

Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere



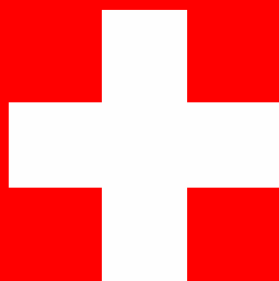
PROGRAMMA TRIENNALE 2022-2024

CAMPAGNA 2024 E RAPPORTO TRIENNALE

RICERCHE SULL'EVOLUZIONE DEL LAGO DI LUGANO ASPETTI LIMNOLOGICI

a cura di
Camilla Capelli

Mendrisio, 2025



Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

RICERCHE SULL'EVOLUZIONE DEL
LAGO DI LUGANO

Sezione Limnologia

Programma triennale 2022–2024
Campagna 2024 e rapporto triennale

DACD-SUPSI
Sede di Mendrisio

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

DACD SUPSI. 2025. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma triennale 2022-2024. Campagna 2024 e rapporto triennale. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 100 pp.

I dati raccolti nell'ambito delle indagini del 2024 sono disponibili in modalità open access nel seguente archivio digitale su B2Share (EUDAT Collaborative Data Infrastructure): DOI [10.23728/b2share.95z03-saq19](https://doi.org/10.23728/b2share.95z03-saq19)

SOMMARIO

INTRODUZIONE	5
Sintesi	6
Summary	8
Inquadramento geografico e stazioni di campionamento	10
1. INQUADRAMENTO METEOROLOGICO	12
1.1 Sintesi annuale	12
2. CORSI D'ACQUA: QUALITÀ E CARICHI DI NUTRIENTI	16
2.1 Portate	16
2.2 Qualità dell'acqua	17
2.3 Carichi	20
3. LAGO: CARATTERISTICHE FISICHE	23
3.1 Livello lacustre	23
3.2 Trasparenza e luce	24
3.3 Profondità di mescolamento e stabilità	25
3.4 Temperatura	27
4. LAGO: CARATTERISTICHE CHIMICHE	30
4.1 Alcalinità e pH	30
4.2 Ossigeno disciolto e potenziale redox	30
4.3 Macronutrienti (fosforo, azoto e silice)	30
4.4 Golfi secondari	46
5. FITOPLANKTON	49
5.1 Biomassa e composizione tassonomica	49
5.2 Pigmenti fotosintetici	52
5.3 Produzione primaria	54
5.4 Golfi secondari	55
5.5 Cianotossine	56

6. ZOOPLANKTON A CROSTACEI	59
6.1 Biomassa e composizione tassonomica	59
6.2 Struttura trofica	61
7. IMMAGINI SATELLITARI	62
7.1 Temperatura superficiale	62
7.2 Clorofilla <i>a</i>	62
8. MONITORAGGIO DI DETERMINANTI GENICI DI RESISTENZA IN ALCUNI CORSI D'ACQUA	65
8.1 Programma 2024	65
8.2 Introduzione	65
8.3 Punti di campionamento	66
8.4 Identificazione e quantificazione di determinanti genici di resistenza agli antibiotici	67
8.5 Indagini batteriologiche	69
8.6 Correlazione tra geni di resistenza, <i>16SrDNA</i> e <i>intI</i> e parametri chimico-fisici dell'acqua	70
8.7 Conclusioni	71
9. SINTESI PLURIENNALE	73
9.1 Corsi d'acqua: carichi di fosforo	73
9.2 Lago: evoluzione dello stato fisico	73
9.3 Chimica delle acque lacustri	76
9.4 Evoluzione dei popolamenti fitoplanctonici	80
9.5 Evoluzione dei popolamenti zooplanctonici	83
CONCLUSIONI	86
ALLEGATI	87

INTRODUZIONE

Il presente rapporto illustra i risultati emersi dalle ricerche sul Lago di Lugano realizzate dal Dipartimento ambiente, costruzioni e design della SUPSI (DACD-SUPSI) nel corso del 2024 per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIP AIS). Per gli indicatori più significativi viene presentata anche una sintesi triennale (2022-2024).

Le ricerche sono tese a determinare l'origine, la natura e l'importanza degli inquinamenti o qualsiasi altra forma di alterazione delle acque transfrontaliere. Per il Lago di Lugano, la cui storia recente è segnata da un processo di eutrofizzazione (seconda metà del Novecento) e da una successiva fase di risanamento, i principali aspetti da sorvegliare comprendono i carichi di fosforo, l'ossigenazione e lo stato di trofia delle acque. D'altro canto, l'attività di ricerca mira a mettere integralmente in luce la complessità delle problematiche ambientali che gravano sul lago. Per rappresentare almeno parzialmente queste problematiche, le ricerche si sono progressivamente diversificate, estendendosi a coprire, per esempio, le conseguenze dei cambiamenti climatici, le fioriture di alghe potenzialmente nocive e la presenza di batteri antibiotico-resistenti.

I risultati delle ricerche illustrati nel rapporto confluiscono negli indicatori e nelle linee guida descritte nel Pannello di Controllo e nel Piano d'Azione CIP AIS (www.cipais.org). In particolare, i risultati di seguito riportati afferiscono alle seguenti linee di ricerca della Sezione 1 (Limnologia):

- indagini sugli indicatori chimici della qualità dei corsi d'acqua e sugli apporti di nutrienti veicolati dal bacino al lago (carichi esterni);
- indagini sugli indicatori dello stato fisico del lago;
- indagini sugli indicatori dello stato chimico del lago;
- indagini sugli indicatori concernenti il fitoplancton, i pigmenti algali e la produzione primaria;
- indagini sugli indicatori concernenti lo zooplancton a crostacei;
- analisi delle temperature e delle concentrazioni di clorofilla superficiali a partire da immagini satellitari;
- analisi della presenza e distribuzione di batteri antibiotico-resistenti nelle acque dei tributari.

Sintesi

In questo rapporto vengono presentati i risultati raccolti nel 2024 nell'ambito delle ricerche limnologiche sul bacino del Lago di Lugano. Le ricerche sono state realizzate dal DACD-SUPSI su mandato della CIP AIS.

Il 2024 è iniziato con un inverno particolarmente mite (anomalia termica +2.3 °C rispetto alla norma) e piovoso (156-158% rispetto alla norma). Condizioni fresche e umide si sono poi protratte fino a inizio estate, che è stata caratterizzata da una fase centrale secca e molto calda, associata a ondate di calore significative.

La qualità chimica dei corsi d'acqua è stata influenzata dalle elevate portate che hanno caratterizzato il periodo tardo-invernale e primaverile e complessivamente si riscontrano delle criticità in particolare nei corsi d'acqua che fungono da recettori degli scarichi provenienti dagli IDA. La qualità è risultata buona per i fiumi Cassarate, Cuccio, Magliasina e per l'emissario Tresa, sufficiente per lo Scairolo, e scarsa per i fiumi Livone, Bolletta, Laveggio e Vedeggio. Tra le tipologie di inquinamento ha prevalso l'arricchimento in macronutrienti. Gli apporti esterni di fosforo (35 t per il bacino nord e 39 t per il bacino sud) e azoto (644 t per il bacino nord e 1483 t per il bacino sud) sono risultati insolitamente elevati nel 2024 e decisamente al di sopra degli obiettivi di risanamento, influenzati anch'essi dalle abbondanti precipitazioni nella prima fase dell'anno.

Le indagini sulla fisica lacustre hanno evidenziato condizioni di elevato irraggiamento fino oltre il termoclino. La circolazione tardo-invernale è stata debole e incompleta (41 m nel bacino nord e 53 m nel bacino sud), a causa delle temperature miti che hanno caratterizzato l'inverno 2023-2024. Le temperature medie nello strato produttivo ad inizio anno, infatti, non sono mai scese al di sotto di 7.0°C in entrambi i bacini. In estate, in concomitanza con le eccezionali ondate di calore, sono stati raggiunti valori massimi di temperatura in superficie pari a 27.6°C nel bacino nord e 28.0°C nel bacino sud.

La debole circolazione tardo-invernale ha permesso una ossigenazione delle acque solo fino a 50 m e condizioni di anossia sono state osservate al di sotto dei 70 m. Anche il rifornimento di fosforo nello strato produttivo (0-20 m) alla circolazione è stato decisamente contenuto in entrambi i bacini (9 µg P_{tot} L⁻¹ nel bacino nord e 21 µg P_{tot} L⁻¹ nel bacino sud).

Il fitoplancton è stato dominato dalle cianofite nel bacino nord e dalle diatomee nel bacino sud, tuttavia la biomassa è stata simile in entrambi i bacini (1.2-1.4 g m⁻³). L'evoluzione del popolamento fitoplanctonico ha seguito la disponibilità di nutrienti nello strato produttivo. Lo sviluppo primaverile delle diatomee è mancato nel bacino nord mentre è stato lento e costante nel bacino sud. Dall'estate hanno invece dominato le cianofite metalimnetiche in entrambi i bacini. Le cianotossine (microcistine) hanno rispecchiato la presenza dei cianobatteri: nel bacino nord le concentrazioni sono state rilevanti per la maggior parte dell'anno, mentre nel bacino sud sono aumentate solo in autunno.

Le biomasse medie dello zooplancton a crostacei sono state basse in entrambi i bacini (1.9-2.0 g PS m⁻²). I copepodi ciclopoidi, più competitivi in ambienti lacustri caratterizzati da una limitata disponibilità di nutrienti, sono stati numericamente dominanti, mentre sono stati poco abbondanti i cladoceri.

L'analisi di immagini satellitari per la stima della temperatura e della clorofilla *a* negli strati superficiali ha mostrato un andamento stagionale paragonabile a quello osservato dalle misurazioni *in situ* e un'elevata eterogeneità spaziale.

Le indagini sull'antibiotico-resistenza hanno mostrato che l'inquinamento antropico e l'aumento delle temperature favoriscono la presenza di geni di resistenza agli antibiotici e di batteri multi-resistenti nei corsi d'acqua analizzati (Vedeggio, Laveggio, Scairolo). In particolare, l'abbondanza dei geni di resistenza è risultata maggiore a valle degli impianti di depurazione, confermandone il ruolo nella diffusione delle resistenze in ambiente.

La sintesi pluriennale illustra un'evoluzione a doppia velocità. Se da un lato i carichi di fosforo sono stati ridotti con successo, dall'altro si osserva un'evidente tendenza al riscaldamento delle acque e i principali descrittori dello stato trofico ed ecologico del lago (produzione primaria, ossigenazione delle acque profonde) indicano ancora un'elevata produttività. Il triennio, caratterizzato da un anno siccitoso (2022) e da un anno con precipitazioni abbondanti (2024), ha evidenziato inoltre come gli eventi meteorologici estremi, sempre più frequenti, possano influire drasticamente sulla variabilità interannuale degli indicatori.

Summary

This report presents the results collected in 2024 as part of the limnological research on the Lake Lugano basin, conducted by DACD-SUPSI on behalf of CIPAIS.

The year 2024 began with an exceptionally mild winter (temperature anomaly of +2.3 °C above the norm) and above-average precipitation (156–158% of the norm). Cool and humid conditions persisted into early summer, which was then marked by a central period of dry and very hot weather, with significant heatwaves.

The chemical quality of the watercourses was influenced by high flow rates observed during late winter and spring. Overall, critical conditions were identified, particularly in streams that receive effluents from wastewater treatment plants (IDA). Water quality was assessed as good for the Cassarate, Cuccio, Magliasina rivers and the outlet Tresa; sufficient for the Scairolo; and poor for the Livone, Bolletta, Laveggio, and Vedeggio. Among the pollution types, macronutrient enrichment was predominant. External phosphorus loads (35 t for the north basin and 39 t for the south basin) and nitrogen loads (644 t for the north basin and 1483 t for the south basin) were also influenced by the heavy precipitation in the early part of the year and exceeded restoration targets.

Investigations of lake physics revealed high solar radiation extending beyond the thermocline. Late-winter circulation was weak and incomplete (41 m in the north basin and 53 m in the south basin), due to the mild temperatures of the 2023–2024 winter. In fact, average temperatures in the productive layer at the beginning of the year never dropped below 7.0 °C in either basin. In summer, during exceptional heatwaves, surface water temperatures peaked at 27.6 °C in the north basin and 28.0 °C in the south basin.

The weak late-winter circulation allowed oxygenation only down to 50 m, with anoxic conditions observed below 70 m. Phosphorus replenishment in the productive layer (0–20 m) via circulation was also limited in both basins (9 µg P_{tot} L⁻¹ in the northern basin and 21 µg P_{tot} L⁻¹ in the southern basin).

Phytoplankton was dominated by cyanobacteria in the north basin and by diatoms in the south basin, although total biomass was similar in both (1.2–1.4 g m⁻³). Phytoplankton community dynamics closely followed nutrient availability in the productive layer. The typical spring diatom bloom was absent in the north basin and slow and gradual in the south basin. From summer onwards, metalimnetic cyanobacteria dominated in both basins. Cyanotoxin (microcystin) levels reflected cyanobacterial presence: concentrations were significant for most of the year in the north basin, while they increased only in autumn in the south basin.

Average crustacean zooplankton biomass remained low in both basins (1.9–2.0 g DW m⁻²). Cyclopoid copepods, which are more competitive in nutrient-poor lacustrine environments, were numerically dominant, while cladocerans were scarcely represented.

Satellite imagery analyses for surface temperature and chlorophyll *a* concentrations revealed seasonal patterns consistent with *in situ* observations, as well as high spatial heterogeneity.

Investigations on antibiotic resistance showed that anthropogenic pollution and rising temperatures promote the presence of antibiotic resistance genes and multidrug-resistant bacteria in the analysed watercourses (Vedeggio, Laveggio, Scairolo). Notably,

resistance gene abundance was higher downstream of wastewater treatment plants, confirming their role in environmental dissemination of resistance.

The multi-year synthesis highlights a dual-speed evolution. On one hand, phosphorus loads have been successfully reduced; on the other, a clear warming trend in lake waters is evident and the main indicators of trophic and ecological status (primary production, deep-water oxygenation) still suggest high productivity. The three-year period, marked by a drought year (2022) and a year of abundant precipitation (2024), further emphasized how increasingly frequent extreme weather events can drastically affect the interannual variability of environmental indicators.

Inquadramento geografico e stazioni di campionamento

SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

Cantoni (CH): Ticino

Province (I): Varese, Como (Lombardia)

COORDINATE GEOGRAFICHE DELLE STAZIONI (UTM WGS84 32T)

Stazioni limnologiche

Bacino	ID	Stazione	Profondità	Latitudine [°]	Longitudine [°]
Nord	GA	Gandria	286 m	46.0107	9.0206
	LU	Lugano	100-110 m	45.9969	8.9561
	CL	Capolago	65 – 70 m	45.9182	8.9735
	ME	Melide	84 m	45.9395	8.9582
Sud	FI	Figino	95 m	45.9586	8.8937
	AG	Agno	70 – 75 m	45.9846	8.9038
	PT	Ponte Tresa	40 – 50 m	45.9641	8.8673
	PC	Porto Ceresio	40 – 45 m	45.9093	8.9026

Stazioni fluviali

Bacino	Corso d'acqua	Località	Latitudine [°]	Longitudine [°]	Area bacino [km ²]
Nord	Cassarate	Pregassona	46.0177	8.9624	73.9
Nord	Cuccio	Porlezza	46.0307	9.1306	53.8
Nord	Livone	Osteno	46.008	9.0847	30.6
Sud	Bolletta	Porto Ceresio	45.9063	8.8957	19.5
Sud	Laveggio	Riva San Vitale	45.896	8.9736	28.9
Sud	Magliasina	Magliaso	45.982	8.879	34.3
Sud	Scairolo	Figino	45.9513	8.9064	9.7
Sud	Tresa	Ponte Tresa	45.972	8.8524	614.5
Sud	Vedeggio	Bioggio	45.9979	8.9088	106

