

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

Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano

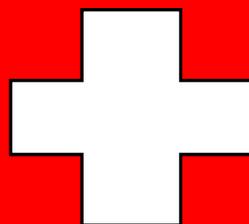
Aspetti limnologici

Programma triennale 2016–2018

Campagna 2017

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 2017

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). 2018: *Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2016-2018. Campagna 2017.* Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 79 pp.

Riassunto

Questo rapporto presenta i risultati delle ricerche limnologiche sul Lago di Lugano realizzate nel 2017 dall'Istituto Scienze della Terra dell'Università Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI), su mandato dell'Amministrazione del Cantone Ticino. Dopo un 2016 anomalo, caratterizzato da circolazioni soppresse o deboli, l'inizio particolarmente freddo del 2017 ha ricondotto il lago a un regime di mescolamento più caratteristico (meromissi con mescolamento fino a *ca.* 80 m nel bacino nord, olomissi nel bacino sud). Grazie alle circolazioni nella norma, anche le cenosi planctoniche hanno percorso successioni stagionali più tipiche, contraddistinte per esempio da un forte sviluppo di diatomee primaverile e da una seguente fase di chiarificazione. Più in generale, i risultati del 2017 comprovano la continua diminuzione dei carichi e delle concentrazioni di fosforo nel lago, in atto dall'inizio del programma di risanamento. Nel bacino nord questi parametri sono ormai conformi agli obiettivi di risanamento da 3-4 anni consecutivi, mentre nel bacino sud il raggiungimento di questi obiettivi appare vicino, anche se è per ora rallentato dallo sviluppo di un sostanziale carico interno. Tuttavia, i risultati mostrano anche un apparente scollamento tra il fosforo, in diminuzione, e i principali indicatori dello stato trofico del lago (ossigenazione delle acque profonde, produzione primaria) che palesano un'apparente resistenza al cambiamento, continuando a mostrare valori tipici di condizioni eutrofiche. Per comprendere meglio le ragioni di questo scollamento, e i possibili influssi dei cambiamenti climatici sullo stesso, si auspica che le ricerche sul lago possano continuare ed essere maggiormente orientate allo studio delle complesse interazioni sussistenti tra nutrienti, clima e biocenosi lacustri.

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
1.1. Prefazione.....	1
1.2. Ubicazione e caratteristiche delle stazioni di prelievo.....	1
2. METEOROLOGIA DELL' AREALE LACUSTRE	5
2.1. Andamento generale.....	5
2.2. Andamento mensile (Lugano).....	5
3. CARATTERISTICHE FISICHE DEI CORSI D'ACQUA	10
3.1. Deflussi dei corsi d'acqua.....	10
3.2. Temperature dei corsi d'acqua.....	12
4. CARICHI DI NUTRIENTI E CARATTERISTICHE CHIMICHE DEI CORSI D'ACQUA	13
4.1. Caratteristiche chimiche.....	13
4.2. Carichi di fosforo e azoto.....	14
5. CARATTERISTICHE FISICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO	24
5.1. Livello lacustre.....	24
5.2. Trasparenza e luce.....	25
5.3. Temperatura e bilancio termico.....	28
5.4. Profondità di mescolamento e stabilità della colonna d'acqua.....	31
6. CARATTERISTICHE CHIMICHE DELL'AMBIENTE PELAGICO	34
6.1. Alcalinità e pH.....	34
6.2. Ossigeno disciolto e potenziale redox.....	34
6.3. Macronutrienti (fosforo, azoto e silicio).....	35
7. INDAGINI SUL FITOPLANCTON	50
7.1. Biomassa e composizione tassonomica.....	50
7.2. Pigmenti fotosintetici.....	53
7.3. Produzione primaria.....	57
8. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON	61
8.1. Diversità, abbondanza e composizione.....	61
8.2. Struttura trofica.....	66
9. CONCLUSIONI	68
RINGRAZIAMENTI	71
BIBLIOGRAFIA	72

AUTORI E COLLABORATORI	74
APPENDICE	76

1. INTRODUZIONE

1.1. Prefazione

Questo rapporto, il secondo del triennio 2016-2018, è parte integrante delle ricerche effettuate sul Lago di Lugano e promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). Esso riassume i risultati conseguiti durante la campagna di monitoraggio del 2017 e li inserisce nel contesto dell'evoluzione a lungo termine delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del lago e del suo bacino imbrifero.

Conformemente ai compiti della CIPAIS, le indagini sono state volte a determinare la natura e l'importanza dei fenomeni di inquinamento, mettendo contestualmente in risalto lo stato trofico del lago, per il quale sono in atto da decenni misure di risanamento. Si è dato rilievo, inoltre, ai problemi emergenti, tra i quali spiccano i cambiamenti climatici, e ai possibili effetti di questi nuovi problemi sul previsto risanamento del lago.

Come in passato, nel corso delle indagini si è prestata particolare attenzione nel garantire continuità all'organizzazione dell'attività di campagna, alla produzione dei dati e all'elaborazione dei risultati. I nuovi risultati assicurano quindi il proseguimento sistematico 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; Figura 1.2.1; Tabella 1.2.2);
- otto stazioni ubicate sui maggiori tributari del lago, in chiusura di bacino (Figura 1.2.2; Tabella 1.2.3);
- una stazione ubicata sull'emissario del lago (fiume Tresa), appena a valle rispetto al punto di uscita dal lago (Figura 1.2.2; 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 quelle 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 sei corsi d'acqua maggiori (Veduggio, 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 la determinazione 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 Figure 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 la Carta Nazionale Svizzera, CNS) delle stazioni di campionamento in ambiente pelagico (accuratezza ≤ 2 m).

Stazione	Longitudine CNS	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 la Carta Nazionale Svizzera, CNS) delle stazioni di campionamento sui maggiori tributari e sull'emissario (Tresa), per bacino lacustre (nord e sud).

Bacino	Corso d'acqua	Località	Longitudine CNS	Latitudine	Area bacino [km ²]
<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 713810	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

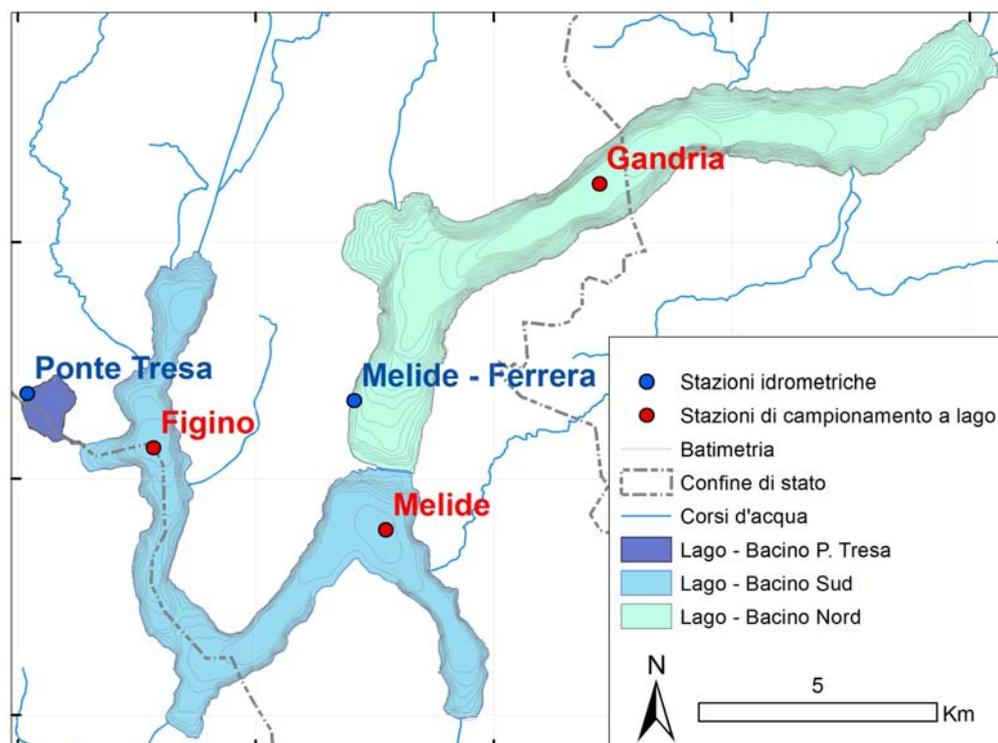


Figura 1.2.1. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni di prelievo in ambiente pelagico (Gandria, Melide e Figino) e delle stazioni idrometriche dell'Ufficio Federale dell'Ambiente.

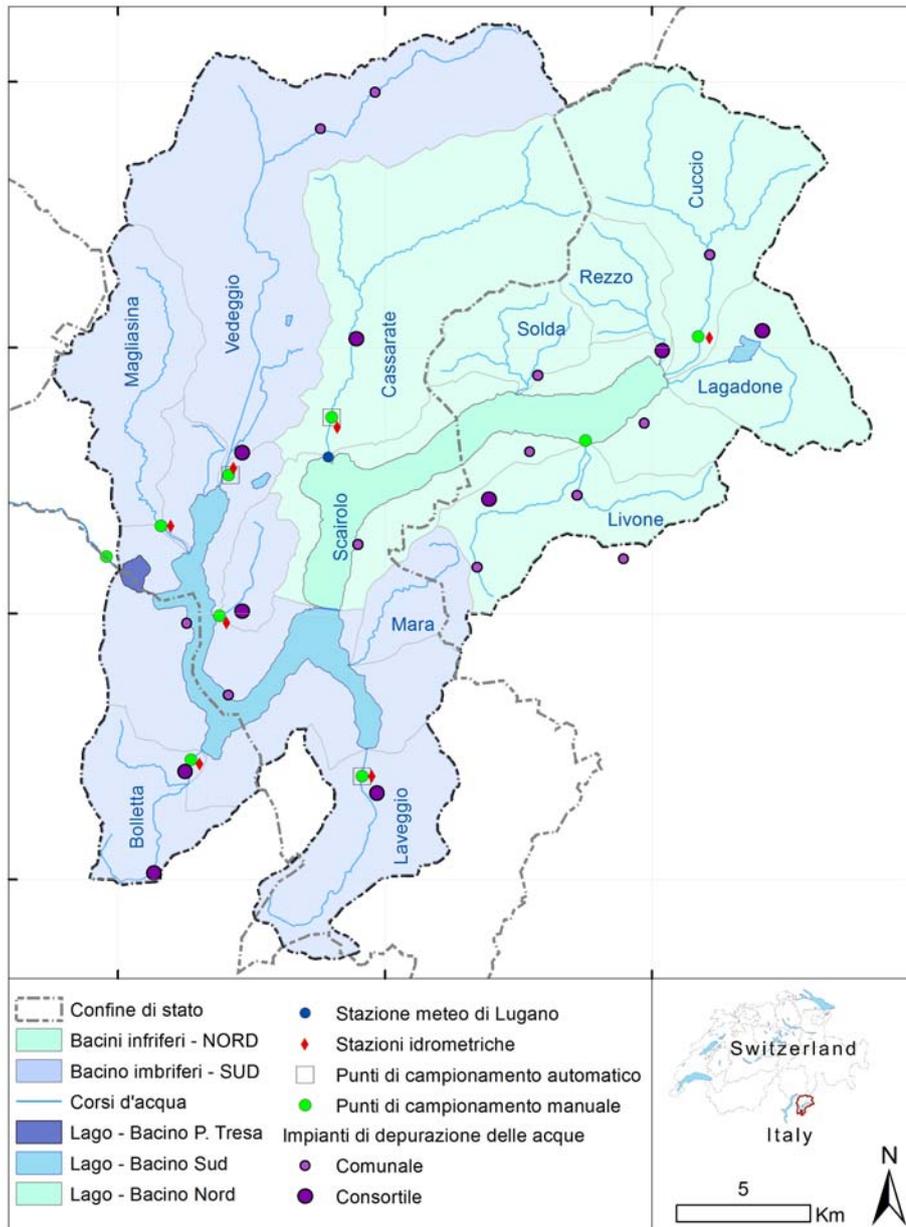


Figura 1.2.2. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni per la misura della portata dei punti di campionamento manuale e automatico e degli impianti di depurazione.

2. METEOROLOGIA DELL'AREALE LACUSTRE

Per descrivere l'andamento meteorologico nel bacino lacustre sono stati 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 da MeteoSvizzera (2017). I valori del 2017 sono, inoltre, confrontati con i valori climatici di riferimento (o 'norme') calcolati sul periodo 1981-2010.

2.1. Andamento generale

In Svizzera, l'inverno 2016/17 è stato contraddistinto da un innevamento eccezionalmente scarso, un soleggiamento superiore alla norma (+10-45%) ed un forte contrasto termico tra gennaio e febbraio. Infatti, mentre il mese di gennaio del 2017 è stato il più freddo degli ultimi 30 anni, in febbraio si sono verificate giornate eccezionalmente calde (massimi $> 20^{\circ}\text{C}$) a causa dell'arrivo di aria mite da sudovest.

La primavera è stata decisamente calda (è stata la terza primavera più calda dall'inizio delle misure nel 1864), nonostante a fine aprile siano temporaneamente riapparse condizioni invernali, soprattutto al Nord delle Alpi.

Come la primavera, anche l'estate è stata la terza più calda dall'inizio delle misure ed è stata marcata da un inizio (giugno) particolarmente torrido. L'autunno è stato variabile: ad un inizio fresco (settembre), si sono susseguite una fase anticiclonica mite in ottobre e l'arrivo di condizioni invernali già in novembre.

Durante la fase anticiclonica, al Sud delle Alpi sono effettivamente mancate precipitazioni, ed il mese di ottobre è così risultato tra i cinque più asciutti dal 1864. Le condizioni invernali sono sopraggiunte nel mese di dicembre, durante il quale si è verificato un innevamento abbondante in tutta l'area alpina.

Complessivamente, in Svizzera il 2017 può essere descritto come un anno caldo (+0.7-1.2°C rispetto alla norma 1981-2010, secondo la regione), ben soleggiato (+7-19%) e con precipitazioni leggermente inferiori alla norma (-31-0%).

2.2. Andamento mensile (Lugano)

Nel 2017, la radiazione solare globale cumulata (5238 MJ m^{-2}) è risultata sostanzialmente superiore (+733 MJ m^{-2}) alla norma 1981-2010 (Tabella 2.2.1). L'andamento mensile di questa variabile (Figura 2.2.1) indica, inoltre, che la radiazione è stata particolarmente elevata rispetto alla norma in primavera e in estate, nello specifico tra aprile e luglio.

Tabella 2.2.1. Lago di Lugano, 2017: media annuale (media dei valori mensili) di alcuni parametri meteorologici e norma 1981-2010.

	media 2017	norma (1981-2010)
<i>Radiazione globale</i>	5238 MJ m ⁻²	4505 MJ m ⁻²
<i>Temperatura atmosferica</i>	13.5°C	12.5 °C
<i>Precipitazioni</i>	1509 mm	1559 mm
<i>Intensità dei venti</i>	6.3 km h ⁻¹	6.5 km h ⁻¹

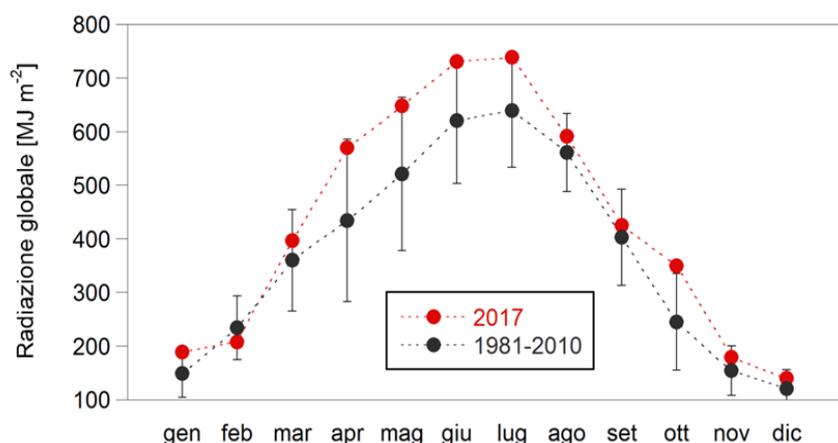


Figura 2.2.1. Lago di Lugano, 2017: Radiazione globale mensile. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

La temperatura media annuale è stata pari a 13.5°C, un valore che contraddistingue un anno caldo (+1.0°C rispetto alla norma, Tabella 2.2.1). L'andamento mensile (Figura 2.2.2) mostra che i mesi più caldi della norma sono stati quelli primaverili ed estivi, a riflesso dell'andamento osservato a livello svizzero (§ 2.1).

Le precipitazioni totali (1509 mm) sono state leggermente inferiori alla norma (-50mm; Tabella 2.2.1). Le deviazioni maggiori rispetto ai valori mensili (Figura 2.2.3) si sono osservate nel mese di giugno (493 mm), che è stato eccezionalmente piovoso, e nel mese di ottobre, in cui le precipitazioni sono state quasi nulle (4.5 mm). Il deficit di precipitazioni si è manifestato soprattutto nel settore meridionale del bacino imbrifero, mentre nel settore settentrionale le precipitazioni sono state leggermente superiori alla norma (Tabella 2.2.2, Figura 2.2.5).

L'intensità media del vento (6.3 km h⁻¹) è stata vicina alla norma (-0.2 km h⁻¹; Tabella 2.2.1) così come le intensità mensili, che rientrano negli intervalli di variabilità misurati nel periodo di riferimento (Figura 2.2.4). L'attività eolica di gennaio, seppur di poco superiore alla media, può comunque aver contribuito alla circolazione precoce osservata nel bacino sud (Capitolo 5). Per quel che riguarda la direzione dei venti, anche nel 2017 hanno dominato le correnti settentrionali, provenienti in particolare dai quadranti NNW e N (Figura 2.2.6).

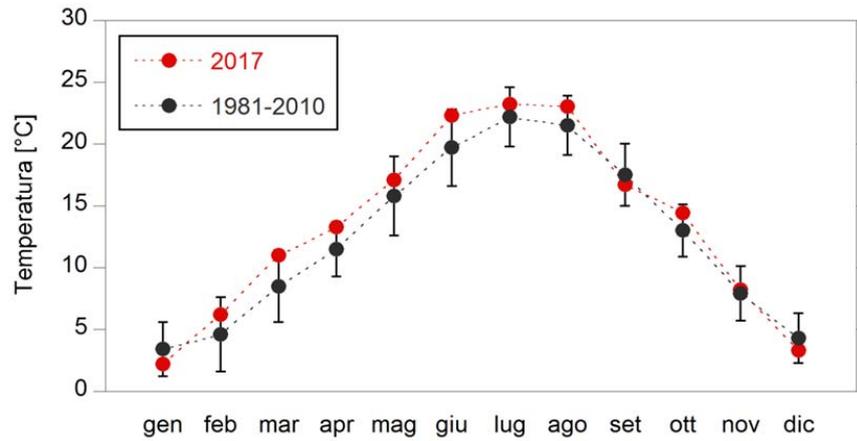


Figura 2.2.2. Lago di Lugano, 2017: temperatura atmosferica mensile. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

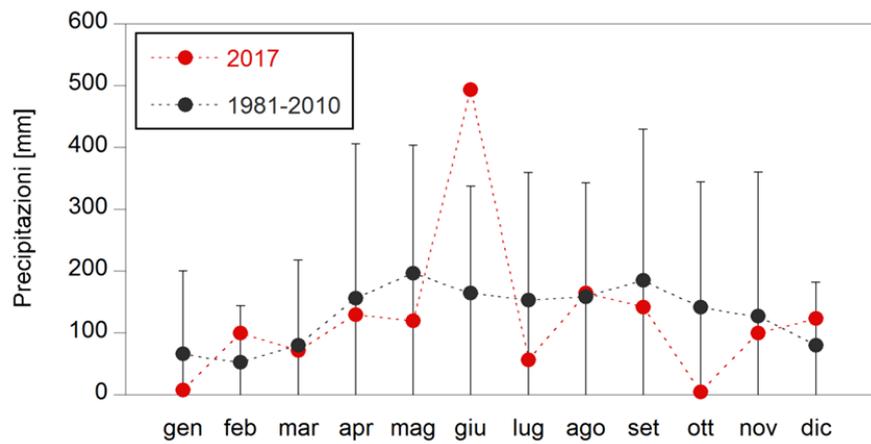


Figura 2.2.3. Lago di Lugano, 2017: precipitazioni totali mensili. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

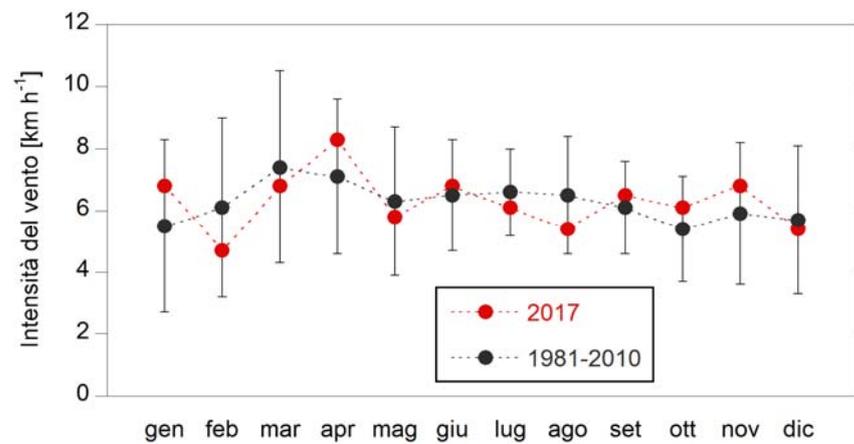


Figura 2.2.4. Lago di Lugano, 2017: intensità del vento. Le barre di errore rappresentano 2 deviazioni standard.

Tabella. 2.2.2. Lago di Lugano, 2017: precipitazioni mensili, espresse in termini percentuali rispetto alla norma, distinte per bacino (nord, sud e di Ponte Tresa). I colori caldi evidenziano le portate inferiori alla media, mentre i colori freddi evidenziano quelle superiori.

Stazione	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Arosio	8%	161%	145%	117%	85%	235%	50%	97%	133%	2%	71%	175%	106%
Canobbio	12%	178%	92%	82%	63%	267%	36%	86%	96%	6%	76%	146%	93%
Colla	4%	103%	99%	75%	53%	182%	75%	118%	108%	7%	66%	139%	88%
Isonne	5%	166%	112%	103%	64%	207%	83%	114%	149%	2%	71%	158%	103%
Lugano	11%	191%	90%	82%	61%	301%	36%	77%	99%	4%	79%	151%	97%
Novaggio	9%	91%	90%	83%	68%	235%	24%	68%	143%	2%	43%	117%	82%
Chiasso	12%	124%	112%	71%	112%	238%	35%	67%	134%	2%	69%	174%	95%
Grancia	12%	178%	90%	79%	66%	318%	41%	57%	83%	4%	72%	154%	95%
Mendrisio	10%	145%	86%	72%	65%	251%	29%	85%	112%	5%	79%	190%	92%
M. Generoso	11%	175%	54%	72%	51%	191%	49%	55%	104%	4%	65%	209%	82%
Stabio	15%	160%	92%	67%	66%	215%	42%	103%	99%	3%	92%	167%	90%
Ponte Tresa	12%	109%	98%	95%	62%	257%	36%	104%	75%	2%	69%	140%	87%
MEDIA	12%	147%	89%	78%	69%	251%	37%	77%	106%	3%	71%	163%	92%

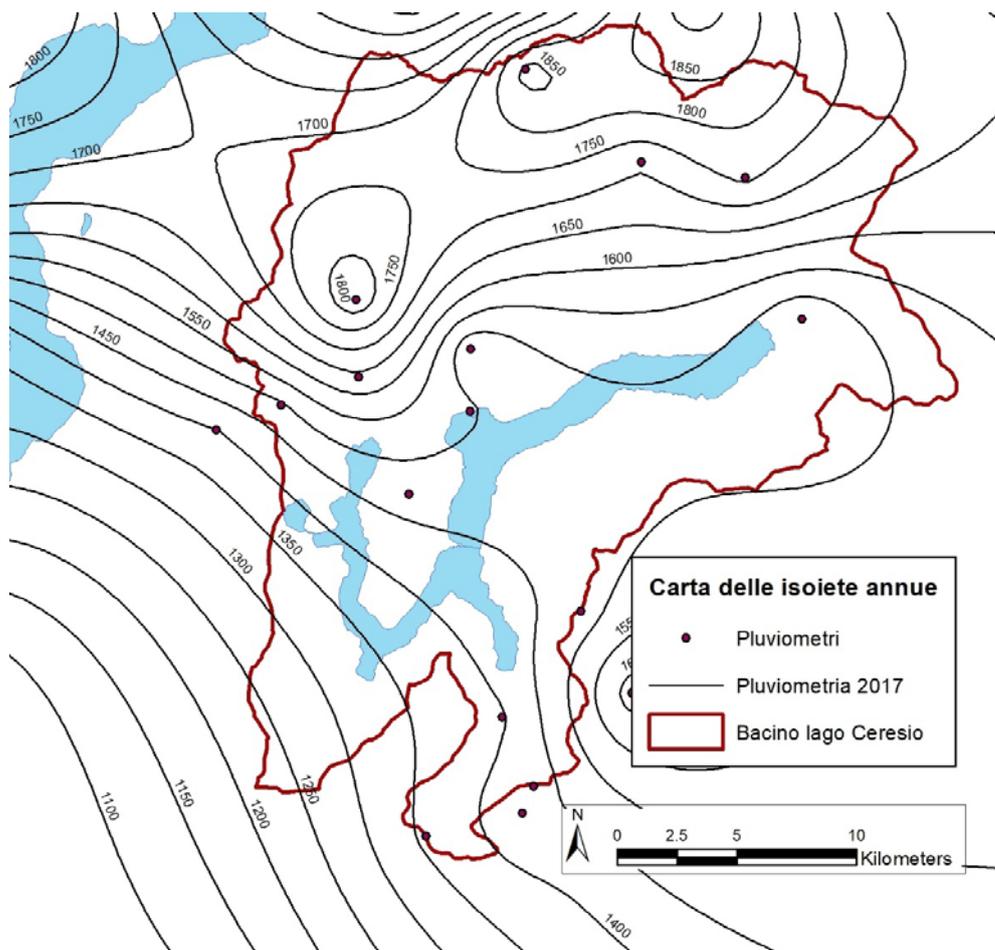


Figura 2.2.5. Lago di Lugano, 2017: carta delle isoiete per il bacino imbrifero.

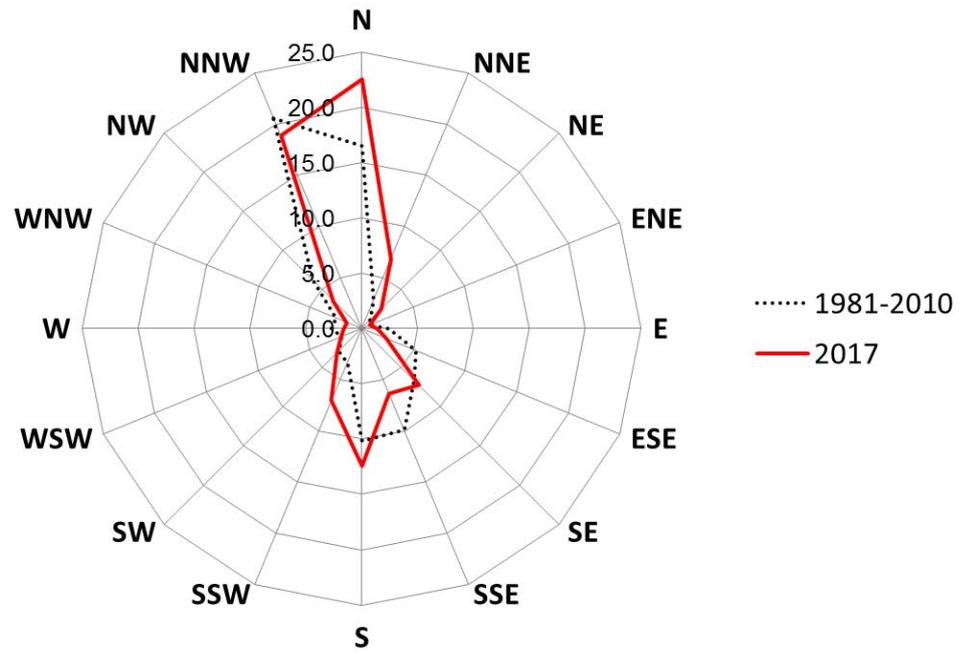


Figura 2.2.6. Lago di Lugano, 2017: frequenze (%) della direzione di provenienza dei venti.

3. CARATTERISTICHE FISICHE DEI CORSI D'ACQUA

Per caratterizzare le condizioni fisiche dei tributari maggiori e dell'emissario del Lago di Lugano (fiume Tresa), si presentano 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 l'Istituto Scienze della Terra della SUPSI (IST, 2018).

Dati di temperatura con sufficiente risoluzione temporale sono attualmente disponibili solo per i tributari Cuccio, Laveggio, Rio Bolletta e Scairolo (dati IST), e per l'emissario Tresa (dati UFAM).

3.1. Deflussi dei corsi d'acqua

La Tabella 3.1.1 presenta i valori di deflusso dei corsi d'acqua monitorati relativi all'anno 2017, rispetto alla media pluriennale (per i periodi di riferimento, si vedano le Figure 3.1.1 e 3.1.2).

Come riferito nel Capitolo 2, il 2017 è stato un anno con precipitazioni inferiori alla norma. Conseguentemente, anche le portate degli immissari sono state mediamente inferiori alle rispettive medie pluriennali di riferimento (-18%). In particolare, nel Cassarate e nel Rio Bolletta sono state registrate portate inferiori di circa il 30% rispetto alla media pluriennale, mentre negli altri tributari le portate sono state tra il 7 ed il 23% inferiori alla norma. La portata media dell'emissario Tresa è stata del 28% inferiore alla norma.

Il regime mensile ha visto alternarsi mesi con deflusso leggermente superiore alla media (la prima parte dell'estate) a mesi fortemente deficitari quali gennaio, ottobre e novembre.

Tabella 3.1.1. Lago di Lugano, 2017: confronto tra le portate medie mensili e le medie pluriennali dei tributari maggiori, distinguendo tra bacino nord e sud e dell'emissario (fiume Tresa). I colori caldi evidenziano le portate inferiori alla media, mentre i colori freddi evidenziano quelle superiori.

