati pari a 6 t anno⁻¹ per il bacino nord e 9 t anno⁻¹ per il bacino sud.

11.3. Conclusioni

Durante il periodo 1984-2018 il carico esterno di fosforo è stato ridotto approssimativamente di tre volte in entrambi i bacini. A questa riduzione ha fatto eco un'analogia (fattore *ca.* 3×) diminuzione delle concentrazioni di fosforo a lago, che si stanno avvicinando (bacino sud) o hanno raggiunto (bacino nord) valori conformi agli obiettivi di risanamento.

Alla diminuzione dei carichi esterni si è però contrapposto lo sviluppo di un carico interno. Nel bacino sud, il carico interno è diminuito durante gran parte del periodo, contribuendo a produrre una graduale diminuzione delle concentrazioni di

fosforo a lago. Ciò nonostante, L_{int} rimane sostanziale e contribuisce a mantenere le concentrazioni di fosforo al di sopra degli obiettivi di risanamento (Lepori & Roberts 2017). Inoltre, l'aumento osservato negli ultimi due anni ha presumibilmente aumentato questo contributo. Quest'aumento potrebbe essere associato al riscaldamento del lago, che rafforza la stratificazione e prolunga i periodi di anossia dei sedimenti durante i quali viene rilasciato il carico interno (Rogora et al. 2018). Tuttavia, le cause potrebbero risiedere in un insieme complesso di fattori (Søndergaard *et al.* 2001) e la loro identificazione richiederà ulteriori approfondimenti.

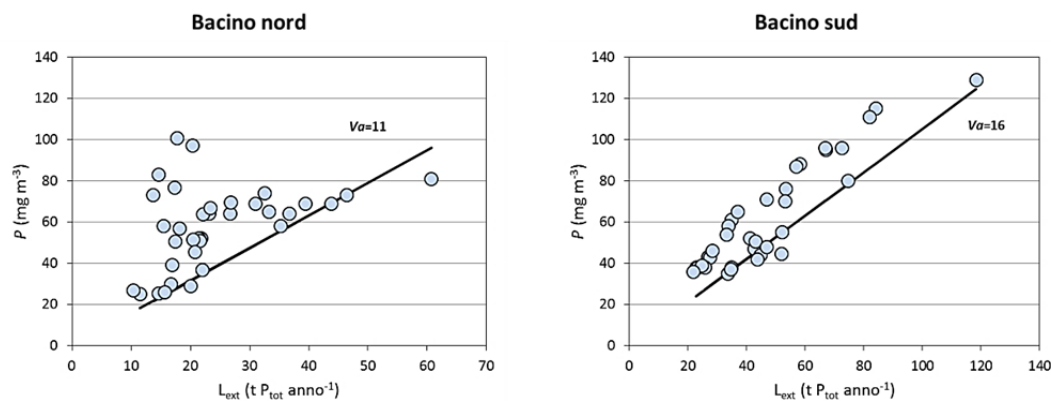


Fig. 11.2.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: concentrazioni medie annuali a lago di fosforo totale (P , in $\text{mg P}_{\text{tot}} \text{m}^{-3}$) rispetto alle concentrazioni d'equilibrio previste dall'Eq. 1. La velocità di sedimentazione netta v_s è stata stimata mediante calibrazione dell'Eq. 1 (Lepori 2019b).

Nel bacino nord, il carico interno è rimasto confinato nelle acque profonde per parte del periodo di studio, ma è affiorato nel mixolimnion durante un unico picco culminato con la circolazione eccezionale del 2005. Questo picco, durato circa un decennio, implica una fase di progressiva erosione della stratificazione, le cui cause sono difficili da chiarire (Holzner et al. 2009). Tuttavia, è probabile che un'alternanza tra fasi di stratificazione e episodi di erosione della stratificazione, con risalite di carico interno, continuerà a caratterizzare l'evoluzione del bacino nord nei decenni futuri, determinando un percorso di risanamento non graduale ma punteggiato da interruzioni e riprese (Lepori & Roberts 2017).