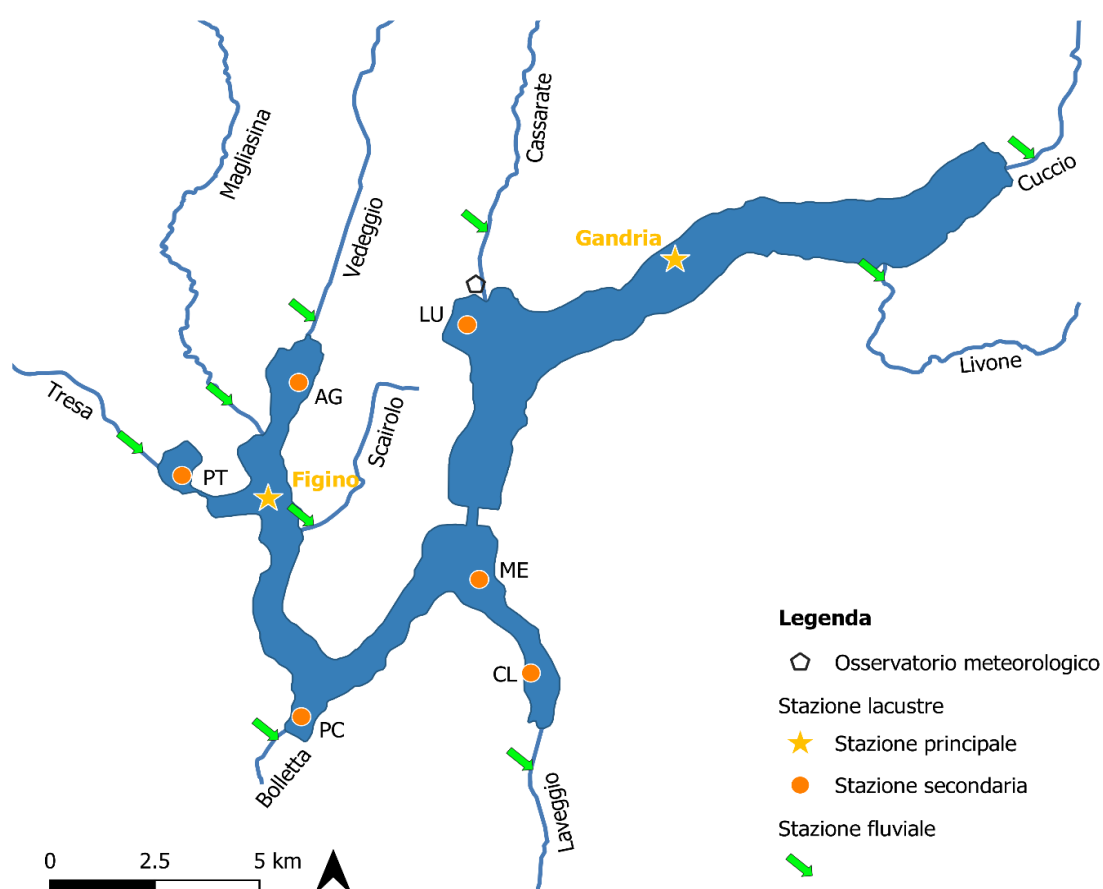
CARATTERISTICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Bacino		Nord	Sud	P. Tresa
Quota media	m			
Area bacino lacustre	km ²	27.5	20.3	1.1
Volume bacino lacustre	km ³	4.69	1.14	0.03
Deflusso annuo emissario	km ³	0.38	0.77	0.78
Tempo teorico rinnovo delle acque	anni	12.3	1.4	0.04
Profondità media	m	171	55	33
Profondità massima	m	288	95	50

CARATTERISTICHE DEL BACINO IMBRIFERO

Altitudine massima	2116 m s.l.m.	Larghezza media (dal lago)	1,05 km
Altitudine media	m s.l.m.	Indice di compattezza [†]	0,07
Area (lago incluso)	618 km ²	Rapporto tra aree di bacino imbrifero e lago	12,6

[†] basato sulla formula del quoziente isoperimetrico (Osserman, 1978).



Mappa del Lago di Lugano con le stazioni di campionamento. Stazioni secondarie (golfi), in senso antiorario: AG: Agno, PT: Ponte Tresa, PC: Porto Ceresio, CL: Capolago, ME: Melide, LU: Lugano.

Bibliografia

Osserman, R. (1978). The isoperimetric inequality. *Bulletin of the American Mathematical Society*, 84(6), 1182-1238. doi.org/10.1090/S0002-9904-1978-14553-4

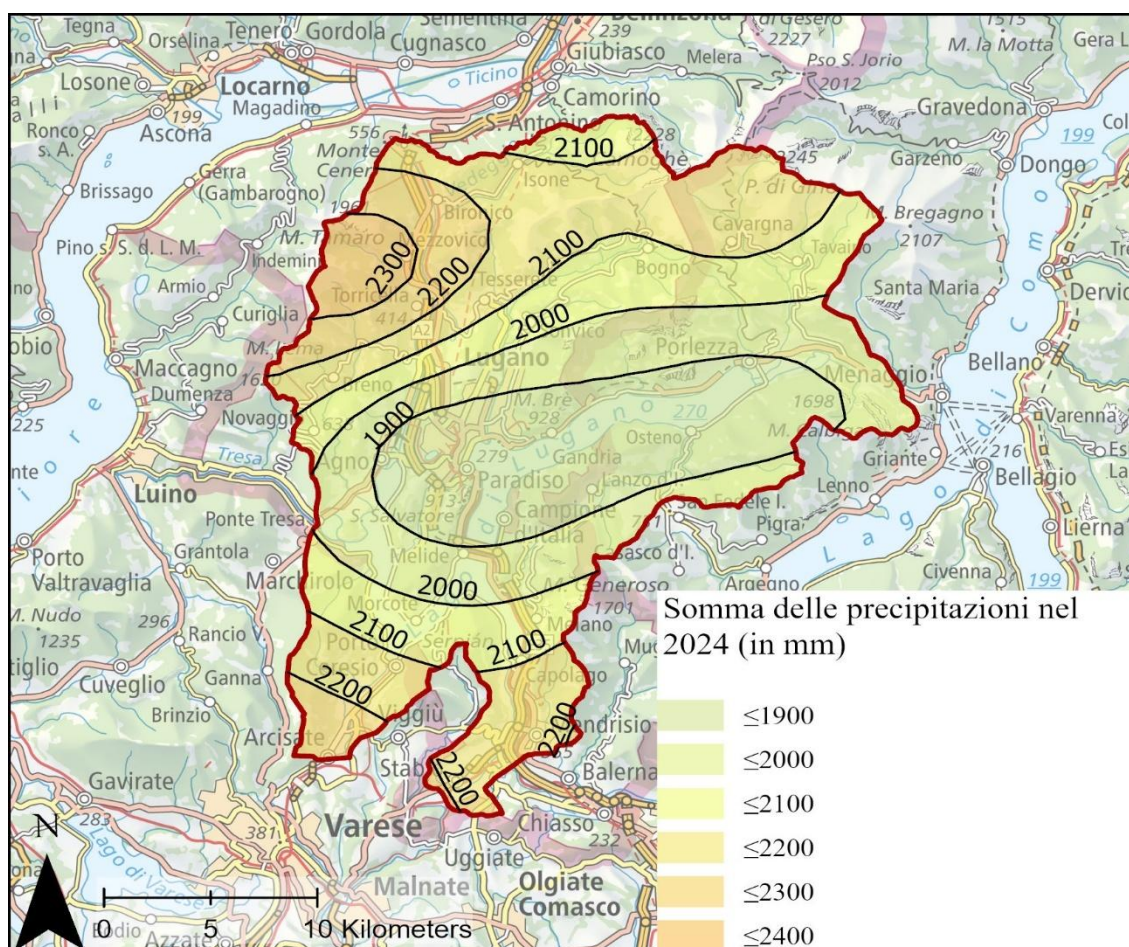
1. INQUADRAMENTO METEOROLOGICO

Andrea Mini

Per descrivere l'andamento meteorologico 2024 nel bacino del Lago di Lugano, è stato elaborato un riepilogo dei parametri che maggiormente influenzano le dinamiche lacustri, quali precipitazioni, temperature dell'aria e soleggiamento. I dati provengono dalla stazione SwissMetNet di Lugano, di proprietà di MeteoSvizzera, dalla rete idro-meteorologica cantonale gestita da IST-UCA, nonché dalle reti di ARPA Lombardia e Piemonte. Al fine di contestualizzare i valori misurati per ciascuna grandezza meteorologica, questi sono stati confrontati con i valori climatici di riferimento della norma del periodo 1991-2020.

1.1 Sintesi annuale

Nel bacino imbrifero del Lago Ceresio, per la stazione di Lugano il 2024 ha fatto registrare una somma delle precipitazioni piuttosto abbondante pari a 1786 mm, corrispondenti al 114% rispetto alla norma climatica 1991-2020 (Tabella 1.1). A nord di Lugano, così come nelle regioni meridionali del bacino lacustre, le precipitazioni sono state ancora più consistenti (massimo a Stabio, 148%; Figura 1.1).



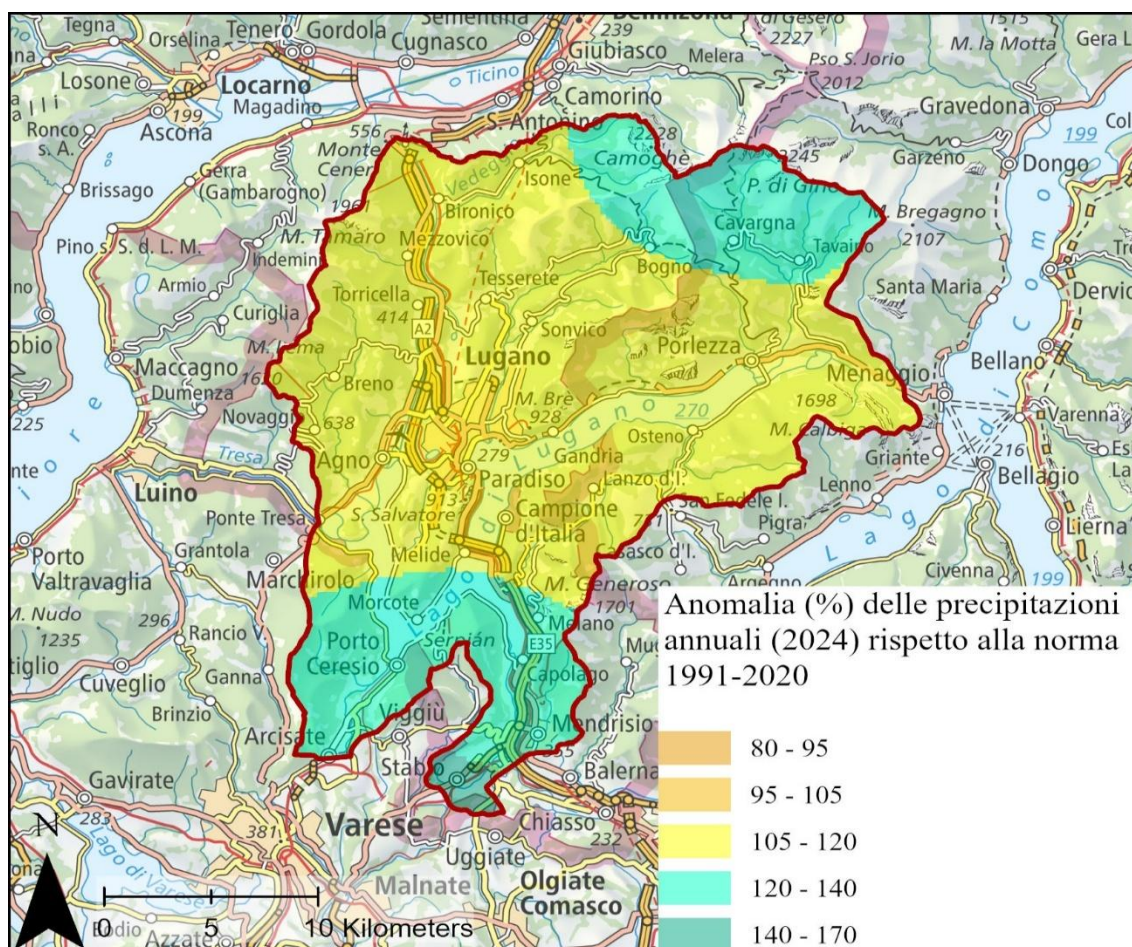
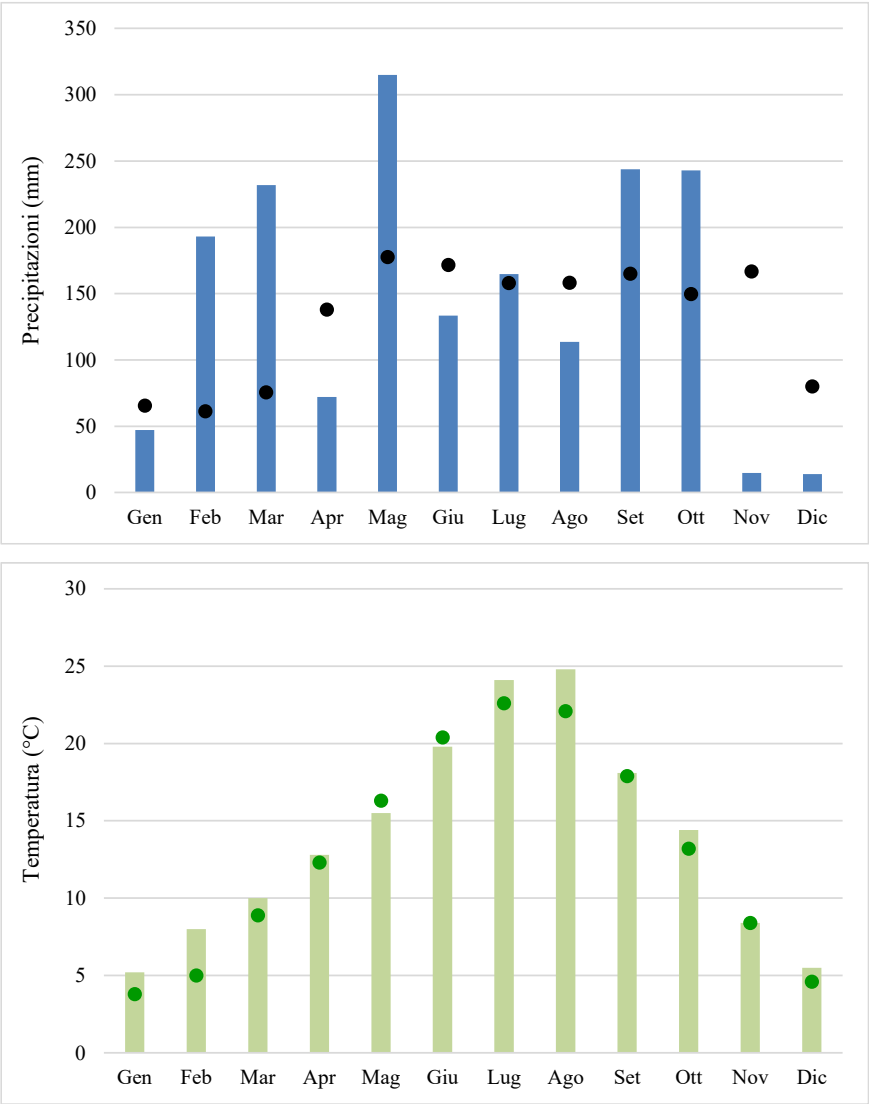


Figura 1.1. Sopra: carta della somma delle precipitazioni nel 2024 nel bacino lacustre del Lago Ceresio. Sotto: carta sull'anomalia della somma delle precipitazioni nel 2024 rispetto alla norma 1991-2020 (dati: IST-UCA, 2025; MeteoSvizzera, 2025).

Sia a livello nazionale che nella regione a sud delle Alpi, l'inverno 2023/2024 è risultato il più mite dall'inizio delle misurazioni nel 1864 (MeteoSvizzera 2024a). A Lugano è stata registrata un'anomalia termica di $+2.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ rispetto alla norma climatica (massimo a febbraio, temperatura media di $8.0\text{ }^{\circ}\text{C}$, Tabella 1.1, Figura 1.2). In inverno, così come in primavera, il soleggiamento è stato scarso e le precipitazioni sono state abbondanti rispetto alla norma (156-158%; MeteoSvizzera 2024a-b). Tra febbraio e marzo sono cadute ingenti nevicate in quota e la primavera 2024 si è classificata come la settima più piovosa dal 1901. L'estate, iniziata con condizioni fresche e umide, è stata caratterizzata da una fase centrale secca e molto calda (84% e $+1.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ rispettivamente), associata a ondate di calore significative (MeteoSvizzera 2024c). A Lugano è stato registrato un nuovo record per il numero di notti tropicali (temperature minime superiori a $20\text{ }^{\circ}\text{C}$), pari a 41, e complessivamente l'estate 2024 si è classificata come la quinta più calda dall'inizio delle misurazioni. Nonostante i primi mesi autunnali siano stati particolarmente piovosi, complessivamente l'autunno è risultato leggermente più mite rispetto alla norma climatologica ($+0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$) e sia le precipitazioni che il soleggiamento si sono attestati su valori prossimi alla media (104% e 95% rispettivamente; MeteoSvizzera 2024d).

Tabella 1.1. Valori stagionali per l’anno 2024 e deviazione rispetto alla norma (1991-2020) delle precipitazioni, del soleggiamento e della temperatura, per la stazione MeteoSvizzera di Lugano. (dati: MeteoSvizzera, 2025).