Corso d'acqua	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Cassarate	48%	63%	68%	48%	53%	129%	112%	102%	127%	32%	36%	66%	71%
Cuccio	52%	71%	113%	71%	81%	153%	121%	109%	193%	47%	37%	62%	91%
Bolletta	56%	77%	88%	59%	72%	144%	92%	82%	83%	28%	37%	63%	69%
Laveggio	42%	84%	73%	66%	85%	148%	117%	84%	87%	26%	47%	81%	77%
Magliasina	41%	79%	108%	91%	79%	265%	156%	88%	132%	21%	24%	57%	93%
Scairolo	38%	59%	70%	63%	74%	233%	138%	78%	83%	29%	31%	65%	80%
Vedeggio	57%	93%	120%	73%	80%	159%	134%	124%	179%	37%	39%	72%	93%
MEDIA TRIBUTARI	48%	75%	91%	67%	75%	176%	124%	95%	126%	32%	36%	66%	82%
Tresa	46%	64%	73%	49%	80%	107%	141%	78%	108%	36%	30%	51%	72%

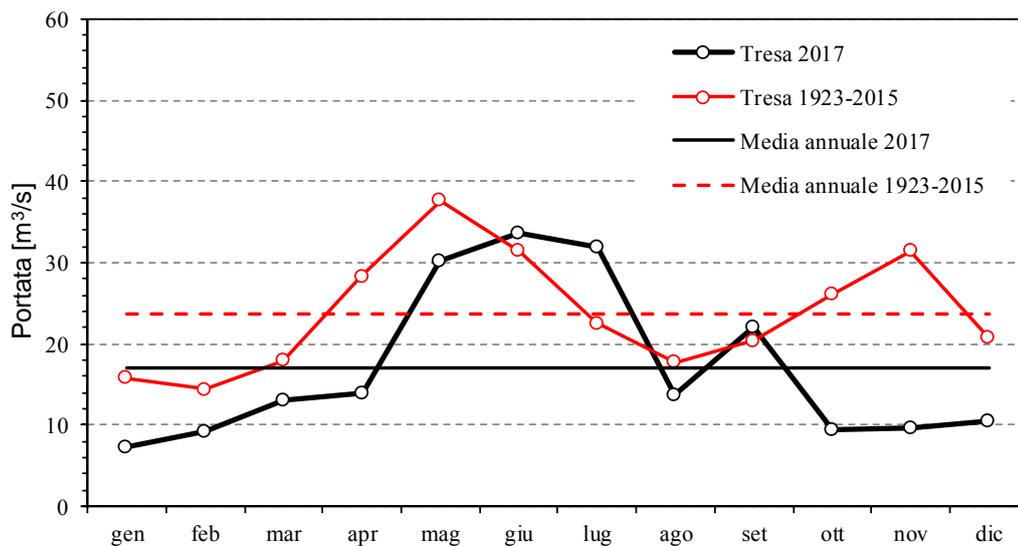


Figura 3.1.1. Lago di Lugano, 2017: regime mensile dei deflussi del fiume Tresa (emissario) nel 2017 e nel periodo di riferimento (1923-2015). Si noti che a partire dal 1963 la portata dell'emissario risulta modificata artificialmente dalla regolazione.

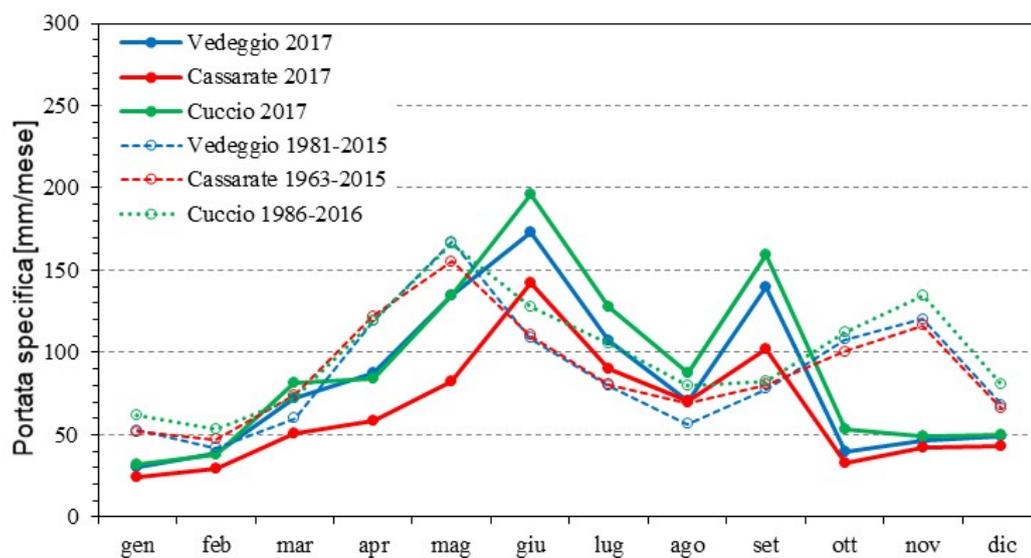


Figura 3.1.2. Lago di Lugano, 2017: regime mensile dei deflussi specifici (portata per unità di superficie del bacino imbrifero) dei fiumi Vedeggio (principale immissario del bacino sud), Cassarate e Cuccio (principali immissari del bacino nord) nel 2017 e nei rispettivi periodi di riferimento.

3.2. Temperature dei corsi d'acqua

Come ci si può attendere in base all'andamento meteorologico del 2017 (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 (Figura 3.2.1) mostra valori insolitamente alti di temperatura nei mesi invernali e a settembre, mentre nei mesi primaverili le temperature sono state inferiori alla media.

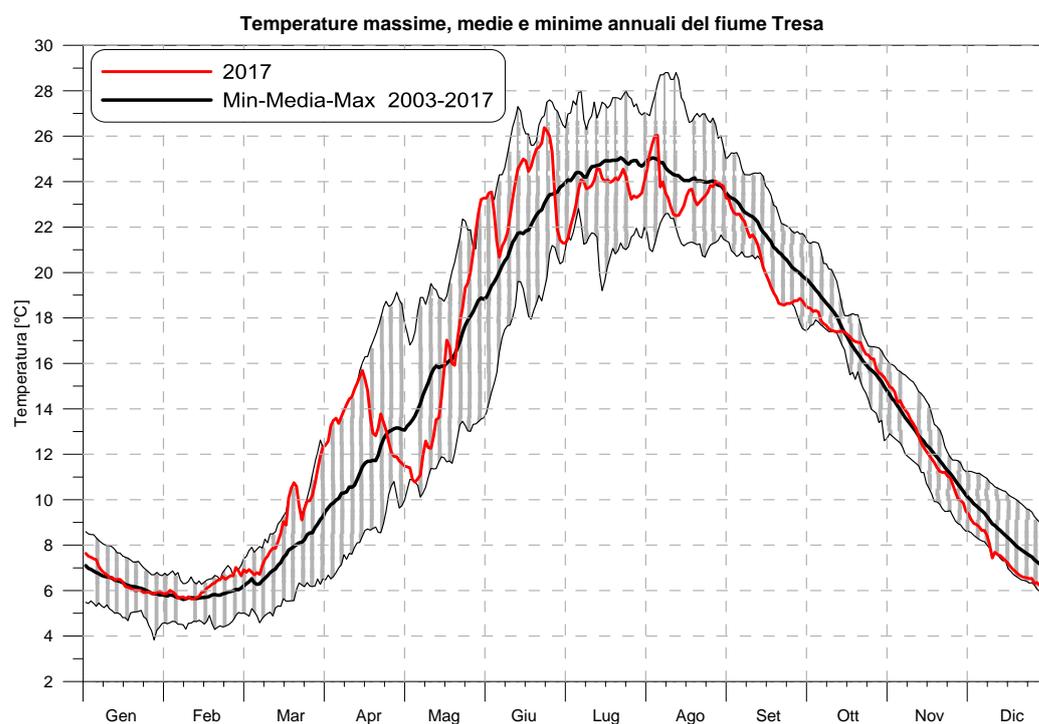


Figura 3.2.1. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della temperatura nel fiume Tresa, confrontato alle medie mensili pluriannuali per il periodo di cui si dispongono misure.

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 12 volte, con frequenza mensile. Tali misure hanno consentito una descrizione dello stato chimico delle acque ed una stima dei carichi dei principali nutrienti (P_{tot} e N_{tot}) veicolati a 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, invece, aggiungendo al contributo proveniente dai tributari maggiori gli apporti provenienti da: (i) i bacini non campionati (rappresentanti il 41% dell'area del bacino imbrifero del bacino nord e il 29 % 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 sono descritti in maggior dettaglio in Appendice II.

4.1. Caratteristiche chimiche

Nel 2017, lo stato chimico delle acque dei tributari maggiori e dell'emissario è apparso simile a quello osservato durante il triennio precedente. Ad esempio, lo studio dello stato trofico, definito in base alle concentrazioni di P_{tot} (Appendice II), ha ribadito una predominanza di condizioni di oligotrofia e mesotrofia; fanno eccezione, confermandosi eutrofi, il Livone e il Rio Bolletta. Soprattutto in quest'ultimo sono state riscontrate concentrazioni di fosforo particolarmente elevate (Tabella 4.1.1, Figura 4.1.3).

Il Rio Bolletta è anche l'unico tributario in cui è stato accertato un livello mediamente moderato di inquinamento organico (mediana $BOD_5 > 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), anche se all'elevato BOD, oltre alla respirazione microbica di sostanze organiche, ha probabilmente contribuito anche l'ossidazione biochimica dell'azoto ammoniacale e nitroso, presente in concentrazioni sostanziali (Tabella 4.1.1., Figure 4.1.4-5). Episodi di inquinamento organico moderato o elevato sono stati osservati anche nel Vedeggio (massimo $BOD_5 = 9.6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) e nello Scairolo (massimo $BOD_5 = 5.8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), nel mese di gennaio.

Tra i composti potenzialmente tossici (cloruro, ammonio, nitriti e ammoniaca), il cloruro non ha mai raggiunto soglie considerate nocive, in nessun corso d'acqua (Figura 4.1.10). 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 durante un campionamento nel Vedeggio (massimo: 3.97 mg N L^{-1}) e ben otto campionamenti (i due terzi delle volte) nel Rio Bolletta (massimo: 1.97 mg N L^{-1}) (Figura 4.1.8). Inoltre, nel Bolletta sono state superate

anche le soglie di tossicità dei nitriti (*ca.* 100 $\mu\text{g N L}^{-1}$) in tre date di campionamento (massimo: 152 $\mu\text{g N L}^{-1}$) (Figura 4.1.7).

Tabella 4.1.1. Lago di Lugano, 2017: 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} [$\mu\text{g P L}^{-1}$]	BOD_5 [$\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$]	DOC [mg C L^{-1}]	$NH_4\text{-N}$ [mg N L^{-1}]	$NO_2\text{-N}$ [$\mu\text{g N L}^{-1}$]
<i>Cassarate</i>	11.8 (48.4)	0.6 (4.4)	1.1 (1.6)	0.01 (0.39)	1.3 (15.2)
<i>Cuccio</i>	27.8 (52.5)	0.8 (2.2)	0.9 (1.4)	0.01 (0.07)	3.6 (10.6)
<i>Livone</i>	103.8 (138.4)	0.8 (2.0)	1.4 (1.6)	0.01 (0.14)	5.5 (17.3)
<i>Bolletta</i>	372.8 (736.6)	3.8 (6.0)	1.6 (2.2)	0.49 (1.97)	48.4 (151.9)
<i>Laveggio</i>	30.3 (70.8)	1.1 (2.3)	1.5 (1.7)	0.02 (0.25)	7.1 (45.0)
<i>Magliasina</i>	17.6 (54.8)	0.8 (2.5)	1.1 (2.4)	0.03 (0.08)	1.9 (8.8)
<i>Scairolo</i>	17.1 (47.4)	0.9 (5.8)	1.5 (1.9)	0.01 (0.98)	4.9 (15.1)
<i>Veduggio</i>	31.0 (98.0)	0.7 (9.6)	1.7 (2.5)	0.01 (3.97)	3.4 (69.4)
<i>Tresa</i>	21.6 (46.3)	1.5 (4.5)	1.9 (2.4)	0.03 (0.08)	13.0 (44.1)

4.2 Carichi di fosforo e azoto

Nel 2017, i carichi esterni di P_{tot} sono stati pari a 11.5 t nel bacino nord e 24.9 t nel bacino sud (Tabella 4.2.1). Il carico del bacino nord è stato il più basso registrato dall'inizio delle indagini (1983) ed è risultato nuovamente conforme, per il terzo anno consecutivo, all'obiettivo di risanamento, posto a 18 t (Barbieri & Mosello, 1992). I carichi del bacino sud restano superiori all'obiettivo (22 t), ma confermano comunque la tendenza alla diminuzione osservata nell'ultimo triennio di indagini.

La diminuzione del carico entrante nel bacino nord va attribuita in parte al trasferimento dell'attività dell'impianto di depurazione del Medio Cassarate all'impianto consortile di Bioggio (avvenuto a fine gennaio 2017), che ha ridotto il carico del Cassarate da 1.3 t a^{-1} nel 2016 a 0.9 t a^{-1} nel 2017.

Per quanto riguarda le fonti del carico, il maggior contributo è giunto come di consueto dai tributari maggiori (bacino nord: 48%, bacino sud: 76%), a cui hanno fatto seguito i flussi provenienti dal bacino nord (solo per il bacino sud), dagli scaricatori di piena (includenti anche gli abitanti rivieraschi) e dai bacini non campionati (Figura 4.2.1).

Tra i tributari che hanno prodotto carichi elevati si segnalano nuovamente il Rio Bolletta, il cui contributo è pari quasi al doppio del carico aggregato di tutti gli altri tributari del bacino sud, e il Livone, che continua a riversare carichi relativamente elevati nel bacino nord (Tabella 4.2.1).

I carichi esterni di N_{tot} sono stati pari a 431 t nel bacino nord e 1338 t nel bacino sud. Questi apporti indicano un calo in entrambi i bacini, dovuto al ridotto carico del Cassarate, a una apparente diminuzione delle deposizioni atmosferiche (scese a 1.6 g N m^{-2} , in confronto a valori $> 2 \text{ g N m}^{-2}$ nel triennio precedente) e ad una probabile passata sovrastima dei contributi dovuti all'area non campionata. Le fonti prevalenti di azoto sono risultate i tributari maggiori, in particolare nel bacino sud, dove hanno rappresentato il 77% del carico totale (Figura 4.2.1). Nel bacino nord, i carichi di azoto veicolati dai tributari sono stati comunque bassi in termini assoluti ($< 90 \text{ t}$), mentre nel bacino sud i tributari Rio Bolletta e Vedeggio continuano riversare carichi elevati, superiori a 400 t annue (Tabella 4.2.1).

I valori di P_{tot} e N_{tot} stimati a partire dai campioni raccolti con i campionatori automatici sono stati, senza eccezione, maggiori rispetto a quelli stimati in base ai campionamenti manuali (Tabelle 4.2.1 e 4.2.2). Tale differenza trova spiegazione nel fatto che i carichi istantanei raggiungono picchi elevati ma transitori durante le piene, che sfuggono facilmente al campionamento mensile manuale. 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 sottostimato i carichi reali.

Gli apporti di nutrienti relativi ai tre maggiori IDA situati in territorio svizzero (Tabella 4.2.3) spiegano il 45-100% del carico di P_{tot} e il 38-60% del carico di N_{tot} dei rispettivi ricettori misurati in base ai campioni manuali (Tabella 4.2.1). Questi contributi, in particolare quelli inerenti il P_{tot} , sembrano in crescita rispetto al passato recente (per esempio gli anni 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 il riflesso soprattutto di 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, 2017: carichi di nutrienti assoluti (in t a⁻¹) e per unità di area del bacino imbrifero (in mg m⁻² a⁻¹) 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]
<i>Cassarate</i>	0.9 (0.3)	11.3	81.0 (10)	1.0
<i>Cuccio</i>	1.5 (0.2)	28.4	59.0 (8)	1.1
<i>Livone</i> [†]	3.1 (0.5)	101.4	89.0 (10)	2.9
<i>Ponte-diga Melide</i>	4.4 (1.1)	16.3	138.0 (25)	0.5
<i>Bolletta</i>	9.1 (2.0)	426.4	97.0 (20)	4.5
<i>Laveggio</i>	0.8 (0.2)	24.8	423.0 (69)	13.5
<i>Magliasina</i>	0.8 (0.3)	23.1	56.0 (9)	1.6
<i>Scairolo</i>	0.2 (0.0)	16.4	50.0 (10)	5.1
<i>Vedeggio</i>	3.7 (1.3)	35.3	402.0 (58)	3.8
<i>Tresa</i> [†]	38.7 (46.9)	63.6	967.0 (495)	1.6

[†]: valori di portata stimati

Tabella 4.2.2. Lago di Lugano, 2017: Carichi assoluti di P_{tot} e N_{tot} calcolati in base ai campioni raccolti con i campionatori automatici.

	P_{tot}	N_{tot}
	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]
<i>Cassarate</i>	1.9	92
<i>Vedeggio</i>	4.1	462
<i>Laveggio</i>	1.2	332

Tabella 4.2.3. Lago di Lugano, 2017: carichi di P_{tot} e N_{tot} provenienti dai maggiori impianti di depurazione (IDA) delle acque (L=Lugano-Bioggio; M=Mendrisio-Rancate; PS=Pian Scairolo-Barbengo) nel 2017. Tra parentesi si riporta il contributo percentuale dell'IDA al carico del ricevente in base ai valori dei campionamenti manuali (man.) e dei campionamenti mediante campionatore automatico (CA).

IDA	Tributario ricettore	P_{tot}			N_{tot}		
		[t a ⁻¹]	man.	CA	[t a ⁻¹]	man.	CA
L	<i>Vedeggio</i>	1.7	(45%)	(41%)	185.9	(46%)	(40%)
M	<i>Laveggio</i>	0.8	(100%)	(67%)	163.0 ^a	(38%)	(49%)
PS	<i>Scairolo</i>	0.1	(50%)	-	30.5	(60%)	-

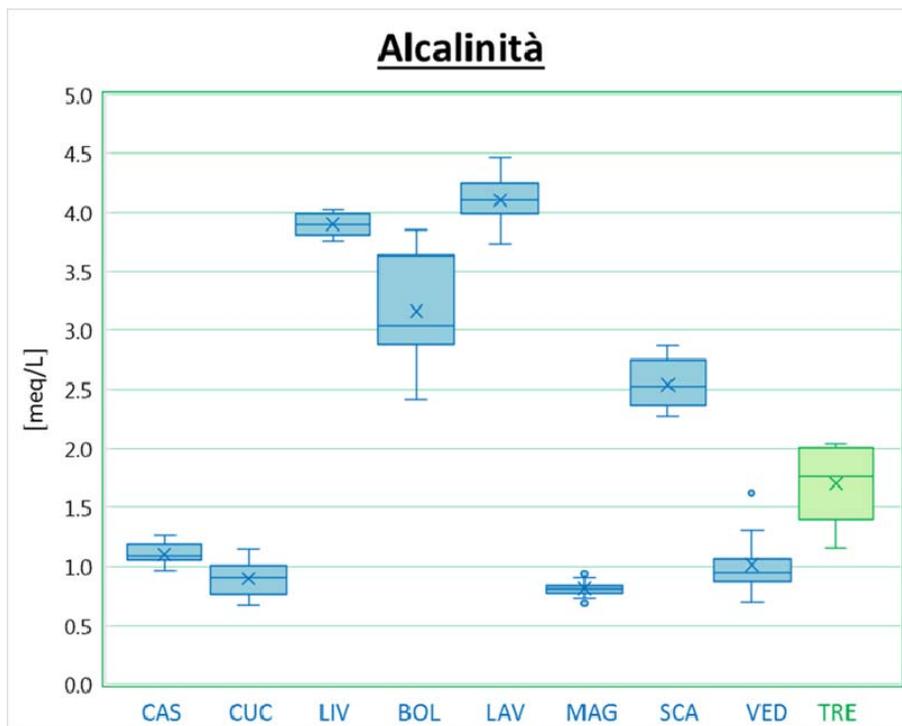


Figura 4.1.1. Lago di Lugano, 2017: alcalinità totale nei tributari maggiori e nell'emissario. CAS = Cassarate, CUC = Cuccio, LIV = Livone, BOL = Bolletta, LAV = Laveggio, MAG = Magliasina, SCA = Scairolo, VED = Vedeggio, TRE = Tresa, in verde.

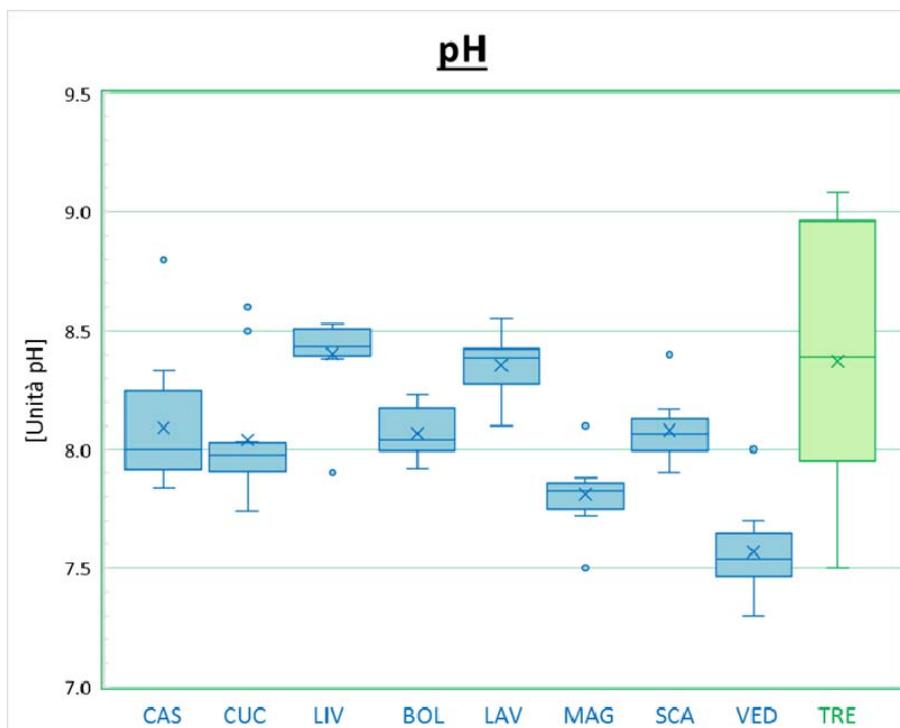


Figura 4.1.2. Lago di Lugano, 2017: pH nei tributari maggiori e nell'emissario. Convenzioni come in Figura 4.1.1.

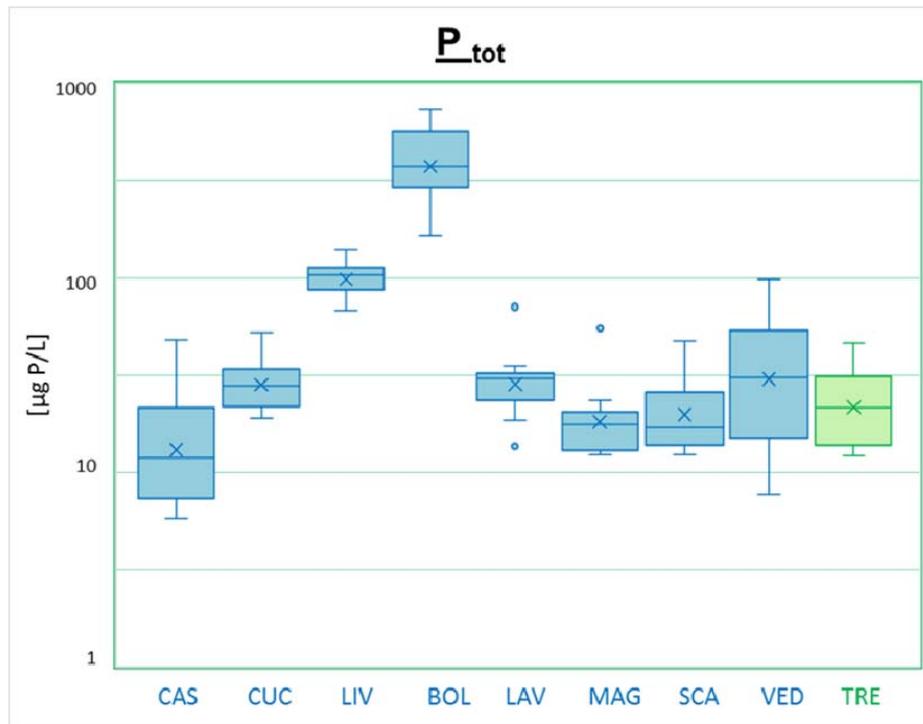


Figura 4.1.3. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di fosforo totale (P_{tot}) nei tributari maggiori e nell'emissario. Convenzioni come in Figura 4.1.1.

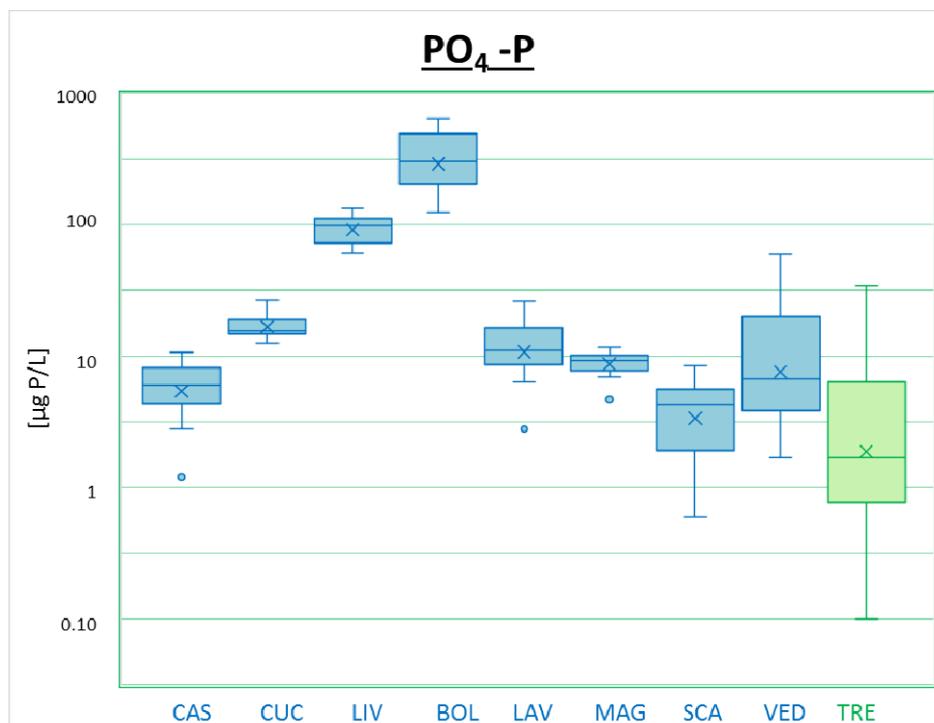


Figura 4.1.4. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di fosfato ($PO_4\text{-P}$) nei tributari maggiori e nell'emissario. Convenzioni come in Figura 4.1.1.

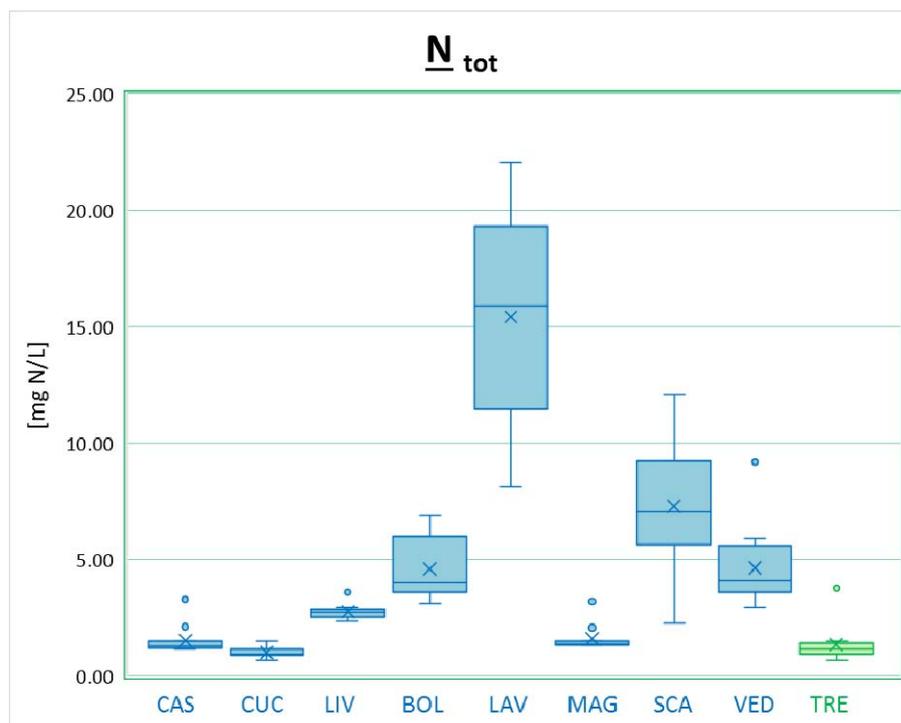


Figura 4.1.5. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di azoto totale (N_{tot}) nei tributari maggiori e nell'emissario. Convenzioni come in Figura 4.1.1.