Le stime dei carichi accettabili confermano in sostanza le stime precedenti (Barbieri & Mosello 1992), ritoccandole leggermente al rialzo. I carichi ammissibili per $P=30 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{m}^{-3}$ (19 t anno^{-1} per il bacino nord e 28 t anno^{-1} per il bacino sud) sono stati essenzialmente raggiunti in entrambi i bacini. Il fatto che nel bacino sud, nonostante il raggiungimento di un carico esterno medio di 25.5 t anno^{-1} , la concentrazione di fosforo sia ancora superiore a 30 mg m^{-3} è imputabile all'inatteso rialzo del carico interno (vedi sopra), che ha probabilmente determinato una situazione di disequilibrio. Solo i prossimi anni di monitoraggio permetteranno di stabilire se l'aumento di L_{int} sarà passeggero o duraturo e quali potrebbero essere gli effetti sul processo di risanamento. Il ritorno a condizioni di oligotrofia (la

condizione pre-industriale del lago) richiederebbe carichi inferiori a 6-9 t, ma una tale diminuzione pare difficilmente attuabile, in particolare nel bacino sud. Va tuttavia notato che a causa delle difficoltà insite nella stima dei parametri dei modelli le previsioni dei carichi accettabili devono essere considerate euristiche e richiederanno costante rivalutazione in futuro.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano l'Ufficio federale dell'ambiente, l'Ufficio federale di meteorologia e climatologia (MeteoSvizzera), l' Ufficio dell'aria, del clima e delle energie rinnovabili del Canton Ticino (in particolare la Dott.ssa S. Steingruber) e i gestori degli impianti di depurazione di Lugano, Mendrisio e Pian Scairolo per la cortese fornitura dei dati. Particolari ringraziamenti vanno a Marco Simona per l'identificazione del fitoplancton e l'accompagnamento scientifico, a Giuseppe Ranieri e David Fontana del laboratorio dell'Ufficio del Monitoraggio Ambientale (UMAm) per la costante collaborazione, e a Mauro Veronesi, Danilo Foresti e Rosa Maria Di Piazza per i commenti ad una prima versione del rapporto.

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri, A., & Mosello, R., 1992. Chemistry and trophic evolution of Lake Lugano in relation to nutrient budget. *Aquatic Sciences* 54, 219-237.
- Imboden, D.M., 1992. Possibilities and limitations of lake restoration: Conclusions for Lake Lugano. *Aquatic Sciences* 54, 381-390.
- Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS), 2018. Piano d'azione 2019-2027. Disponibile presso: www.cipais.org/pdf/2018/Piano%20d'azione_2019-2027.pdf
- Holzner, C.P., Aeschbach-Hertig, W., Simona, M., Veronesi, M., Imboden, D.M., & Kipfer, R., 2009. Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology and Oceanography* 54, 1113-1124.
- Lepori, F., 2019a. Effects of zooplankton structure and phosphorus concentration on phytoplankton biomass in a freshwater pelagic food chain. *Fundamental and Applied Limnology* 192, 305-317.
- Lepori F., 2019b. Il risanamento del Lago di Lugano: tendenze pluridecennali dei carichi e delle concentrazioni di fosforo. *Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali*, *in stampa*.
- Lepori, F., & Roberts, J.J., 2015. Past and future warming of a deep European lake (Lake Lugano): What are the climatic drivers? *Journal of Great Lakes Research* 41, 973-981.
- Lepori, F., & Roberts, J.J., 2017. Effects of internal phosphorus loadings and food-web structure on the recovery of a deep lake from eutrophication. *Journal of Great Lakes Research* 43, 255-264.
- Lepori, F., Roberts, J.J. and Schmidt, T.S., 2018a. A paradox of warming in a deep peri-Alpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). *Hydrobiologia* 824, 215-228.
- Lepori, F., Bartosiewicz, M., Simona, M., & Veronesi, M., 2018b. Effects of winter weather and mixing regime on the restoration of a deep perialpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). *Hydrobiologia* 824, 229-242.
- Liechti, P., 2010: Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Analyses physico-chimiques, nutriments. L'environnement pratique n°1005. Office fédéral de l'environnement, Berne. 44 p.
- NCCS (National Centre for Climate Services). 20019. Schweizer Klimaszenarien CH2018. Pagina web: <https://www.nccs.admin.ch/nccs/de/home/klimawandel-und-auswirkungen/schweizer-klimaszenarien.html>
- Nürnberg, G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management* 12, 432-447.
- Søndergaard, M., Jensen, P. J., & Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal* 1, 427-442.
- Vollenweider, R.A., 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Archiv für Hydrobiologie* 66, 1-36.