		Precipitazioni		Soleggiamento		Temperatura	
Mese		Somma [mm]	Dev. [%]	Somma [ore]	Dev. [%]	Media [°C]	Dev. [°C]
Inverno	01.12-29.02	322.2	156	367	98	6.7	2.3
Primavera	01.03-31.05	618.9	158	468	82	12.8	0.3
Estate	01.06-31.08	411.9	84	740	101	22.9	1.2
Autunno	01.09-30.11	501.3	104	416	95	13.6	0.5
2024	01.01-31.12	1786	114	2020	95	13.9	0.9



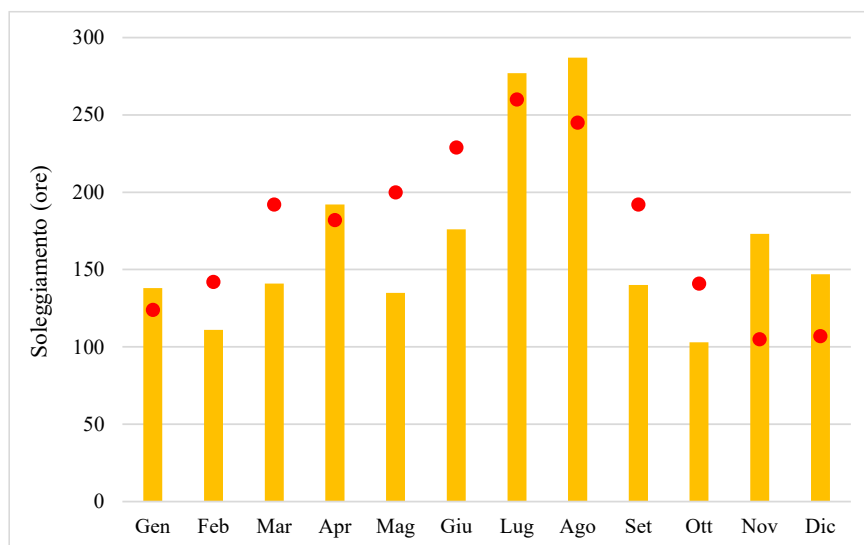


Figura 1.2. Precipitazioni, temperatura e soleggiamento per la stazione MeteoSvizzera di Lugano nel 2024. Nell'istogramma sono rappresentati i valori mensili (temperatura: media dei valori giornalieri, soleggiamento e precipitazioni: somma dei valori giornalieri), mentre i cerchi rappresentano la norma mensile 1991-2020 (dati: MeteoSvizzera, 2025).

Bibliografia

- MeteoSvizzera 2024a. *Bollettino del clima Inverno 2023/24*. Locarno-Monti: Ufficio federale di meteorologia e climatologia.
- MeteoSvizzera 2024b. *Bollettino del clima Primavera 2024*. Locarno-Monti: Ufficio federale di meteorologia e climatologia.
- MeteoSvizzera 2024c. *Bollettino del clima Estate 2024*. Locarno-Monti: Ufficio federale di meteorologia e climatologia.
- MeteoSvizzera 2024d. *Bollettino del clima Autunno 2024*. Locarno-Monti: Ufficio federale di meteorologia e climatologia.

2. CORSI D'ACQUA: QUALITÀ E CARICHI DI NUTRIENTI

Paolo Moccetti, Aron Castelli, Andrea Mini

In questo capitolo sono presentate le caratteristiche idrologiche e chimiche delle acque dei maggiori affluenti e dell'emissario del lago nell'anno 2024, nonché le stime dei carichi esterni dei principali nutrienti (fosforo totale e azoto totale) che defluiscono nel lago. Si è attinto ai dati della rete idrometrica cantonale di IST-UCA e dall'UFAM, a risultati di campionamenti istantanei mensili dei corsi d'acqua condotti dall'UMAm e all'analisi di campioni compositi provenienti da auto-campionatori (IST-SUPSI e UMa).

2.1 Portate

Nel 2024, le portate medie annuali dei principali immissari e dell'emissario del Lago Ceresio sono risultate considerevolmente superiori alla media pluriennale. Tutti i corsi d'acqua analizzati hanno registrato portate medie comprese tra il 127 % (Cassarate) e il 166 % (Bolletta) della norma 1991-2020 (Tabella 2.1). Questi valori particolarmente elevati sono riconducibili alle abbondanti precipitazioni del periodo tardo invernale e primaverile (Capitolo 1). Nella maggior parte dei corsi d'acqua, nel mese di marzo, i deflussi hanno superato il 300 % del periodo di riferimento (Tabella 2.1), facendo così registrare un nuovo record di portata media mensile. Al contrario, agosto e gli ultimi mesi dell'anno hanno mostrato complessivamente un marcato deficit rispetto alla norma, determinato dalle scarse precipitazioni (Capitolo 1).

Tabella 2.1. Lago di Lugano 2024: rapporto della portata media mensile rispetto al periodo di riferimento per i principali immissari ed emissari del Lago Ceresio. Le stazioni con lo sfondo della cella bianco sono le stazioni della rete idrometrica cantonale di IST-UCA, mentre le stazioni con lo sfondo grigio sono le stazioni di proprietà dell'UFAM. Per le stazioni idrometriche cantonali, la media pluriennale fa riferimento al periodo 2007-2024. Per le stazioni UFAM la norma fa riferimento al periodo 1991-2020 (dati: IST-UCA, 2025; UFAM, 2025).

Stazione	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settembre	Ottobre	Novembre	Dicembre	Anno
Laveggio - Riva S. Vitale	58%	156%	230%	127%	186%	116%	246%	72%	141%	238%	55%	31%	136%
Bolletta - Porto Ceresio	70%	175%	307%	144%	247%	132%	305%	94%	154%	343%	49%	45%	166%
Scaino - Lugano	89%	150%	272%	177%	189%	96%	116%	66%	148%	193%	55%	51%	130%
Tresa - Ponte Tresa	67%	203%	351%	209%	170%	133%	160%	69%	109%	174%	55%	49%	140%
Magliastina - Magliaso	74%	199%	365%	212%	169%	114%	101%	36%	63%	204%	39%	24%	131%
Veduggio-Agno	94%	177%	308%	186%	161%	127%	142%	64%	127%	233%	57%	45%	138%
Cassarate - Pregassona	81%	190%	339%	186%	176%	104%	117%	57%	82%	170%	42%	39%	127%
Cuccio - Porlezza	95%	169%	269%	223%	165%	144%		62%	93%	141%	53%	54%	133%

Le portate misurate nelle dodici date in cui è stato effettuato il campionamento mensile sono risultate sempre superiori alle portate medie annuali, così come la variabilità tra i campionamenti (espressa dalla deviazione standard, Tabella 2.2), ad eccezione del fiume Tresa. Questa discrepanza si discosta da quanto osservato negli anni precedenti, durante i quali i valori di portata dei campionamenti puntuali sono risultati simili a quelli medi giornalieri. Ciò mostra come le misure puntuali possano essere fortemente influenzate da condizioni momentanee e non riflettano sempre in modo adeguato la reale variabilità di portata, per esempio, in condizioni idrologiche estreme come periodi di secca o piene. Poiché la maggior parte del carico annuale di nutrienti viene riversata in

condizioni di portata elevata, le valutazioni della qualità delle acque e dei carichi trattate nel resto del capitolo devono tener conto di questi limiti di rappresentatività. In futuro, al fine di ottenere una migliore stima della variabilità idrologica intra-annuale, potrebbe essere incrementata la frequenza di controllo, come prescritto dal protocollo svizzero per l'analisi dei corsi d'acqua (Liechti 2010), oppure aggiungendo auto-campionatori ai corsi d'acqua che ne sono privi.

Tabella 2.2. Lago di Lugano 2024: portate dei maggiori tributari e dell'emissario (Tresa). *giorn*: valori giornalieri annuali; *camp*: valori giornalieri relativi alle giornate di campionamento (n = 12); *DS*: deviazione standard (dati: IST-UCA, 2025; UFAM, 2025).

	2024	2024	2024	2024	Pluriannuale
	media, giorn	DS, giorn	media, camp	DS, camp	media*
	[m ³ s ⁻¹]	--	[m ³ s ⁻¹]	--	[m ³ s ⁻¹]
Bolletta	1.2	1.6	2.3	3.5	0.5
Cassarate	2.9	2.8	4.4	5.2	2.4
Cuccio	3.0	2.6	3.9	3.6	2.2
Laveggio	1.6	1.9	2.9	3.6	1.1
Livone†	1.5	1.3	2.0	2.1	--
Magliasina	1.7	2.2	2.4	3.3	1.2
Scairolo	0.4	0.4	0.7	1.0	0.3
Vedeggio	5.3	4.8	7.2	7.6	3.6
Tresa	30.0	21.4	34.1	19.9	21.9
Bacino nord†	14.5	10.4	16.5	9.6	--

† portata stimata

* periodo di riferimento: Bolletta 2017-2023; Cassarate 1975-2023; Cuccio 2000-2023; Laveggio 1990-2023; Magliasina 1980-2023; Scairolo 2000-2023; Vedeggio 2004-2023; Tresa 1975-2023

2.2 Qualità dell'acqua

Lo stato chimico è stato valutato mediante l'analisi di 12 campioni istantanei (un campione al mese per ogni corso d'acqua). È stato utilizzato il metodo proposto dall'Ufficio Federale dell'Ambiente (Liechti, 2010), il quale assegna una classe di qualità a ciascuno degli indicatori chimici considerati (PO_4^{3-} , P_{tot} , NO_3^- , N_{tot} , NH_4^+ , NO_2^- , BOD_5 e DOC) in base alla distribuzione delle concentrazioni osservate, utilizzando il 90° percentile come soglia di riferimento. Tra gli indicatori menzionati, PO_4^{3-} , P_{tot} , NO_3^- e N_{tot} sono i principali macronutrienti, mentre NH_4^+ e NO_2^- rappresentano i composti azotati potenzialmente nocivi. BOD_5 e DOC , invece, indicano l'inquinamento organico. Lo stato complessivo del corso d'acqua viene determinato dall'indicatore assegnato alla classe di qualità inferiore.

La valutazione della qualità chimica dei corsi d'acqua monitorati (Tabella 2.3) ha evidenziato l'assenza di corsi d'acqua classificati nella categoria "elevata". Tuttavia, la qualità è risultata "buona" per i fiumi Cassarate, Cuccio, Magliasina e per l'emissario

Tresa, "sufficiente" per lo Scaiolo, e "scarsa" per i fiumi Livone, Bolletta, Laveggio e Vedeggio. Da sottolineare come i corsi d'acqua con qualità buona siano tutti privi di impianti di depurazione delle acque (IDA), ad eccezione del Cuccio. Tra le tipologie di inquinamento ha nuovamente prevalso l'arricchimento in macronutrienti, un problema rilevato in tre dei nove fiumi monitorati. Contrariamente all'anno precedente, non sono emerse criticità legate all'inquinamento organico né alla presenza di composti azotati nocivi, con l'unica eccezione del Vedeggio, dove sono state rilevate eccessive concentrazioni di NH_4^+ . Questo tipo di contaminazione potrebbe essere attribuibile alla limitata rimozione dei composti azotati da parte dell'IDA situato a monte del punto di campionamento o dal dilavamento di superfici agricole. I corsi d'acqua più inquinati sono risultati il Rio Bolletta e il Livone (due indicatori di qualità "scarsa"), seguiti da Laveggio e Vedeggio (un indicatore ciascuno). Nel complesso, i rilevamenti confermano la persistenza di alcune criticità generali e locali, in termini di qualità delle acque, in particolare nei corsi d'acqua che fungono da recettori degli scarichi provenienti dagli IDA.

Tabella 2.3. Lago di Lugano, 2024: mediane e 90° percentile (in parentesi) di alcuni indicatori chimici di qualità delle acque misurati nei maggiori tributari e nell'emissario (n = 12). La valutazione della qualità è stata applicata al 90° percentile. Per NH4 e NO2, viene riportato anche il 90° percentile dell'indice di qualità normalizzato (XN), su cui è stata determinata la classificazione in fasce di qualità.

Fasce di qualità

■ cattiva
 ■ scarsa
 ■ sufficiente
 ■ buona
 ■ elevata

		Macronutrienti				Composti azotati potenzialmente nocivi				Indicatori di carico organico		STATO
		PO ₄ [µg P L ⁻¹]	P _{tot} [µg P L ⁻¹]	NO ₃ [mg N L ⁻¹]	N _{tot} [mg N L ⁻¹]	NH ₄ [mg N L ⁻¹]		NO ₂ [mg N L ⁻¹]		BOD ₅ [mg O ₂ L ⁻¹]	DOC [mg C L ⁻¹]	
Bacino Nord	Cassarate	8 (16) ■	17 (29) ■	1.14 (1.46) ■	1.37 (1.76) ■	0.02 (0.04, 0.18 _N) ■		0.00 (0.01, 0.31 _N) ■		0.92 (1.35) ■	0.93 (1.29) ■	■
	Cuccio	15 (31) ■	28 (55) ■	0.87 (0.99) ■	1.02 (1.11) ■	0.01 (0.06, 0.15 _N) ■		0.00 (0.00, 0.21 _N) ■		0.64 (0.78) ■	0.87 (1.21) ■	■
	Livone	51 (77) ■	69 (121) ■	2.08 (2.74) ■	2.39 (2.84) ■	0.02 (0.04, 0.12 _N) ■		0.01 (0.01, 0.41 _N) ■		0.71 (1.26) ■	1.30 (1.82) ■	■
Bacino Sud	Bolletta	47 (67) ■	97 (120) ■	2.98 (4.03) ■	3.67 (4.43) ■	0.07 (0.32, 0.81 _N) ■		0.02 (0.04, 1.03 _N) ■		1.52 (2.93) ■	1.52 (2.30) ■	■
	Laveggio	34 (51) ■	51 (122) ■	4.19 (7.94) ■	5.59 (10.18) ■	0.12 (0.30, 1.05 _N) ■		0.01 (0.05, 0.92 _N) ■		1.37 (3.22) ■	1.47 (2.18) ■	■
	Magliasina	6 (12) ■	15 (48) ■	1.30 (1.65) ■	1.40 (1.71) ■	0.01 (0.02, 0.04 _N) ■		0.00 (0.00, 0.13 _N) ■		0.64 (1.02) ■	1.07 (2.33) ■	■
	Scairolo	7 (17) ■	29 (52) ■	4.40 (6.58) ■	5.86 (7.85) ■	0.02 (0.06, 0.28 _N) ■		0.00 (0.02, 0.30 _N) ■		0.79 (2.07) ■	1.41 (2.28) ■	■
	Veduggio	21 (35) ■	37 (65) ■	2.64 (4.14) ■	3.05 (5.22) ■	0.05 (0.72, 1.81 _N) ■		0.01 (0.03, 0.49 _N) ■		0.77 (1.55) ■	1.32 (1.85) ■	■
	Tresa	0 (5) ■	15 (19) ■	1.08 (1.20) ■	1.31 (1.49) ■	0.03 (0.06, 0.15 _N) ■		0.01 (0.02, 0.75 _N) ■		0.86 (1.54) ■	1.37 (1.55) ■	■

2.3 Carichi

I carichi di fosforo totale e azoto totale veicolati dai tributari e dall'emissario sono stati calcolati a partire da concentrazioni di nutrienti misurate mediante campionamenti istantanei mensili unitamente alle portate dei tributari utilizzando il 'Beale ratio estimator'. In due corsi d'acqua (Laveggio e Vedeggio) i carichi di nutrienti sono stati inoltre misurati partendo da campioni compositi raccolti attraverso auto-campionatori, con frequenza di campionamento proporzionale alla portata. Occorre puntualizzare che, per il tributario Cassarate, a causa del guasto dell'auto-campionatore tra ottobre 2023 e dicembre 2024, non sono disponibili per il 2024 i dati sui carichi di nutrienti ottenuti da campioni compositi. I carichi totali in entrata sono stati stimati aggiungendo al contributo proveniente dai tributari maggiori gli apporti non quantificati provenienti da fonti quali: (i) i tributari minori non soggetti a campionamento, (ii) gli scarichi delle abitazioni non collegate alla rete fognaria, (iii) gli scaricatori di piena, (iv) le deposizioni atmosferiche sul bacino lacustre e, unicamente per il bacino sud, (v) il canale di collegamento tra i due bacini a Melide. I metodi di stima e le tecniche analitiche sono descritte in dettaglio negli annessi.

I carichi di fosforo totale (P_{tot}) e azoto totale (N_{tot}) trasportati dai corsi d'acqua, calcolati sulla base dei campionamenti istantanei mensili, sono risultati insolitamente elevati nel 2024 rispetto ai valori delle serie storiche, verosimilmente a causa delle abbondanti precipitazioni (Capitolo 1). Ad eccezione del riale Scairolo, che ha registrato valori in linea con il recente passato, tutti gli altri corsi d'acqua hanno mostrato incrementi significativi rispetto al 2023. Da segnalare in particolare il caso del Cassarate, i cui valori risultano quasi quadruplicati rispetto all'anno precedente. Questi valori sono fortemente influenzati dai campioni del mese di maggio, che, a causa delle portate elevate, hanno mostrato concentrazioni fino a 5 volte maggiori rispetto alla media.

Tabella 2.4. Lago di Lugano, 2024: carichi di fosforo totale e azoto totale dei maggiori tributari e dell'emissario calcolati in base a campioni istantanei (C.I.) e mediante campioni integrati (auto-campionatori, A.C.). I valori tra parentesi sono gli intervalli di confidenza al 95%.