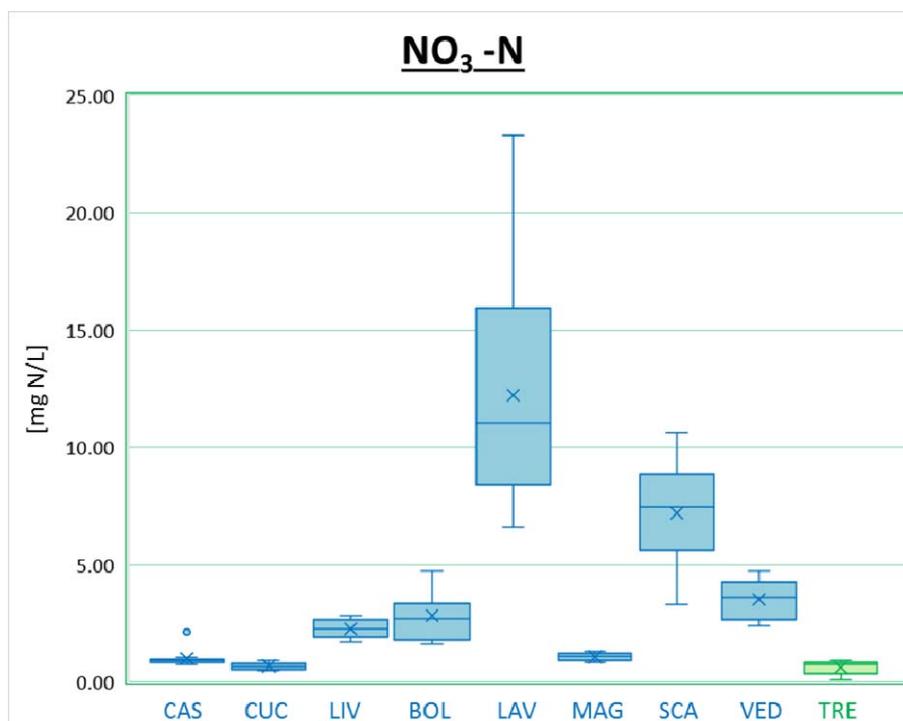


Figura 4.1.6. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di azoto nitrico (NO_3-N) nei tributari maggiori e nell'emissario. Convenzioni come in Figura 4.1.1.

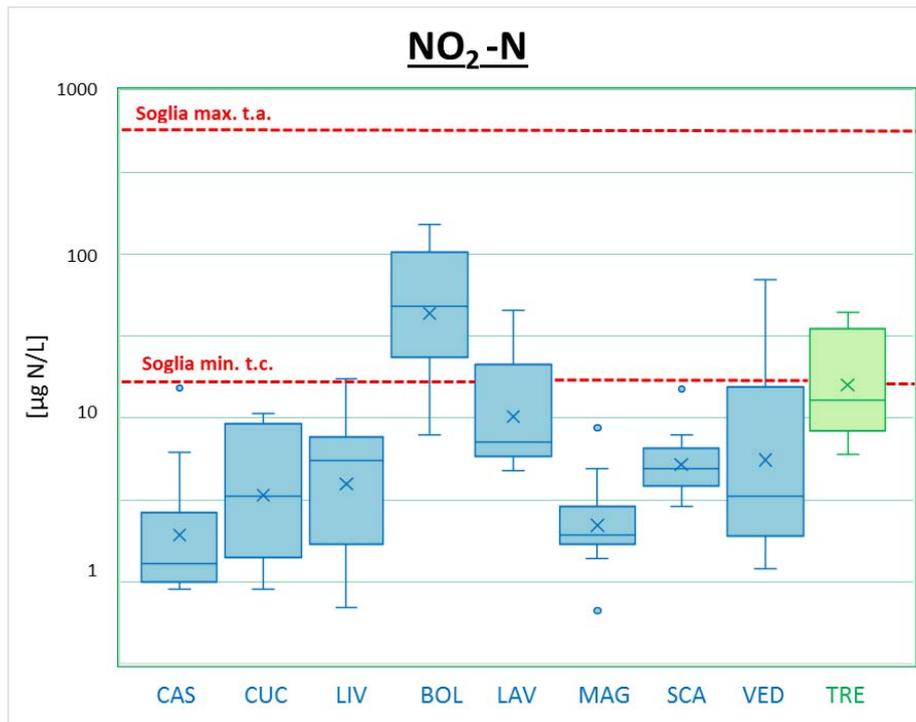


Figura 4.1.7. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di azoto nitroso (NO₂-N) nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee rosse indicano soglie di tossicità acuta (t.a.) e cronica (t.c.; vedi Appendice II). Altre convenzioni come in Figura 4.1.1.

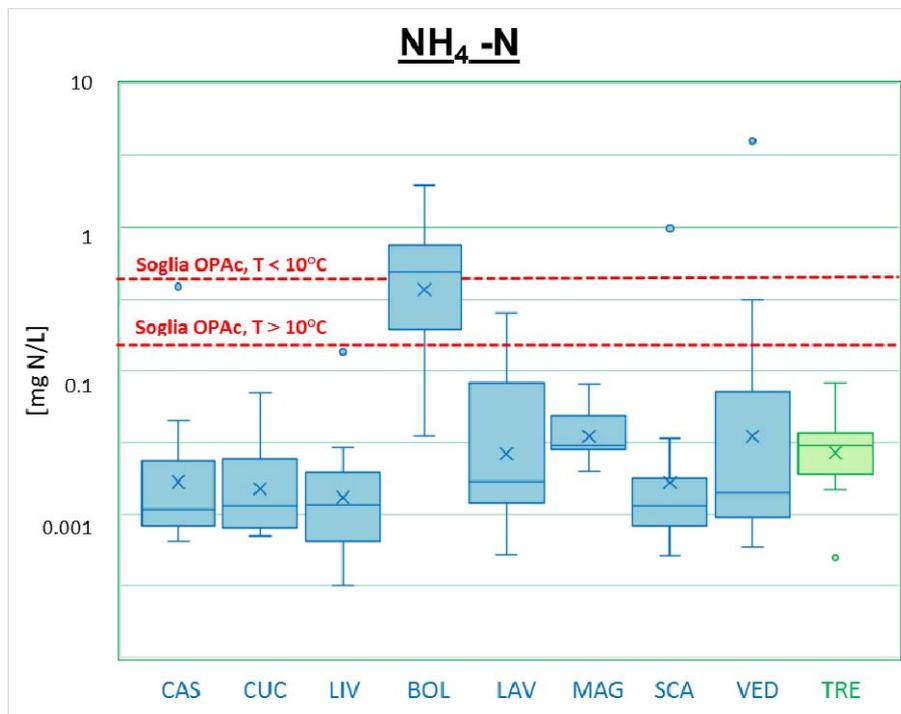


Figura 4.1.8. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di azoto ammoniacale (NH₄-N) nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee rosse indicano soglie OPAC, secondo la legislazione svizzera (vedi Appendice II). Altre convenzioni come in Figura 4.1.1.

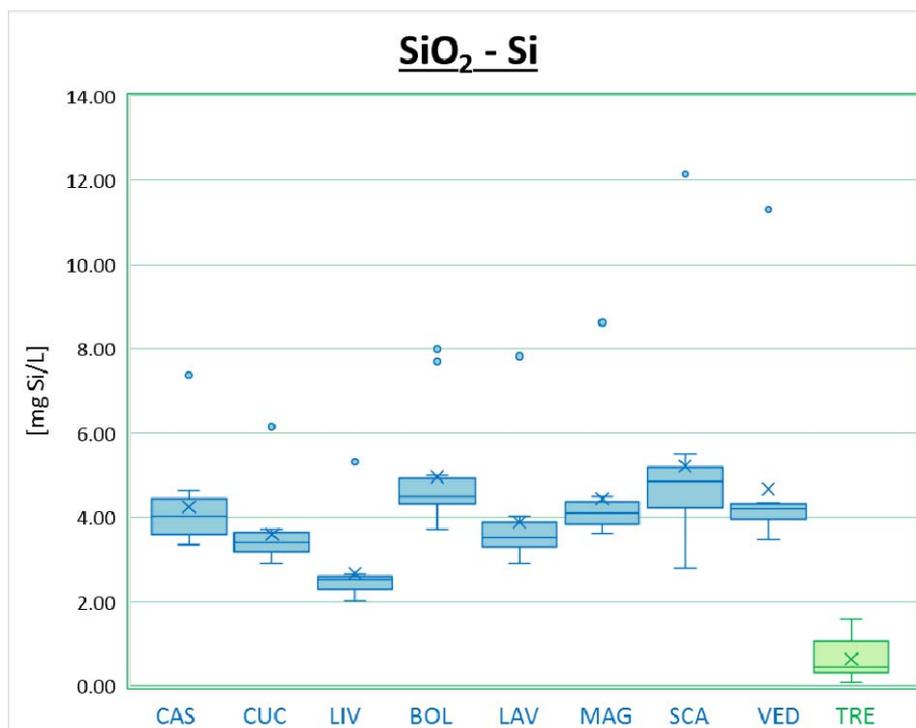


Figura 4.1.9. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di silice disciolta (SiO₂-Si) nei tributari maggiori e nell'emissario. Convenzioni come in Figura 4.1.1.

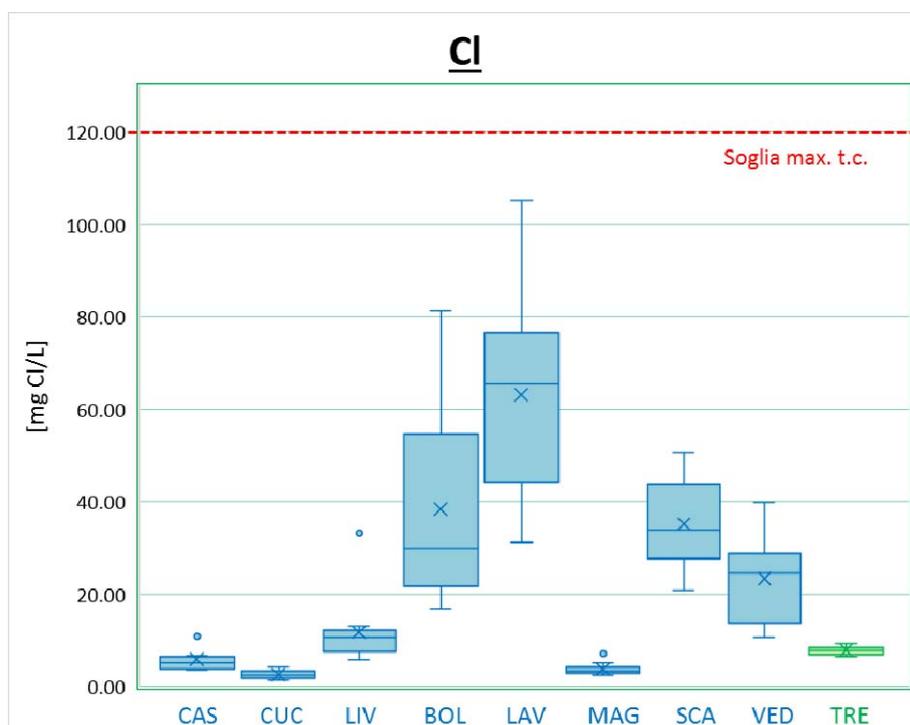


Figura 4.1.10. Lago di Lugano, 2017: concentrazioni di cloruro (Cl) nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee rosse indicano soglie di tossicità (vedi Appendice II). Altre convenzioni come in Figura 4.1.1.

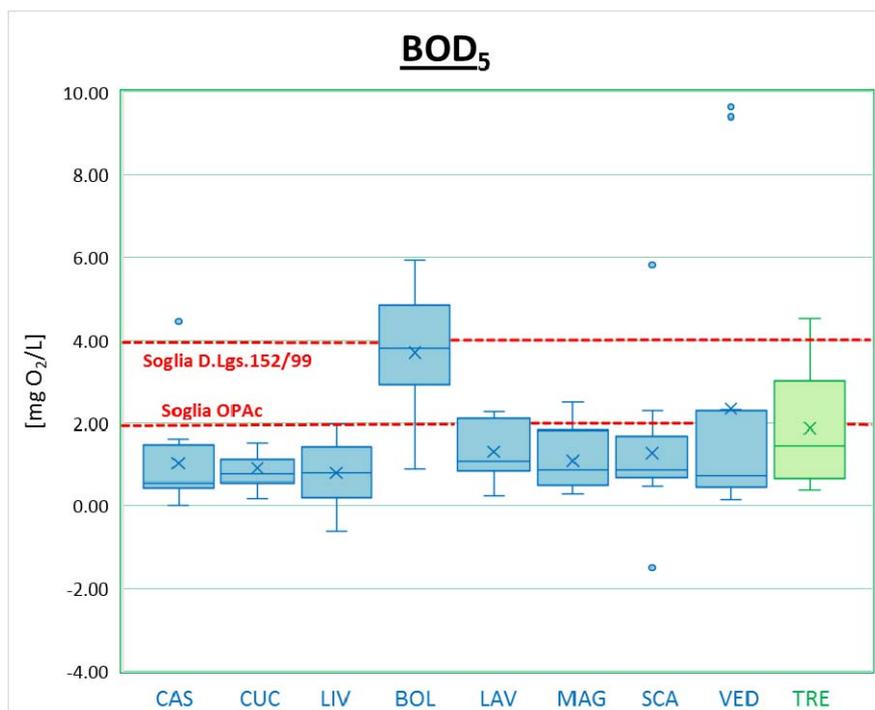


Figura 4.1.11. Lago di Lugano, 2017: domanda biochimica di ossigeno (BOD₅) nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee rosse indicano le soglie previste dalle legislazioni svizzera (OPAc) e italiana (D. Lgs 152/99, vedi Appendice II). Altre convenzioni come in Figura 4.1.1.

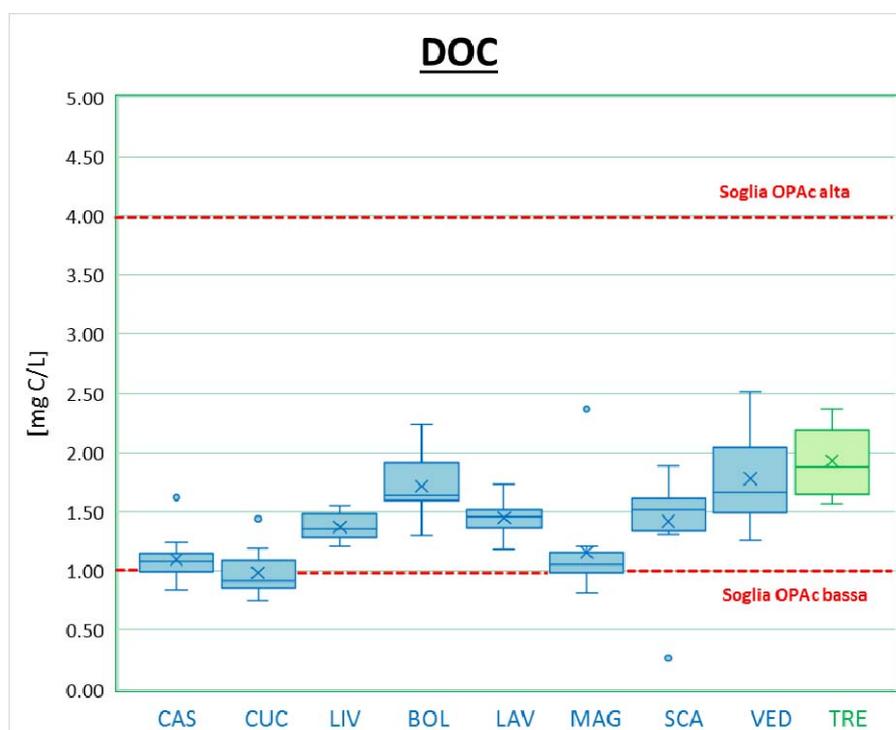


Figura 4.1.12. Lago di Lugano, 2017: carbonio organico disciolto (DOC) nei tributari maggiori e nell'emissario. Le linee rosse indicano le soglie previste dalla legislazione svizzera (OPAc, vedi Appendice II). Altre convenzioni come in Figura 4.1.1.

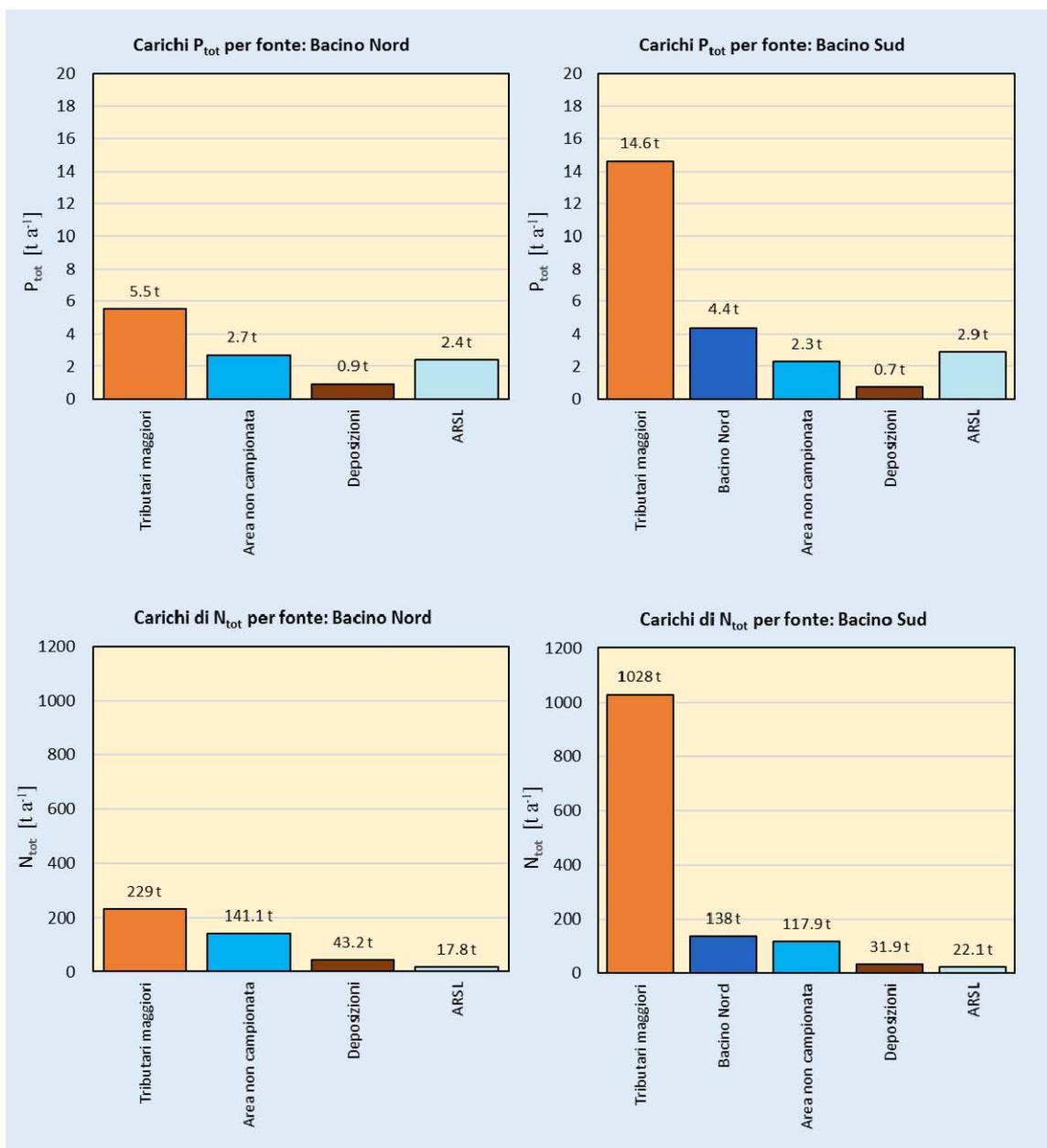


Figura 4.2.1. Lago di Lugano, 2017: carichi esterni di P_{tot} e N_{tot} nei bacini nord e sud, suddivisi per fonte. ARSL = abitanti rivieraschi e scaricatori di piena al lago.

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 2017, l'altezza media del livello lacustre, registrata a Melide Ferrera, è stata di 270.44 m s.l.m. Questo valore è 5 cm al di sotto della media del periodo di riferimento (1965-2016). Il minimo annuale è stato toccato il 9 dicembre con 270.15 m s.l.m., mentre la punta massima, pari a 271.17 m s.l.m., è stata raggiunta il 30 giugno. L'escursione massima per il 2017 è stata quindi di circa 1.02 m (Figura 5.1.1).

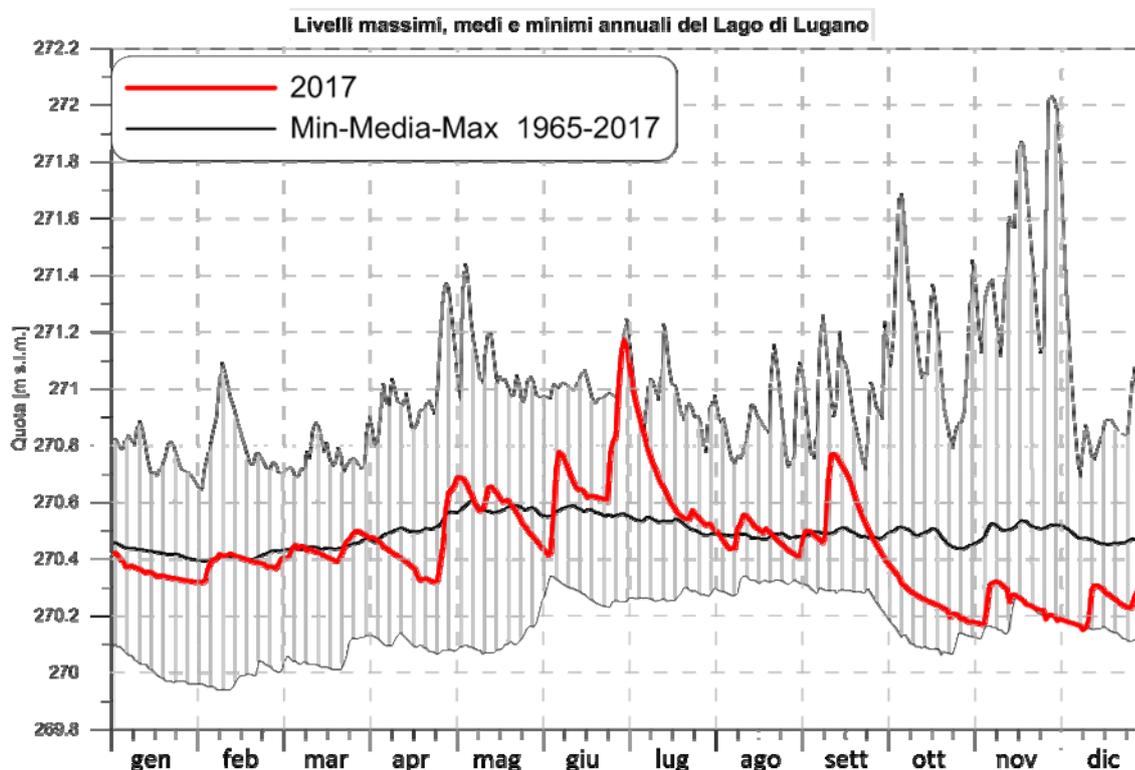


Figura 5.1.1. Lago di Lugano, 2017: livelli minimi, medi e massimi annuali giornalieri dal 1965 al 2017, misurati a Melide-Ferrera.

5.2. Trasparenza e luce

Nel 2017, la trasparenza media del lago è stata leggermente inferiore rispetto a quella registrata nel triennio precedente, soprattutto nel bacino sud (Gandria=6.4 m, Melide=5.8 m, Figino=5.2 m).

Gli andamenti mensili (Figura 5.2.1), paragonati a quelli dello scorso anno, mostrano un ritorno alla successione tipica del lago, in cui si distinguono una fase di intorbidimento primaverile (marzo-aprile), una fase di chiarificazione tardo-primaverile (maggio), un secondo intorbidimento estivo ed una nuova chiarificazione autunnale. Questi avvicendamenti coincidono con i relativi sviluppi di fitoplancton (fasi di intorbidimento) e dello zooplancton erbivoro (fasi di chiarificazione) descritti nei rispettivi capitoli (Capitoli 7 e 8).

In linea di principio, nei laghi, la penetrazione della luce (radiazione fotosinteticamente attiva, PAR) varia in funzione della torbidità, e non sorprende quindi che l'andamento mensile della penetrazione della luce (alle soglie pari al 50, 25, 10 e 1% della luce misurata in superficie; Figura 5.2.2) ricalchi a grandi linee l'andamento della trasparenza.

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 2017, la profondità media della zona fotica è variata tra 11.8-13.8 m (Gandria=13.8 m, Melide=12.9 m, Figino=11.8 m).

Dagli andamenti mensili di Z_{EUF} (Figura 5.2.2) si evince che durante gran parte dell'estate (giugno e luglio), a causa della ridotta trasparenza, la zona fotica è rimasta confinata nello strato 0-8 m (salvo a Figino in luglio), quindi al di sopra del termocline (c. 10 m). Questa ridotta penetrazione contribuisce a spiegare lo spostamento verso gli strati superficiali dell'epicentro della biomassa fitoplanctonica osservato tra giugno e luglio (Capitolo 7).

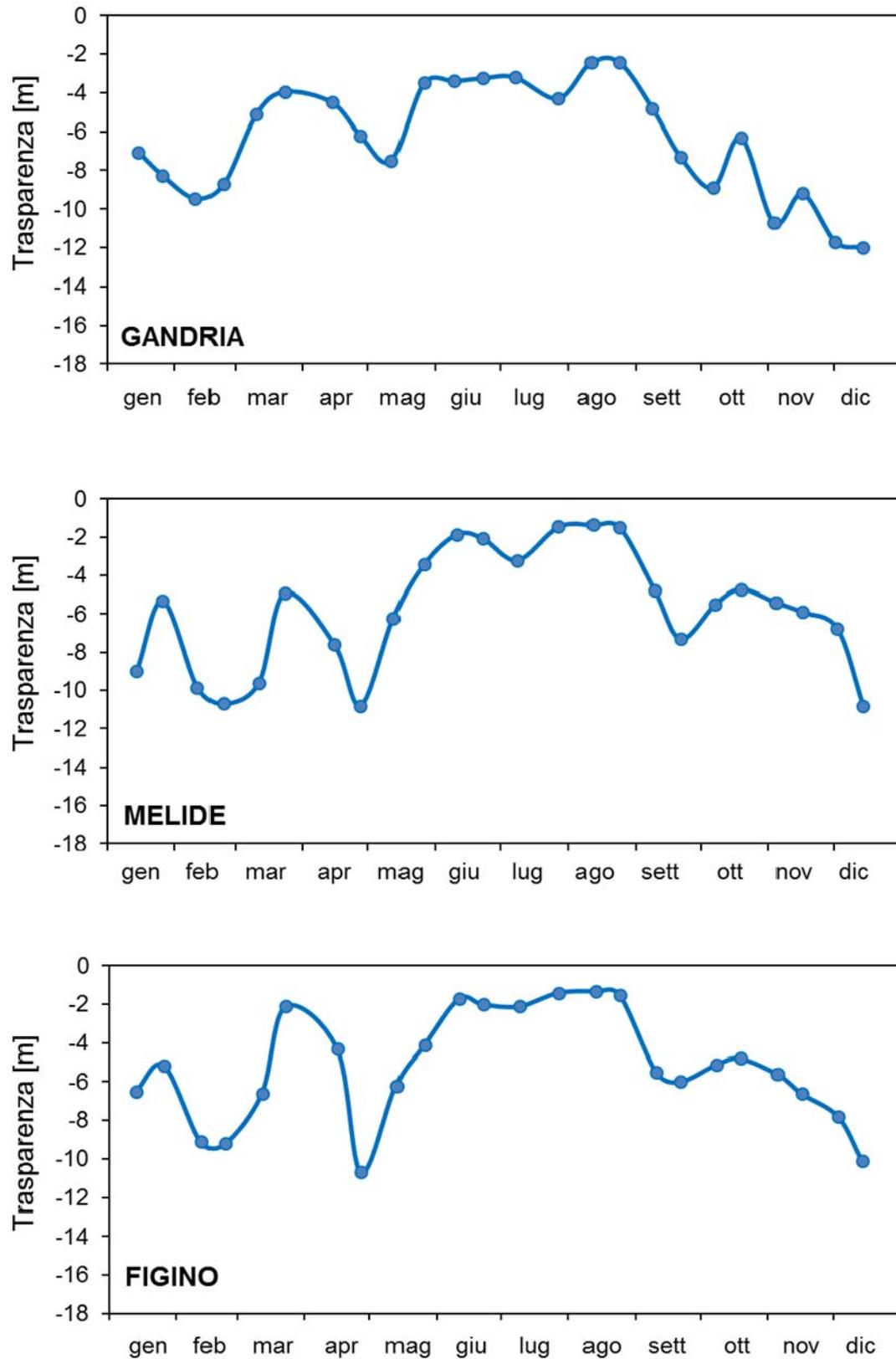


Figura 5.2.1. Lago di Lugano, 2017: andamento quindicinale della trasparenza, misurata con il disco di Secchi [m].