AUTORI E COLLABORATORI**Responsabile del programma**

Fabio Lepori	Idrobiologo
--------------	-------------

Autori

Camilla Capelli	Idrobiologa
Fabio Lepori	Idrobiologo
Maurizio Pozzoni	Idrologo

Collaboratori

Stefano Beatrizotti	Collaboratore tecnico
Christian Ciccarelli	Laboratorista
Paola Darold-Lanfranchi	Laboratorista
David Fontana	Capo laboratorista
Attilio Pirolini	Laboratorista
Giuseppe Ranieri	Chimico
Viviana Regazzoni	Collaboratrice esterna
Stefano Rioggi	Collaboratore tecnico
Mirko Sargenti	Laboratorista
Claudia Sartori	Laboratorista
Marco Simona	Idrobiologo
Manuela Simoni-Vassalli	Laboratorista

Indirizzo degli autori

Istituto Scienze della Terra
 Scuola Universitaria Professionale della svizzera Italiana (SUPSI)
 Campus Trevano
 CH - 6952 Canobbio
 Tel. +41 58 666 62 00
 Fax +41 58 666 62 09
ist@supsi.ch

**COMMISSIONE INTERNAZIONALE
PER LA PROTEZIONE DELLE ACQUE ITALO-SVIZZERE**

Segretariato:

Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere
c/o Regione Piemonte
Via Principe Amedeo, 17
I - 10123 Torino (Italia)
Tel: +39 011 432 16 12
Fax: +39 011 432 46 32
E-mail: cipais@regione.piemonte.it
www.cipais.org

APPENDICE I: Unità di misura

	prof. :	profondità	[m]
	m s.l.m. :	metri sul livello del mare	[m]
		secondi	[sec]
		ora	[h]
		giorno	[d]
		anno	[a]
	Q :	portata	[m ³ s ⁻¹]
	T :	temperatura	[°C]
		trasparenza	[m]
	torb :	torbidità	[FTU]
	c ₂₀ :	conducibilità elettrica specifica a 20°C	[µS cm ⁻¹]
	O ₂ :	ossigeno disciolto	[mg L ⁻¹]
	BOD ₅ :	richiesta biochimica d'ossigeno	[mg L ⁻¹]
	pH :	concentrazione idrogenionica	[-]
	ALC :	alcalinità totale	[meq L ⁻¹]
	CO ₃ ²⁻ :	alcalinità da carbonati	[meq L ⁻¹]
	SRP :	fosforo reattivo disciolto	[µg L ⁻¹]
	TP :	fosforo totale	[µg L ⁻¹]
	SiO ₂ -Si :	silice reattiva	[mg L ⁻¹]
	NO ₂ -N :	azoto nitroso	[µg L ⁻¹]
	NO ₃ -N :	azoto nitrico	[mg L ⁻¹]
	NH ₄ ⁺ -N :	azoto ammoniacale	[mg L ⁻¹]
	TN :	azoto totale	[mg L ⁻¹]
	DIN :	azoto inorganico disciolto (NO ₂ + NO ₃ +NH ₄ ⁺)	[mg L ⁻¹]
1]			
	Fe ²⁺ :	ferro disciolto	[µg L ⁻¹]
	Mn ²⁺ :	manganese disciolto	[mg L ⁻¹]
	S ²⁻ :	solfo disciolto	[µg L ⁻¹]
	CH ₄ :	metano	[mg L ⁻¹]
	DOC :	carbonio organico disciolto	[mg L ⁻¹]
	Cl ⁻ :	cloruro	[mg L ⁻¹]
	Q* :	quantità di calore	[cal cm ⁻² d ⁻¹]
FITOPLANCTON		densità	[cellule l ⁻¹]
		biomassa (peso fresco)	[g PF m ⁻³]
		biomassa (peso secco)	[g PS m ⁻²]
	Chl <i>a</i> :	clorofilla <i>a</i>	[mg m ⁻³]
		produttività primaria volumetrica	[mg C m ⁻³ d ⁻¹]
		produzione primaria areale	[mg C m ⁻² d ⁻¹]
		produzione giornaliera	[g C m ⁻² d ⁻¹]
		produzione annua	[g C m ⁻² a ⁻¹]
	PAR :	radiazione fotosintetica (400-700 nm)	[µE m ⁻² s ⁻¹] †
		radiazione fotosintetica giornaliera	[E m ⁻² d ⁻¹] †
	e :	coefficiente d'estinzione della luce	[m ⁻¹]
	Z _{1%} :	profondità della zona fotica	[m]
ZOOPLANCTON		densità dei crostacei	[ind m ⁻²]
		biomassa dei crostacei (peso secco)	[g PS m ⁻²]
STATISTICA	%ile:	percentile	
	d.s.:	deviazione standard	