	P_{tot}		N_{tot}	
	C. I.	A. C.	C. I.	A. C.
	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]
Cassarate	7.6 (11.7)		147 (70)	
Cuccio	4.2 (3.3)		88 (27)	
Livone†	6.3 (6.8)		102 (35)	
Ponte-diga Melide†	4.3 (0.8)		298 (60)	
Bolletta	7.5 (9.7)		127 (94)	
Laveggio	5.5 (5.7)	5.8	220 (176)	269
Magliasina	2.3 (2.9)		72 (37)	
Scairolo	1.0 (1.3)		56 (46)	
Vedeggio	3.7 (9.7)	12.2	432 (1102)	598
Tresa	15.9 (3.5)		1218 (232)	

† valori di portata stimati

Quest'ultimo, insieme al Bolletta, ha contribuito in maggior misura al carico di P_{tot} , mentre il Vedeggio e il Laveggio al carico di N_{tot} (Tabella 2.4). In linea con quanto osservato negli ultimi anni, i carichi misurati tramite auto-campionatori sul fiume Vedeggio sono risultati ben superiori (oltre tre volte) rispetto a quelli ottenuti con campionamenti istantanei. Sul Laveggio, invece, i due metodi hanno prodotto risultati simili, con valori lievemente superiori nei dati derivanti da auto-campionatori. Poiché i campionatori automatici hanno raccolto campioni in modo proporzionale alla portata, i carichi derivati da tali campioni rappresentano una misura diretta del carico reale. Il carico calcolato tramite campionamenti istantanei invece può essere sottostimato, in quanto il flusso cumulativo annuale di un corso d'acqua dipende non solo dalle condizioni di base, ma anche da eventi di breve durata, difficili da catturare mediante campionamenti a bassa frequenza.

I flussi di P_{tot} rilasciati dai principali impianti di depurazione delle acque (IDA; Tabella 2.5) sono risultati superiori rispetto al 2023, ma nel complesso in linea con i valori registrati negli anni precedenti. Il grado di rimozione del fosforo da parte degli IDA è rimasto elevato, con valori compresi tra il 96% e il 98% (dati forniti dai consorzi di depurazione). Il carico di fosforo in uscita dagli impianti ha rappresentato tra il 14% e il 25% del carico totale nei rispettivi recettori, percentuali in calo rispetto agli anni passati e sostanzialmente in linea con il 2023. Va tuttavia precisato che, come già evidenziato, nel 2024 sia le portate che i flussi di P_{tot} nei corsi d'acqua sono risultati nettamente superiori alla media pluriennale. Di conseguenza, è da attendersi che l'impatto relativo dei flussi degli IDA sia stato proporzionalmente minore rispetto ad anni con piovosità e portate inferiori. Per quanto riguarda l'azoto, l'impianto di Lugano-Bioggio presenta un abbattimento relativamente efficace (55%), grazie alla presenza della fase di denitrificazione, mentre gli impianti di Pian Scairolo-Barbengo e di Mendrisio-Rancate, ancora privi di tale fase, mostrano un'efficienza inferiore (28% e 35%). Anche i flussi di N_{tot} rilasciati dagli IDA riflettono l'andamento degli anni recenti, contribuendo in misura sostanziale (tra il 41% e l'83%) al carico complessivo di azoto nel Vedeggio, Scairolo e Laveggio.

Tabella 2.5. Lago di Lugano, 2024: carichi di nutrienti provenienti dagli impianti di depurazione delle acque (L=Lugano-Bioggio; M=Mendrisio-Rancate; PS=Pian Scairolo-Barbengo). Le percentuali indicano il contributo al carico del ricettore (Tabella 2.3).

Tributario ricettore		P_{tot}		N_{tot}	
		[t a ⁻¹]	[%]	[t a ⁻¹]	[%]
L	Vedeggio	3.1 ^a	25	243 ^a	41
M	Laveggio	0.8 ^b	14	128 ^b	48
PS	Scairolo	0.2 ^c	17	47 ^c	83

^a DT (2025); ^b CDAM (2025); ^c sig. F. Foletti, CDAPS, *com. pers.*

Nel 2024, i carichi totali di fosforo sono stati pari a 35 t per il bacino nord e 39 t per il bacino sud (Tabella 2.6). Si tratta di valori eccezionalmente elevati rispetto al recente passato, di superiori agli obiettivi di risanamento, fissati a 18 t/anno per il bacino nord e 22 t/anno per il bacino sud. Come per altri indicatori, questi valori sono spiegabili con le precipitazioni superiori alla norma registrate nel 2024 (Capitolo 1), che hanno

determinato portate elevate e un conseguente aumento dei flussi di nutrienti verso il lago. Tale superamento degli obiettivi di risanamento rientra quindi nella variabilità interannuale, decisamente influenzata dagli eventi climatici. Anche per quanto riguarda l'azoto, i carichi totali sono risultati molto elevati, attestandosi a 664 t per il bacino nord e 1'1483 t per il bacino sud (Tabella 2.6).

Come negli anni precedenti, i tributari maggiori (campionati) hanno costituito la principale fonte di entrata di nutrienti nel Ceresio, contribuendo mediamente per circa la metà del carico totale di fosforo e azoto in entrambi i bacini. I tributari minori (non campionati) hanno costituito la seconda fonte di carico, in particolare nel bacino nord, dove si stima abbiano contribuito per circa il 40% al carico totale. Considerato il contributo sostanziale di questi apporti nel bilancio dei carichi e il fatto che si tratti di stime, è opportuno mantenere una certa cautela nell'interpretazione dei dati. Gli abitanti non allacciati, gli scaricatori di piena e le deposizioni atmosferiche hanno invece avuto un ruolo marginale. Infine, i flussi di nutrienti attraverso il canale di Melide, che collega i due bacini, sono risultati più rilevanti per l' N_{tot} (20%) che per il P_{tot} (11%).

Tabella 2.6. Lago di Lugano, 2024: fonti dei carichi esterni di fosforo e azoto (in t e in % sul totale). BN: bacino nord, BS: bacino sud.

Fonte		P_{tot}		N_{tot}	
		[t P a ⁻¹]	[%]	[t N a ⁻¹]	[%]
Abitanti non allacciati / scaricatori di piena	BN	2	7	18	3
	BS	3	7	22	1
Deposizioni atmosferiche	BN	1	3	32	5
	BS	1	2	24	2
Tributari non campionati	BN	14	39	277	42
	BS	11	29	231	16
Tributari maggiori	BN	18	52	337	51
	BS	20	51	907	61
Bacino Nord	BS	4	11	298	20
TOTALE	BN	35		664	
	BS	39		1483	

Bibliografia

- Consorzio depurazione acque Mendrisio e dintorni (CDAM) (2025). *Rendiconto 2024*.
 Dipartimento del Territorio (DT) (2025). *Bioggio. Valutazione dell'efficienza dell'impianto e del rispetto dell'ordinanza OPAC*.
 Liehti, P. (2010). *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Analyses physico-chimiques, nutriments*. Berne: Office fédéral de l'environnement.

3. LAGO: CARATTERISTICHE FISICHE

Paolo Moccetti

Il presente capitolo analizza in sintesi l'andamento annuale dei parametri fisici dell'ecosistema pelagico, concentrandosi in particolare sulle variazioni di livello, la trasparenza (stabilita come profondità di Secchi) e la temperatura dello strato produttivo durante l'intero ciclo annuale. In aggiunta, per approfondire le dinamiche termiche, vengono esaminate le variazioni della profondità di mescolamento e della stabilità della colonna d'acqua.

3.1 Livello lacustre

Nel corso del 2024, il livello medio del lago è stato pari a 270.59 m (Figura 3.1). Questo valore risulta leggermente superiore rispetto all'anno precedente e rientra nella norma del periodo 1965–2023, ovvero da quando il livello è regolato artificialmente. L'andamento annuale è stato caratterizzato da frequenti oscillazioni. I picchi di livello più elevati si sono verificati in primavera e all'inizio dell'estate, in concomitanza con importanti eventi piovosi, che hanno portato al raggiungimento del massimo annuale a maggio (271.19 m). I valori più bassi si sono invece osservati a inizio anno e nel periodo autunnale.

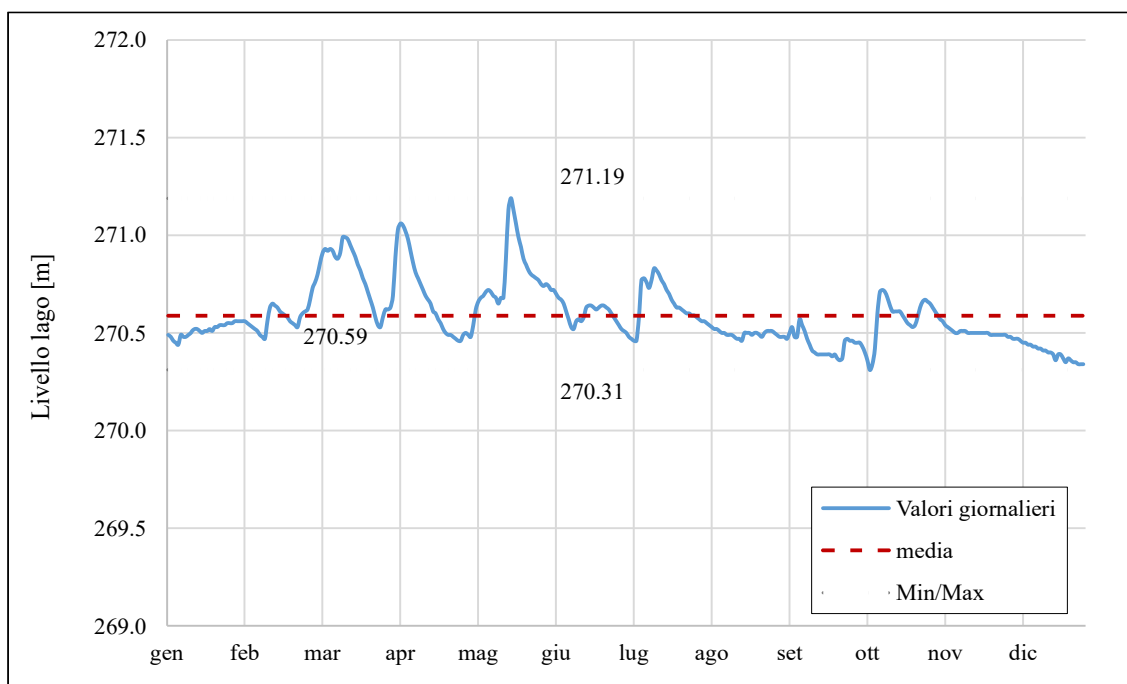


Figura 3.2. Lago di Lugano, 2024: livelli giornalieri misurati a Melide-Ferrera (dati: UFAM, 2024).

3.2 Trasparenza e luce

Nel 2024, la trasparenza media annuale delle acque, misurata come profondità di Secchi (Z_{SD}), è risultata inferiore rispetto al 2023, ma sostanzialmente in linea con gli anni precedenti (medie annuali: Gandria = 6.1 m; Figino = 5.3 m; minimi annuali: 3.0 m in entrambi i bacini). Secondo la classificazione OECD (Vollenweider & Kerekes, 1982), tali valori indicano uno stato oligo-mesotrofico nel bacino nord e mesotrofico nel bacino sud.

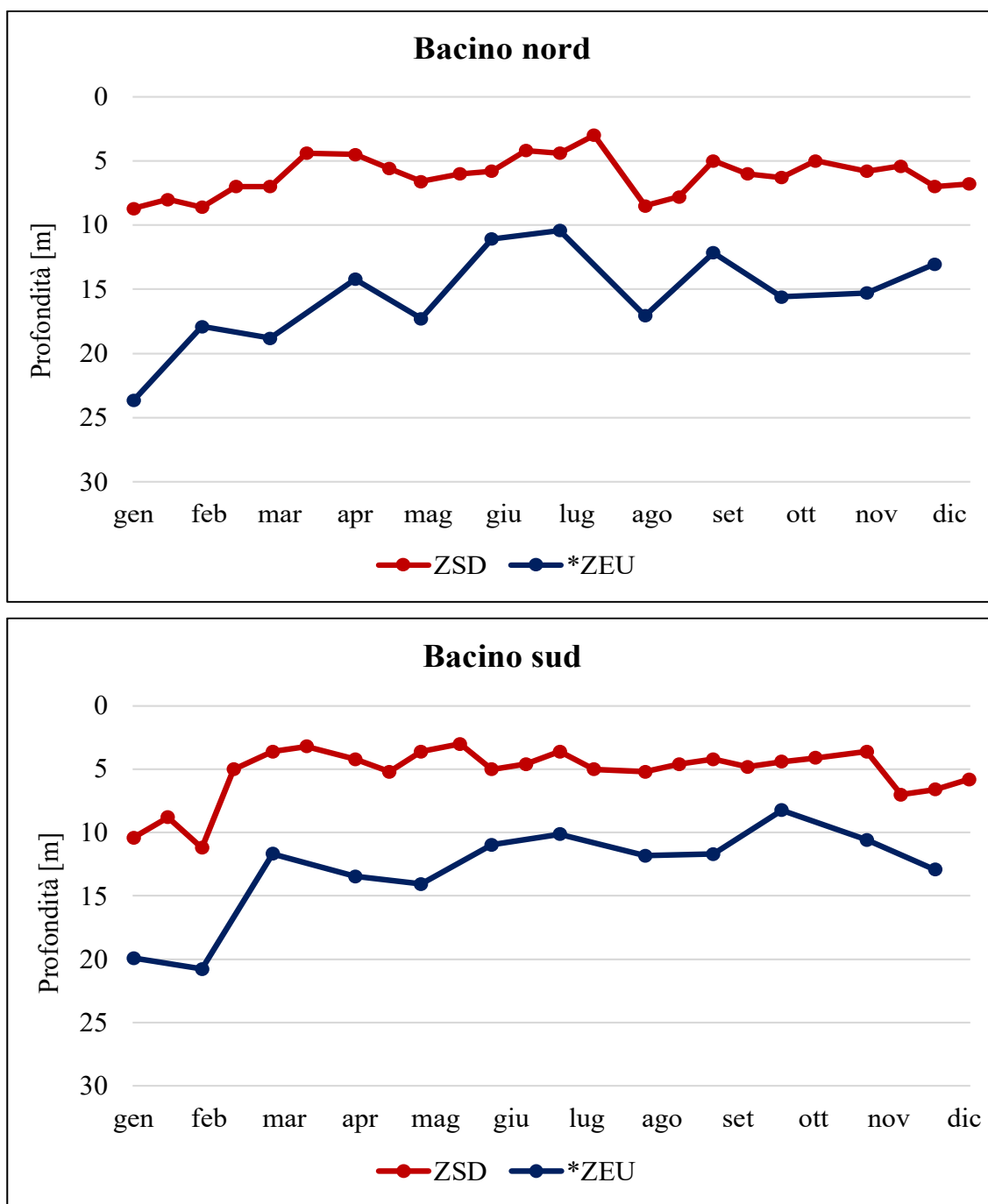


Figura 3.2. Lago di Lugano, 2024: andamento della profondità di Secchi, Z_{SD} (trasparenza), e della profondità della zona eufotica, $*Z_{EU}$ [m].

Gli andamenti mensili (Figura 3.2) mostrano, dopo i massimi invernali di trasparenza registrati tra gennaio e febbraio (Gandria = 8.7 m; Figino = 11.2 m), una fase di intorbidimento associata all'inizio della fase vegetativa del fitoplancton (Capitolo 5). Questa fase ha raggiunto il minimo di trasparenza tra fine marzo e inizio aprile, seguita da una debole chiarificazione nei mesi successivi. Durante l'estate e l'inizio dell'autunno, la trasparenza si è mantenuta su valori ridotti o moderati, ad eccezione di agosto, quando a Gandria sono stati misurati valori superiori a 8 m, a causa di una concentrazione del fitoplancton in prossimità del termocline (Capitolo 5).

La profondità della zona eufotica (Z_{EU} , ossia la profondità alla quale la luce è ridotta all'1% del valore misurato in superficie) nel 2024 ha rispecchiato l'andamento della trasparenza (Figura 3.2). Analogamente alla trasparenza, i valori medi annuali sono risultati leggermente più alti nel bacino nord (Gandria = 15,5 m; Figino = 13,0 m), ma hanno indicato condizioni di elevato irraggiamento anche al di sotto del termocline in entrambi i bacini. La Z_{EU} ha mostrato un'importante escursione stagionale: ha superato i 20 m tra gennaio e febbraio in entrambi i bacini, mentre ha raggiunto i valori minimi in luglio a Gandria (10.4 m) e in ottobre a Figino (8.2 m).