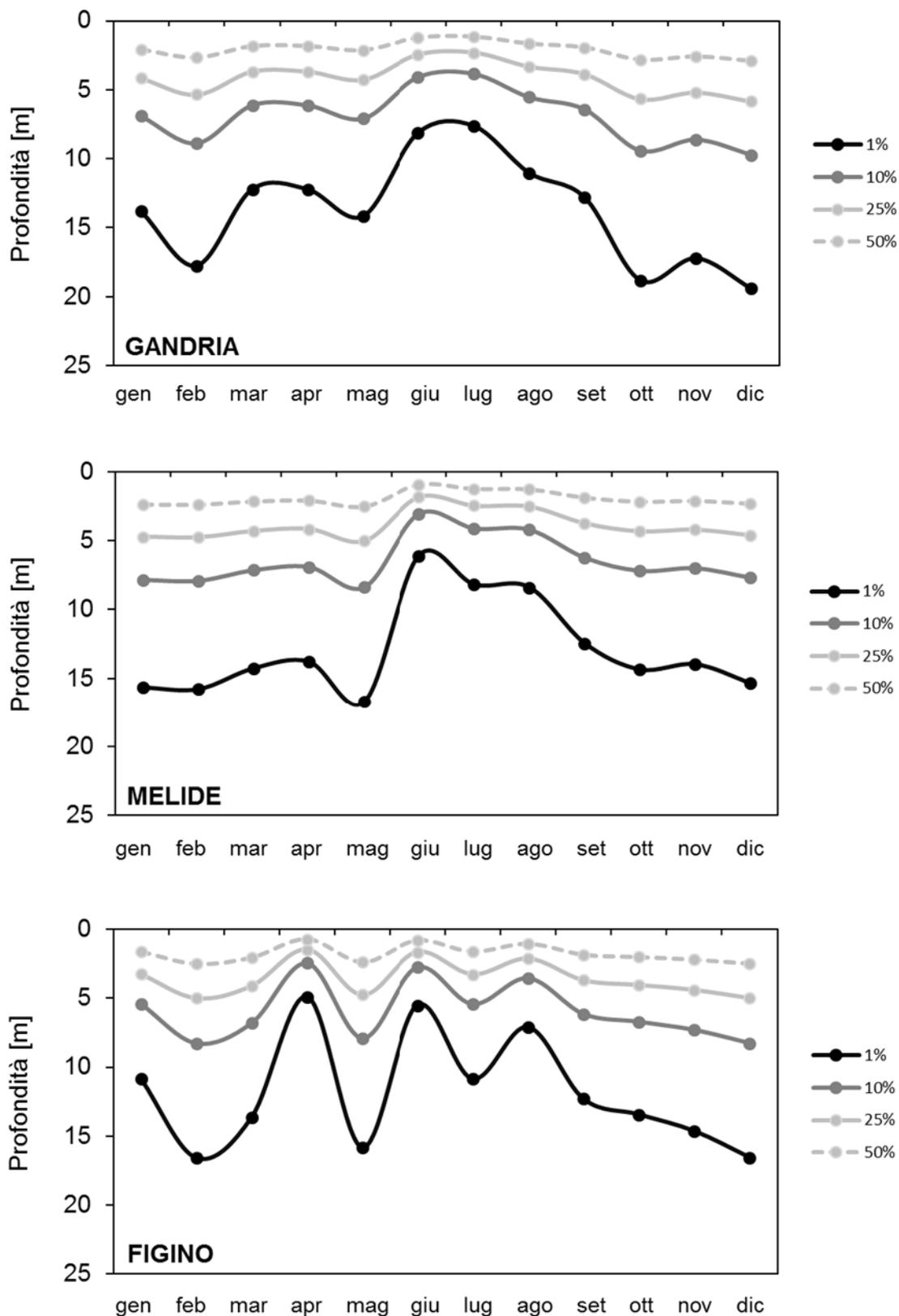


Figura 5.2.2. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della penetrazione della luce (PAR) in profondità [m]. Le linee rappresentano le profondità alle quali giunge il 50, 25, 10 e l'1% della luce misurata in superficie

5.3. Temperatura e bilancio termico

Nel 2017, l'andamento mensile della temperatura delle acque del lago (Figura 5.3.1) è stato contraddistinto da un raffreddamento tardo-invernale precoce, risultato nell'omotermita del mixolimnio (bacino nord) e dell'intera colonna d'acqua (bacino sud) già a metà gennaio. A Gandria e Figino si è inoltre osservato un sensibile raffreddamento a inizio febbraio, dovuto alle forti perdite di calore per flussi convettivi e evaporativi verificatesi in gennaio (vedi sotto).

Il lago si è ri-stratificato a partire da marzo e durante i mesi successivi gli strati superficiali hanno mostrato un forte riscaldamento, culminato tra luglio e agosto (massimi: Gandria=25.7°C, Melide=26.2°C, Figino=26.3°C). Il raffreddamento autunnale-invernale è apparso nella norma e si è concluso a dicembre con la de-stratificazione della colonna d'acqua nel bacino sud, e un forte indebolimento del gradiente termico nel mixolimnio del bacino nord.

Nonostante la circolazione completa e il raffreddamento della colonna d'acqua osservato a inizio febbraio, le acque profonde del bacino sud hanno mostrato un raffreddamento tardo-invernale tutto sommato ridotto (temperature minime: 6.0°C), con una risalita delle temperature a 6.2°C a fine anno. Nel bacino nord, invece, le acque profonde hanno continuato ad accumulare calore e la temperatura ha raggiunto 5.9°C a fine anno.

Anche nel 2017, il bilancio termico del lago (Tabella 5.3.1) mostra l'attesa predominanza della radiazione netta e del calore usato nei processi evaporativi nel determinare gli scambi di calore tra acqua e atmosfera. Tuttavia, le perdite di calore per conduzione sono state sostanziali in gennaio (mese eccezionalmente freddo, Capitolo 2) e in autunno, mentre processi di avvezione hanno determinato una considerevole perdita di calore a giugno, a causa dell'apporto di acque fresche proveniente dalle forti precipitazioni (Capitolo 2) e dai tributari (Capitolo 3).

Osservando l'andamento mensile degli scambi di calore, soprattutto nel bacino sud, appaiono evidenti la cospicua perdita di calore nel mese di gennaio ed i forti guadagni tra maggio-giugno, causati dalla combinazione di elevato irraggiamento ed elevata temperatura.

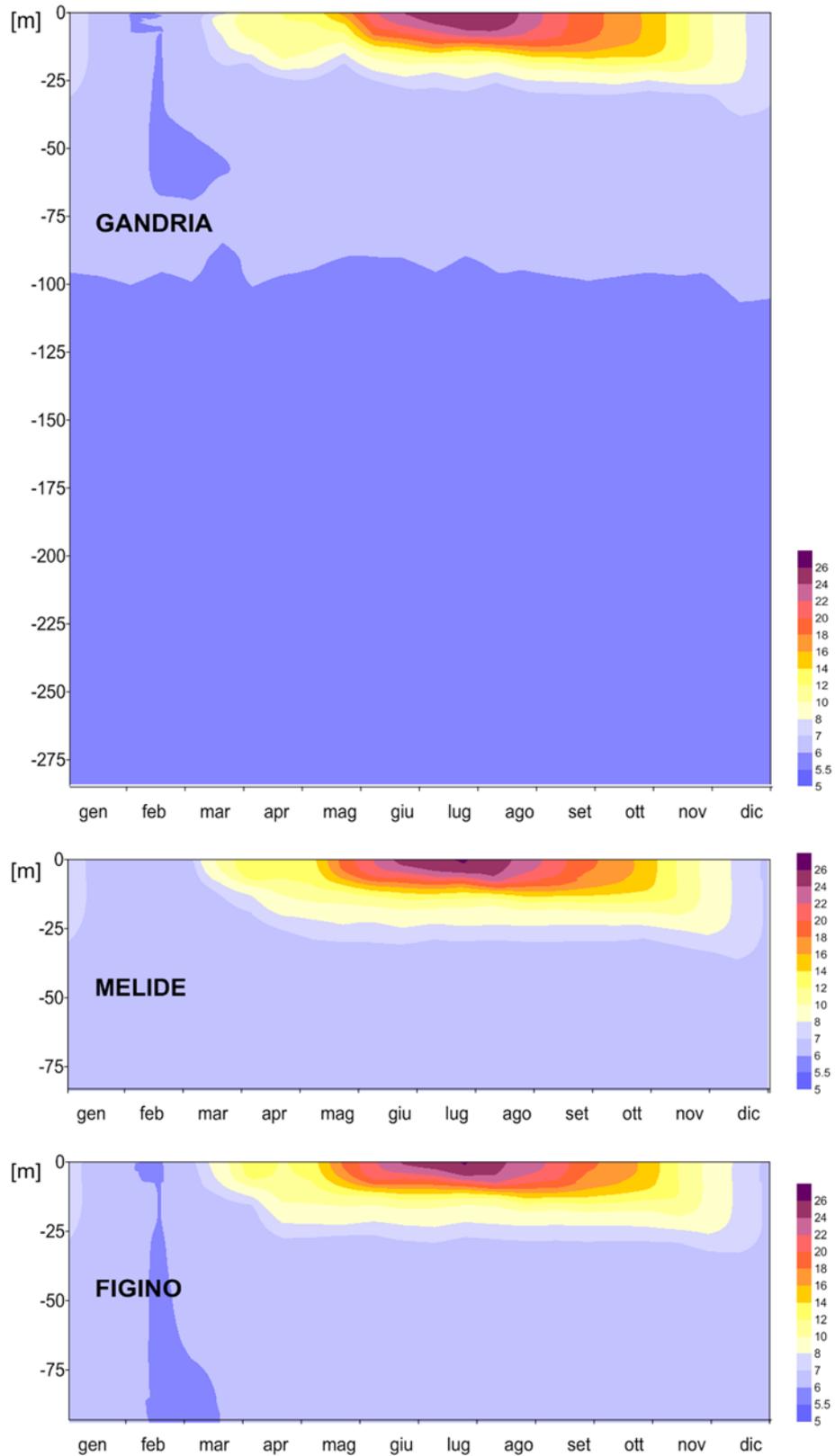


Figura 5.3.1. Lago di Lugano, 2017: andamento quindicinale della temperatura in profondità e nel tempo [°C].

Tabella 5.3.1. Lago di Lugano, 2017: componenti del bilancio calorico del lago [in 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.

(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).

a) *Bacino nord*

	Q_{se}	Q_b	Q_e	Q_h	Q_a	Q_t (calc)	Q_t (mis)
<i>Gen</i>	129	214	128	55	6	-273	-219
<i>Feb</i>	148	147	47	1	2	-49	2
<i>Mar</i>	288	125	69	-31	0	125	208
<i>Apr</i>	418	126	129	-25	-8	195	128
<i>Mag</i>	481	106	93	-22	24	279	121
<i>Giu</i>	541	126	224	10	6	176	307
<i>Lug</i>	548	148	310	26	68	-5	63
<i>Ago</i>	437	128	228	18	8	55	42
<i>Set</i>	307	161	218	42	2	-116	-107
<i>Ott</i>	252	178	179	26	11	-142	-160
<i>Nov</i>	124	192	177	55	6	-307	-269
<i>Dic</i>	94	211	113	51	8	-288	-173

b) *Bacino sud*

	Q_{se}	Q_b	Q_e	Q_h	Q_a	Q_t (calc)	Q_t (mis)
<i>Gen</i>	129	214	128	55	0	-269	-190
<i>Feb</i>	148	141	40	-5	-7	-21	-11
<i>Mar</i>	288	130	76	-27	-8	116	254
<i>Apr</i>	418	144	168	0	-6	111	96
<i>Mag</i>	481	113	110	-14	22	250	271
<i>Giu</i>	541	136	258	22	-25	150	158
<i>Lug</i>	548	156	335	34	54	-31	27
<i>Ago</i>	437	127	226	18	13	53	-14
<i>Set</i>	307	163	226	44	6	-133	-146
<i>Ott</i>	252	180	182	27	11	-149	-116
<i>Nov</i>	124	182	157	42	1	-258	-236
<i>Dic</i>	94	205	105	45	-1	-259	-192

5.4. Profondità di mescolamento e stabilità della colonna d'acqua

L'andamento mensile della profondità dello strato ben mescolato (Figura 5.4.1) mostra come nel 2017 la circolazione tardo invernale si sia verificata presto. Nel bacino nord, il mescolamento si è spinto a profondità maggiori di 60 m da fine gennaio, raggiungendo la massima profondità (77 m) il 2 febbraio. Nel bacino sud, invece, il mescolamento ha raggiunto il fondo già il 23 gennaio, sia nella stazione di Melide che in quella di Figino.

Dopo le deboli e incomplete circolazioni del 2014 e del 2016, il 2017 ha quindi segnato un ritorno a un regime di mescolamento più consueto per il lago. L'anticipo delle circolazioni (che normalmente si verificano tra febbraio e marzo) può essere imputato a due fattori: da un lato, le deboli circolazioni degli anni precedenti (2014, 2016) hanno permesso all'ipolimnio di accumulare calore e di ridurre il gradiente termico che determina la stabilità della colonna d'acqua; dall'altro lato, le basse temperature del mese di gennaio del 2017 (Capitolo 2) hanno consentito all'epilimnio di raffreddarsi velocemente.

Concluso il periodo delle circolazioni, nel bacino sud la profondità dello strato mescolato è stata interessata da una serie di fluttuazioni, dovute all'instabilità della colonna d'acqua. Dopodiché il lago si è stabilmente stratificato in entrambi i bacini fino all'autunno, quando il mescolamento ha incominciato a spingersi in profondità, raggiungendo i 30-40 m di profondità a fine anno.

La stabilità della colonna d'acqua (Figura 5.4.2) è variata tra 645 J m^{-2} (7 febbraio) e $20'894 \text{ J m}^{-2}$ (21 agosto) nel bacino nord, e tra 0 J m^{-2} (23 gennaio) e $4'155 \text{ J m}^{-2}$ (9 agosto) nel bacino sud. A causa del raffreddamento dell'epilimnio osservata a gennaio, la colonna d'acqua è stata soggetta a condizioni di instabilità a inizio febbraio; ciò ha favorito una circolazione relativamente profonda.

A partire da fine marzo si è poi ristabilita l'elevata stabilità tipica di questo bacino, in cui si sommano gli effetti di un gradiente di temperatura e di un gradiente di salinità. Nel bacino sud, la stabilità è apparsa debole già a inizio anno, ed è rimasta sostanzialmente bassa fino ad aprile, favorendo non solo la circolazione completa della colonna d'acqua, ma anche le susseguenti escursioni verticali dello strato ben mescolato.

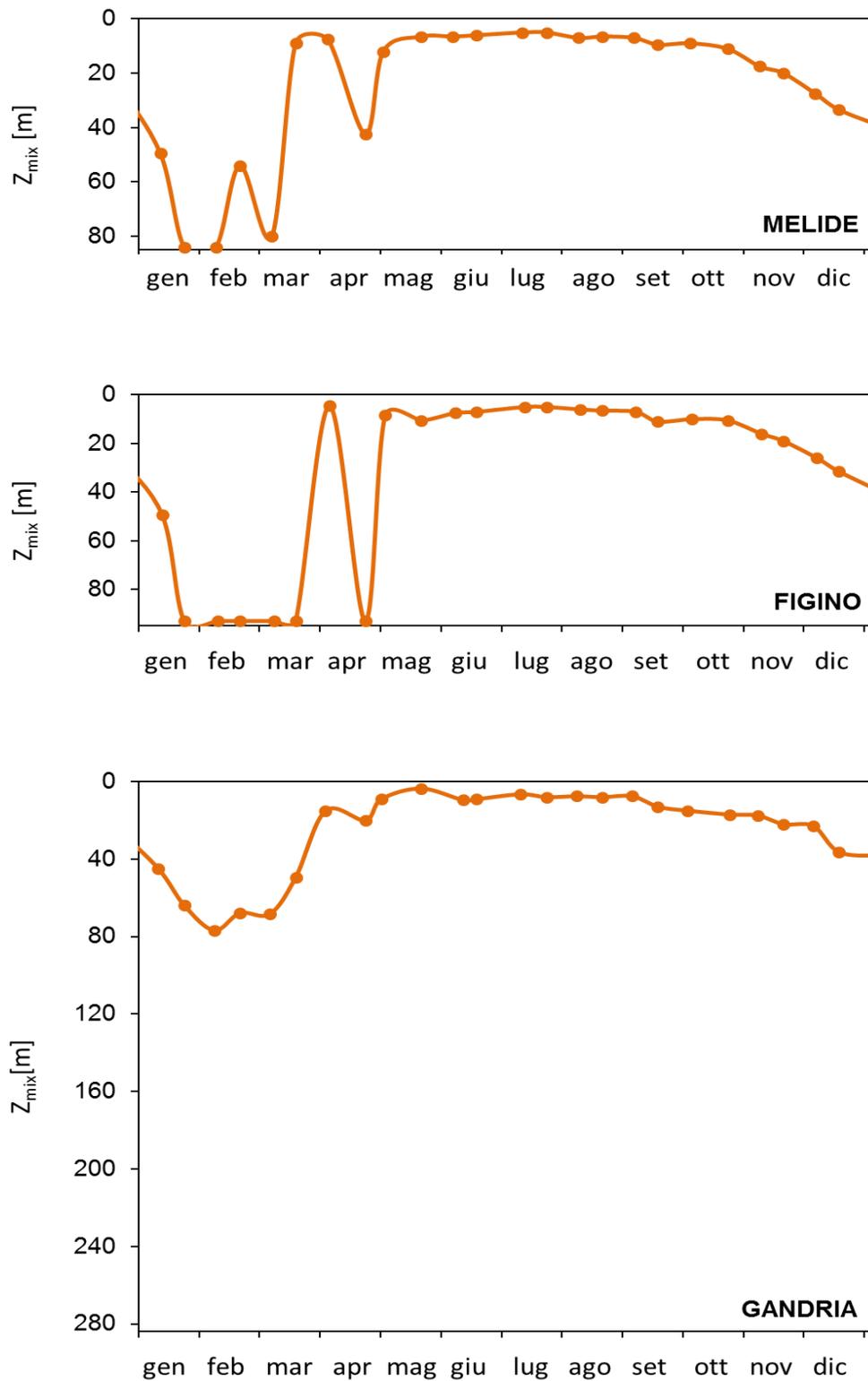


Figura 5.4.1. Lago di Lugano, 2017: andamento quindicinale della profondità massima di mescolamento delle acque, Z_{mix} [m].

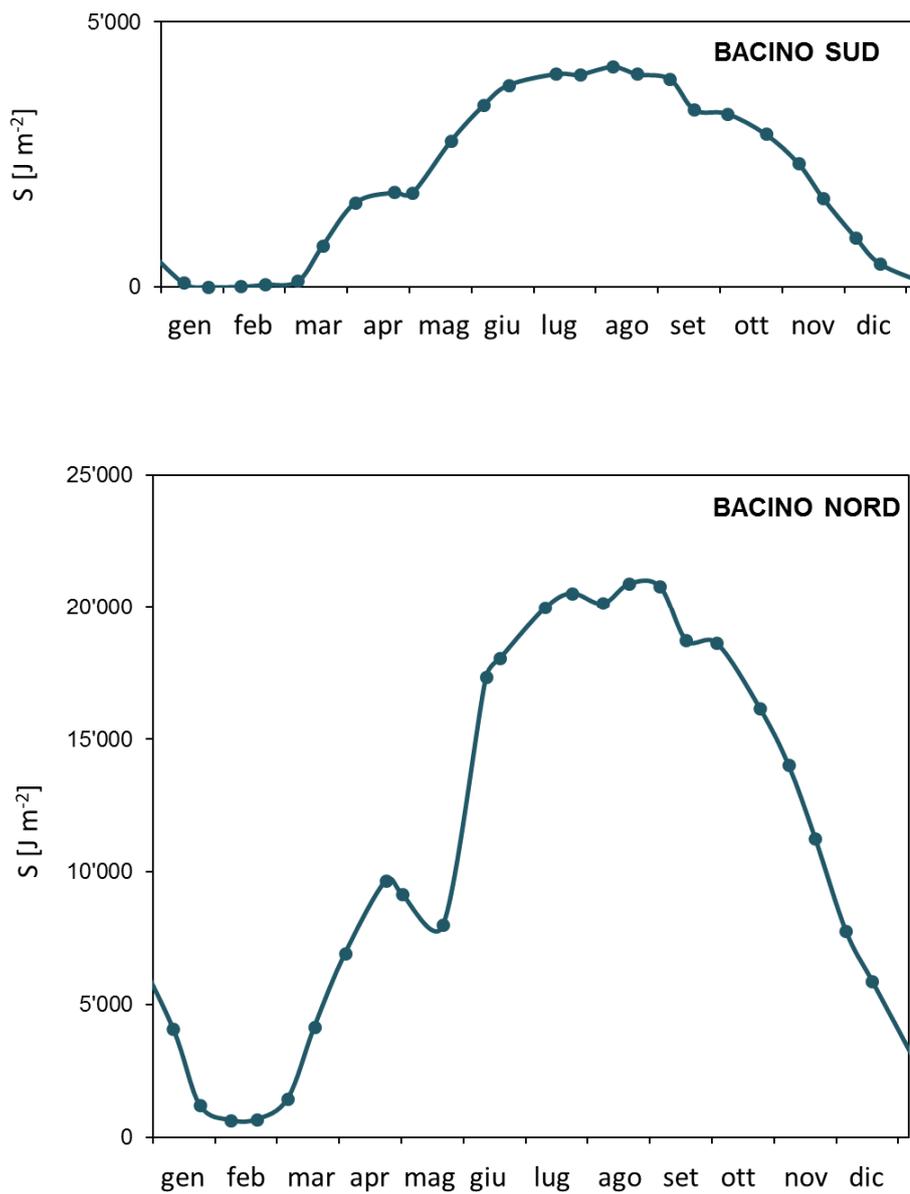


Figura 5.4.2. Lago di Lugano, 2017: andamento quindicinale della stabilità della colonna d'acqua, S [J m^{-2}] alle stazioni di Melide (bacino sud) e Gandria (bacino nord).

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.

L'ossigeno è stato misurato bisettimanalmente mediante una sonda multi-parametrica, mentre gli altri parametri sono stati ricavati in laboratorio a partire da campioni d'acqua raccolti mensilmente a profondità discrete con bottiglie Niskin (Appendice II).

6.1. Alcalinità e pH

Nel 2017 l'alcalinità ha mostrato dinamiche mensili tipiche per il lago (Figura 6.1.1), contraddistinte da una sensibile diminuzione estiva (giugno-settembre) nelle acque superficiali, dovuta alla precipitazione di carbonati (decalcificazione).

Questo fenomeno, che consegue periodi di elevata temperatura (Capitolo 5) e forte attività fotosintetica (Capitolo 7), è stato particolarmente intenso nei mesi di luglio e agosto, durante i quali si è anche manifestato un vistoso evento di "whiting" del lago (denominato così perché le acque di superficie appaiono lattiginose a causa della formazione di cristalli di calcite).

Durante la fase di decalcificazione delle acque superficiali, l'alcalinità degli strati intermedi e profondi del lago è proporzionalmente aumentata, a causa del flusso di sedimentazione della calcite. Inoltre, in ottobre, nelle acque profonde del bacino sud si è osservato un temporaneo aumento di alcalinità, presumibilmente dovuto al rilascio di calcite ri-dissolta (in forma di bicarbonato) dai sedimenti. Nel bacino nord, più profondo, il rilascio non è avvenuto perché la maggior parte della calcite si dissolve prima di giungere sul fondo.

Il pH ha mostrato un andamento simmetricamente opposto a quello dell'alcalinità, anche se l'aumento di pH nelle acque superficiali in primavera ha anticipato di 1-2 mesi il calo di alcalinità (Figura 6.1.2).

6.2. Ossigeno disciolto e potenziale redox

L'andamento bisettimanale delle concentrazioni di ossigeno disciolto (Figura 6.2.1) indica che nel 2017 il bacino nord è rimasto ipossico (concentrazione di ossigeno disciolto $< 4 \text{ mg L}^{-1}$) a profondità maggiori di 75 m ed essenzialmente anossico a profondità maggiori di 100 m (a 100 m l'ossigeno è stato rilevato solo in tracce, in giugno). Tuttavia, grazie a una circolazione tardo-invernale nella norma (Capitolo 5), l'ossigenazione è lievemente migliorata rispetto al 2016, durante il quale le acque erano rimaste ipossiche tutto l'anno al di sotto della profondità di 60 m.

Nelle acque profonde del bacino sud, la fase di anossia ancora presente a inizio anno è stata interrotta già a fine gennaio dalla circolazione completa.

L'ossigenazione massima delle acque profonde (appena sopra il fondo) si è verificata ad inizio febbraio sia a Melide (7.0 mg L⁻¹) che a Figino (6.4 mg L⁻¹). Queste concentrazioni, che corrispondono a percentuali di saturazione del 56% e 52%, indicano che la circolazione, seppur precoce e completa, ha solo parzialmente colmato il deficit di ossigeno presente negli strati più profondi del bacino.

In seguito alla circolazione, fenomeni di mineralizzazione hanno portato al consumo dell'ossigeno e al re-instaurarsi di condizioni anossiche a partire da fine giugno, come di norma. Anche nel bacino sud, tuttavia, grazie alle circolazioni complete l'ossigenazione è migliorata rispetto al 2016, durante il quale le acque profonde erano rimaste ipossiche o anossiche tutto l'anno.

Nelle acque profonde del bacino nord condizioni redox negative sono state riscontrate durante tutto l'anno, indicate dalla presenza continua di solfuro e metano (accompagnati da ferro e manganese disciolti) tra il fondo e 100-125 m di profondità (Figure 6.2.2-5). Nel bacino sud, com'è da attendersi, sostanze ridotte sono state rilevate solo durante i periodi di anossia precedenti la circolazione (prima metà di gennaio) o seguenti la stratificazione estiva (giugno-fine anno; Figure 6.2.2-5).

6.3. Macronutrienti (fosforo, azoto e silicio)

Le dinamiche delle concentrazioni di fosforo totale (P_{tot}) e di fosfato ($PO_4\text{-P}$; Figure 6.3.1-2) hanno mostrato netti contrasti tra i due principali bacini del lago.

Nel bacino nord, nonostante la circolazione nella norma (Capitolo 5), il rifornimento epilimnetico di fosforo alla circolazione è stato relativamente modesto. Infatti, tra gennaio e marzo la concentrazione media di P_{tot} nello strato produttivo (0-20 m) non ha superato i 18 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Questo valore comprova la tendenza alla diminuzione in atto dall'inizio del programma di risanamento (Lepori & Roberts 2017) e indica che, grazie alla recente riduzione dei carichi esterni (Capitolo 4), le concentrazioni di fosforo nello strato produttivo possono ormai rimanere nei limiti degli obiettivi di risanamento (30 $\mu\text{g P L}^{-1}$) anche in anni con circolazioni normali, non solo in anni con circolazioni deboli.

Viceversa, nel bacino sud, gli apporti di fosforo alla circolazione sono risultati elevati, in particolare a Melide, dove in gennaio la concentrazione di P_{tot} nello strato produttivo ha raggiunto i 58 $\mu\text{g P L}^{-1}$. A Figino, la concentrazione di P_{tot} nello stesso strato ha raggiunto i 38 $\mu\text{g P L}^{-1}$, un valore vicino alla media pluriennale (ca. 40 $\mu\text{g P L}^{-1}$).

Il valore elevato di Melide va attribuito alla mancata circolazione dell'anno precedente, che ha prolungato il periodo di anossia delle acque ipolimnetiche ed ha quindi favorito il rilascio di fosforo dai sedimenti. A Figino, invece, lo sviluppo del carico interno è stato parzialmente arginato dalla maggiore presenza di ferro nei sedimenti, che trattiene il fosforo. Tuttavia, anche a Figino il contributo del carico interno al rifornimento di fosforo è stato sostanziale, perché i carichi esterni attuali

non dovrebbero teoricamente portare a concentrazioni epilimnetiche maggiori di $24 \mu\text{g P L}^{-1}$ (Lepori & Roberts 2017).

Nel bacino nord, a causa del debole rifornimento tardo-invernale, il fosforo reattivo giunto in superficie è stato praticamente consumato immediatamente, e le concentrazioni di fosfato nello strato produttivo non hanno mai superato i $9 \mu\text{g P L}^{-1}$ (media annuale = $2 \mu\text{g P L}^{-1}$). Nel bacino sud, nonostante l'elevato rifornimento, il fosfato è diminuito velocemente nel periodo primaverile, a causa del forte sviluppo algale (diatomee), scendendo sotto $10 \mu\text{g P L}^{-1}$ tra aprile e maggio (Capitolo 7).

L'esaurimento del fosforo, l'elemento che insieme alla silice limita maggiormente il fitoplancton del lago (Franchini *et al.*, 2017), ha con ogni probabilità contribuito alla chiarificazione delle acque osservata in questo periodo (Capitolo 5), insieme al consumo da parte dello zooplancton erbivoro (Capitolo 8).

Anche la concentrazione dell'azoto totale (N_{tot}) ha mostrato differenze tra il bacino nord, più povero, e il bacino sud, fortemente arricchito in azoto a causa del maggiore carico esterno (Figura 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 giugno e settembre, a causa della sedimentazione del plancton (che assimila azoto nitrico [Figura 6.3.4] e sedimenta dopo la morte, creando un flusso netto verso il fondo). Viceversa, nei pressi del fondo, l'azoto totale è aumentato tra fine estate e autunno, a causa della mineralizzazione dei sedimenti organici, che ha prodotto un sostanziale rilascio di ammonio (Figura 6.3.5).

Grazie alle circolazioni nella norma, nel 2017 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 = $1.5-1.6 \text{ mg L}^{-1}$). Questo rifornimento, che era effettivamente mancato nel 2016 (e in altri anni in cui la circolazione è stata parziale), ha consentito alle diatomee di manifestare il classico sviluppo primaverile in entrambi i bacini del lago (Capitolo 7).

A causa dell'assimilazione da parte delle diatomee e della loro sedimentazione, la silice si è praticamente esaurita (concentrazioni $< 0.2 \text{ mg L}^{-1}$) a partire da aprile, portando al termine la fase di sviluppo primaverile di queste alghe.

Come gli altri nutrienti, nelle acque profonde anche la silice reattiva è aumentata nel periodo tardo estivo-autunnale a causa del cresciuto rilascio dai sedimenti.

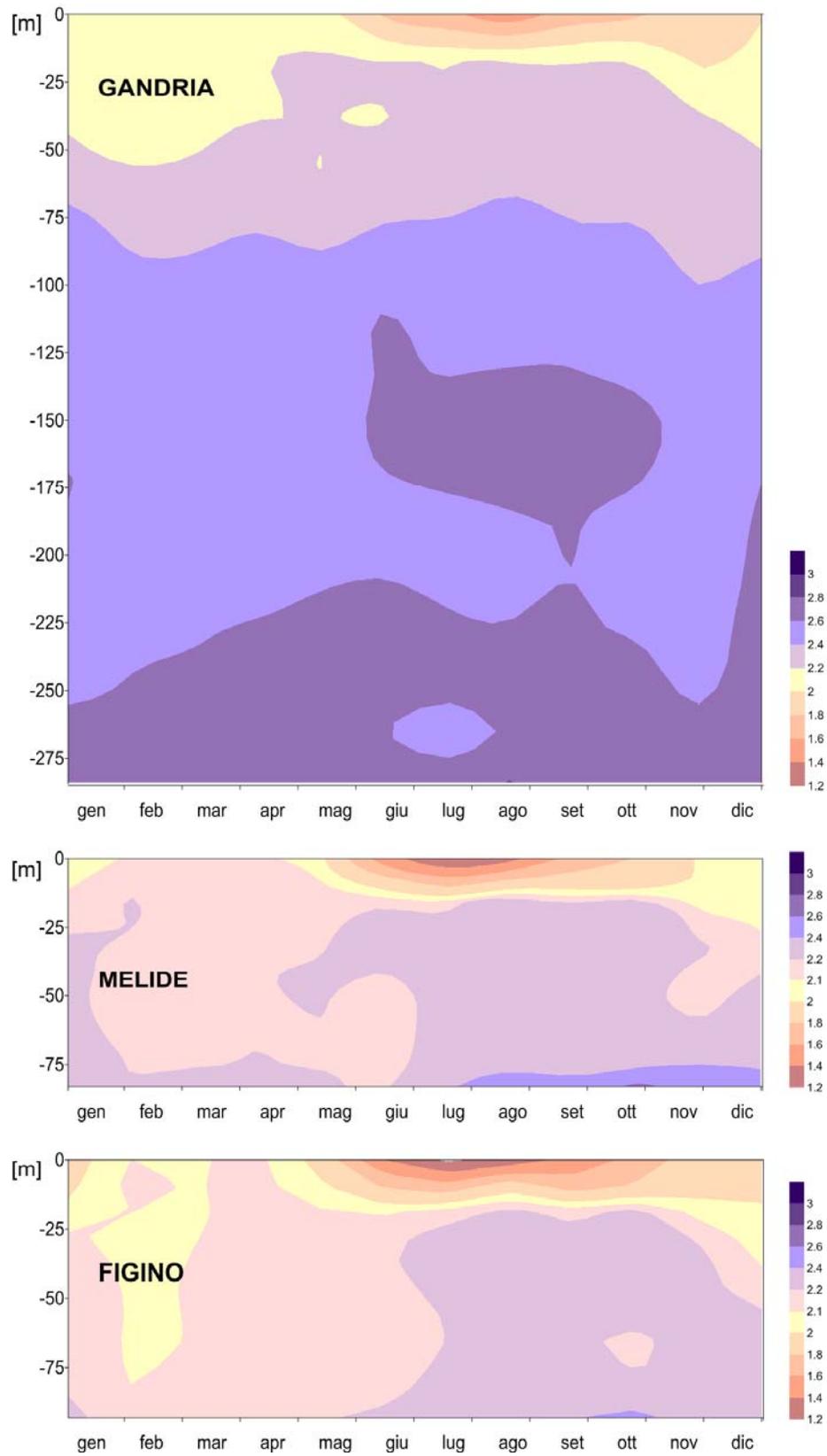


Figura 6.1.1. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile dell'alcalinità in profondità e nel tempo [meq L⁻¹].