† 1E (Einstein) ≡ 1mole di fotoni PAR s⁻¹ m⁻²; 4.6 µmol s⁻¹ m⁻² (PAR) = 1 W m⁻² (PAR)

APPENDICE II: Approfondimenti metodologici

Capitolo 4. I carichi dei maggiori nutrienti (P_{tot} e N_{tot}) veicolati dai tributari e dagli emissari dei bacini nord e sud sono stati stimati a partire da concentrazioni istantanee e valori di portata mensili (Beale, 1962). I carichi dei bacini non campionati (bacino nord: 104 km², bacino sud=87 km²) sono stati stimati in base ai carichi areali ('export coefficients', media carico P_{tot} 2018=0.21 kg ha⁻¹; N_{tot} =13.5 kg ha⁻¹) di due tributari essenzialmente privi di fonti di fosforo puntiformi, la Magliasina e il Cuccio, ritenuti rappresentativi di tutti i bacini scarsamente urbanizzati. I contributi dovuti agli abitanti rivieraschi (ARSPL) sono stati stimati in base al numero di abitanti non connessi a sistemi di depurazione e a valori medi di produzione annuale di N_{tot} e P_{tot} per abitante (Ferrario, 2009). I contributi dovuti alle deposizioni atmosferiche sono stati calcolati in base alle deposizioni totali di azoto a Lugano (24.9 kg ha⁻¹ a⁻¹, dati forniti dall'Ufficio dell'aria, del clima e delle energie rinnovabili del Cantone Ticino) e alla media geometrica delle deposizioni di P_{tot} in Europa [0.033 g m⁻² a⁻¹; Tipping et al., 2014], assunta simile alla deposizione sul bacino lacustre. I flussi di N_{tot} e P_{tot} tra i due bacini del lago (veicolati dal canale che collega i due bacini a Melide) sono stati calcolati in base alle concentrazioni di N_{tot} e P_{tot} nel bacino nord (media valori a 0.4 m e 5 m di profondità) e a una stima della portata.

Criteri per la classificazione dello stato trofico dei corsi d'acqua (Dodds et al., 1998)

Criterio	Oligotrofia	Mesotrofia	Eutrofia
P_{tot} (µg P L ⁻¹)	< 25	25 - 75	> 75

Criteri per la classificazione dello stato saprobico (Gordon et al., 2004; CFS, 2017)

Criterio	Trascurabile	Medio	Elevato
BOD ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	< 2	2 - 4	> 4
DOC (mg C L ⁻¹)	< 1	1 - 4	> 4

Criteri relativi al grado di tossicità [MWLAP, 2001; CCME, 2012; US- EPA, 2012]

Criterio	Tossicità cronica	Tossicità acuta
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	< 120 - 230	> 230
NH ₄ ⁺ (mg N L ⁻¹)	T >10°C: ≤ 0.2 T <10°C: ≤ 0.4	
NO ₂ (µg N L ⁻¹)	< 20-100, secondo il tenore di cloruro	

Capitolo 5. I dati riguardanti il livello del lago a Melide-Ferrara sono stati forniti da MeteoSvizzera. La temperatura è stata misurata quindicinalmente durante la campagna di indagini mediante una sonda multiparametrica. La trasparenza (m) è stata misurata con la stessa frequenza mediante il disco di Secchi. Gli scambi di calore (cal cm⁻² d⁻¹) sono stati calcolati a partire dalle variazioni di contenuto calorico della colonna d'acqua, a loro volta calcolati in base ai dati di temperatura (°C).