3.3 Profondità di mescolamento e stabilità

Nel 2024, i regimi idrodinamici di stratificazione e mescolamento delle acque hanno mostrato una circolazione debole e di breve durata in entrambi i bacini (Figura 3.3). Tale andamento potrebbe rappresentare una diretta conseguenza delle temperature eccezionalmente miti che hanno caratterizzato l'inverno 2023-2024 (Capitolo 1). Nel bacino nord si confermano condizioni meromittiche, con un mescolamento che si è spinto fino alla profondità massima di 41 m già a fine gennaio. Si tratta di un valore molto basso, inferiore a quello dell'anno precedente e ben al di sotto della media storica (Capitolo 9, sottocapitolo 9.2). Nel bacino sud, contrariamente agli ultimi anni, la circolazione non ha raggiunto il fondo, mostrando una profondità massima di mescolamento di 53 m a inizio febbraio. Tuttavia, poiché per un problema tecnico non è stato possibile eseguire il campionamento nella seconda metà di gennaio nel bacino sud, non si può escludere che il mescolamento massimo sia avvenuto in concomitanza col bacino nord. Dopo la fase di circolazione e un breve periodo di instabilità, il lago è entrato nella consueta fase di stratificazione stabile, protrattasi da fine aprile a inizio settembre. Durante questo periodo, la profondità media dello strato mescolato si è assestata intorno a 7 m nel bacino nord e 4 m nel bacino sud. Da ottobre è iniziata la classica espansione autunnale dello strato mescolato che ha raggiunto la profondità di 21 -22 m a dicembre.

Gli andamenti della stabilità meccanica della colonna d'acqua (Figura 3.3) sono risultati complessivamente nella norma. Il picco di massima instabilità si è verificato durante il periodo di massimo mescolamento, tra gennaio e febbraio. Nonostante la circolazione sia risultata incompleta nel bacino sud e l'ossigenazione non abbia raggiunto il fondo (capitolo 4), questi valori indicano un'insolita instabilità fisica Schmidt ($< 0 \text{ kg m}^{-1}$) nei pressi del fondo. In questo periodo, nel bacino nord, i valori di stabilità di Schmidt indicano una stratificazione stabile, ma sono risultati particolarmente bassi (circa 360 kg m^{-1}). Questi dati suggeriscono un maggiore scambio di calore tra mixolimnio e monimolimnio anche in inverni con circolazioni incomplete. Il periodo di massima stratificazione è stato raggiunto, in entrambi i bacini, tra l'inizio di agosto e l'inizio di settembre (max bacino nord: $14'000 \text{ kg m}^{-1}$; bacino sud: $9'000 \text{ kg m}^{-1}$).

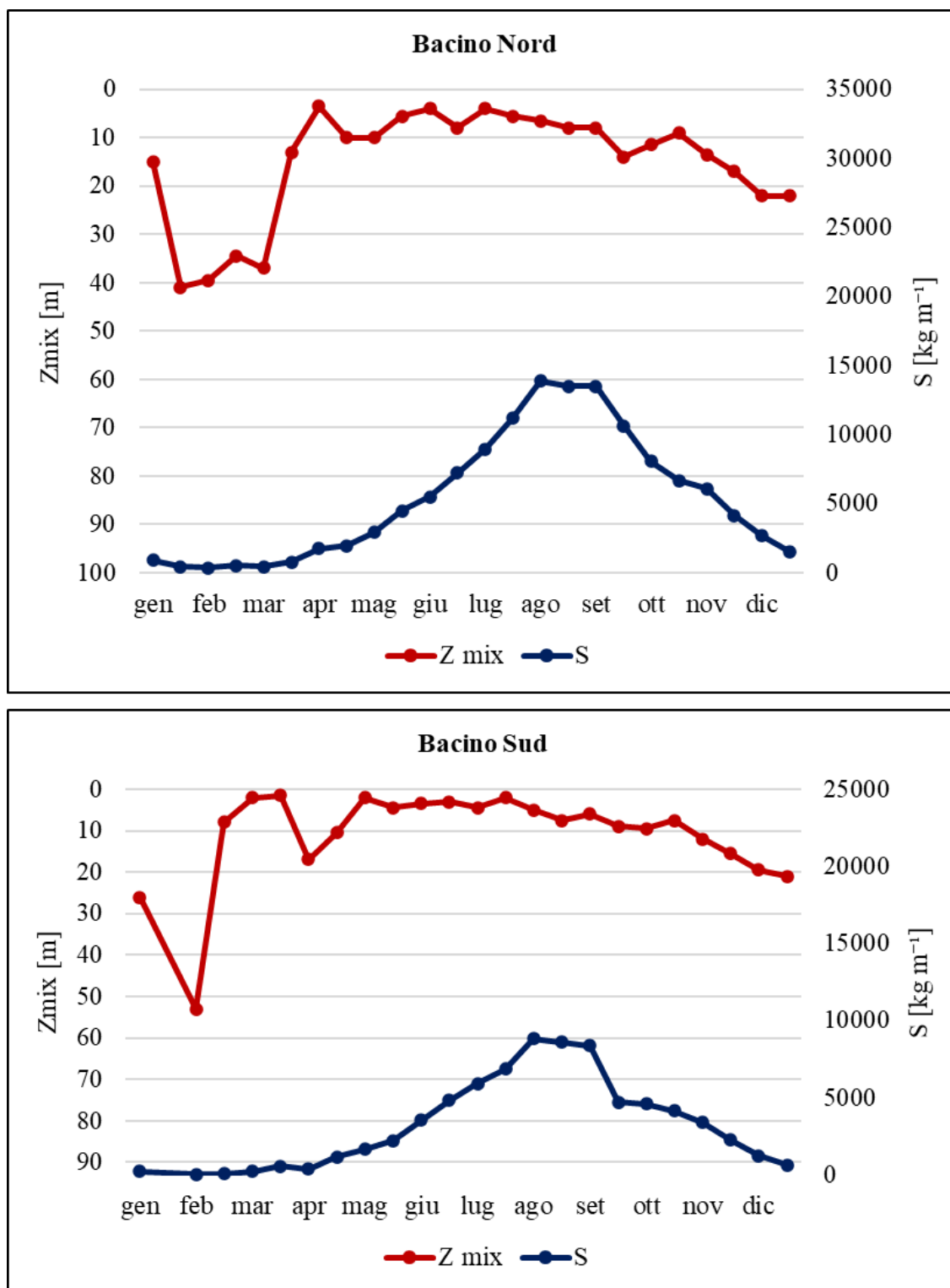


Figura 3.3. Lago di Lugano, 2024: andamento della profondità massima di mescolamento delle acque, Z_{mix} [m], e della stabilità della colonna d'acqua, S [kg m⁻¹], alle stazioni di Figino (bacino sud) e Gandria (bacino nord).

3.4 Temperatura

La temperatura del lago, misurata tramite sonda multiparametrica, viene descritta dai valori medi nello strato produttivo (0-20 m, T_{0-20}) e, solo per il bacino nord (stazione di Gandria), dal valore medio nello strato profondo (100-284 m, $T_{100-284}$). La temperatura media annuale dello strato produttivo T_{0-20} è stata pari a 12.52 °C a Gandria e 11.93 °C a Figino. Questi valori risultano elevati rispetto alle medie storiche, ma leggermente inferiori a quelli del 2023 per Gandria, mentre per Figino sono simili. Le temperature medie invernali, per la prima volta dall'inizio del monitoraggio, non sono scese sotto i 7 °C (valori medi minimi: Gandria = 7.41 °C; Figino = 7.10 °C; Figure 3.4 e 3.5), in linea con quanto descritto a livello climatico nel Capitolo 1. Dopo una primavera con temperature nella norma, nel periodo estivo, pur mantenendosi su valori elevati, le temperature medie dello strato produttivo sono risultate inferiori rispetto al 2023 (16.13 °C a Gandria e 15.57 °C a Figino). Ciò non ha impedito il raggiungimento di picchi considerevoli di temperatura superficiale (profondità 0-5 m) a inizio agosto (massimi pari a 27.63 °C a Gandria e 27.98 °C a Figino), durante una fase calda e secca (Capitolo 1).

A Gandria, nello strato profondo, la temperatura media annuale è stata pari a 6.13 °C (Figura 3.4), il valore più elevato registrato dall'inizio delle misurazioni nel 1981. Per confronto, in quell'anno furono registrati valori di 5.1 °C. Si conferma dunque la tendenza al riscaldamento progressivo delle acque profonde.

La distribuzione termica lungo la colonna d'acqua (Figura 3.5) ha seguito l'andamento stagionale della stratificazione del lago, un fenomeno innescato proprio dalle differenze termiche tra gli strati superficiali e profondi. Durante i mesi invernali, in corrispondenza della fase di circolazione, la colonna d'acqua è risultata sostanzialmente omogenea dal punto di vista termico. A partire dalla primavera, la stratificazione si è intensificata progressivamente, raggiungendo il massimo in estate (agosto), con la formazione di una netta distinzione tra gli strati superficiali più caldi (epilimnio) e quelli profondi più freddi (ipolimnio). Con l'arrivo dell'autunno, il raffreddamento degli strati superficiali ha favorito il graduale rimescolamento della colonna d'acqua, riportando condizioni di maggiore uniformità termica.

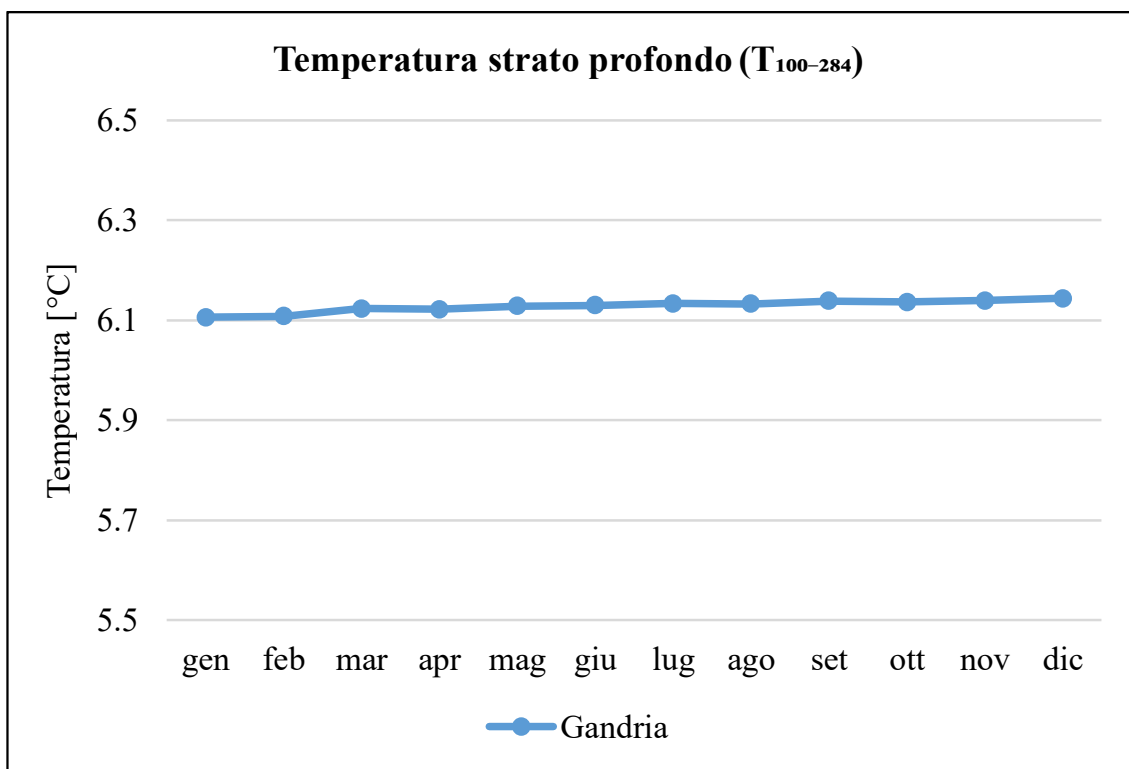
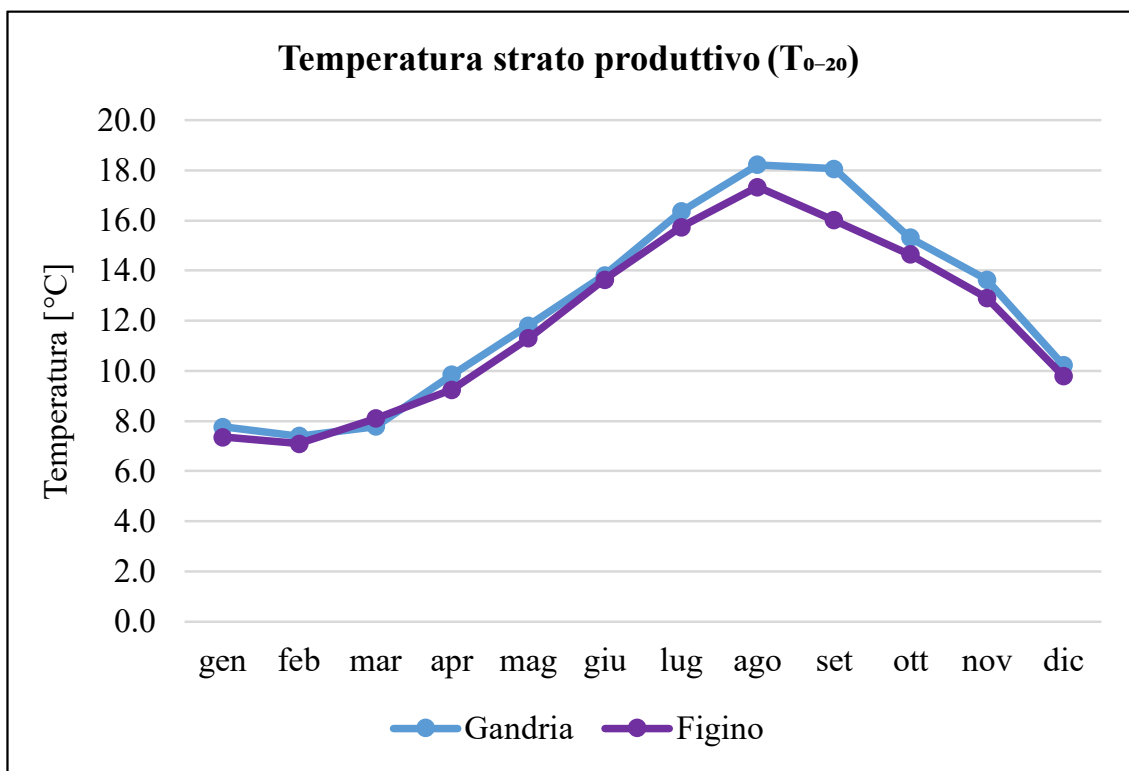


Figura 3.4. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della temperatura nello strato produttivo (0-20 m, in alto) e nello strato profondo di Gandria (100-284 m, in basso) [°C].

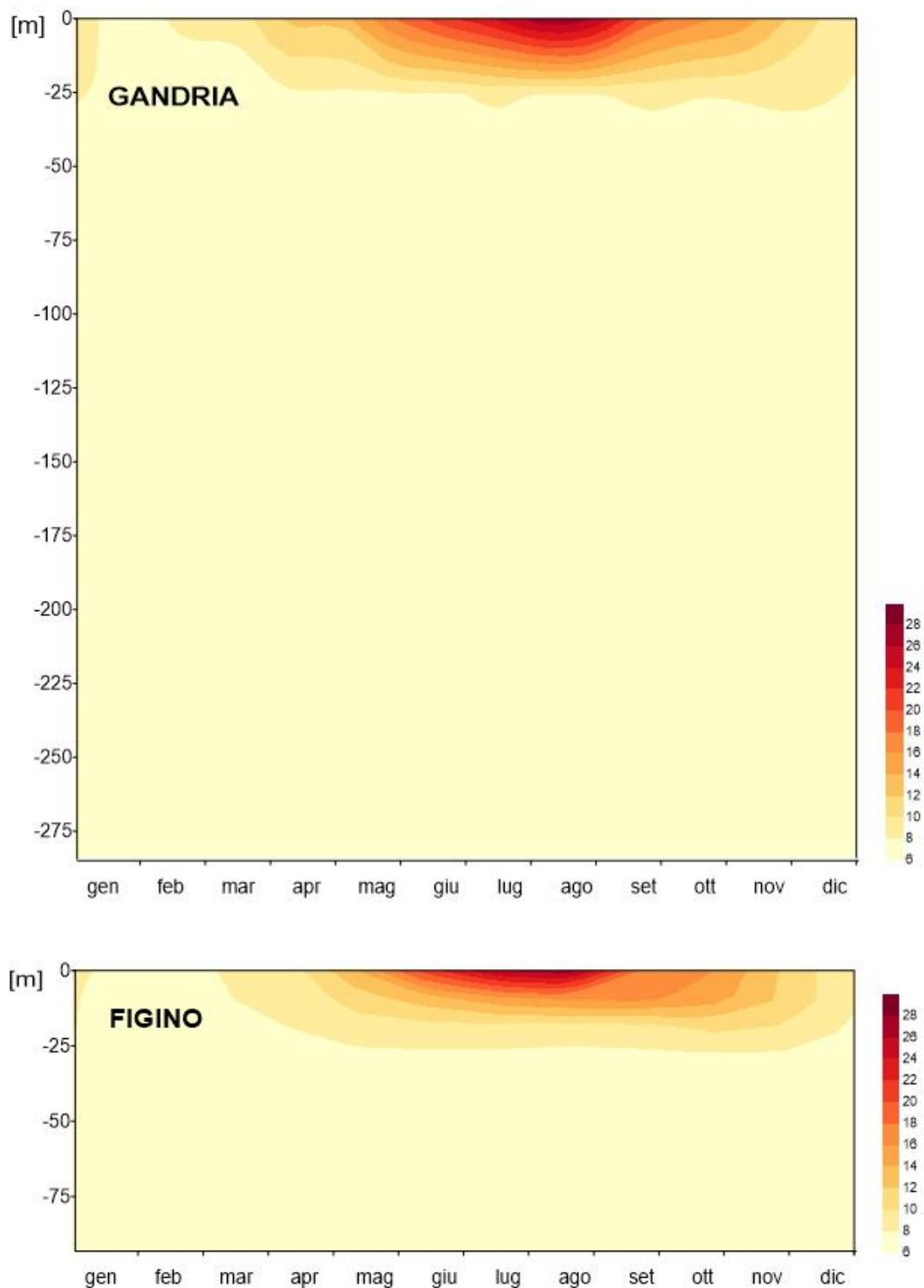


Figura 3.5. Lago di Lugano, 2024: andamento della temperatura in profondità e nel tempo [°C].