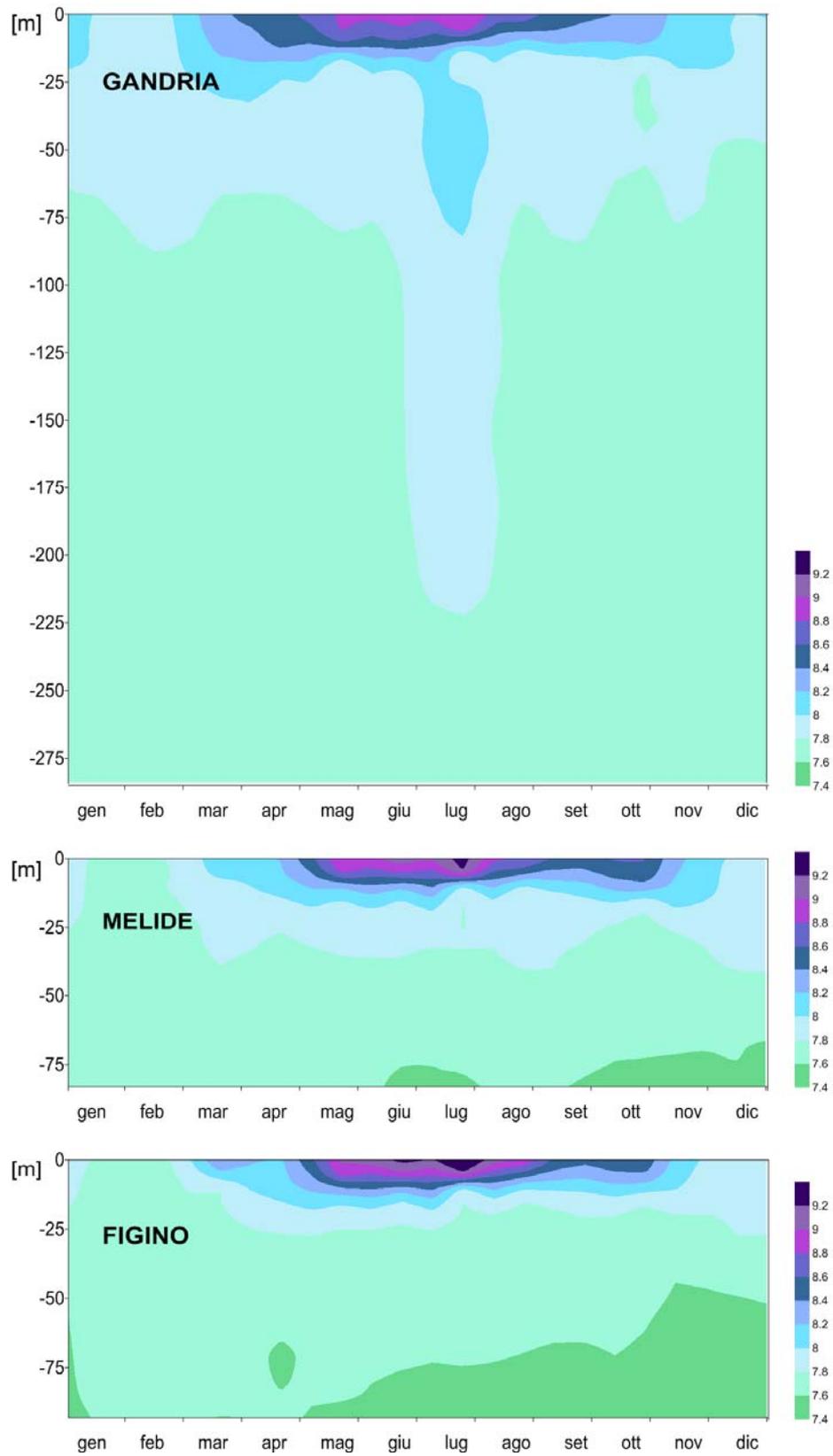


Figura 6.1.2. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile del pH in profondità e nel tempo [unità pH].

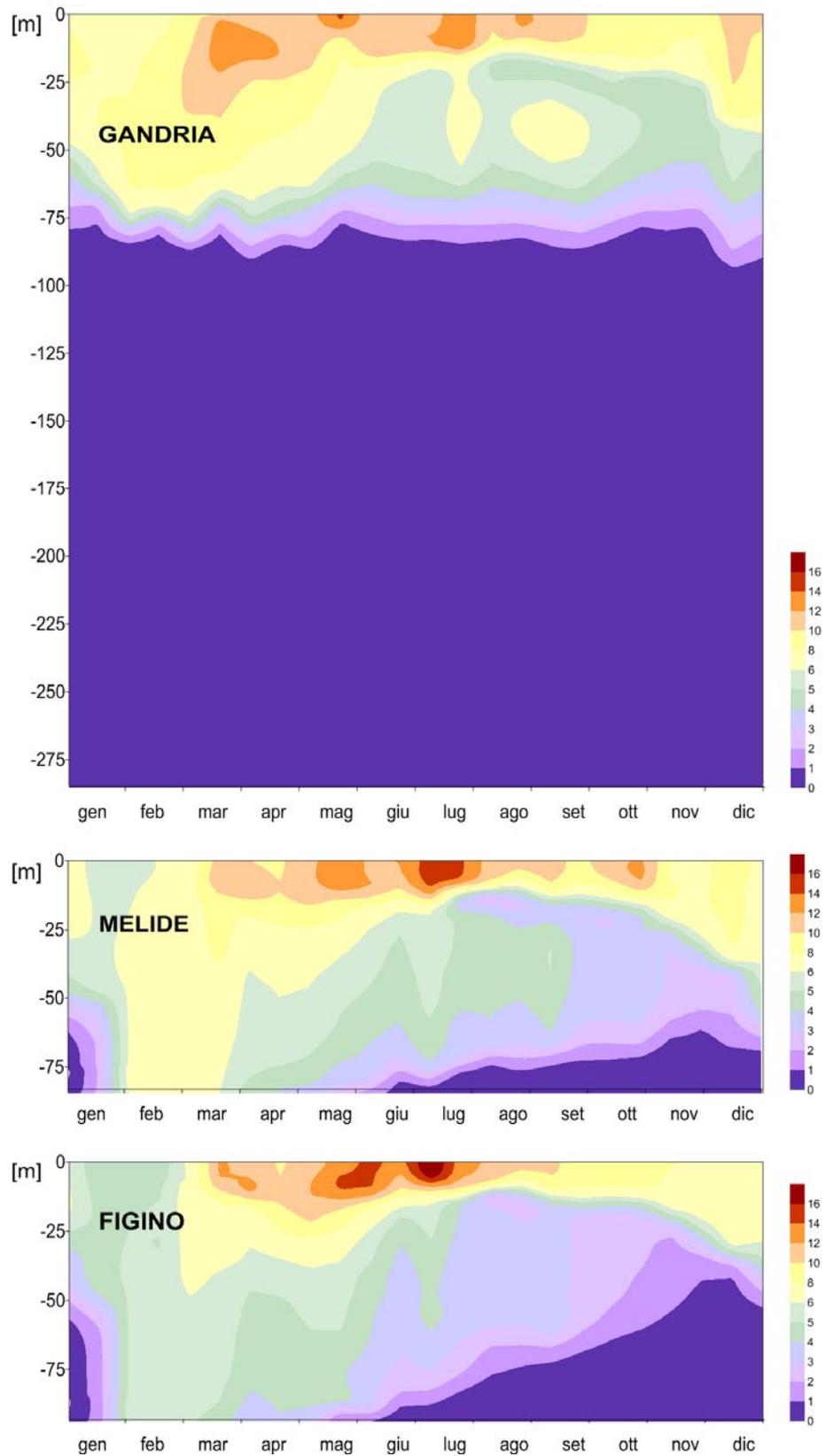


Figura 6.2.1. Lago di Lugano, 2017: andamento quindicinale dell'ossigeno disciolto in profondità e nel tempo [$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$].

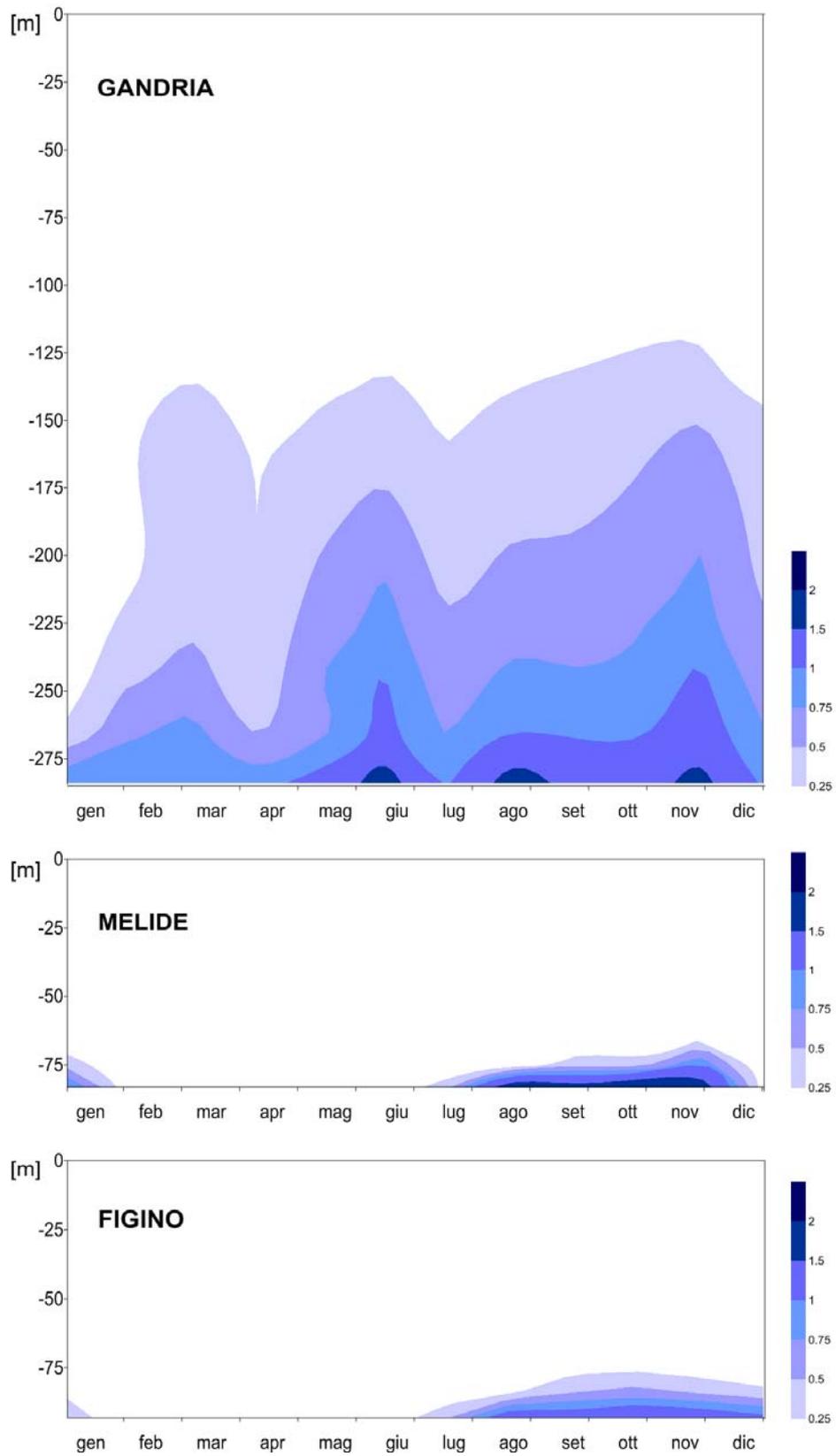


Figura 6.2.2. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile del metano in profondità e nel tempo [mg L^{-1}].

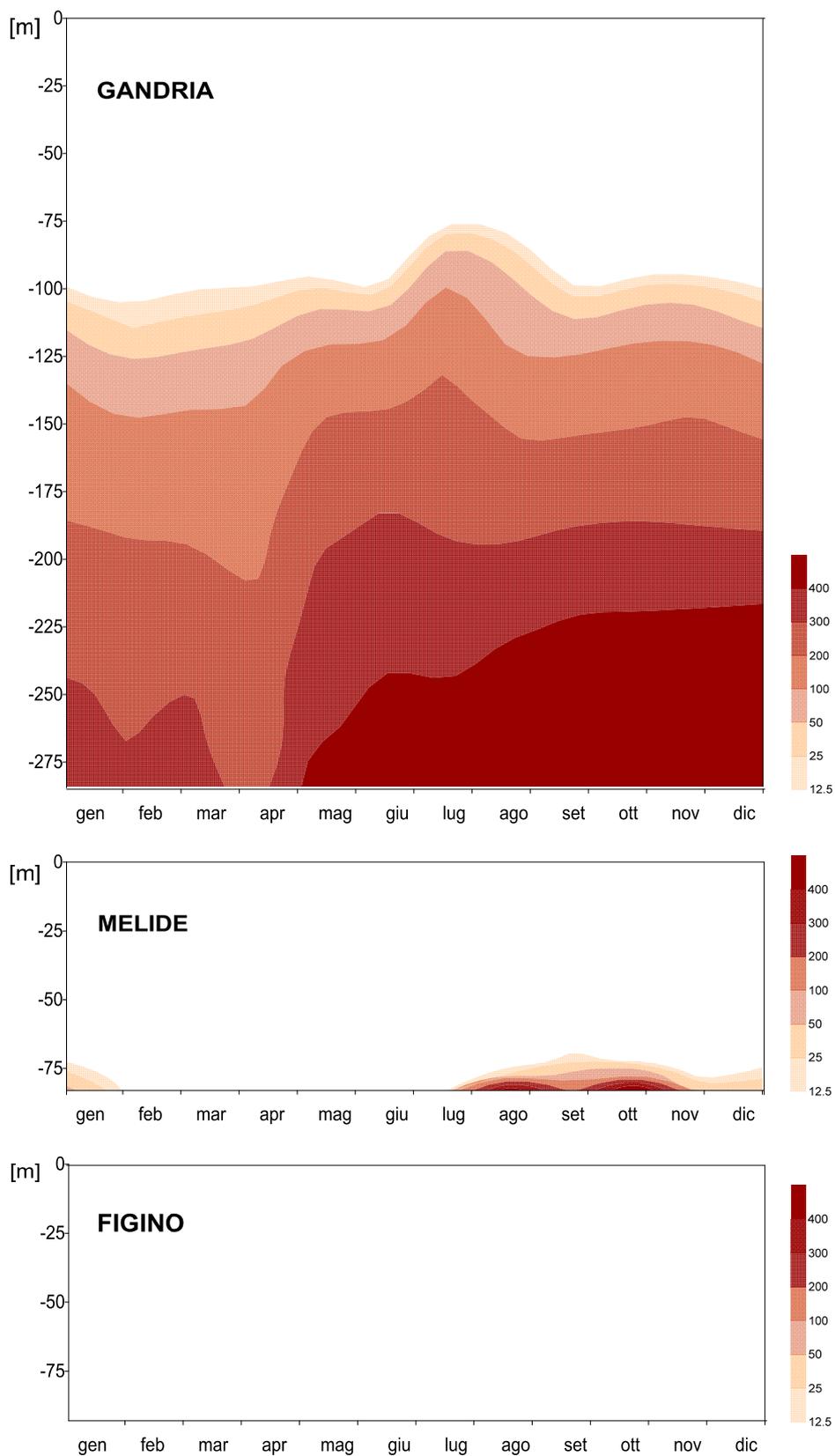


Figura 6.2.3. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione del solfuro in profondità e nel tempo [mg L^{-1}].

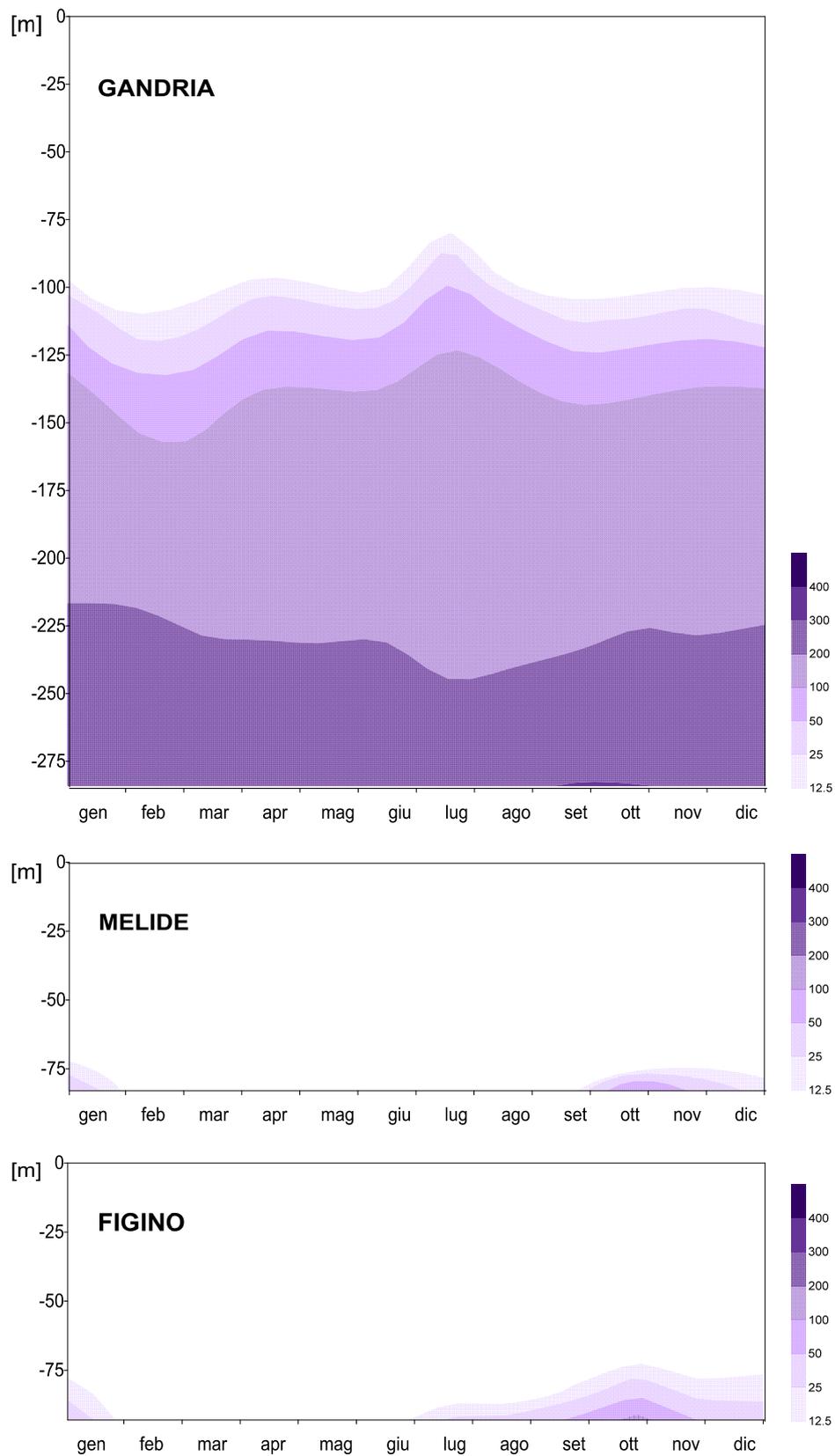


Figura 6.2.4. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione del ferro disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

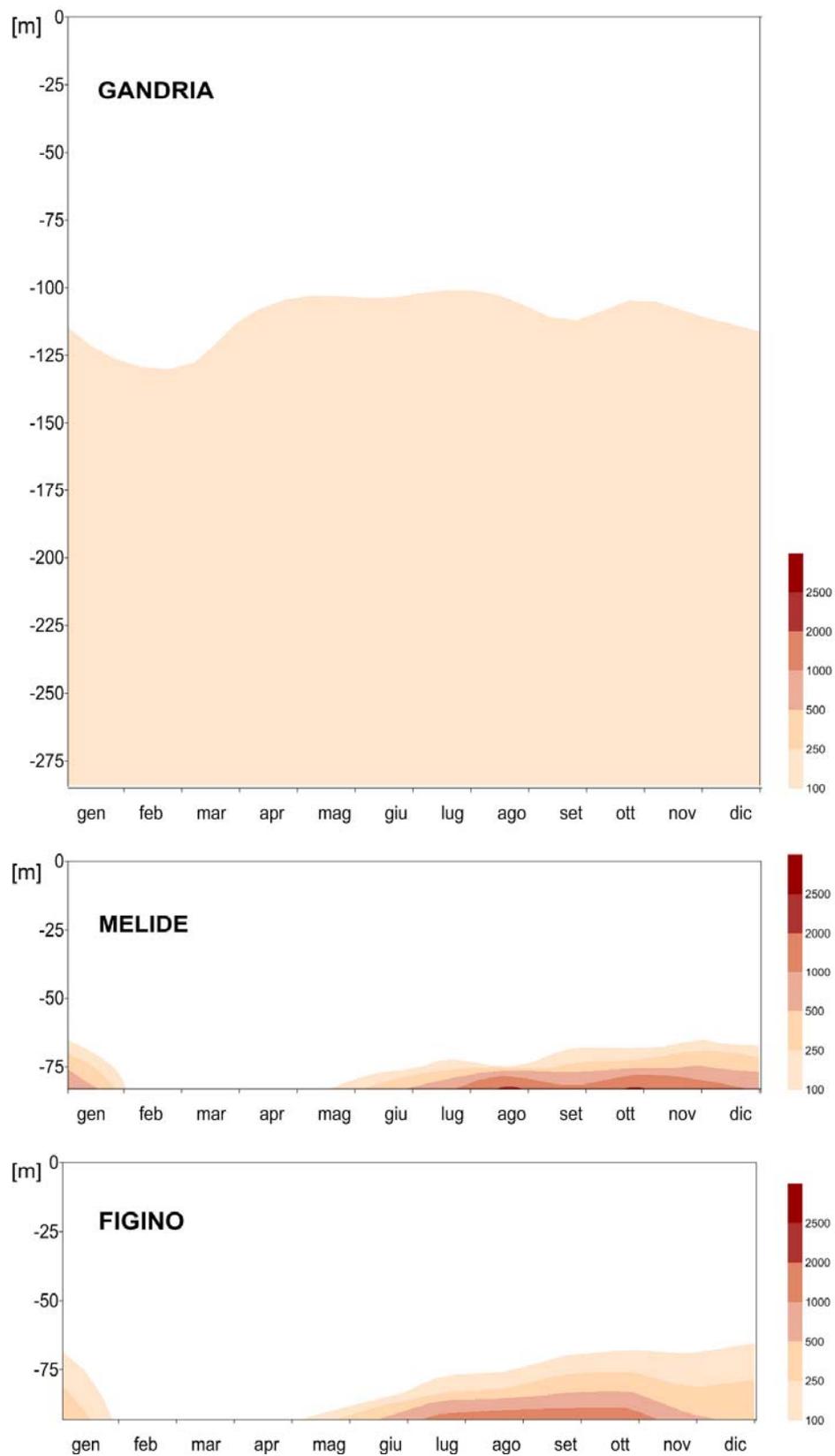


Figura 6.2.5 Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione del manganese disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

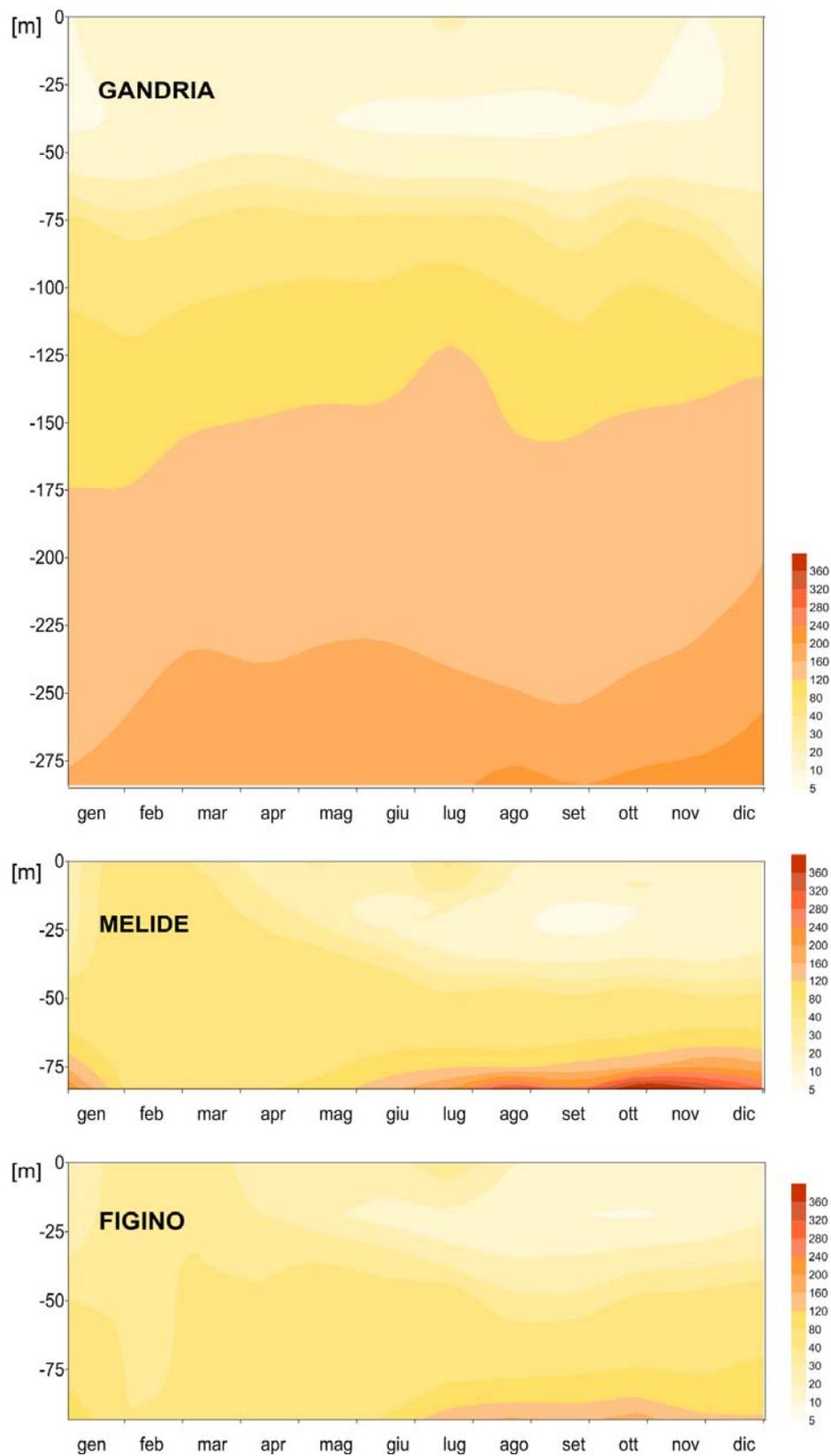


Figura 6.3.1. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione del fosforo totale in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