Il bilancio calorico e la stabilità della colonna d'acqua sono stati determinati separatamente per i due bacini del lago (nord, rappresentato dalla stazione di Gandria e sud, rappresentato dalla stazione di Melide). L'equazione usata per il calcolo del bilancio calorico può essere espressa come segue:

$$Q_t = Q_{se} - Q_b - Q_e - Q_h - Q_a$$

dove:

- Q_t = flusso di calore netto all'interfaccia acqua-aria
- Q_{se} = flusso di calore radiativo solare (netto)
- Q_b = flusso di calore dovuto a radiazioni a onda lunga (netto)
- Q_e = flusso di calore per evaporazione
- Q_h = flusso di calore per conduzione
- Q_a = flusso di calore per avvezione

Le componenti Q_{se} , Q_b , Q_e e Q_h sono state calcolate mediante le equazioni usate dal modello di qualità delle acque RMA (vedi bibliografia), mentre la componente Q_a è stata calcolata in base ai flussi di acqua in entrata e uscita nel/dal lago e alle loro temperature (Winter et al., 2003). I dati di temperatura dell'aria, temperatura di bulbo umido, pressione atmosferica, nuvolosità, radiazione globale, velocità del vento e precipitazioni usati nel calcolo del bilancio sono stati ottenuti da MeteoSvizzera e si riferiscono alla stazione di Lugano. I dati di portata impiegati nel calcolo dei processi di avvezione sono stati ottenuti dall'Osservatorio Ambientale della Svizzera Italiana (OASI). I dati di temperatura delle acque, come riferito sopra, sono stati raccolti durante la presente campagna di indagini.

La profondità dello strato ben mescolato Z_{mix} delle acque del lago (m) è stata calcolata come la profondità alla quale la conducibilità (standardizzata a 20°C) differisce di almeno $3 \mu S \text{ cm}^{-1}$ dal valore di superficie (mediana dei valori misurati tra 0 e 2 m di profondità). I dati di conducibilità sono stati raccolti durante la presente campagna.

La stabilità di un lago (S , in $J \text{ m}^{-2}$) è il lavoro che sarebbe necessario applicare per mescolare la colonna d'acqua uniformemente, ossia per annullare i gradienti di temperatura e/o di salinità presenti tra la superficie e il fondo. Il calcolo è stato eseguito usando la seguente equazione:

$$S = 1/A_0 \int_{(z-z_g)} A_z(Q_z - Q_m) dz \text{ [integrale tra superficie e profondità massima]}$$

dove:

- A_0 = superficie del lago
- z = profondità (misurata dal fondo)
- z_g = profondità del centro di volume (misurata dal fondo)
- A_z = area alla profondità z
- Q_z = densità dell'acqua alla profondità z
- Q_m = densità della colonna interamente mescolata

La densità dell'acqua è stata stimata a partire dalla conducibilità e dalla temperatura.

Capitolo 7. I campionamenti di fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante tutto l'anno, e quindicinale da marzo a giugno. Il fitoplancton viene analizzato da un campione integrato nello strato compreso tra 0 e 20 m di profondità (comprendente la zona eufotica) raccolto con una bottiglia di Schröder. Due sub-campioni (ca. 200 mL) vengono fissati immediatamente con soluzione di Lugol e formalina (1%). Il conteggio del fitoplancton viene effettuato con un microscopio invertito (ingrandimento 100-400X) secondo il metodo Utermöhl.

La clorofilla *a* viene misurata sia su campione integrato nello strato 0-20 m raccolto con frequenza quindicinale mediante bottiglia di Schröder, sia su 11 campioni raccolti a profondità discrete nello strato 0-20 m con bottiglia di Niskin con frequenza mensile da novembre a febbraio e quindicinale tra marzo ed ottobre. La concentrazione di clorofilla *a* viene determinata in laboratorio mediante analisi spettrofotometrica (estrazione in etanolo).

La clorofilla *a* viene misurata inoltre mediante lettura fluorimetrica *in vivo* con la sonda TriLux (Chelsea Technology Groups) installata sulla sonda multiparametrica Idronaut, con frequenza quindicinale. Con lo stesso sensore viene determinata la concentrazione di ficocianina, attraverso una stima del contributo relativo della ficocianina alla fluorescenza della clorofilla *a*. Questo indice si basa sul principio che l'energia assorbita dai diversi pigmenti fotosintetici viene rapidamente trasferita alla clorofilla *a*, e una parte dell'energia viene poi riemessa come fluorescenza con un picco di 685nm.