Bibliografia

Vollenweider, R.A., Kerekes, J. (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 156.

4. LAGO: CARATTERISTICHE CHIMICHE

Camilla Capelli

Le indagini sul chimismo dell'ambiente pelagico si sono svolte mensilmente presso le stazioni di Gandria e Figino. Dal 2022 è stata introdotta anche un'indagine sul chimismo nello strato produttivo (0-20 m di profondità) nella stazione di Melide e nei golfi secondari (Lugano, Capo Lago, Porto Ceresio, Agno e bacino di Ponte Tresa).

4.1 Alcalinità e pH

Nel 2024 l'alcalinità è stata caratterizzata, come di consueto, da un aumento negli strati superficiali durante la circolazione tardo invernale e una diminuzione nel periodo estivo-autunnale, per decalcificazione (precipitazione dei carbonati) indotta dall'attività fotosintetica, e da un aumento proporzionale negli strati intermedi e profondi (Figura 4.1). Questo fenomeno, che ha seguito la circolazione precoce di fine gennaio, è risultato anticipato rispetto all'anno precedente in entrambi i bacini.

Il pH ha mostrato il classico andamento opposto a quello dell'alcalinità (Figura 4.2), con un aumento nelle acque superficiali che ha leggermente anticipato la riduzione dell'alcalinità ed un picco estivo pari a 8.9 indotto dall'attività fotosintetica.

4.2 Ossigeno disciolto e potenziale redox

L'andamento mensile delle concentrazioni di ossigeno disciolto (Figura 4.3) indica una circolazione scarsa e incompleta in entrambi i bacini (Capitolo 3.4) con livelli di ossigenazione inferiori rispetto all'anno precedente, specialmente nel bacino sud. Nel bacino nord i livelli di ipossia (concentrazione di ossigeno disciolto $<4 \text{ mg L}^{-1}$) sono stati misurati a profondità maggiori di ca. 50 m e quelli di anossia a profondità maggiori di ca. 75 m. A causa della scarsa circolazione i livelli di ossigeno si sono ridotti ulteriormente a partire dai mesi estivi, con livelli di ipossia al di sotto di ca. 30 m di profondità. Nel bacino sud, a causa della circolazione incompleta, sono stati misurati livelli di ipossia a profondità maggiori di ca. 50 m e di anossia a profondità maggiori di ca. 70 m. A causa della circolazione incompleta e della stratificazione estiva, i mesi autunnali sono stati caratterizzati da livelli di ipossia al di sotto di ca. 10 m di profondità.

Nelle acque profonde del bacino nord condizioni redox negative sono state riscontrate durante tutto l'anno, indicate dalla presenza costante di solfuro (accompagnato da ferro e manganese disciolti) e metano a profondità maggiori di ca. 75 m. Nel bacino sud, a causa della circolazione incompleta, sono state rilevate sostanze ridotte durante tutto il corso dell'anno (Figure 4.4-7). Il contributo del ferro disciolto nel bacino nord negli strati profondi tra luglio e agosto è stato interpolato a causa di un problema analitico.

4.3 Macronutrienti (fosforo, azoto e silice)

Le dinamiche delle concentrazioni di fosforo totale (P_{tot}) e di fosforo reattivo ($\text{PO}_4\text{-P}$; Figure 4.8-9) hanno mostrato un andamento simile tra i due bacini, a causa di una circolazione invernale scarsa e incompleta (Capitolo 3.4). Restano comunque nette differenze sostanziali nel contenuto di fosforo tra i due bacini, a causa di un diverso carico esterno ed interno. Nel bacino nord il rifornimento epilimnetico di fosforo è stato scarso

e la concentrazione media di P_{tot} nello strato produttivo (0-20 m) alla circolazione (gennaio-febbraio) ha raggiunto i $9 \mu\text{g P L}^{-1}$. Anche nel bacino sud, il rifornimento epilimnetico di fosforo è stato contenuto, a causa della circolazione incompleta. Il carico interno generato è stato nettamente inferiore all'anno precedente, con concentrazioni di P_{tot} nello strato produttivo pari a $21 \mu\text{g P L}^{-1}$ (febbraio). Questi valori, in diminuzione rispetto all'anno precedente, sono nettamente al di sotto dei limiti degli obiettivi di risanamento ($30 \mu\text{g P L}^{-1}$). La concentrazione media annua di P_{tot} nello strato produttivo (0-20 m), usata per definire lo stato trofico (OECD), ha indicato condizioni al limite tra oligotrofia e mesotrofia per il bacino nord ($10 \mu\text{g P L}^{-1}$) e condizioni di mesotrofia per il bacino sud ($15 \mu\text{g P L}^{-1}$), nonostante il maggior carico esterno (Capitolo 2). Il rifornimento invernale di fosforo reattivo è stato pressoché nullo nel bacino nord (concentrazioni medie nello strato produttivo $<2 \mu\text{g P L}^{-1}$). Nel bacino sud è stato lievemente maggiore rispetto al bacino nord ($9 \mu\text{g P L}^{-1}$), ma è diminuito velocemente già dal mese successivo, consumato durante lo sviluppo primaverile del fitoplancton (Capitolo 5). Questi risultati mostrano come le dinamiche del fosforo siano maggiormente influenzate da fenomeni fisici interni al lago, piuttosto che dal carico esterno.

La concentrazione dell'azoto totale (N_{tot}), in leggero aumento rispetto all'anno precedente, ha mostrato differenze tra il bacino nord, più povero (media annua nello strato produttivo 0.7 mg N L^{-1}), e il bacino sud (media annua nello strato produttivo 1.4 mg N L^{-1}), fortemente arricchito dal maggiore carico esterno (Figura 4.10, Capitolo 2). Come di consueto, nel bacino nord l'azoto totale è apparso particolarmente scarso nell'area attorno ai 100 m di profondità, dove con il passaggio all'anossia predominano i processi di denitrificazione (Figure 4.10-13). Mentre, nel bacino sud è evidente il maggior apporto negli strati superficiali nella prima parte dell'anno a causa del carico esterno durante le continue precipitazioni (Capitolo 1). Durante il periodo primaverile-estivo, si è osservata una lieve riduzione dell'azoto nitrico nello strato produttivo in entrambi i bacini (Figura 4.3.5), per assimilazione da parte del fitoplancton, mentre sono aumentati sul fondo i prodotti della mineralizzazione dei sedimenti organici, tra cui l'ammonio, favoriti dall'anossia degli strati profondi (Figura 4.13).

Il rifornimento di silice epilimnetico tardo-invernale è stato inferiore rispetto all'anno precedente nel bacino nord (massimo nello strato 0-20 m, Gandria 0.5 mg L^{-1}), a causa della circolazione scarsa e incompleta (Capitolo 3). Nel bacino sud, nonostante la circolazione incompleta, i valori sono stati in linea con l'anno precedente (Figura 1.4 mg L^{-1}), probabilmente grazie anche ad un maggior apporto esterno dai tributari. Tuttavia, lo sviluppo delle diatomee nel periodo primaverile (Capitolo 7) ha ridotto i valori di silice rapidamente già nei mesi successivi (Figura 4.14). Nel periodo autunnale, è poi stato osservato un incremento di silice negli strati profondi, causato dal rilascio dai sedimenti.

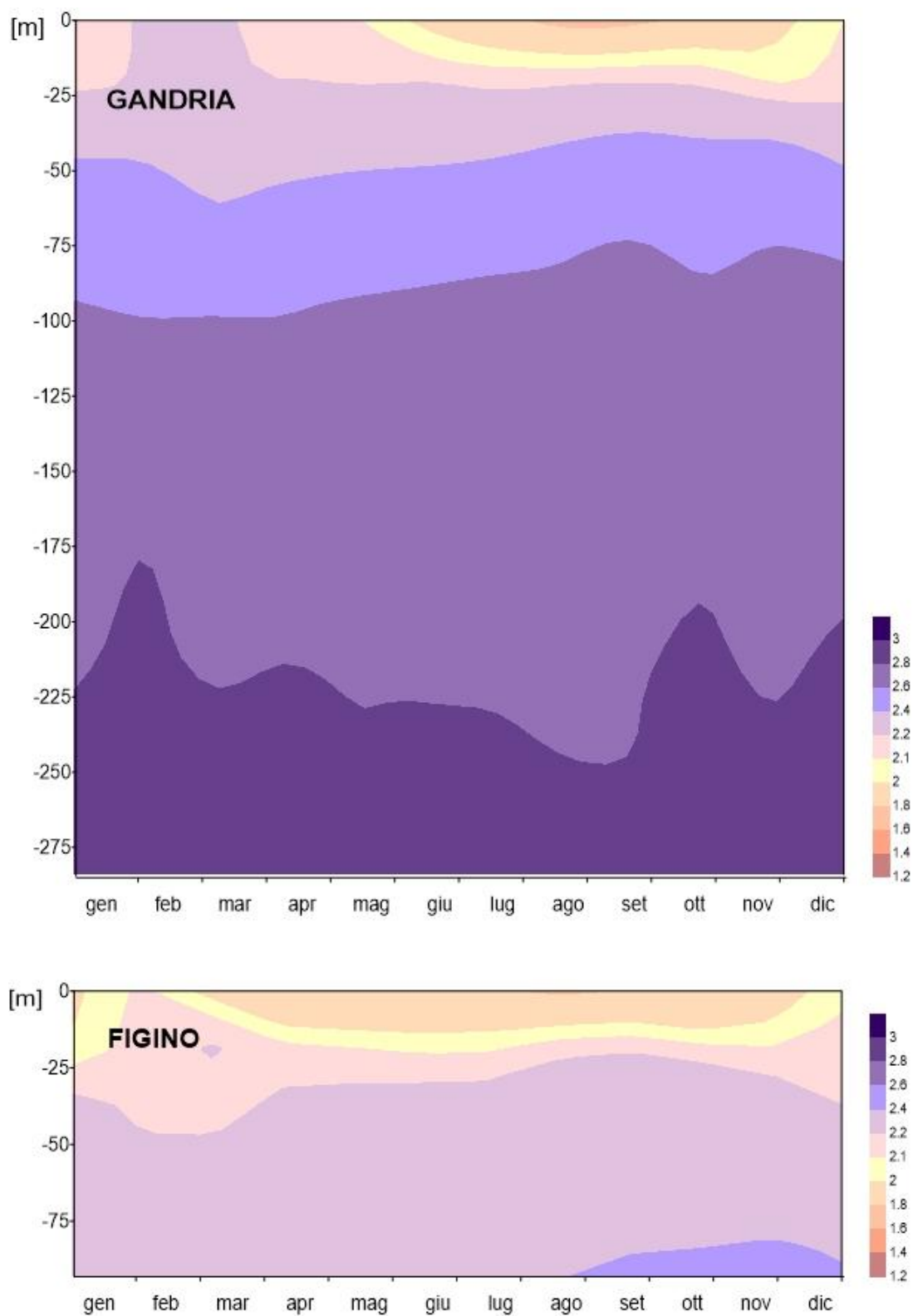


Figura 4.3. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile dell'alcalinità in profondità e nel tempo [meq L⁻¹].

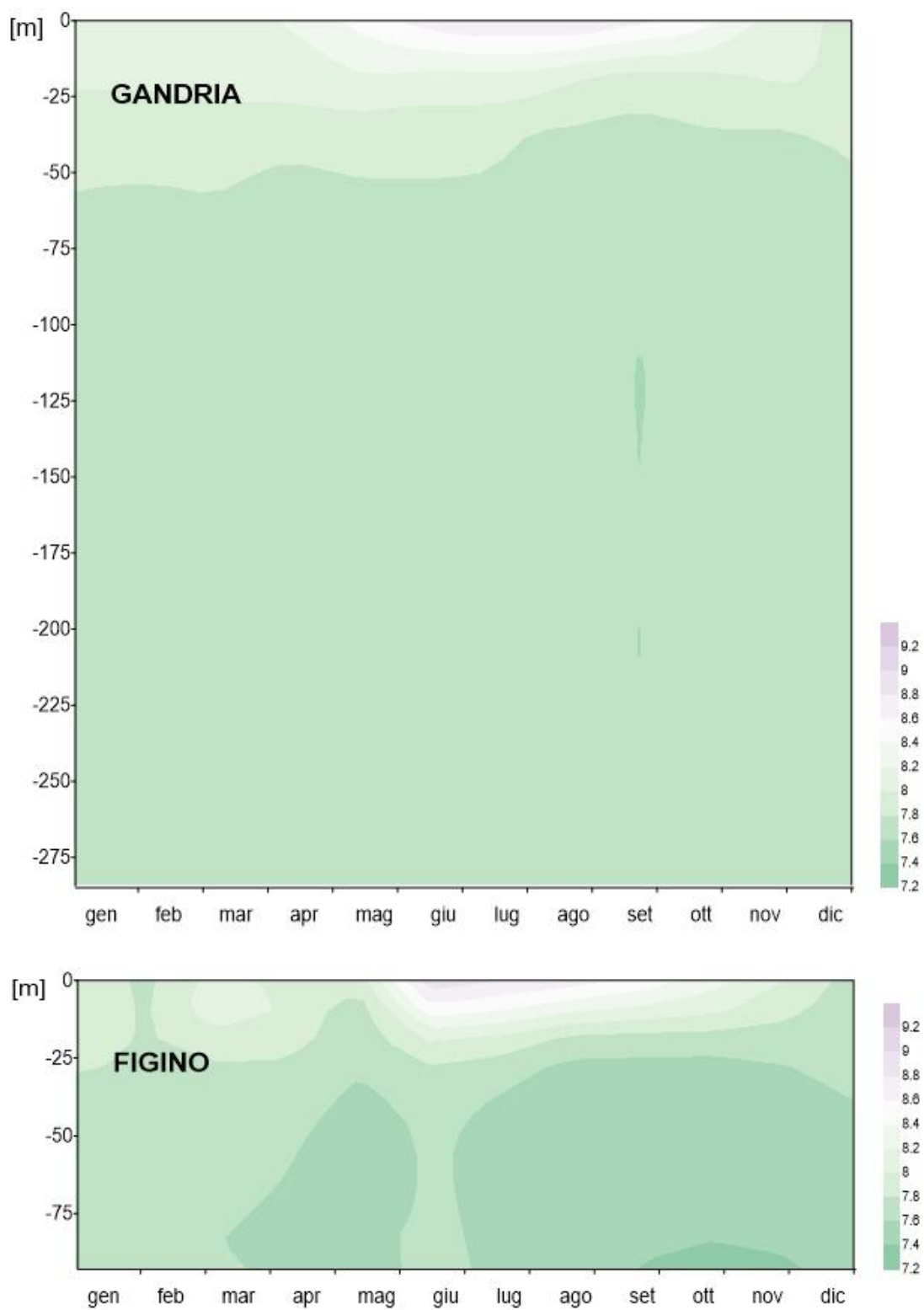


Figura 4.2. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile del pH in profondità e nel tempo [unità pH].