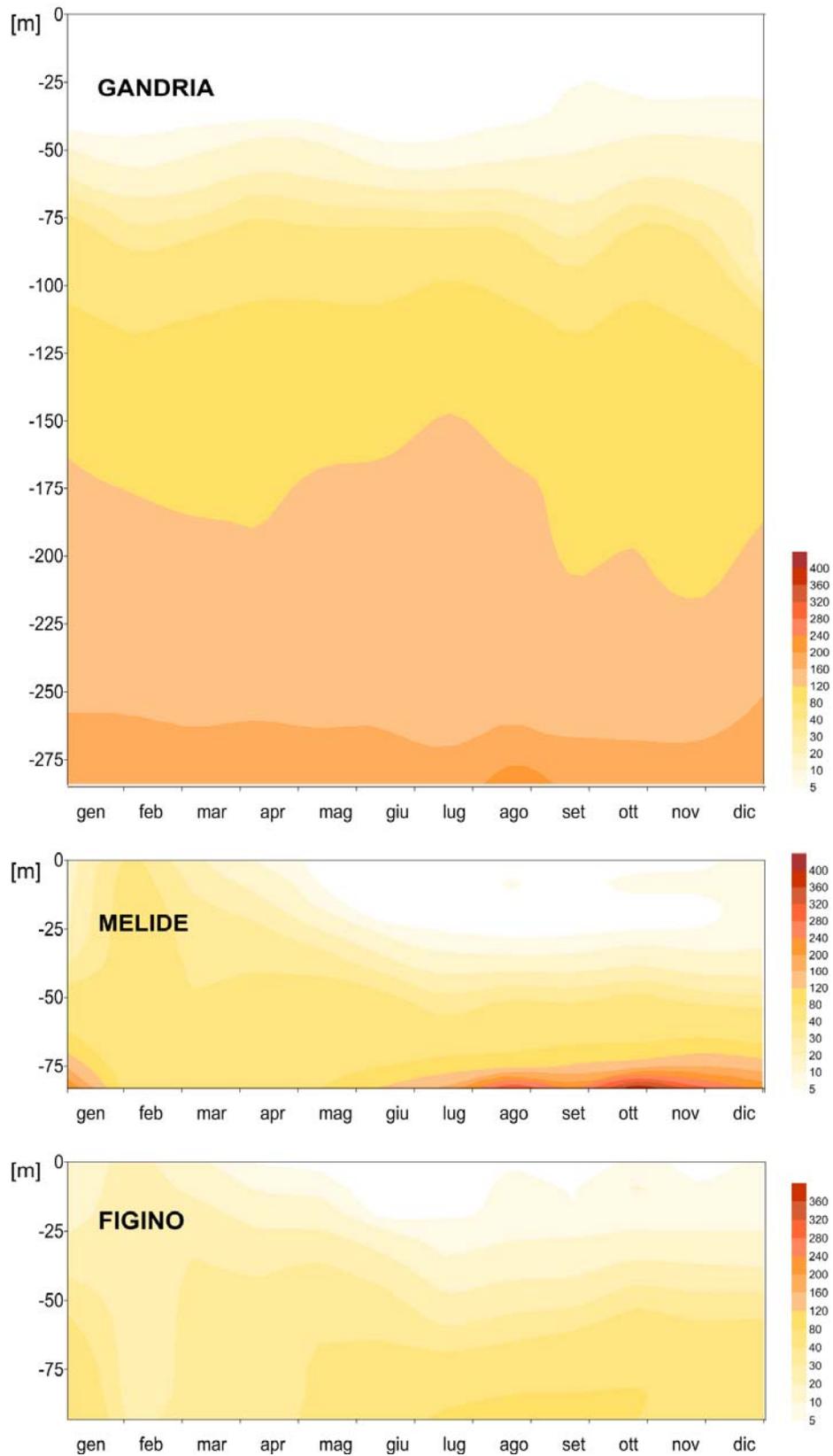


Figura 6.3.2. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione del fosforo reattivo in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

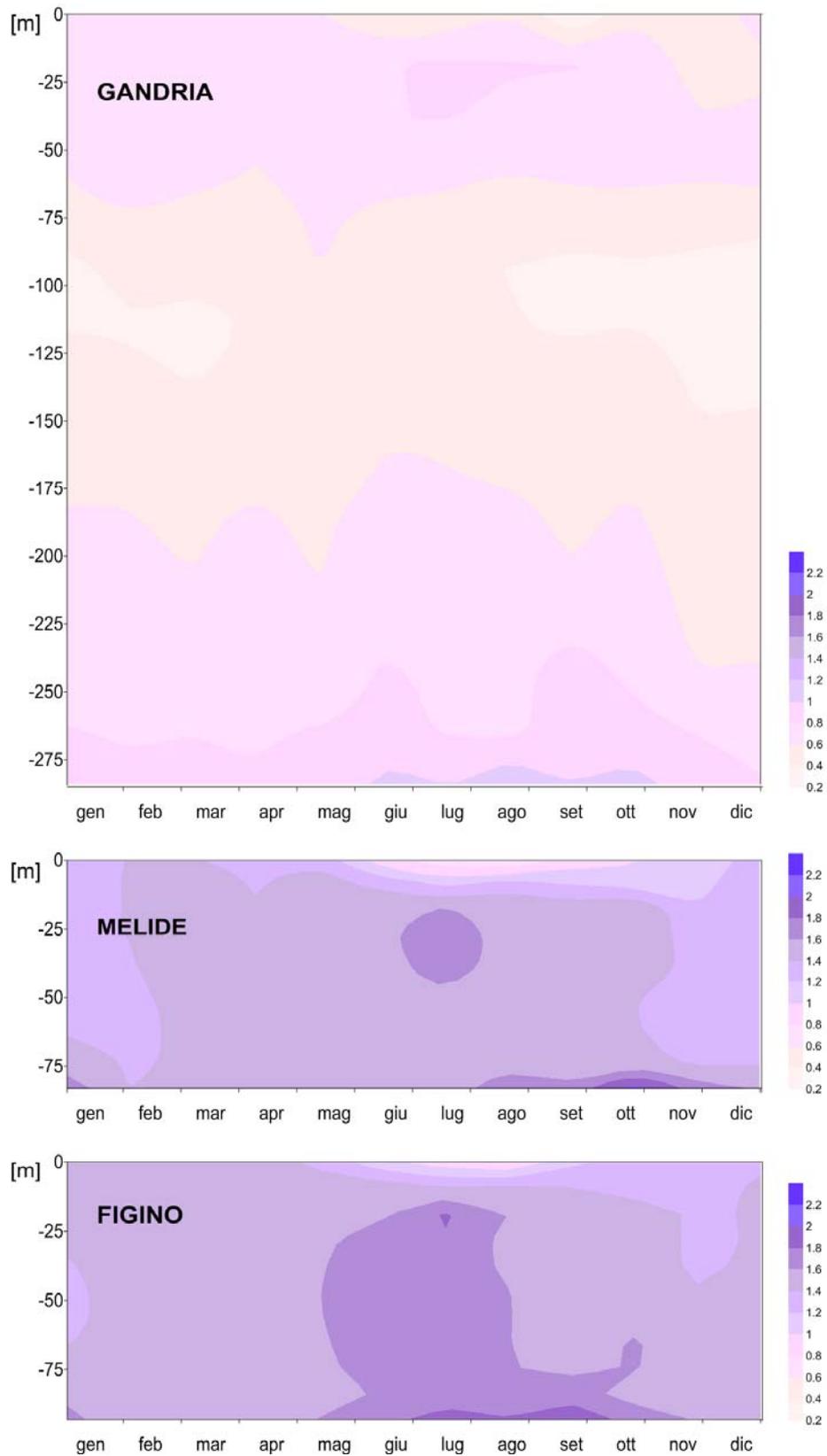


Figura 6.3.3. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione dell'azoto totale in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

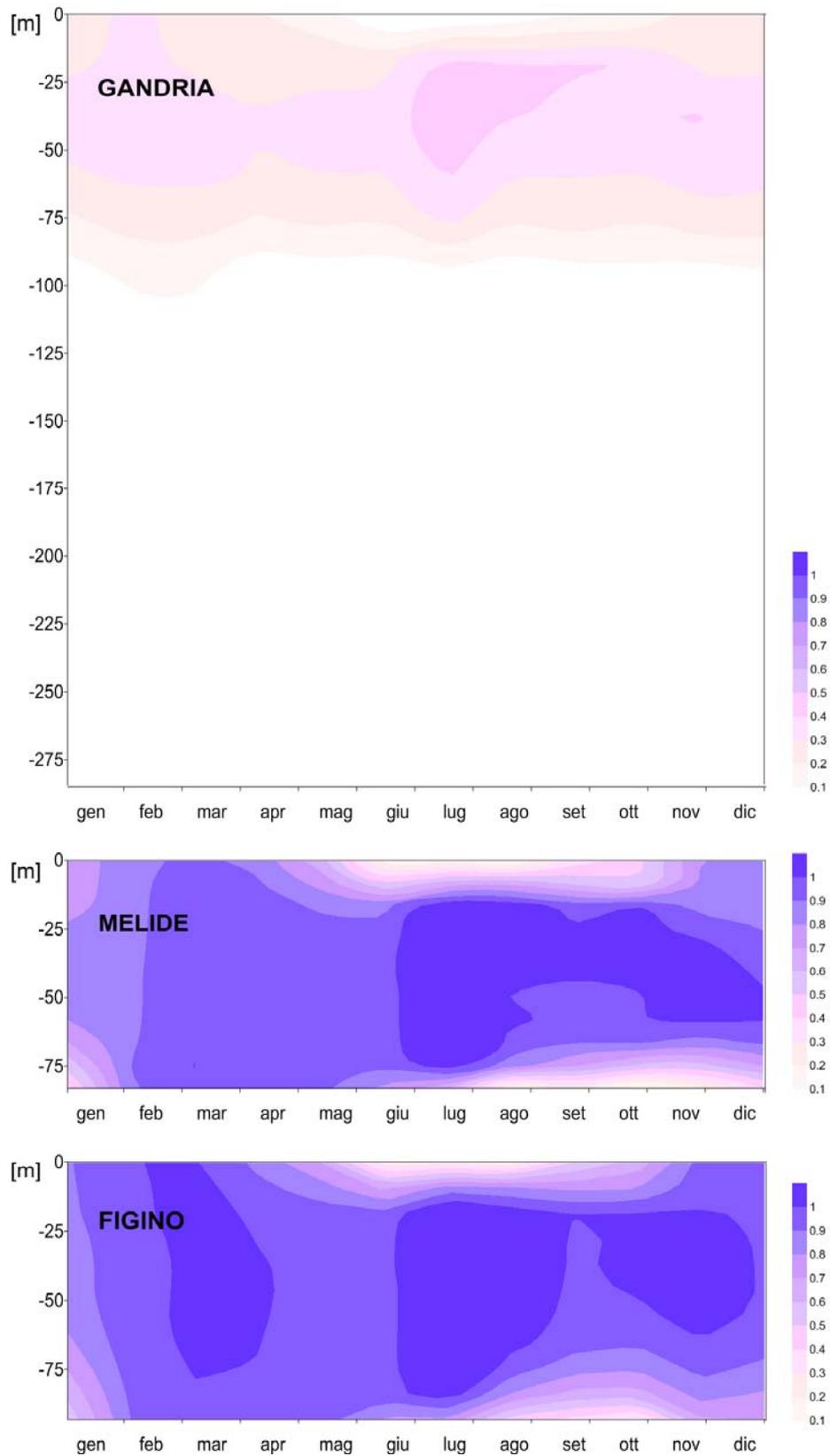


Figura 6.3.4. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione dell'azoto nitrico in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

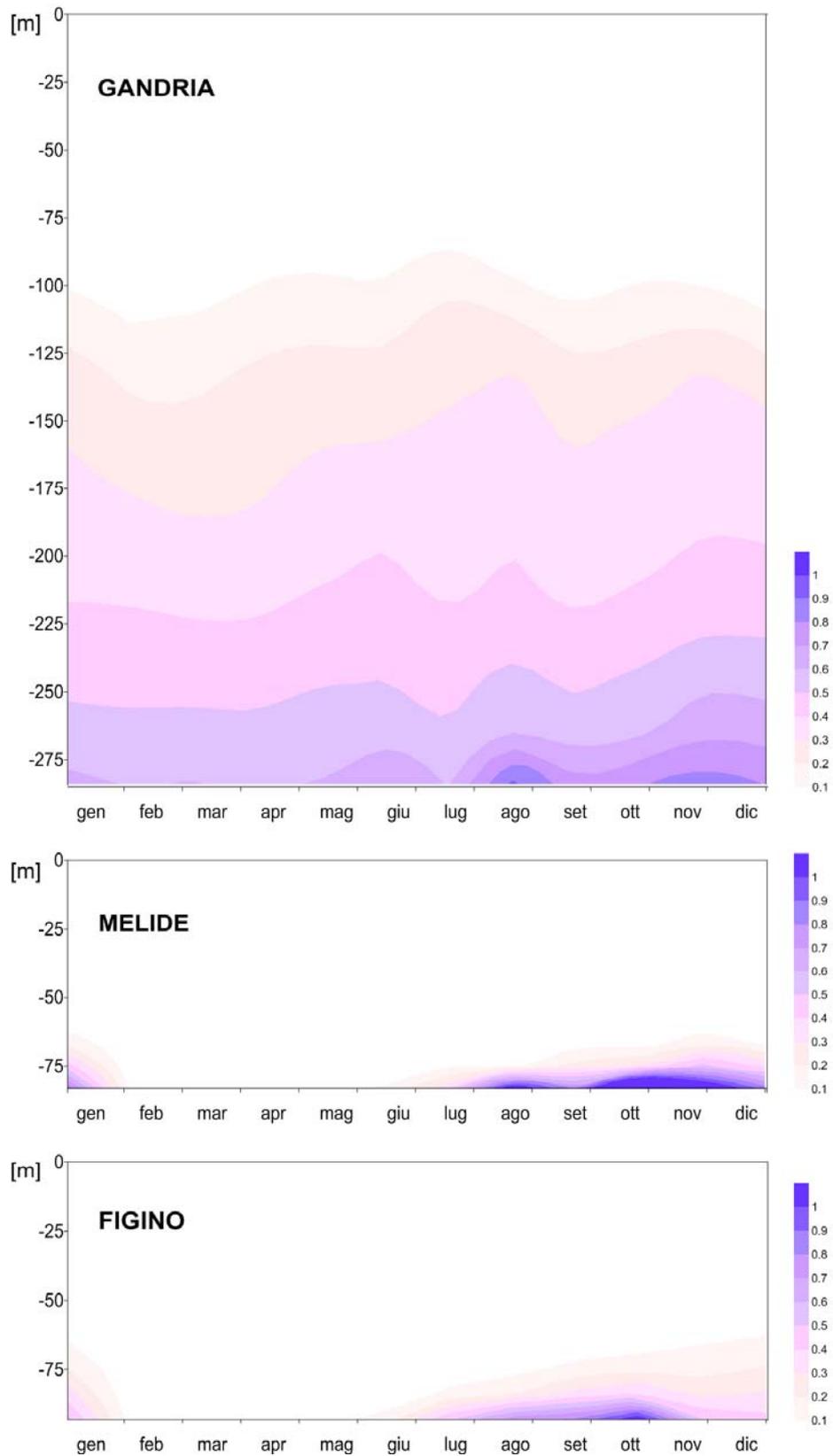


Figura 6.3.5. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione dell'azoto ammoniacale in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

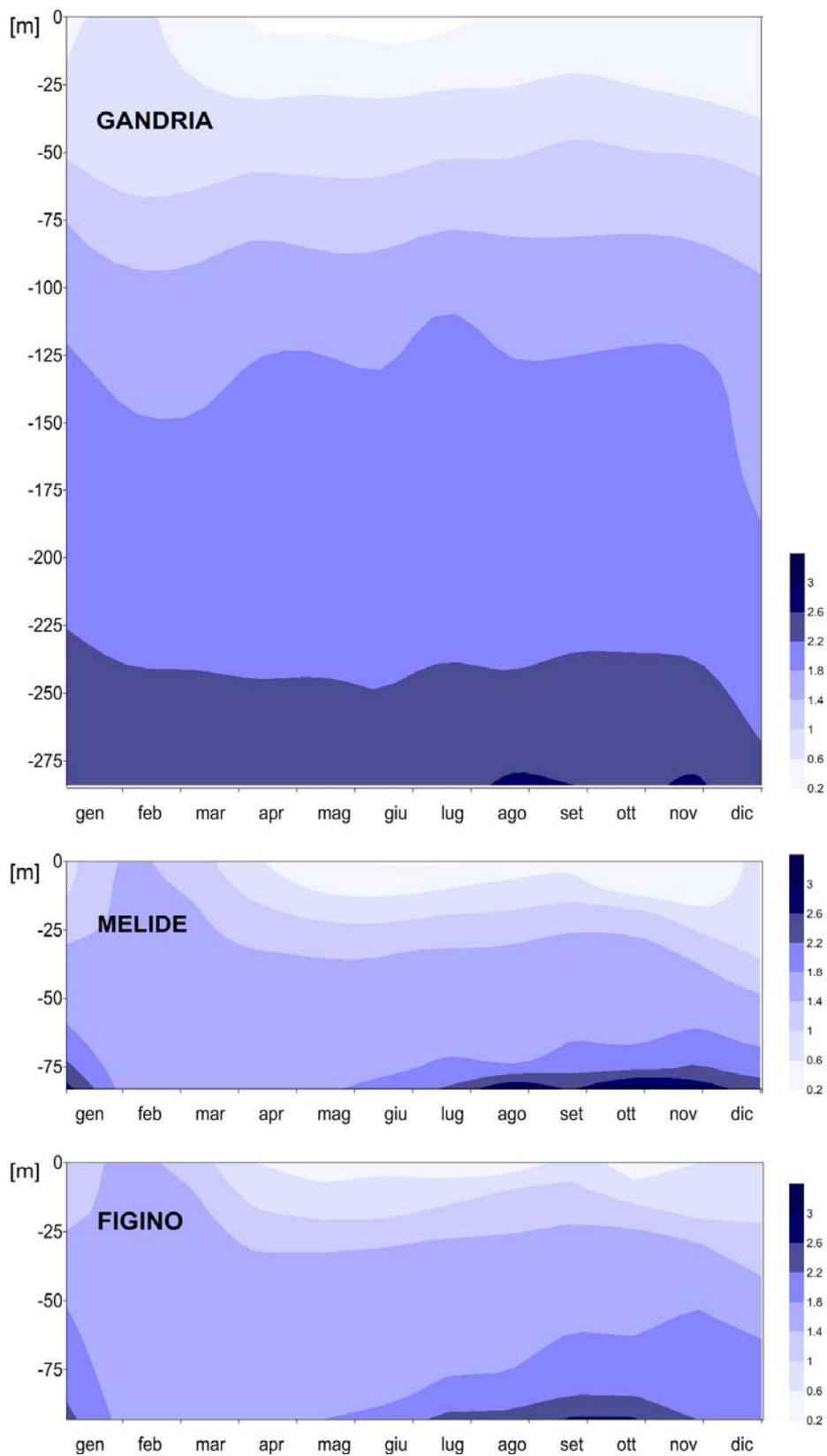


Figura 6.3.6. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della concentrazione della silice reattiva in profondità e nel tempo [$\text{mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$].

7. INDAGINI SUL FITOPLANCTON

Nel corso del 2017 le indagini sul fitoplancton si sono svolte, secondo le modalità previste dal programma triennale, nelle tre stazioni principali del lago (Gandria, Melide e Figino). I campionamenti di fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante la maggior parte dell'anno, e quindicinale durante il periodo primaverile (marzo-giugno). I metodi di raccolta e di analisi sono descritti in Appendice II.

7.1. Biomassa e composizione tassonomica

Nel 2017 la biomassa media del fitoplancton nello strato produttivo (0-20 m) è stata pari a $1.52 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ a Gandria, $1.47 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ a Melide e $1.29 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ a Figino.

I gruppi che hanno fornito i contributi maggiori alla biomassa annuale sono stati i cianobatteri (medie annuali = $0.2-0.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 20-29% della biomassa fitoplanctonica), le diatomee ($0.2-0.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 16-30%), le criptoficee ($0.2-0.3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 17-18%) e le alghe verdi ($0.2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 16%). Questi valori, seppure in linea con quelli osservati durante lo scorso triennio, risultano elevati rispetto alle medie dell'ultimo decennio; e attestano quindi la recente tendenza all'aumento già osservata in studi di approfondimento (Lepori *et al.*, 2018). Una seconda tendenza confermata da questi risultati è che durante quest'ultimo decennio i cianobatteri sono in crescita, come si era già rilevato nella sintesi pluriennale del 2015 (IST, 2015).

L'andamento mensile (bisettimanale in primavera) della biomassa (Figura 7.1.1.) mette in evidenza un picco primaverile di diatomee sia nel bacino sud che nel bacino nord, a differenza dei due anni precedenti in cui era apparentemente svanito. A questo picco hanno contribuito in particolar modo sviluppi di *Stephanodiscus parvus/minutulus*, *Diatoma tenuis/elongatum* (solo nel bacino nord), *Fragilaria crotonensis* (bacino sud) e *Asterionella formosa* (Figino).

Durante il resto dell'anno, invece, le diatomee hanno mostrato sviluppi contenuti e sono state rappresentate soprattutto da *Fragilaria* spp. e *Achnantes*.

I cianobatteri, rappresentati principalmente da forme filamentose che si sviluppano attorno al termocline (ordine Oscillatoriales), sono stati abbondanti soprattutto in estate. Nel 2017 questo gruppo è stato dominato da *Oscillatoria limnetica* (durante il primo semestre a Gandria) e *Planktothrix rubescens* (nel bacino sud e durante il secondo semestre a Gandria). Tra le altre forme si segnalano *Microcystis flos-aquae*, *Aphanocapsa*, *Aphanothece* e *Cyanodictyon*, che hanno mostrato brevi sviluppi nel bacino nord, soprattutto in autunno.

Le cloroficee hanno raggiunto abbondanze relativamente elevate tra luglio e settembre nel bacino nord e tra giugno e luglio nel bacino sud. I maggiori rappresentanti di questo gruppo hanno compreso *Micractinium pusillum*, *Didymocystis* e *Sphaerocystis schroeteri* nel bacino nord, ai quali si sono aggiunti *Coelastrum polychordum*, *Micractinium pusillum* e *Kirchneriella irregularis* nel bacino sud.

Le criptofee infine, rappresentate da *Rhodomonas* spp., hanno mostrato un maggior sviluppo primaverile nel bacino nord (febbraio) e un maggior sviluppo tardo estivo nel bacino sud (agosto).

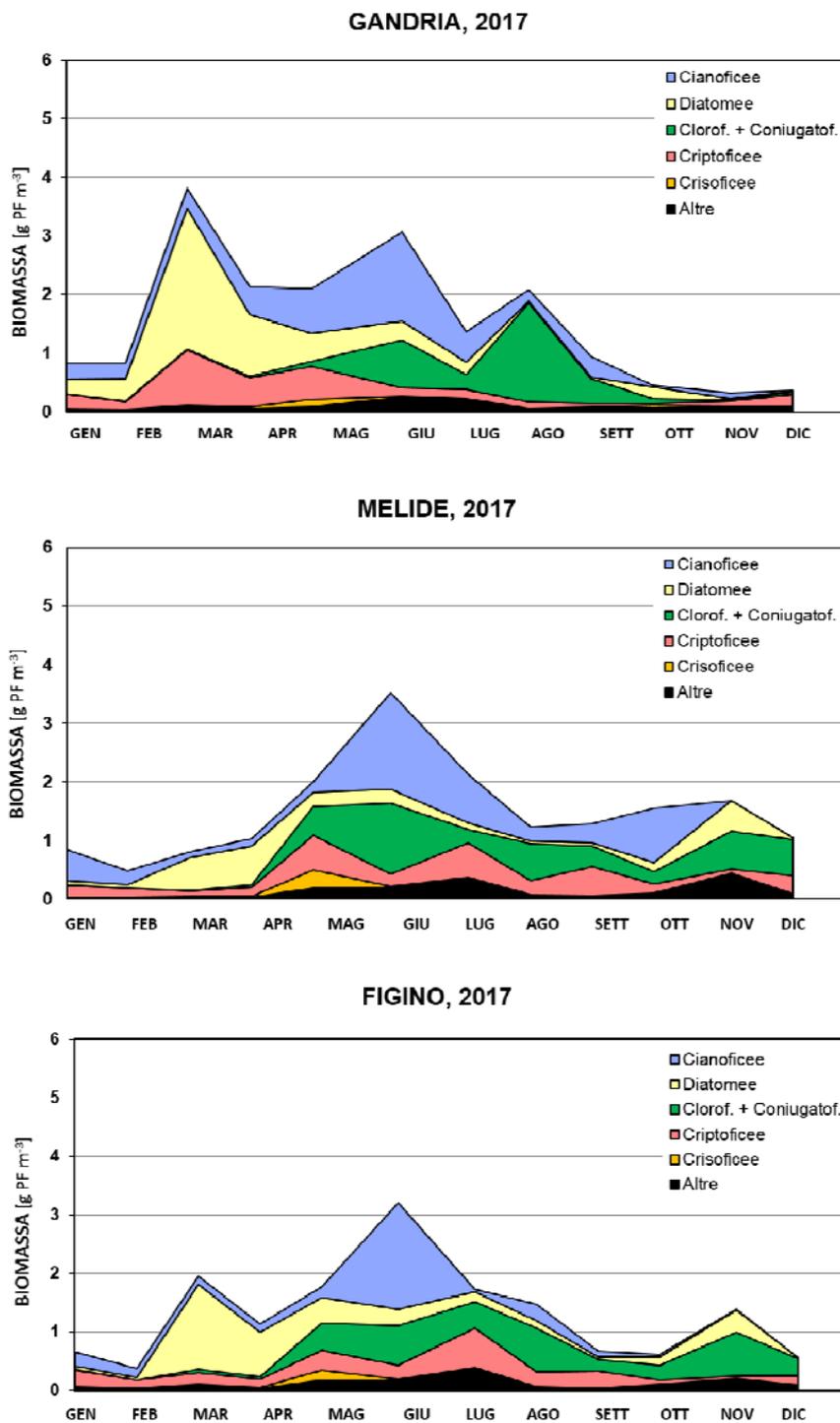
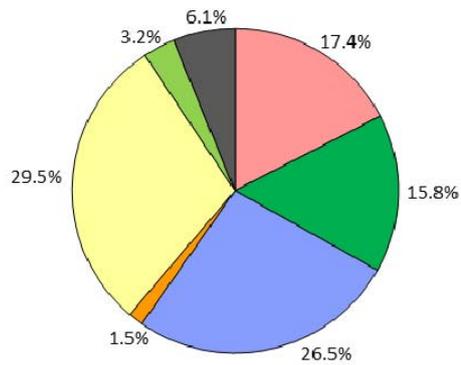
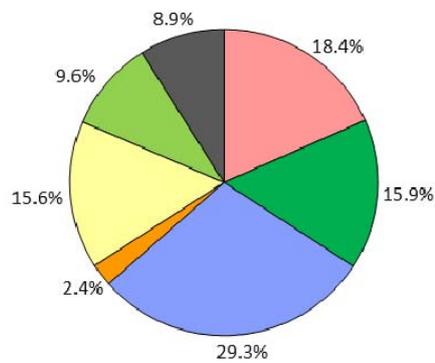


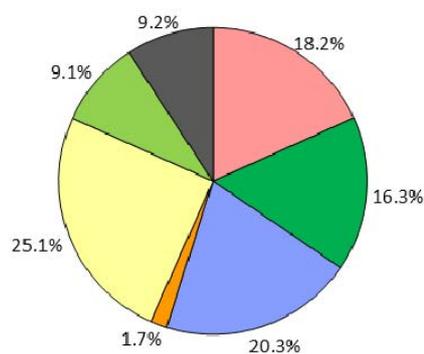
Figura 7.1.1. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile delle biomasse dei maggiori gruppi di fitoplancton [g PF m⁻³].

GANDRIA 2017

■ Criptoficee ■ Cloroficee ■ Cianoficee ■ Crisoficee ■ Diatomee ■ Coniugatof. ■ Altre

MELIDE 2017

■ Criptoficee ■ Cloroficee ■ Cianoficee ■ Crisoficee ■ Diatomee ■ Coniugatof. ■ Altre

FIGINO 2017

■ Criptoficee ■ Cloroficee ■ Cianoficee ■ Crisoficee ■ Diatomee ■ Coniugatof. ■ Altre

Figura 7.1.2. Lago di Lugano, 2017: composizione della biomassa media annua dei maggiori gruppi di fitoplancton.

7.2. Pigmenti fotosintetici

I pigmenti presi in considerazione e misurati dal programma di ricerche sono stati la clorofilla *a*, presente in tutti gli organismi planctonici fotosintetici, e la ficocianina, tipica dei cianobatteri.

La clorofilla *a* viene considerata un indice di biomassa del fitoplancton *in toto*, mentre la ficocianina è un indice proprio della biomassa cianobatterica.

Nel 2017, le concentrazioni medie di clorofilla *a* nello strato produttivo (0-20 m) sono state pari a 5.9 mg m⁻³ a Gandria, 6.2 mg m⁻³ a Melide e 6.1 mg m⁻³ a Figino. I valori estivi (giugno-agosto), spesso usati come un indice dello stato trofico, sono stati 7.0 mg m⁻³ a Gandria, 7.7 mg m⁻³ a Melide e 7.5 mg m⁻³ a Figino.

Tali valori rientrano nell'intervallo solitamente associato a condizioni di mesotrofia. Tuttavia nel bacino sud, nel mese di luglio, le concentrazioni di clorofilla hanno raggiunto livelli elevati in termini assoluti (per esempio 32 mg m⁻³ a 3.75 m di profondità a Figino), evidenziando come il lago resti a tutt'oggi colpito da accumuli massicci di biomassa fitoplanctonica, seppur temporanei.

L'andamento mensile della clorofilla *a* (campioni mensili integrati sullo strato 0-20 m: Figura 7.2.1, profili verticali ad elevata risoluzione: Figura 7.2.2.) è stato contrassegnato da un picco isolato a marzo (marcato soprattutto a Gandria e Figino), corrispondente allo sviluppo primaverile di diatomee, e da una fase più eterogenea di elevate concentrazioni tra maggio e agosto.

L'andamento della ficocianina (Figura 7.2.3), in gran parte sovrapponibile a quello della clorofilla *a*, indica che in questa seconda fase (maggio-agosto) il maggior contributo alle elevate concentrazioni di clorofilla *a* è giunto dai cianobatteri.

Com'era da attendersi, vista la predominanza di *Oscillatoria* e *Planktobrix* tra i cianobatteri, la maggior parte di questi sviluppi ha avuto un epicentro in profondità, attorno al termocline. Tuttavia, in agosto, nel bacino sud, la distribuzione della ficocianina ha indicato una distribuzione di biomassa cianobatterica più superficiale.