La produzione primaria viene misurata con il metodo della bottiglia chiara-bottiglia scura, attraverso la determinazione del tasso di assimilazione di carbonio radioattivo (^{14}C) con scintillazione liquida. Un riassunto dei metodi utilizzati per lo studio del fitoplancton è presentato di seguito in Tabella A2.1.

Tabella A2.1. Lago di Lugano, 2018: metodi applicati nello studio del fitoplancton

	Biomassa	Clorofilla <i>a</i>		Produzione primaria
Profondità di campionamento	campione integrato (0-20m)	campioni discreti (11 profondità tra 0-20m)	campione integrato (0-20m)	campioni discreti (11 profondità tra 0-20m)
Frequenza di campionamento	16 (1 campionamento al mese da luglio a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo a giugno)	20 (1 campionamento al mese da novembre a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo ad ottobre)	24 (2 campionamenti al mese)	12 (1 campionamento al mese)
Metodo di campionamento	Bottiglia di Schröder (0-20m)	Bottiglia di Niskin (5 L)	Bottiglia di Schröder (0-20m)	Metodo bottiglia chiara/bottiglia scura
Metodo di analisi	Quantitativo con microscopio invertito su campioni fissati in Lugol o Formalina (1%)	Spettrofotometria	Spettrofotometria	Scintillazione liquida (C14)
Riferimento bibliografico	UNI EN 15204:2006 (Tecnica UTERMÖHL)	ISO-10260 1992 E	ISO-10260 1992 E	Nielsen ES. 1952 Schindler et al., 1972

Capitolo 8. Lo zooplankton viene campionato mediante pescate verticali realizzate con un retino (maglia 100 μm) tra 50 m di profondità e la superficie. I campionamenti vengono effettuati con cadenza bisettimanale tra marzo e giugno, quando si attendono picchi di abbondanza stagionali, e mensile durante il resto dell'anno. L'analisi dei campioni raccolti comprende un conteggio delle specie e una stima della loro biomassa (Tabella A2.2). L'abbondanza delle singole specie per unità di superficie viene calcolata moltiplicando il numero di individui campionati per il volume di acqua filtrato dal retino. Per ottenere una stima della biomassa, per ogni categoria tassonomica identificata viene misurata la lunghezza corporea di 20 individui mediante una scala oculare micrometrica. Successivamente, le lunghezze vengono usate per calcolare biomasse individuali mediante modelli lunghezza-peso (Bottrell *et al.*, 1976). La biomassa di ogni taxon viene infine calcolata moltiplicando l'abbondanza per la biomassa media individuale. Per esaminare la struttura tassonomica, i crostacei zooplanctonici sono stati suddivisi in famiglie. Per esaminare la struttura trofica, gli stessi organismi sono stati suddivisi in erbivori, carnivori, omnivori ed erbivori-omnivori (Tabella A2.3)

Tabella A2.1. Lago di Lugano, 2018: metodi applicati nello studio del fitoplancton

	Abbondanza e biomassa
Profondità di campionamento	Campione integrato (0-50 m)
Frequenza di campionamento	16 volte all'anno (1 campionamento al mese da luglio a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo a giugno)
Metodo di campionamento	Pescata verticale con retino da plancton (maglia 100 μm)
Metodo di analisi	Conteggio e misura allo stereoscopio su campioni fissati in etanolo.

Tabella A2.3. Lago di Lugano, 2018: categorie trofiche dei maggiori gruppi (o specie) di zooplankton da crostacei.

Taxon	Categoria trofica
Copepodi ciclopoidi	
nauplii	erbivori†
copepoditi CI-CII	erbivori†
copepoditi CIII-CV	omnivori
adulti	omnivori
Copepodi calanoidi	
nauplii	erbivori†
copepoditi CI-CII	erbivori†
copepoditi CIII-CV	erbivori-omnivori
adulti di <i>Eudiaptomus gracilis</i>	erbivori-omnivori
Cladoceri	
<i>Bosmina longicornis</i>	erbivori†
<i>Daphnia longispina-galeata</i>	erbivori†
<i>Diaphanosoma brachiurum</i>	erbivori†
<i>Lepotodora kindtii</i>	carnivori
<i>Bythotrephes longimanus</i>	carnivori

†Nell'erbivoria viene incluso anche il consumo di protozoi non-fotosintetici.