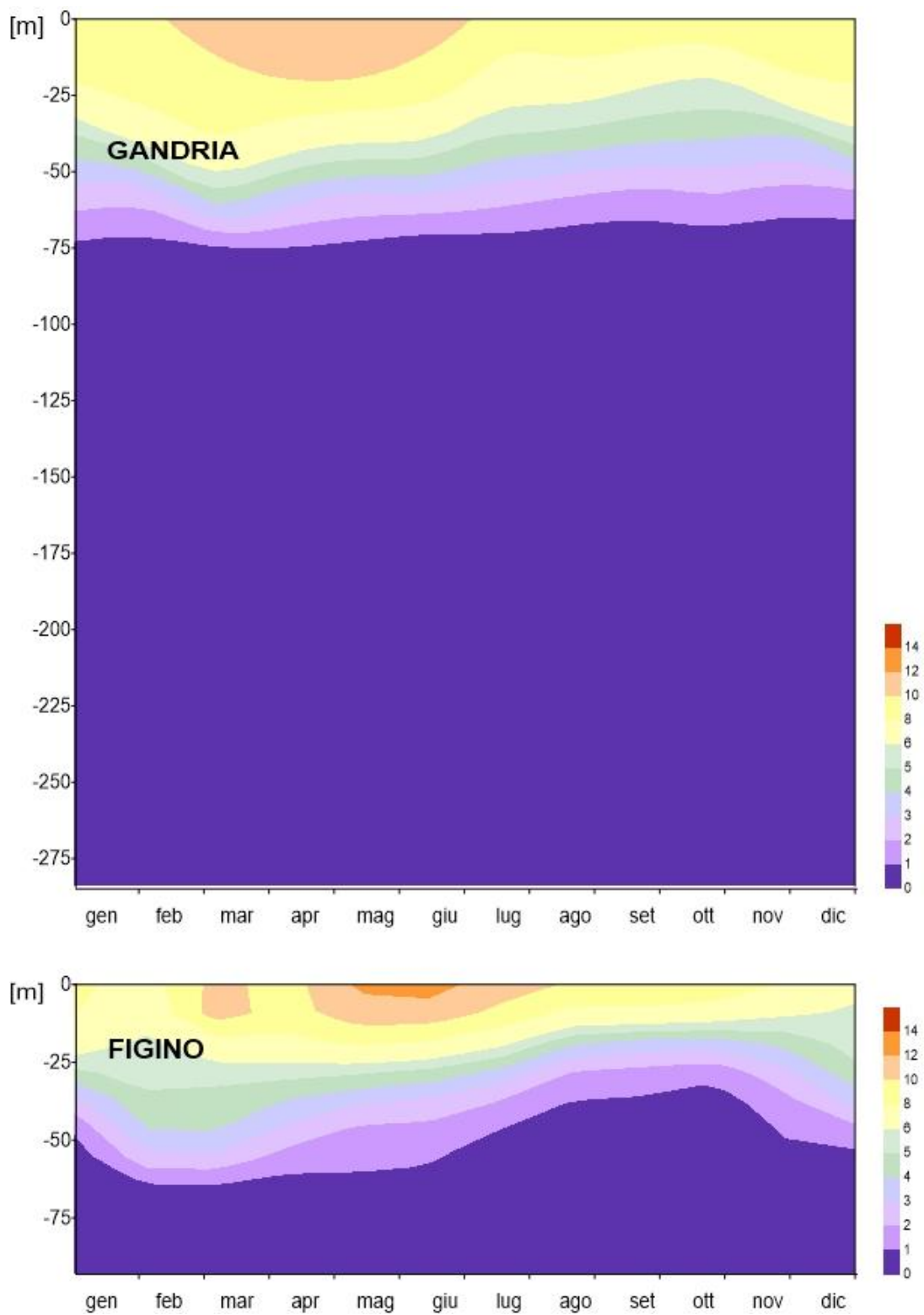


Figura 4.3. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile dell'ossigeno disciolto in profondità e nel tempo [mg O₂ L⁻¹].

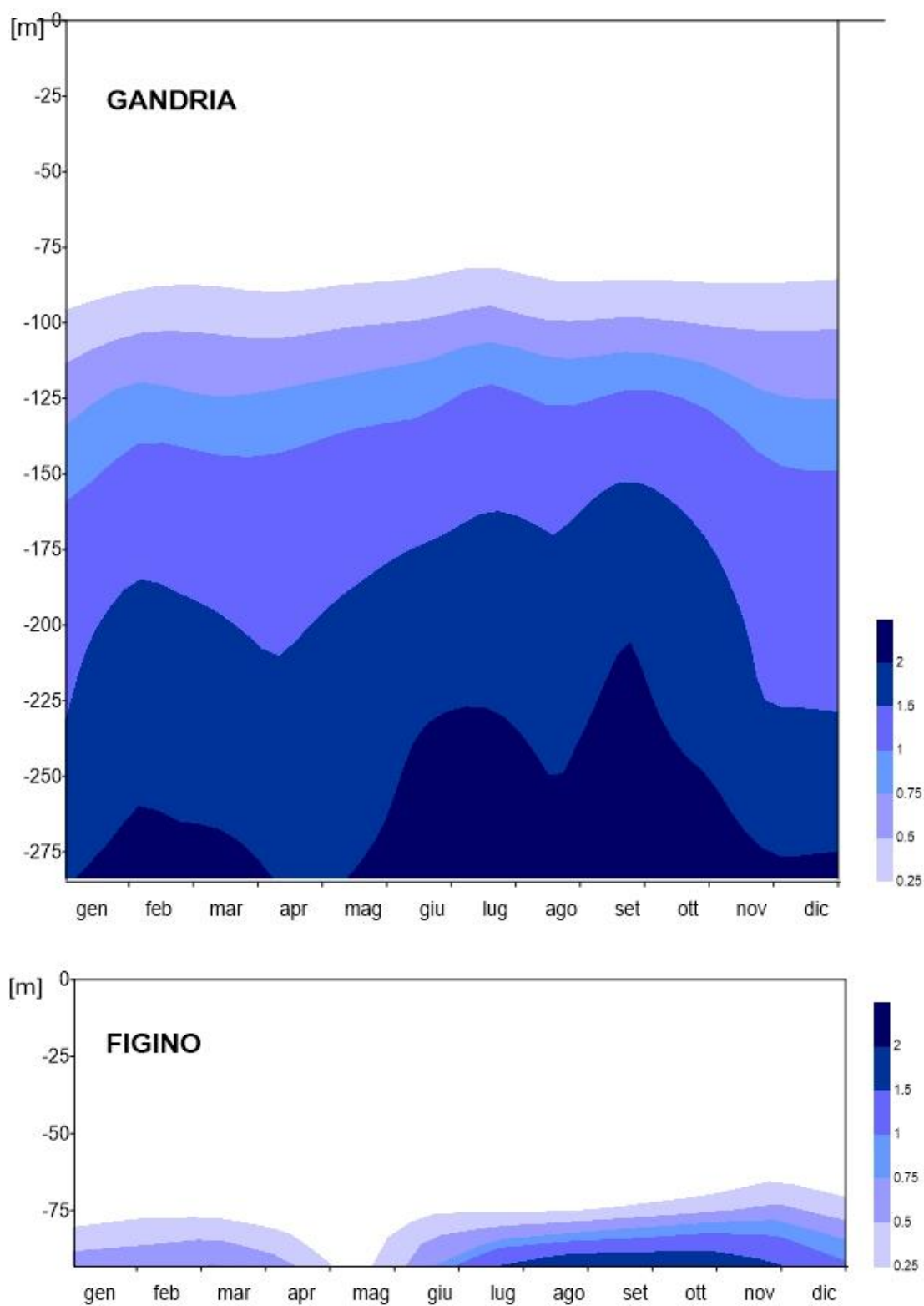


Figura 4.4. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile del metano in profondità e nel tempo [mg L^{-1}].

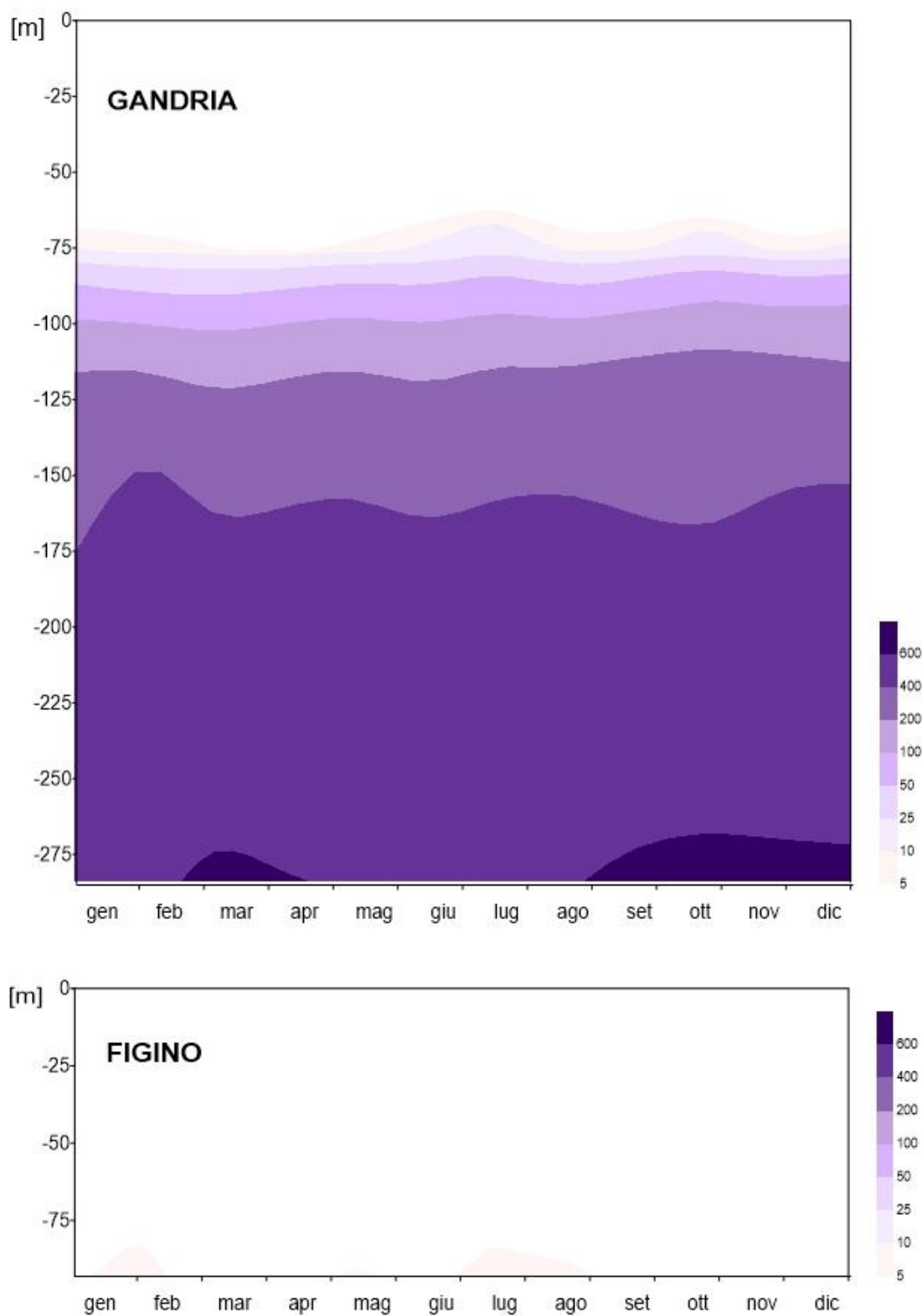


Figura 4.5. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione del solfuro in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

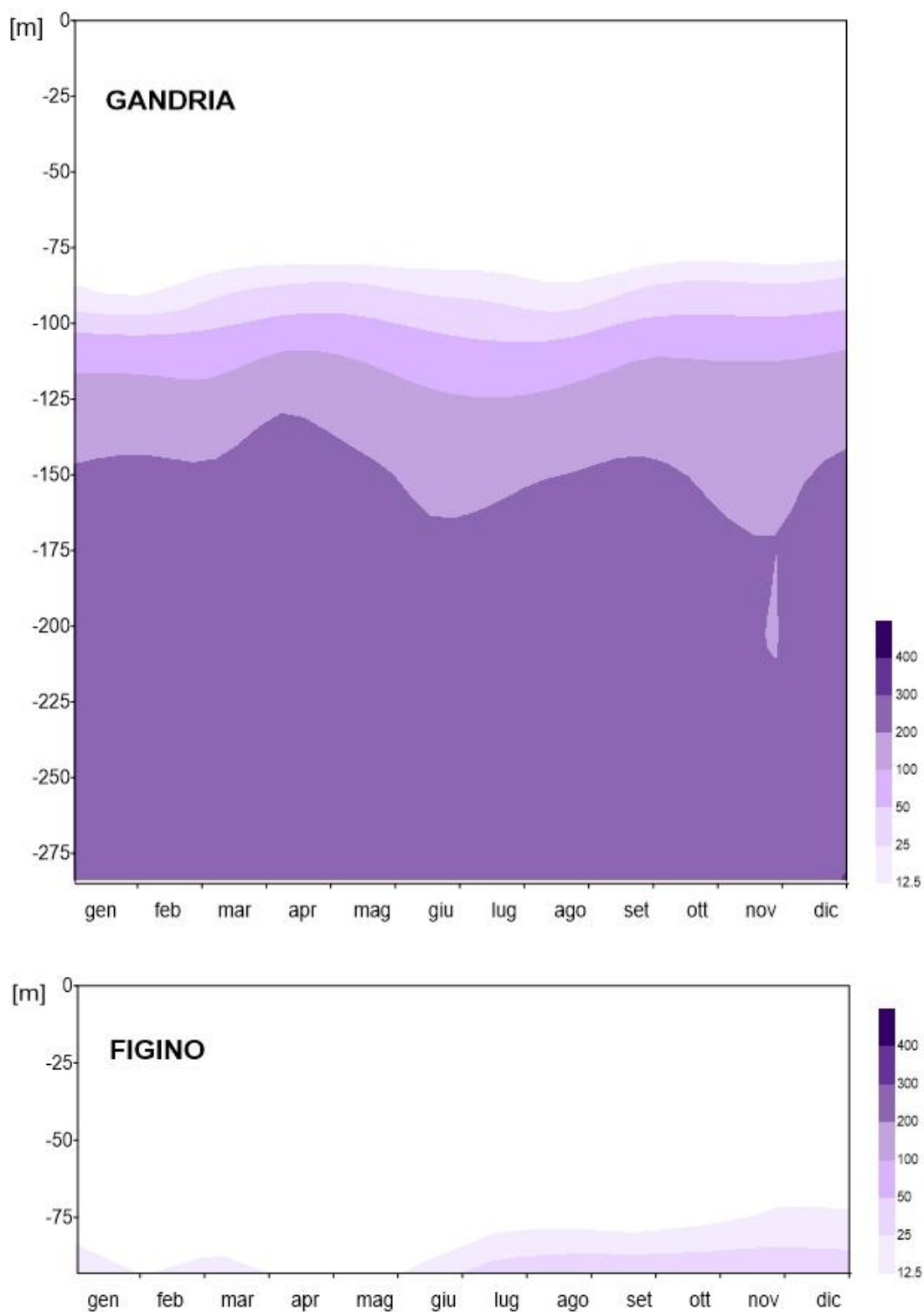


Figura 4.6. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione del ferro disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

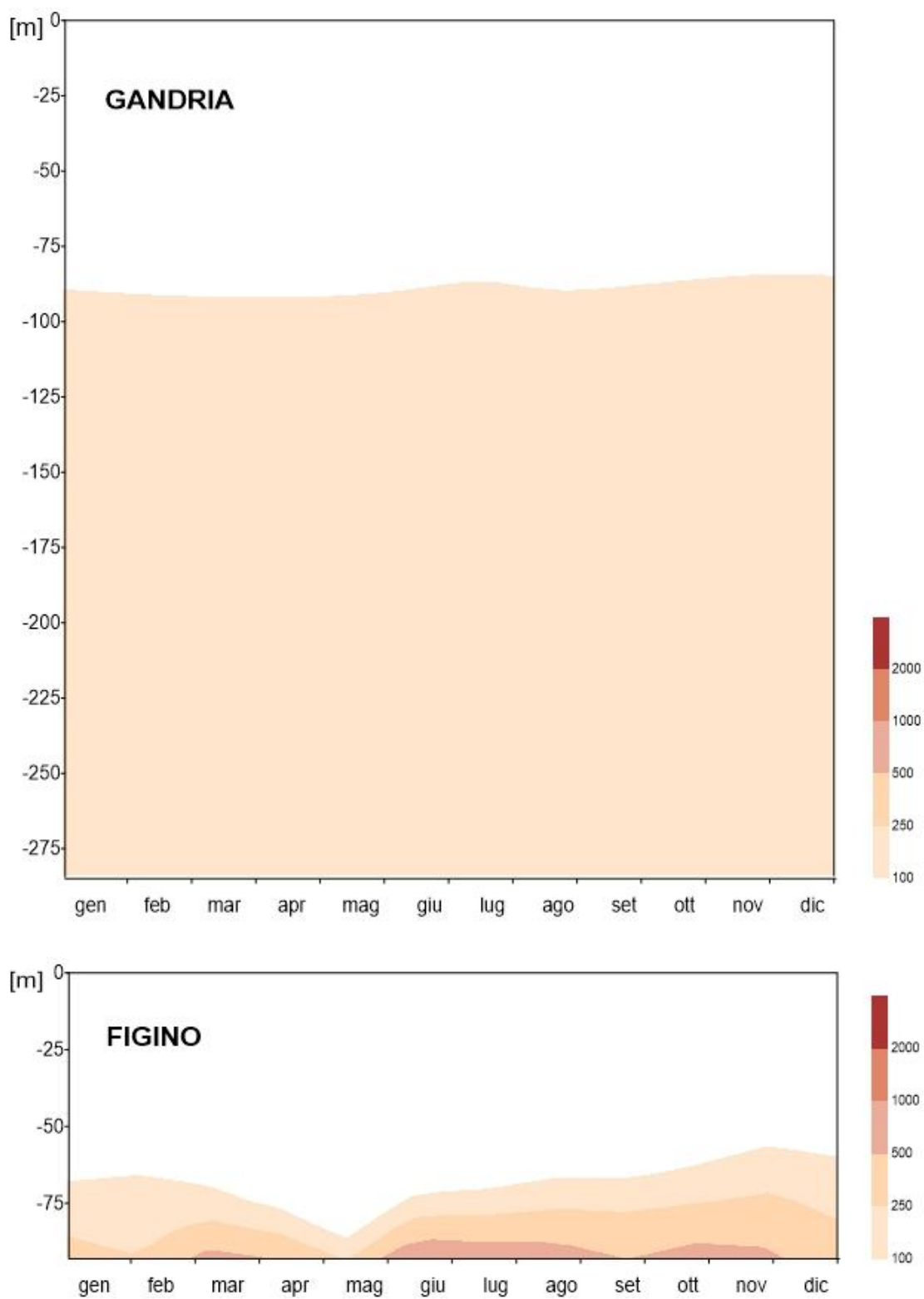


Figura 4.7. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione del manganese disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