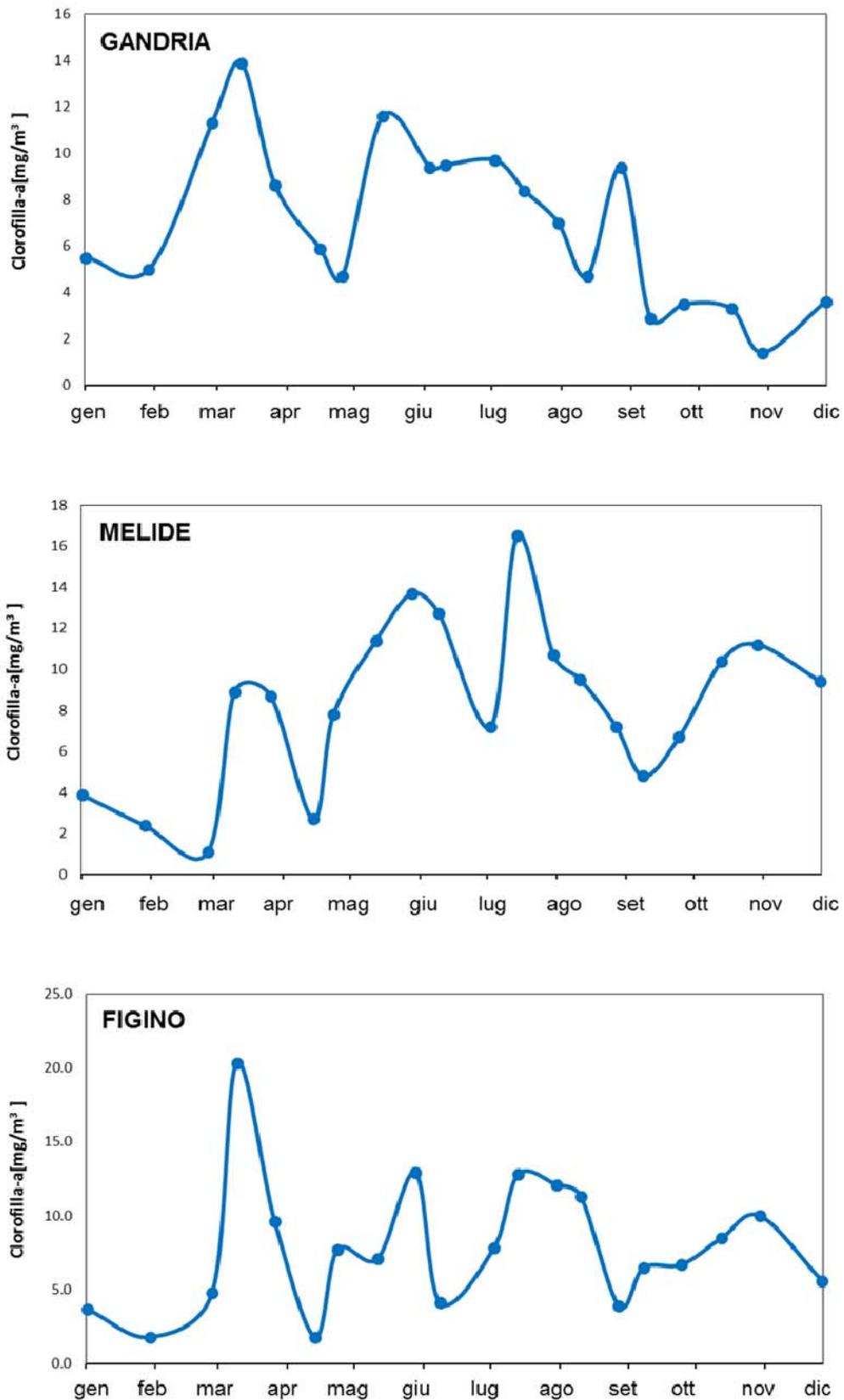


Figura 7.2.1. Lago di Lugano, 2017: andamento della clorofilla a [mg m^{-3}] nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

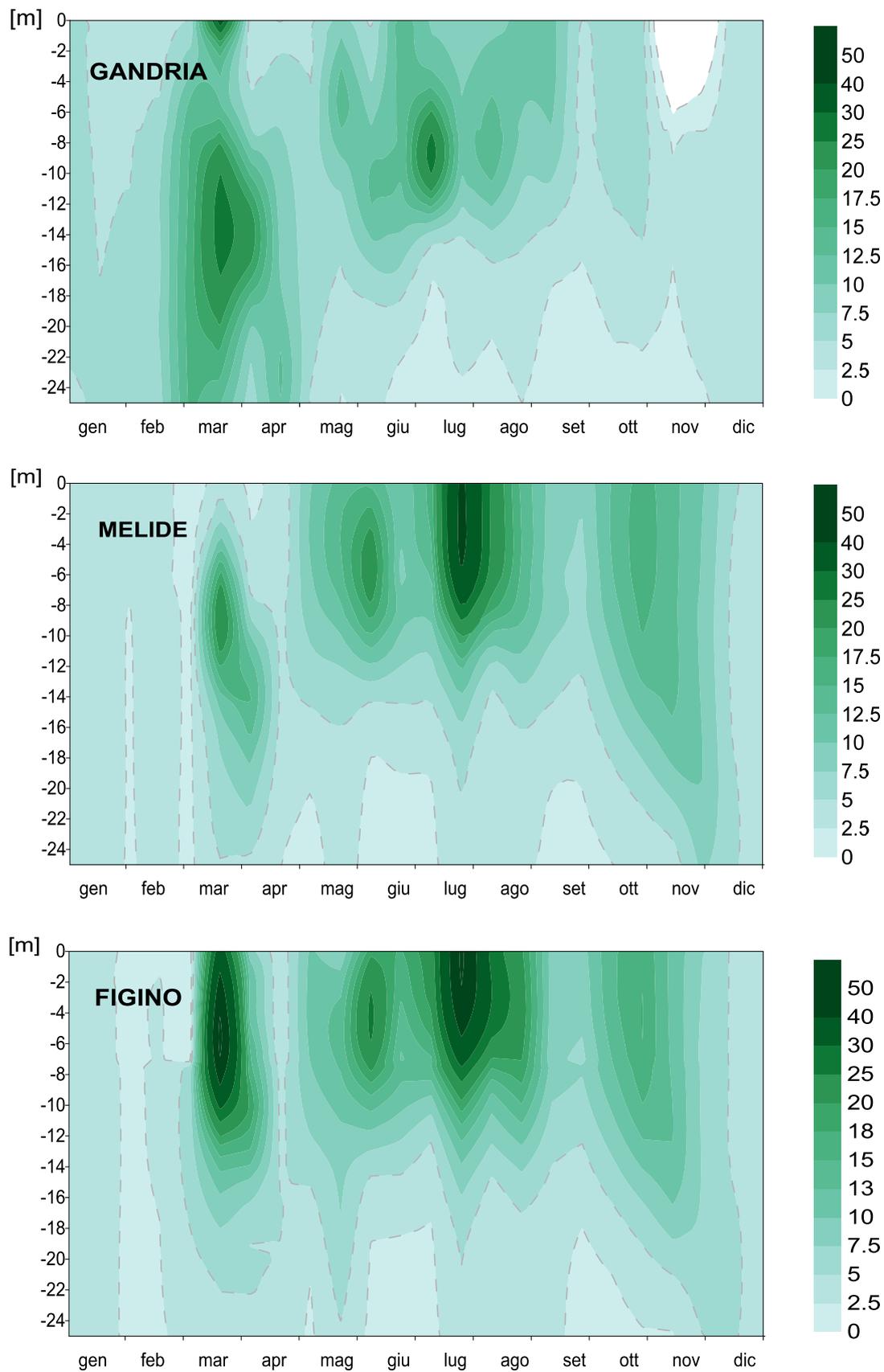


Figura 7.2.2. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della clorofilla *a*, relativo al 2017.

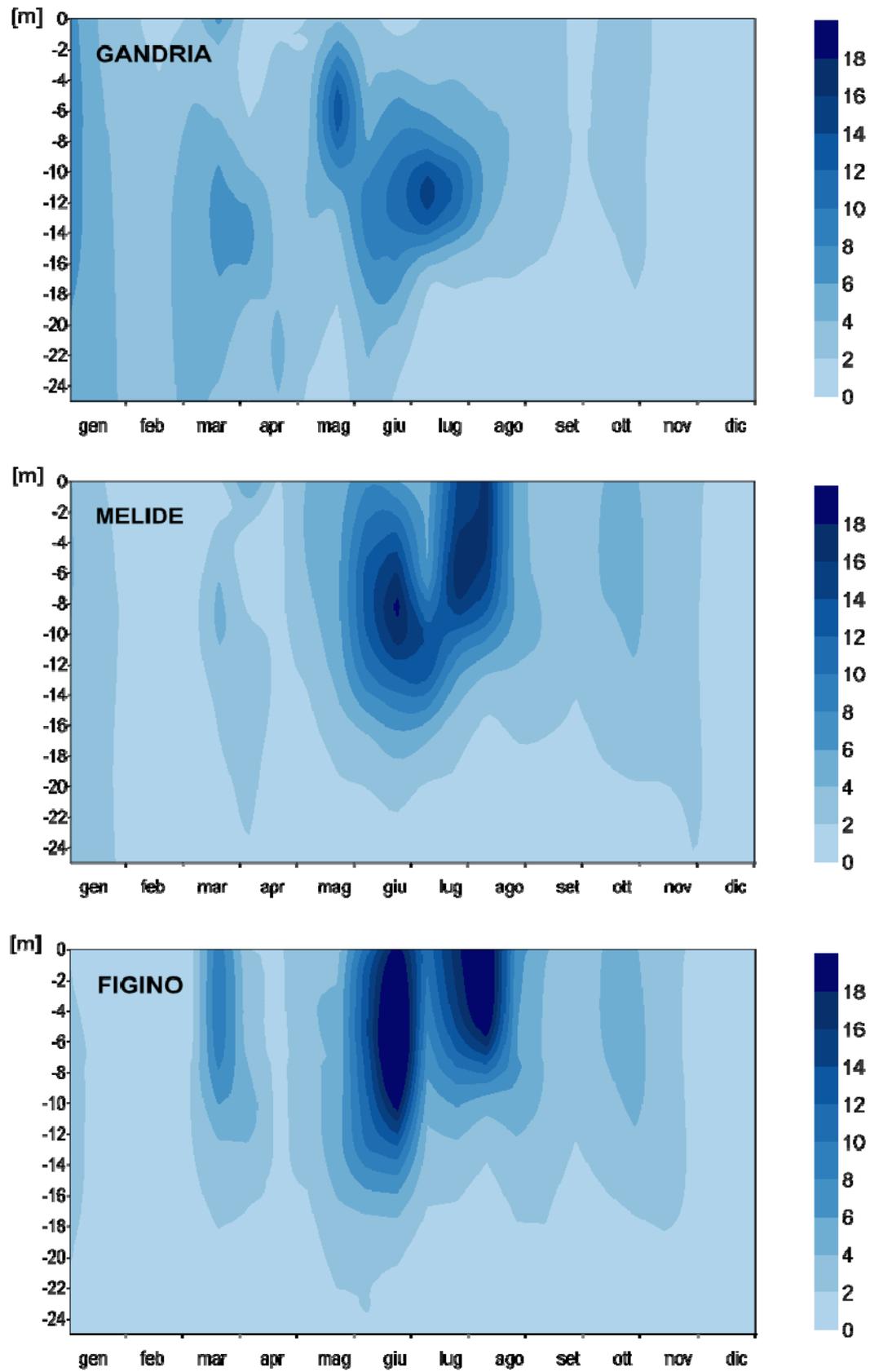


Figura 7.2.3. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della ficocianina, relativo al 2017.

7.3. 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 tre variabili per le quali è stato definito un obiettivo di risanamento quantitativo ($\leq 150 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; Imboden, 1992).

Nel 2017, la produzione primaria annuale (cumulativa) per unità di superficie è stata $412 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Gandria, $486 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Melide e $599 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Figino. Espresi come medie giornaliere, questi valori equivalgono rispettivamente a $1129 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$, $1332 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$ e $1641 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$.

I valori di Gandria e Melide sono essenzialmente in linea con quelli misurati nell'ultimo decennio, mentre il valore di Figino è stato relativamente elevato (è il più alto osservato in questa stazione dal 2001). Inoltre, in tutte le stazioni, la produzione primaria è stata decisamente superiore alla soglia di passaggio tra eutrofia e mesotrofia di $1000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$ proposta da Wetzel (2001) e almeno tre volte superiore all'obiettivo di risanamento proposto da Imboden (1992).

Questi risultati indicano chiaramente che nel lago, anche nel 2017, hanno predominato condizioni di eutrofia.

L'andamento mensile della produzione primaria (Figura 7.3.1), inoltre, mette in evidenza una produzione elevata durante tutto il periodo vegetativo (soprattutto tra aprile e settembre), con punte estive a Gandria (agosto: $2117 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$) e Figino (agosto: $3144 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$) e primaverili a Melide (maggio: $2963 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$). All'elevata produzione estiva ha certamente contribuito i forti sviluppi di cianobatteri, che a loro volta sono stati probabilmente favoriti dall'elevata radiazione solare (Capitolo 2) e dall'elevata stabilità della colonna d'acqua (Capitolo 5).

Negli andamenti mensili del 2017 colpiscono l'assenza di un picco di produzione in corrispondenza dello sviluppo primaverile delle diatomee (marzo) e una flessione durante la fase di chiarificazione. Probabilmente, l'apparente assenza di questi sviluppi è dovuta all'insufficiente risoluzione temporale delle misure di produzione (mensile), che non è in grado di seguire le rapide dinamiche degli sviluppi fitoplanctonici. Infatti nel 2017, la misura di produzione è avvenuta appena prima (inizio marzo) e dopo (inizio aprile) il picco delle diatomee, che è avvenuto a fine marzo.

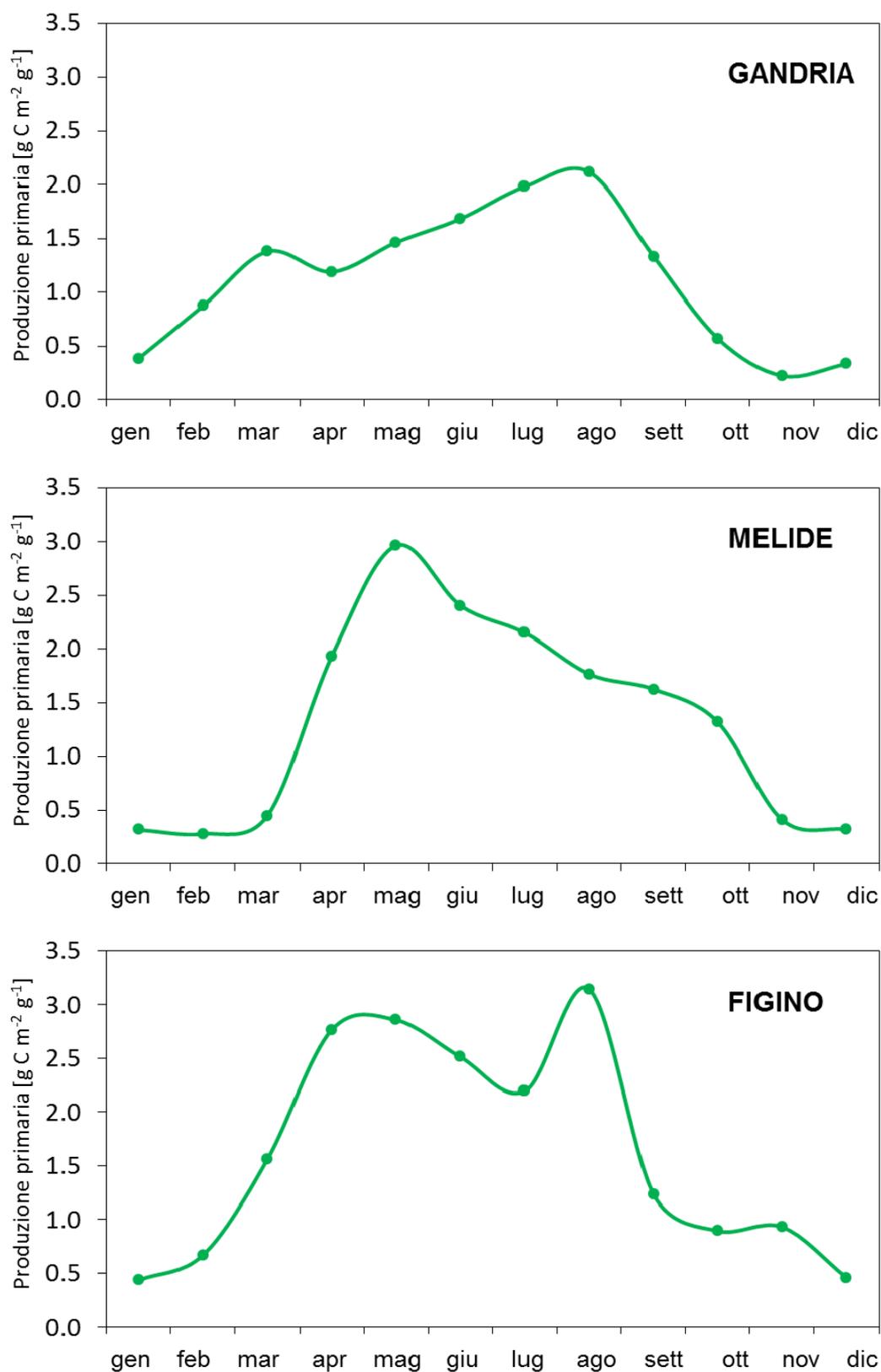


Figura 7.3.1. Lago di Lugano, 2017: valori giornalieri (media mensile) della produzione primaria per unità di superficie.

Tabella 7.1.1. Lago di Lugano, gennaio - giugno 2017: sviluppo delle principali specie (densità $> 0.3 \times 10^6$ cellule L⁻¹) di fitoplancton nello strato 0-20m (valori in 10^6 cellule per litro). Le densità $\geq 10 \times 10^6$ cellule L⁻¹ sono indicate in grassetto.

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
Gennaio	<i>Planktothrix rubescens</i> (5.03) <i>Oscillatoria limnetica</i> (1.49) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.48)	<i>Planktothrix rubescens</i> (11.08) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.60)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.86)
Febbraio	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.64) <i>Oscillatoria limnetica</i> (2.16)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.98)	<i>Planktothrix rubescens</i> (3.38)
Marzo	<i>Planktothrix rubescens</i> (6.57) <i>Rhodomonas</i> sp. (4.12) <i>Diatoma tenuis / elongatum</i> (2.25) <i>Oscillatoria limnetica</i> (1.22) <i>Stephanodiscus parvus / minutulus</i> sp. (1.01) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.86) <i>Cyclotella</i> sp. (0.84) <i>Pseudanabaena catenata</i> (0.5) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.35)	<i>Planktothrix rubescens</i> (2.29) <i>Asterionella formosa</i> (1.30) <i>Stephanodiscus parvus / minutulus</i> sp. (0.62) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.53)	<i>Stephanodiscus parvus / minutulus</i> sp. (7.34) <i>Planktothrix rubescens</i> (3.53) <i>Asterionella formosa</i> (1.58) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.62) <i>Melosira islandica</i> ssp. helvetica (0.41) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.38) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.33)
Aprile	<i>Oscillatoria limnetica</i> (11.88) <i>Planktothrix rubescens</i> (8.43) <i>Oscillatoria</i> sp. (3.28) <i>Cyclotella</i> sp. (3.30) <i>Pseudanabaena catenata</i> (1.46) <i>Stephanodiscus parvus / minutulus</i> sp. (0.84) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.96)	<i>Planktothrix rubescens</i> (2.46) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.34) <i>Asterionella formosa</i> (1.30) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.96) <i>Stephanodiscus parvus / minutulus</i> sp. (0.62) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.53) <i>Melosira islandica</i> ssp. helvetica (0.41)	<i>Planktothrix rubescens</i> (2.57) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.13) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.11) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.63) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.60) <i>Stephanodiscus parvus / minutulus</i> sp. (0.36)
Maggio	<i>Oscillatoria limnetica</i> (56.31) <i>Aphanocapsa</i> sp. (48.11) <i>Oscillatoria</i> sp. (3.65) <i>Planktothrix rubescens</i> (3.37) <i>Pseudanabaena catenata</i> (1.02) <i>Uroglena skujae</i> (0.72) <i>Cyclotella</i> sp. (0.66) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (0.57) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.41) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.37)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.56) <i>Uroglena skujae</i> (2.13) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.64) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.59) <i>Tribonema</i> (0.56) <i>Oscillatoria limnetica</i> (0.47) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.34) <i>Pandorina morum</i> (0.32)	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (1.88) <i>Planktothrix rubescens</i> (3.12) <i>Oscillatoria limnetica</i> (2.76) <i>Aphanocapsa</i> sp. (0.62) <i>Uroglena skujae</i> (0.59) <i>Stephanodiscus parvus / minutulus</i> sp. (0.45) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.41) <i>Pandorina morum</i> (0.34) <i>Fragilaria crotonensis</i> (0.32)
Giugno	<i>Oscillatoria limnetica</i> (64.35) <i>Planktothrix rubescens</i> (10.03) <i>Oscillatoria</i> sp. (24.49) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> gr. (2.96) <i>Achnantes</i> sp. (2.83) <i>Micractinium pusillum</i> (2.48) <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (0.99) <i>Cyclotella</i> sp. (0.33)	<i>Oscillatoria limnetica</i> (105.96) <i>Oscillatoria</i> sp. (10.68) <i>Planktothrix rubescens</i> (9.22) <i>Micractinium pusillum</i> (5.06) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> gr. (2.34) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.76) <i>Achnantes</i> sp. (0.75) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.35)	<i>Planktothrix rubescens</i> (12.51) <i>Oscillatoria limnetica</i> (112.87) <i>Oscillatoria</i> sp. (10.26) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> gr. (4.06) <i>Micractinium pusillum</i> (2.97) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.31) <i>Fragilaria saxoplanctonica</i> (0.69)

Tabella 7.1.2. Lago di Lugano, luglio - dicembre 2017: sviluppo delle principali specie (densità $> 0.3 \times 10^6$ cellule L⁻¹) di fitoplancton nello strato 0-20m (valori in 10^6 cellule per litro). Le densità $\geq 10 \times 10^6$ cellule L⁻¹ sono indicate in grassetto.

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
Luglio	Achnantes sp. (10.01) <i>Planktothrix rubescens</i> (9.92) <i>Oscillatoria limnetica</i> (1.78) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.84) <i>Didymocystis</i> (0.49)	Planktothrix rubescens (17.31) <i>Achnantes</i> sp. (2.35) <i>Didymocystis</i> (0.56) <i>Kirchneriella irregularis</i> (0.49) <i>Cryptomonas</i> sp. (0.33)	<i>Achnantes</i> sp. (5.92) <i>Kirchneriella irregularis</i> (1.78) <i>Planktothrix rubescens</i> (0.85) <i>Aphanothece</i> sp. (0.79) <i>Didymocystis</i> (0.47) <i>Rhodomonas</i> , sp. (0.33)
Agosto	Didymocystis (14.82) <i>Oscillatoria</i> sp. (4.16) <i>Planktothrix rubescens</i> (3.26) <i>Oscillatoria limnetica</i> (0.58) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.65)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.93) <i>Didymocystis</i> (3.74) <i>Kirchneriella irregularis</i> (1.00) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.68) <i>Rhodomonas</i> sp. (0.67) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.36)	<i>Planktothrix rubescens</i> (5.67) <i>Didymocystis</i> (3.15) <i>Kirchneriella irregularis</i> (2.00) <i>Rhodomonas</i> sp. (1.17) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.72) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.47) <i>Achnantes</i> sp. (0.31)
Settembre	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> (8.09) <i>Aphanothece</i> sp. (7.42) <i>Planktothrix rubescens</i> (7.16) <i>Ankyra judayi</i> (1.30) <i>Oscillatoria</i> sp. (0.45) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.33)	<i>Oscillatoria</i> sp. (5.65) <i>Planktothrix rubescens</i> (5.31) <i>Sphaerocystis schroeteri</i> (1.83) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.36) <i>Ankyra judayi</i> (0.66) <i>Scenedesmus costatus</i> (0.43)	<i>Oscillatoria</i> sp. (4.38) <i>Sphaerocystis schroeteri</i> (1.16) <i>Planktothrix rubescens</i> (0.77) <i>Ankyra judayi</i> (0.58) <i>Oscillatoria limnetica</i> (0.54) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.30)
Ottobre	<i>Aphanocapsa</i> sp. (2.30) <i>Microcystis flos-aquae</i> (0.50) <i>Asterionella formosa</i> (0.47) <i>Sphaerocystis schroeteri</i> (0.31)	Planktothrix rubescens (19.24) <i>Cyanodictyon</i> sp. (0.89) <i>Coelastrum polychordum</i> (0.77) <i>Microcystis flos-aquae</i> (0.60) <i>Aphanothece</i> sp. (0.51) <i>Sphaerocystis schroeteri</i> (0.33)	<i>Coelastrum polychordum</i> (1.15) <i>Planktothrix rubescens</i> (0.44) <i>Microcystis flos-aquae</i> (0.39) <i>Chrysochromulina</i> sp. (0.37) <i>Sphaerocystis schroeteri</i> (0.34)
Novembre	<i>Microcystis flos-aquae</i> (1.80) <i>Aphanothece</i> sp. (1.22) <i>Planktothrix rubescens</i> (0.54)	<i>Cyclotella ocellata</i> (0.53) <i>Cyanodictyon</i> sp. (0.36)	<i>Aphanothece</i> sp. (0.39) <i>Cyanodictyon</i> sp. (0.31) <i>Cyclotella ocellata</i> (0.35)
Dicembre	<i>Chrysochromulina</i> sp. (0.44)	<i>Rhodomonas</i> sp. (1.20)	<i>Rhodomonas</i> sp. (0.41)

8. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON

Lo zooplancton lacustre è uno dei maggiori attori nella rete trofica del lago. Oltre a presentare valore naturalistico, gli organismi zooplanctonici svolgono importanti funzioni ecosistemiche, per esempio controllando la biomassa algale e fornendo direttamente o indirettamente alimento a pesci e altri predatori.

Uno studio dell'andamento della struttura tassonomica e della struttura trofica dello zooplancton, congiuntamente all'analisi della cenosi fitoplanctonica (Capitolo 7), permette quindi di fornire una valutazione comprensiva degli effetti del risanamento trofico e di altri cambiamenti ambientali (quali i cambiamenti climatici) sul funzionamento della rete trofica lacustre (Lepori & Roberts, 2017; Lepori *et al.*, 2018a).

Lo zooplancton considerato dal programma di indagini è lo zooplancton pelagico da crostacei, corrispondente alla categoria del meso-zooplancton. Il campionamento viene 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. Diversità, abbondanza e composizione

Nel 2017, 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.

Come negli scorsi anni, *Bosmina longirostris* è stata scarsa e presente solo nel bacino sud, mentre gli altri taxa hanno formato popolazioni consistenti in tutto il lago durante almeno un mese dell'anno. Dalla lista sono state escluse specie prettamente litorali quali *Megacyclops gigas* e *Chydorus sphaericus*, anche se occasionalmente ne sono stati rinvenuti alcuni esemplari nei campioni pelagici.

Tabella 8.1.1. Lago di Lugano, 2017: specie di crostacei zooplanctonici rinvenute nel lago, per raggruppamento tassonomico.

Raggruppamento	Specie
Copepodi ciclopoidi	<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 brachiurum</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 0.66×10^6 ind m^{-2} a Gandria, 1.05×10^6 ind m^{-2} a Melide e 0.91×10^6 ind m^{-2} a Figino. Le biomasse medie annue sono state pari a 2.5 g PS m^{-2} a Gandria, 3.6 g PS m^{-2} a Melide e 3.1 PS g m^{-2} a Figino. Questi valori indicano che nel bacino nord lo zooplancton è stato scarso, come già durante il triennio precedente, mentre nel bacino sud è apparso in lieve ripresa.

L'andamento mensile della biomassa (Figure 8.1.1 e 8.1.2) mostra nette differenze tra i bacini del lago. Nel bacino nord lo zooplancton ha avuto un modesto sviluppo in primavera, dopodiché è drasticamente diminuito, risultando scarso fino a fine anno. Nel bacino sud, invece, la biomassa ha mostrato un andamento bimodale caratterizzato da picchi di biomassa sia in primavera che in autunno.

Tabella 8.1.2.a. Lago di Lugano, 2017: specie dominanti di crostacei zooplanctonici (in 10^3 ind m^{-2}), per mese e stazione lacustre (primo semestre)

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
Gennaio	<i>Cyclops abyssorum</i> (148.2) <i>Cyclops strenuus</i> (32.6)	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (96.7) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (76.5) <i>Cyclops strenuus</i> (53.4) <i>Cyclops abyssorum</i> (38.7)	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (52.8) <i>Cyclops strenuus</i> (47.7) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (38.2)
Febbraio	<i>Cyclops abyssorum</i> (119.1)	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (74.3) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (63.6) <i>Cyclops strenuus</i> (57.6) <i>Cyclops abyssorum</i> (43.5)	<i>Daphnia hyalina-galeata</i> (52.1) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (47.2)
Marzo	<i>Cyclops abyssorum</i> (411.4) <i>Cyclops strenuus</i> (87.0)	<i>Daphnia hyalina-galeata</i> (183.6) <i>Cyclops strenuus</i> (82.9) <i>Cyclops abyssorum</i> (77.4) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (61.9)	<i>Cyclops strenuus</i> (84.8) <i>Cyclops abyssorum</i> (54.5) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (54.5) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (47.2) <i>Eubosmina coregoni</i> (40.8)
Aprile	<i>Cyclops abyssorum</i> (308.1) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (230.0) <i>Cyclops strenuus</i> (112.0)	<i>Daphnia hyalina-galeata</i> (432.5) <i>Eubosmina coregoni</i> (265.4) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (137.1) <i>Cyclops strenuus</i> (112.1) <i>Cyclops abyssorum</i> (90.4)	<i>Daphnia hyalina-galeata</i> (431.3) <i>Cyclops strenuus</i> (158.4) <i>Eubosmina coregoni</i> (148.2) <i>Cyclops abyssorum</i> (95.1) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (74.1)
Maggio	<i>Cyclops abyssorum</i> (262.4) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (166.6) <i>Cyclops strenuus</i> (81.1)	<i>Eubosmina coregoni</i> (117.9) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (115.0) <i>Cyclops abyssorum</i> (74.7)	<i>Daphnia hyalina-galeata</i> (125.6) <i>Cyclops abyssorum</i> (76.9) <i>Eubosmina coregoni</i> (72.5)
Giugno	<i>Cyclops abyssorum</i> (127.2) <i>Leptodora kindtii</i> (38.3)	<i>Daphnia hyalina-galeata</i> (126.5) <i>Cyclops strenuus</i> (86.2) <i>Cyclops abyssorum</i> (53.7) <i>Leptodora kindtii</i> (35.0)	<i>Cyclops abyssorum</i> (84.9) <i>Cyclops strenuus</i> (80.3) <i>Bosmina longirostris</i> (67.1) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (31.6)

Anche la composizione tassonomica è apparsa diversa tra i bacini (Tabella 8.1.2.a-b). Nel bacino nord la comunità zooplanctonica è stata dominata essenzialmente da due sole forme, i copepodi ciclopoidi (soprattutto *Cyclops abyssorum*) e le dafnie (*Daphnia longispina-galeata*), anche se l'abbondanza di quest'ultime è stata limitata ai mesi di aprile e maggio.