Tabella A2.4. Lago di Lugano, 2018: limiti di quantificazione (L.Q.) e metodi usati nella determinazione dei parametri chimici.

	Parametro	L.Q.	Unità	Metodo
Cationi	Ammonio, NH ₄ ⁺ (come N)	12	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Calcio	0.20	mg/L	IC (cromatografia ionica)
	Ferro disciolto	1.00	µg/L	ICP-MS
	Manganese disciolto	0.10	µg/L	ICP-MS
Anioni	Cloruro	0.30	mg/L	IC
	Nitrato (come N)	0.01	mg/L	IC
	Nitrito (come N)	6	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Ortofosfato (come P)	11	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Solfato	0.4	mg/L	IC
Altro	Alcalinità totale	?	meq/L	Potenziometria
	Alcalinità da carbonati	?	meq/L	Potenziometria
	Carbonio organico totale (TOC)	0.20	mg/L	UV/Persolfato - IR
	Carbonio organico disciolto (DOC)	0.20	mg/L	UV/Persolfato - IR
	Conduttività (25°C)	1	µS/cm	Potenziometria
	Azoto totale (come N)	0.15	mg/L	Spettrometria UV/VIS
	Fosforo totale (come P)	32	µg/L	Spettrometria UV/VIS
	Silice (come Si)	0.09	mg/L	Spettrometria UV/VIS
	Ossigeno disciolto	0.50	mg/L	Iodometria (Winkler)
	BOD ₅	1.0	Mg/L	Iodometria (Winkler)
	Metano	0.2*	µg/L	GC-FID (Gas cromatografia)
	Idrogeno solforato	6.0	µg/L	Spettrometria UV/VIS

* concentrazioni indicative poiché dipendenti dalle condizioni atmosferiche al momento della preparazione. Il limite va ricalcolato in base al volume effettivo quindi risulta variabile.

Riferimenti bibliografici (Appendice II)

- Beale, E.M.L., 1962. Some uses of computers in operational research. *Industrielle Organisation* 31, 27-28.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., et al., 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24, 419-456.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2012. Canadian environmental quality guidelines. Disponibile presso: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/>
- Consiglio Federale Svizzero (CFS), 1998. Ordinanza sulla protezione delle acque disponibile presso: www.admin.ch/ch/i/rs/814_201/index.html
- Dodds, W.K., Jones, J.R., & Welch, E.B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32, 1455-1462.
- Ferrario, L., 2009. Quantificazione e caratterizzazione dei carichi di nutrienti in entrata al lago di Lugano (Svizzera-Italia). Tesi di Laurea. Università degli Studi dell'Insubria. 135 pp.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., et al., 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley & Sons Ltd, Chichester.

- ISO 10260:1992. Water quality– Measurement of biochemical parameters – Spectrometric determination of the chlorophyll-*a* concentration.
- Ministry of Water, Land and Air Protection, Government of British Columbia (MWLAP), 2001. Water Quality Criteria for Nitrogen (Nitrate, Nitrite, and Ammonia). Overview Report. Disponibile presso: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/nitrogen/>
- Nielsen, E.S., 1952. The use of radio-active carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil - Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 18, 117-140.
- Resource Modelling Associates. RMA-11 documents. Governing equations for heat budget computation. Disponibile presso: <http://ikingrma.iinet.net.au/CHAP4a.pdf>
- Schindler, D.W., Schmidt, R.V. and Reid, R.A., 1972. Acidification and bubbling as an alternative to filtration in determining phytoplankton production by the ¹⁴C method. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 29, 1627-1631.
- Tipping E., Benham S., Boyle J.F., et. al., 2014. Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science: Processes & Impacts*; 16, 1608-17.
- UNI EN 15204, 2006. Water quality- Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique).
- United States Environmental Protection Agency (EPA), 2012. Water quality standards for surface waters. Disponibile presso: <http://water.epa.gov/scitech/smguidance/standards/>
- Winter, T.C., Buso, D.C., Rosenberry, D.O., et al., 2003. Evaporation determined by the energy-budget method for Mirror Lake, New Hampshire. *Limnology and Oceanography*, 48, 995-1009.