Nel bacino sud si è riscontrata una maggiore equitabilità e diversità di specie abbondanti. I copepodi sono stati rappresentati sia dai ciclopoidi (in particolare *C. abyssorum* e *Thermocyclops crassus*, più abbonanti nel secondo semestre) che dai calanoidi (*Eudiaptomus gracilis*, abbondante a fine anno). Tra i cladoceri, *Daphnia* ha avuto un forte sviluppo primaverile (aprile-giugno) e una parziale ripresa autunnale (settembre-ottobre), mentre *Diaphanosoma brachiurum* (Sididae) ha mostrato un notevole picco autunnale. Inoltre, tra la primavera e l'inizio dell'inverno, si sono verificati considerevoli sviluppi di bosmine (soprattutto *Eubosmina longicornis*).

Tra i taxa meno abbondanti, il cladocero predatore *Leptodora kindtii* (Leptodoridae) ha mostrato il consueto sviluppo primaverile-estivo (giugno), sia a Gandria che a Melide. Soprattutto nel bacino sud, *Leptodora* è stata accompagnata dal cladocero predatore non-nativo *Bythotrephes longimanus* (Cercopagididae, massima densità=5.2×10³ ind m⁻²), che tuttavia non ha mai raggiunto le abbondanze riscontrate negli anni seguenti la sua scoperta nel lago (2012-2015).

Tabella 8.1.2.b. Come Tabella 8.2.1.a, secondo semestre.

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
Luglio	<i>Cyclops abyssorum</i> (167.4)	<i>Cyclops abyssorum</i> (89.8) <i>Cyclops strenuus</i> (49.1)	<i>Cyclops abyssorum</i> (133.3) <i>Cyclops strenuus</i> (55.6)
Agosto	<i>Thermocyclops crassus</i> (53.9) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (53.1)	<i>Thermocyclops crassus</i> (1004.0) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (221.1) <i>Cyclops abyssorum</i> (150.4) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (30.9)	<i>Thermocyclops crassus</i> (305.2) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (241.1) <i>Cyclops abyssorum</i> (139.3) <i>Cyclops strenuus</i> (61.9)
Settembre	<i>Diaphanosoma brachiurum</i> (71.6) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (55.2) <i>Thermocyclops crassus</i> (30.3)	<i>Diaphanosoma brachiurum</i> (2178.4) <i>Thermocyclops crassus</i> (1194.3) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (79.0) <i>Cyclops abyssorum</i> (53.7) <i>Eubosmina longicornis</i> (34.7) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (31.6)	<i>Diaphanosoma brachiurum</i> (1282.7) <i>Thermocyclops crassus</i> (524.5) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (183.2) <i>Eubosmina longicornis</i> (151.6) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (95.4) <i>Bosmina longirostris</i> (50.5) <i>Cyclops abyssorum</i> (44.2) <i>Cyclops strenuus</i> (37.9)
Ottobre	<i>Diaphanosoma brachiurum</i> (45.9) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (42.5)	<i>Diaphanosoma brachiurum</i> (557.3) <i>Eubosmina longicornis</i> (216.7) <i>Thermocyclops crassus</i> (190.2) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (150.4) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (141.5) <i>Cyclops abyssorum</i> (48.6) <i>Mesocyclops leuckarti</i> (44.2) <i>Bosmina longirostris</i> (39.8)	<i>Eubosmina coregoni</i> (445.3) <i>Diaphanosoma brachiurum</i> (233) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (153.3) <i>Thermocyclops crassus</i> (117.9) <i>Bosmina longirostris</i> (79.6) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (79.6) <i>Cyclops abyssorum</i> (70.8) <i>Mesocyclops leuckarti</i> (47.2)
Novembre	<i>Eubosmina coregoni</i> (58.5) <i>Mesocyclops leuckarti</i> (49.7)	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (341.5) <i>Eubosmina longicornis</i> (191.1) <i>Mesocyclops leuckarti</i> (42.5) <i>Cyclops abyssorum</i> (33.6)	<i>Eubosmina longicornis</i> (475.5) <i>Eudiaptomus gracilis</i> (157.0) <i>Mesocyclops leuckarti</i> (130.5) <i>Cyclops abyssorum</i> (55.3) <i>Daphnia hyalina-galeata</i> (55.3)
Dicembre	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (76.7)	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (202.0) <i>Eubosmina longicornis</i> (193.1) <i>Mesocyclops leuckarti</i> (38.3) <i>Cyclops abyssorum</i> (32.4) <i>Cyclops strenuus</i> (32.4)	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (121.9) <i>Eubosmina longicornis</i> (111.1) <i>Bosmina longirostris</i> (50.1)

Nonostante queste differenze, nel 2017 gli andamenti dei due bacini sono stati accomunati da un forte declino primaverile-estivo (“midsummer decline”) dei cladoceri erbivori e dei copepodi calanoidi (Figura 8.1.2), simile a quello osservato durante il triennio precedente (2014-2016). Durante questa fase, i calanoidi sono praticamente scomparsi, mentre le dafnie sono rimaste presenti con popolazioni esigue. Nel bacino nord, il declino è incominciato già a fine maggio ed è proseguito fino a fine anno. Nel bacino sud, l’inizio del declino è stato dilazionato alla seconda metà di giugno e si è interrotto verso la fine di agosto, grazie allo sviluppo di *Diaphanosoma* e dei copepodi calanoidi.

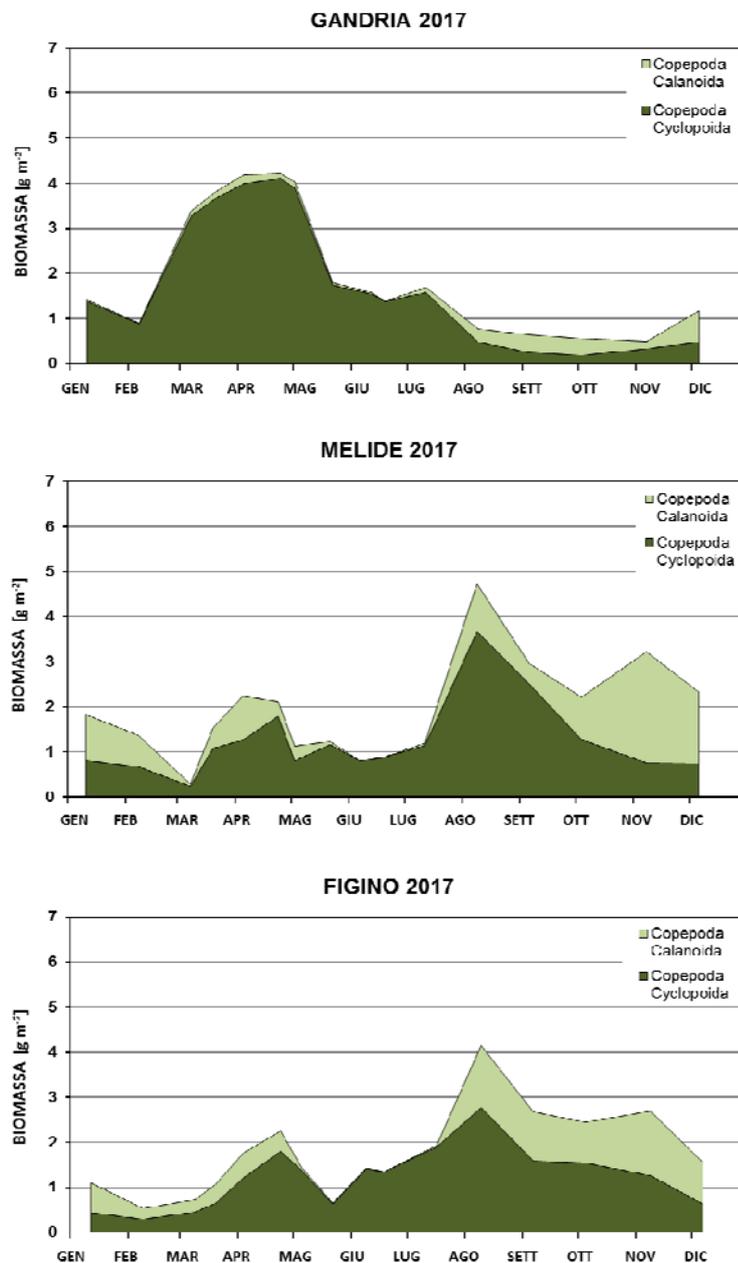


Figura 8.1.1. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della biomassa dei copepodi [g PS m⁻²].

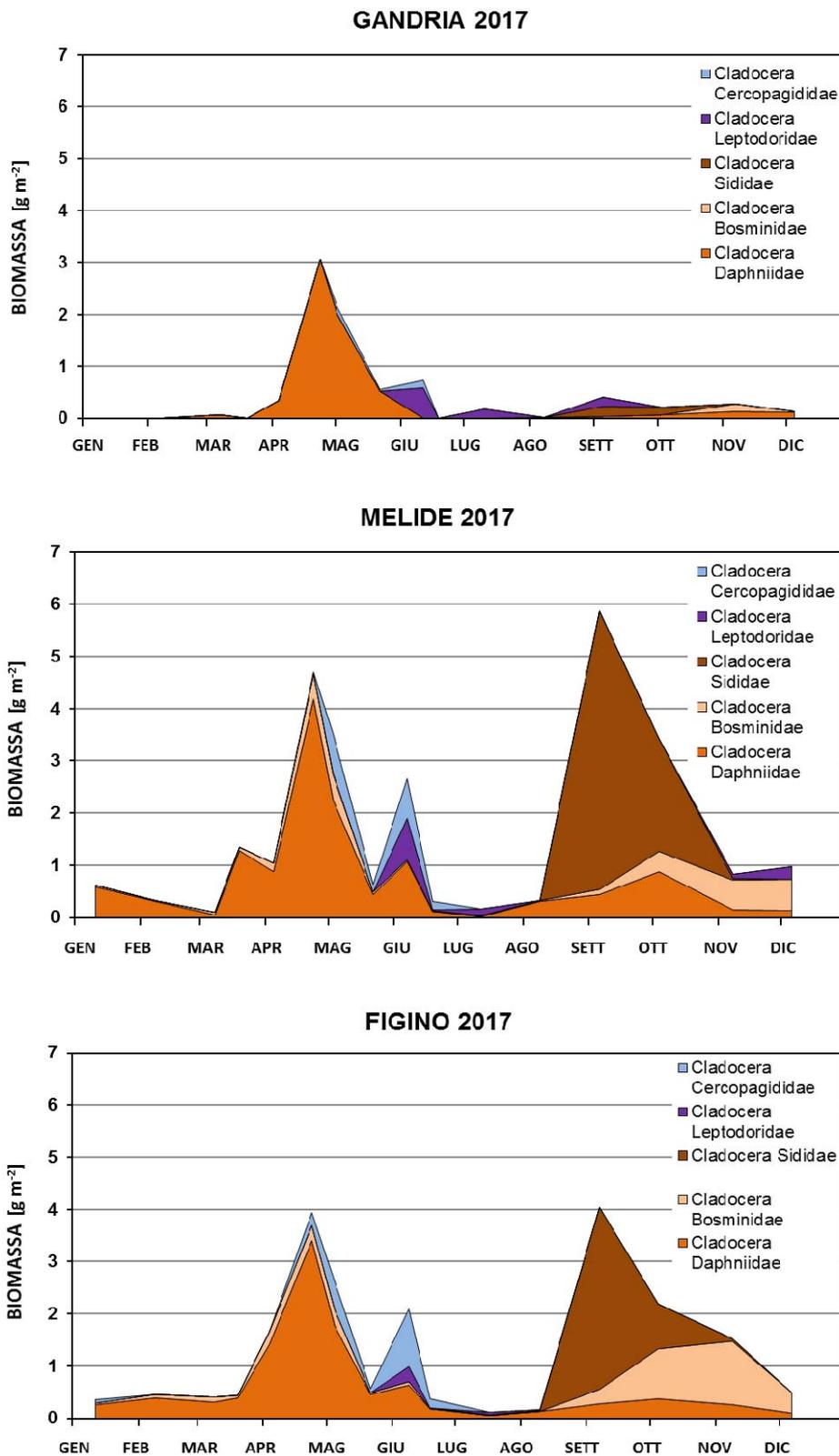


Figura 8.1.2. Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della biomassa dei cladoceri [g PS m⁻²].

8.2. Struttura trofica

L'andamento mensile della struttura trofica delle comunità di zooplancton (Figura 8.2.1) ha mostrato differenze tra i due bacini, che rispecchiano le dinamiche delle categorie tassonomiche descritte nel paragrafo precedente.

Nel bacino nord, la categoria trofica più abbondante è stata quella degli omnivori, grazie soprattutto al contributo dei copepodi ciclopoidi (*C. abyssorum*). Gli erbivori hanno mostrato biomasse consistenti solo in primavera (aprile-maggio), grazie al temporaneo sviluppo di *Daphnia*.

Viceversa, nel bacino sud, hanno dominato gli erbivori, grazie ai contributi relativamente maggiori di *Daphnia*, *Diaphanosoma* e *Eubosmina*. Inoltre, l'erbivoria (consumo di fitoplancton) ha avuto un'importanza maggiore rispetto a quella che si evince dall'andamento degli erbivori in senso stretto, poiché ad essa hanno contribuito anche gli erbivori-omnivori (calanoidi) e alcuni omnivori che consumano abbondantemente fitoplancton (*T. crassus*), che in questo bacino sono stati relativamente abbondanti.

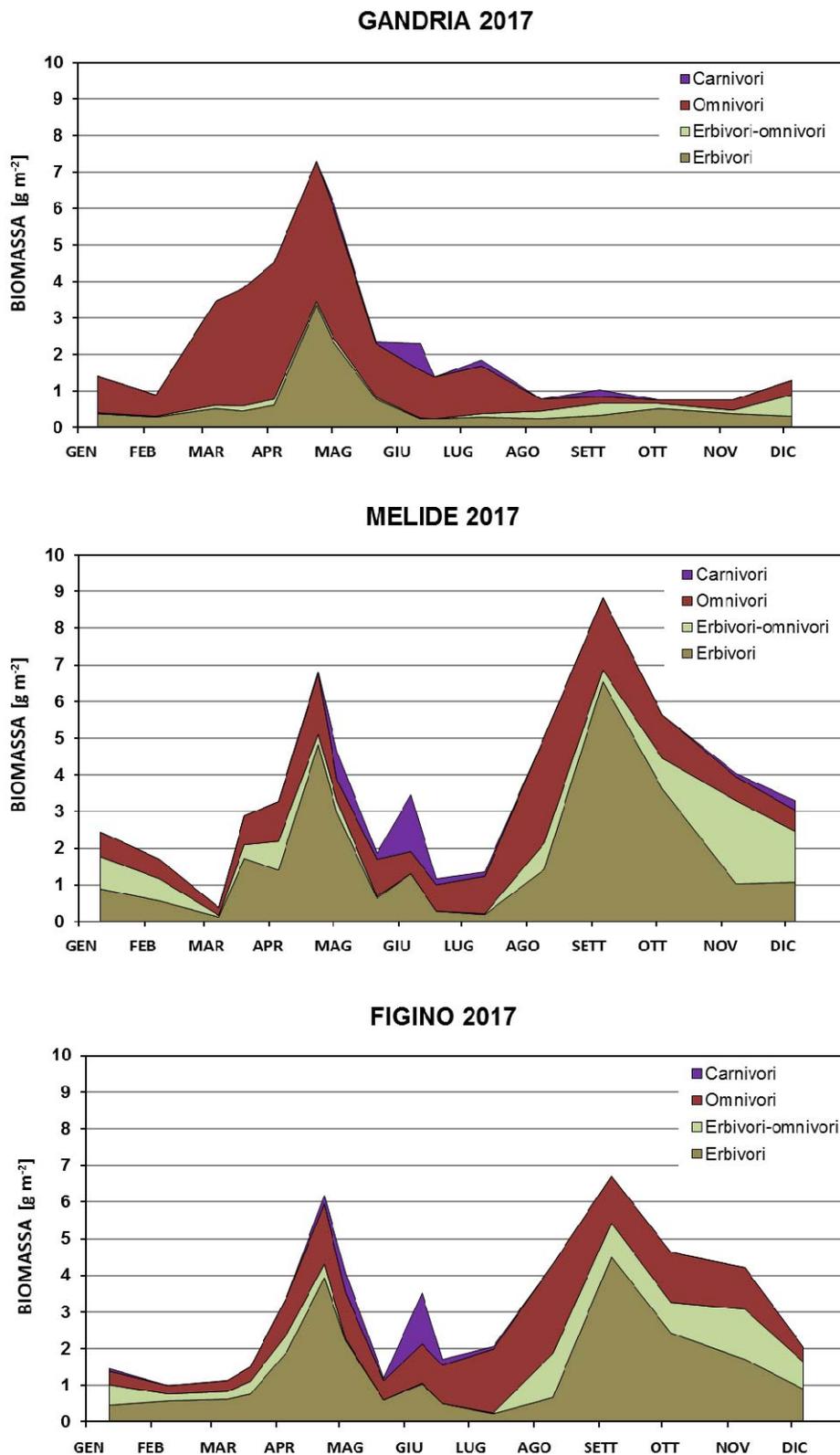


Figura 8.2.1 Lago di Lugano, 2017: andamento mensile della biomassa delle categorie trofiche dello zooplancton da crostacei pelagico [g PS m^{-2}].

9. CONCLUSIONI

Nel 2017, le condizioni del lago sono cambiate notevolmente rispetto al 2016, evidenziando come in questi ultimi anni lo stato del lago sia fortemente instabile, a causa soprattutto della variabilità delle condizioni meteorologiche invernali. Nel 2017, grazie a un inizio d'anno freddo (gennaio), la circolazione invernale si è spinta fino alle profondità consuete nei due bacini (quasi 80 m nel bacino nord, fino al fondo nel bacino sud). Grazie a ciò, sia il regime di mescolamento che la successione stagionale dei popolamenti planctonici, apparsi fortemente alterati nel 2016 a causa dell'inverno mite e delle deboli circolazioni, sono tornati alla normalità.

Oltre ad evidenziare questa variabilità, i risultati della campagna 2017 avvalorano però anche alcune tendenze pluriannuali, che sono emerse con maggior chiarezza durante l'ultimo quinquennio.

Una prima tendenza riguarda i carichi esterni di fosforo, che non sono solo diminuiti sostanzialmente, ma appaiono ormai conformi (bacino nord) o prossimi (bacino sud) agli obiettivi di risanamento (Barbieri & Mosello, 1992). A questo miglioramento hanno contribuito lo smantellamento dell'impianto di depurazione del Medio Cassarate e un'apparente diminuzione delle fonti di carico diffuse, almeno per i tre tributari per i quali si dispone di informazioni dettagliate (Vedeggio, Laveggio e Scairolo).

Malgrado questo miglioramento, va tuttavia sottolineato che la qualità delle acque tributarie resta solo in parte soddisfacente poiché, per esempio, in almeno quattro degli otto tributari maggiori anche nel 2017 si sono manifestati episodi di inquinamento organico e di tossicità potenzialmente dannosi per gli organismi acquatici.

Una seconda tendenza emersa dai risultati della campagna 2017, strettamente associata alla diminuzione dei carichi di fosforo, riguarda la diminuzione delle concentrazioni di fosforo nel bacino nord, anche queste ormai conformi agli obiettivi di risanamento da quattro anni consecutivi (Imboden, 1992). Le basse concentrazioni del 2017, tuttavia, sono particolarmente significative perché illustrano come in questo bacino le concentrazioni rimangano ormai conformi agli obiettivi non solo in anni contrassegnati da deboli circolazioni (durante i quali gli apporti interni sono ridotti), ma anche in anni con circolazioni normali. In questo bacino, le concentrazioni di fosforo nel mixolimnio (*ca.* 0-100 m) stanno quindi rispondendo velocemente alla riduzione del carico esterno.

Attualmente, la maggior incognita riguardante il risanamento del bacino nord è rappresentata dalla possibile risalita di fosforo dagli strati profondi durante circolazioni eccezionalmente profonde, come quelle che si sono verificate negli anni 2005-2006.

È probabile che questi eventi si ripetano in futuro, anche se non si è in grado di sapere con quale frequenza, e che nonostante la diminuzione dei carichi esterni il cammino futuro del bacino sarà punteggiato da episodi di risalita di fosforo dal fondo (Lepori *et al.*, 2018b).

Nel bacino sud, la diminuzione delle concentrazioni di fosforo, seppur in atto, è rallentata dallo sviluppo di un notevole carico interno (Lepori & Roberts, 2017) e dalla variabilità climatica. Nel 2017, gli effetti di questi fattori sono stati particolarmente evidenti. Infatti, a causa dell'inverno mite del 2015/2016 e della debole circolazione del 2016, le acque profonde del bacino sud sono rimaste anossiche dall'estate del 2015 fino alla circolazione del 2017. L'eccezionale durata di questo periodo di anossia si è tradotta nell'accumulo di un ingente carico interno, e pertanto di un elevato rifornimento epilimnetico di fosforo durante la circolazione del 2017. A Melide, tale rifornimento ha prodotto concentrazioni di fosforo tardo-invernali particolarmente elevate e ancora decisamente superiori agli obiettivi di risanamento. In questo bacino, quindi, l'andamento delle concentrazioni di fosforo è in parte determinato dalle condizioni meteorologiche invernali. Il previsto riscaldamento climatico (Lepori & Roberts, 2015) potrebbe quindi in parte contrapporsi all'effetto della diminuzione del carico esterno.

Una terza tendenza riguarda l'aumento relativo dei cianobatteri rispetto al fitoplancton algale, già messo in luce nell'ultimo rapporto pluriennale (IST, 2016). Nel 2017, infatti, in termini di biomassa media annuale, i cianobatteri sono stati il primo gruppo di fitoplancton a Melide, e il secondo (dopo le diatomee) a Gandria e Figino. Anche nel 2017, i cianobatteri sono stati dominati da forme metalimnetiche filamentose (*Oscillatoria* e *Planktobrix*), a dimostrazione di come le condizioni fisico-chimiche del lago (in primo luogo la temperatura, le concentrazioni di nutrienti e la stabilità della colonna d'acqua) siano attualmente particolarmente favorevoli allo sviluppo di questi organismi.

Infine, una quarta tendenza riguarda il cambiamento della composizione e dell'abbondanza delle comunità zooplanctoniche. Per queste comunità, il processo di eutrofizzazione è spesso contraddistinto da un aumento dell'abbondanza relativa dei cladoceri (aumento del rapporto cladoceri÷coopepodi; Straile & Geller, 1998). Non sorprende quindi che la diminuzione del carico trofico del lago stia avendo l'effetto opposto, ovvero stia favorendo la dominanza dei coopepodi, e che quest'effetto sia particolarmente evidente nel bacino nord, dove negli ultimi anni le concentrazioni di fosforo si sono maggiormente ridotte.

Nonostante molte di queste tendenze (fatta eccezione per l'aumento dei cianobatteri) vadano nella direzione auspicata o prevista dal programma di risanamento, i risultati della campagna del 2017, insieme ad altri studi recenti (Lepori *et al.*, 2018b), mostrano che alcuni degli indicatori fondamentali dello stato

del lago (in particolare gli indicatori dello stato trofico) manifestano andamenti deboli o addirittura opposti a quelli attesi.

Tra questi spiccano lo stato di ossigenazione delle acque ipolimnetiche, che rimane critico, la produzione primaria, che rimane tipica di condizioni eutrofiche, e la biomassa algale, che continua a mostrare notevoli accumuli estivi. In generale, quindi, i risultati degli ultimi anni di indagine stanno rivelando un inatteso scollamento tra i carichi di fosforo, che diminuiscono, e gli indicatori biologici dello stato trofico, che mostrano un'apparente resistenza a questa diminuzione.

Questo scollamento ha probabilmente delle cause interne all'ecosistema, quali la diminuzione del grazing da parte dei cladoceri erbivori, determinato dalle diminuite concentrazioni di fosforo (Lepori *et al.*, 2018b), e delle cause esterne, quali il riscaldamento climatico, che favorisce i cianobatteri e sfavorisce l'ossigenazione delle acque profonde (Rogora *et al.*, 2018). Tuttavia, l'importanza relativa di questi fattori rimane poco conosciuta. Per poter prevedere l'evoluzione del lago e stabilire se gli attuali obiettivi di risanamento (riguardanti soprattutto i carichi e le concentrazioni di fosforo) saranno sufficienti a produrre l'auspicato miglioramento trofico delle acque nonostante il previsto riscaldamento climatico, una migliore comprensione di queste con-cause appare quindi indispensabile. Ci si auspica quindi che le ricerche sul lago possano proseguire in futuro e che possano essere indirizzate maggiormente verso una comprensione più approfondita delle complesse interazioni sussistenti tra nutrienti, clima e biocenosi lacustri.

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 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, e a Giuseppe Ranieri, responsabile del Laboratorio della Sezione Protezione Aria, Acqua e Suolo (UMAm-SPAAS), per la costante collaborazione.

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri, A., & Mosello, R., 1992. Chemistry and trophic evolution of Lake Lugano in relation to nutrient budget. *Aquatic sciences*, 54, 219-237.
- 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-rvqe.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.
- Franchini, F., Lepori, F., & Bruder, A., 2017. Improving estimates of primary production in lakes: a test and a case study from a peri-alpine lake (Lake Lugano). *Inland Waters*, 7, 77-87.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., et al., 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- Imboden, D.M., 1992. Possibilities and limitations of lake restoration: Conclusions for Lake Lugano. *Aquatic Sciences*, 54, 381-390.
- Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI), 2016: Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013-2015. Campagna 2015 e sintesi pluriennale.
- Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 93 pp.
- Istituto scienze della Terra (IST), 2018. *Annuario idrologico del Cantone Ticino 2017*.
- 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. and 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(2), pp.255-264.
- Lepori, F., Roberts, J.J. & Schmidt, T.S., 2018a. A paradox of warming in a deep peri-Alpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). *Hydrobiologia*, *in press*.
- 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*, *in press*.

- 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/>
- Resource Modelling Associates. RMA-11 documents. Governing equations for heat budget computation. Disponibile presso: <http://ikingrma.iinet.net.au/CHAP4a.pdf>
- Rogora, M., Buzzi, F., Dresti, C., Leoni, B., Lepori, F., Mosello, R., Patelli, M. and Salmaso, N., 2018. Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygen content in the subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia*, *in press*.
- Straile, D. and Geller, W., 1998. Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. *Advances in Limnology*, 53, 255-274.
- Ufficio federale di Meteorologia e climatologia Meteosvizzera. 2017. Dati disponibili presso: <http://www.meteosvizzera.admin.ch/home/servizi-e-pubblicazioni/consulenza-e-servizi/portale-dati-per-l-insegnamento-e-la-ricerca-idaweb.html>
- United States Environmental Protection Agency (EPA), 2012. Water quality standards for surface waters. Disponibile presso: <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/>
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9, 1-38.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd edition. Academic press, Elsevier, San Francisco, New York, London.
- Winter, T.C., Buso, D.C., Rosenberry, D.O., Likens, G.E., Sturrock, A.M., & Mau, D.P., 2003. Evaporation determined by the energy-budget method for Mirror Lake, New Hampshire. *Limnology and Oceanography*, 48, 995-1009.

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

Segretariato:

Ing. Giuseppe Amadore
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]
	P _{tot} :	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]
	N _{tot} :	azoto totale	[mg L ⁻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]
FITTOPLANCTON		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 _{EUF} :	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} , N_{tot} , DIC e SiO_2) 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 (rappresentanti il 41% dell'area del bacino imbrifero del bacino nord e il 29 % del bacino imbrifero del bacino sud) sono stati stimati in base ai carichi areali ('export coefficients', media carico P_{tot} 2017=0.26 kg ha⁻¹; N_{tot} =13.52 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 (1571 mg N m⁻², dati forniti dall'Ufficio dell'aria, del clima e delle energie rinnovabili del Cantone Ticino) e alla media geometrica delle deposizioni di TP 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.

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

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

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

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

Criteria relativi al grado di tossicità (MWLAP, 2001; CCME, 2012; US- EPA, 2012)

Criteria	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-11, 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 $\mu S\ cm^{-1}$ 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 (Capitolo 6).

La stabilità di un lago (S , in $J\ m^{-2}$) 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:

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

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
- ρ_z = densità dell'acqua alla profondità z
- ρ_m = densità della colonna interamente mescolata

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

Capitolo 7. Il fitoplancton è stato campionato nello strato 0-20 m (campione integrale) e identificato al microscopio invertito mediante il metodo di Utermöhl (1958). La clorofilla a

è stata misurata sia mediante lettura spettrofotometrica (previa estrazione in etanolo), sia mediante lettura fluorimetrica *in vivo*, grazie alla sonda TriLux (Chelsea Technology Groups), una delle sonde installate sulla sonda multiparametrica Idronaut. Inoltre, il sensore TriLux ha raccolto un indice della concentrazione di ficocianina, che quantifica il 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 685 nm. La misura della ficocianina rappresenta il contributo della ficocianina a questo picco. La produzione primaria è stata misurata mediante il metodo delle bottiglie chiare e delle bottiglie scure, usando ¹⁴C per tracciare l'attività fotosintetica. Il metodo, insieme alle elaborazioni statistiche usate per espandere le misure di produzione orarie ai valori giornalieri e annuali, è descritto in dettaglio in Franchini *et al.*, 2017.

Capitolo 8. Lo zooplancton è stato campionato mediante pescate verticali realizzate con un retino (maglia 95 µm) tra 50 m di profondità e la superficie. I campionamenti sono stati 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 ha compreso l'identificazione e il conteggio delle specie, oltre alla stima della loro biomassa. L'abbondanza delle singole specie per unità di superficie è stata 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, è stata misurata la lunghezza corporea di 20 individui mediante una scala oculare micrometrica. Successivamente, le lunghezze sono state usate per calcolare biomasse individuali mediante modelli lunghezza-peso (Bottrell *et al.*, 1976). La biomassa di ogni taxon è stata 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 A2.1)

Tabella A2.1. Lago di Lugano, 2016: categorie trofiche dei maggiori gruppi (o specie) di zooplancton 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.