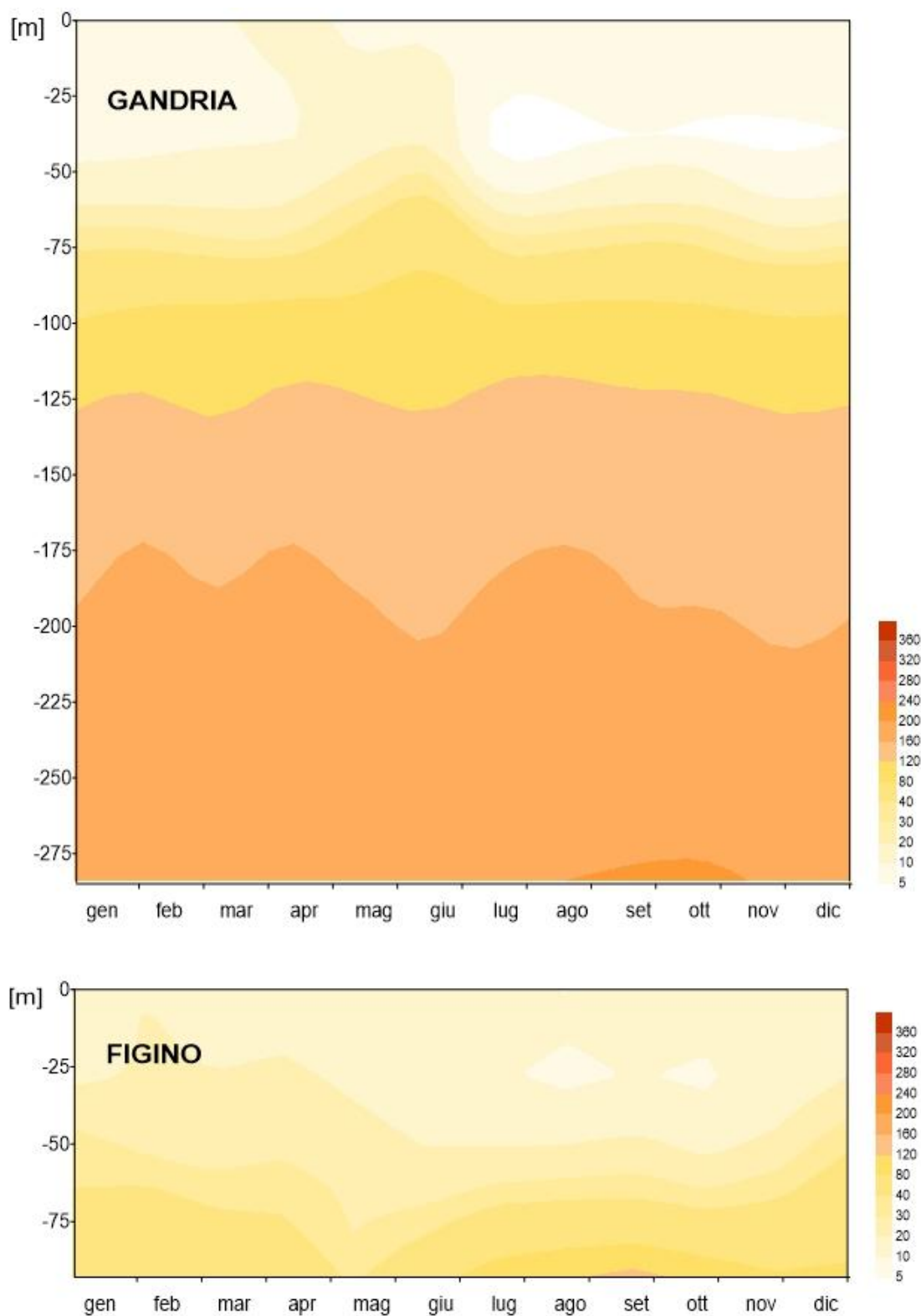


Figura 4.8. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione del fosforo totale in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

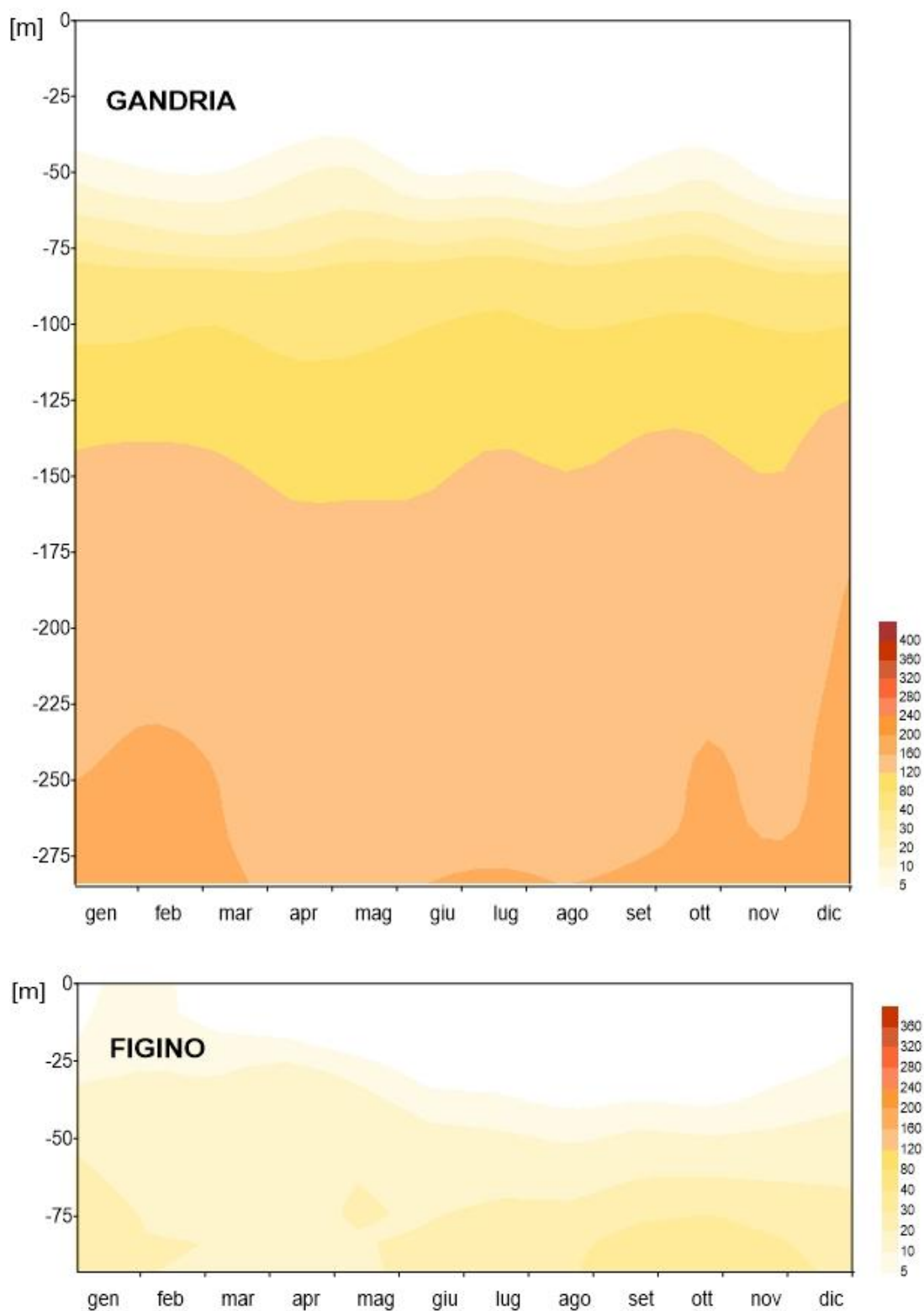


Figura 4.9. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione del fosforo reattivo in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

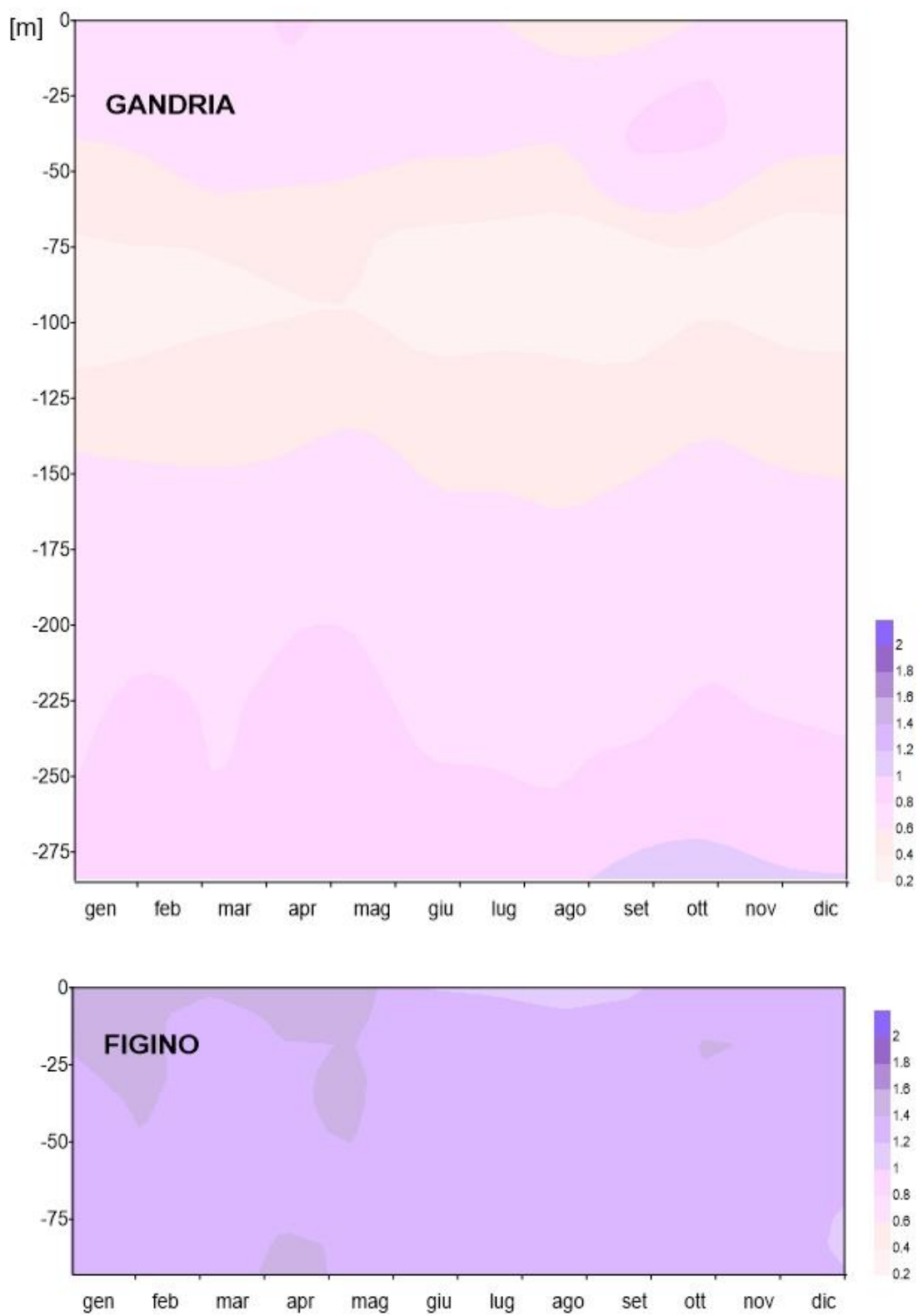


Figura 4.10. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione dell'azoto totale in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

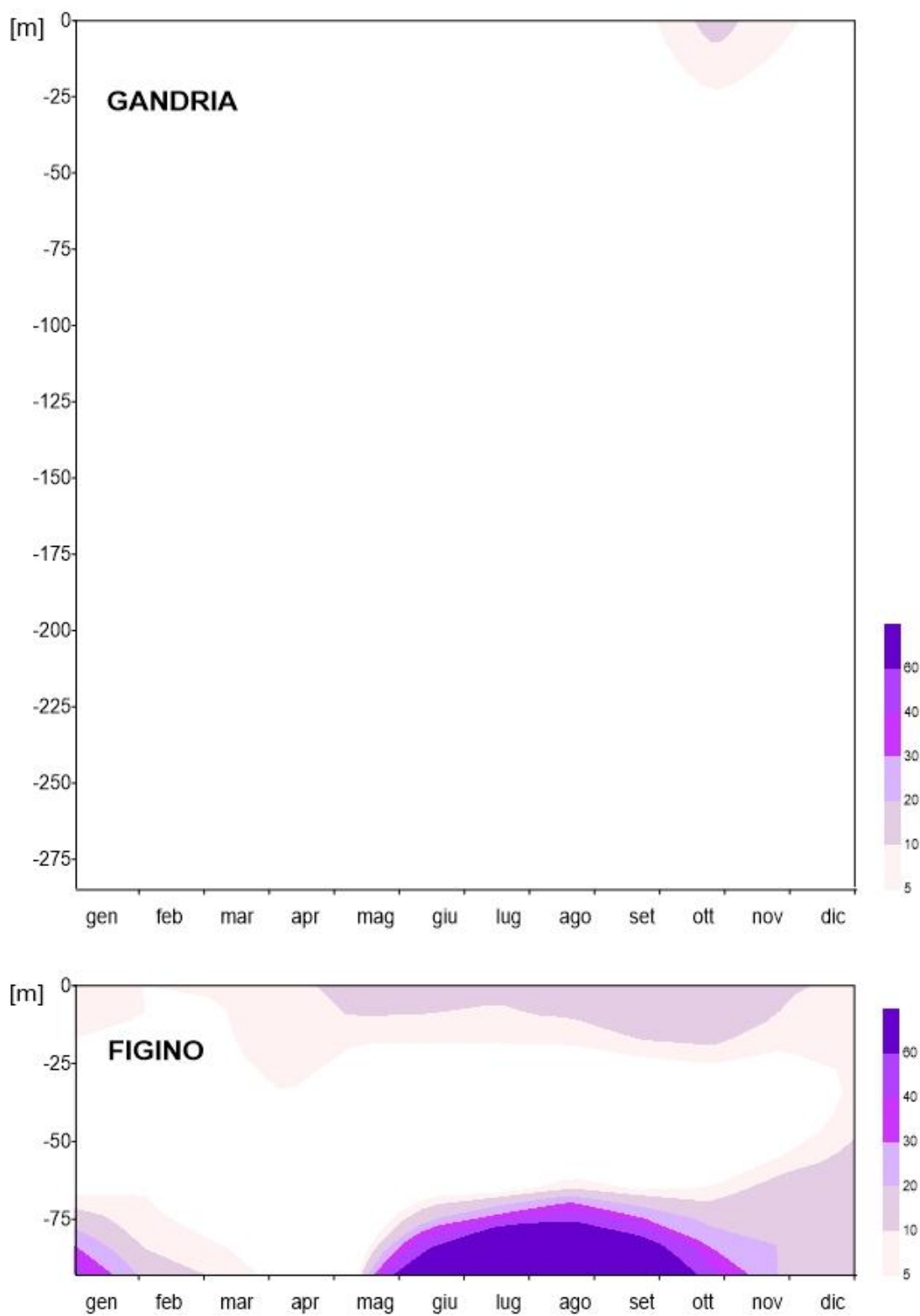


Figura 4.11. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione dell'azoto nitroso in profondità e nel tempo [$\mu\text{g N L}^{-1}$].

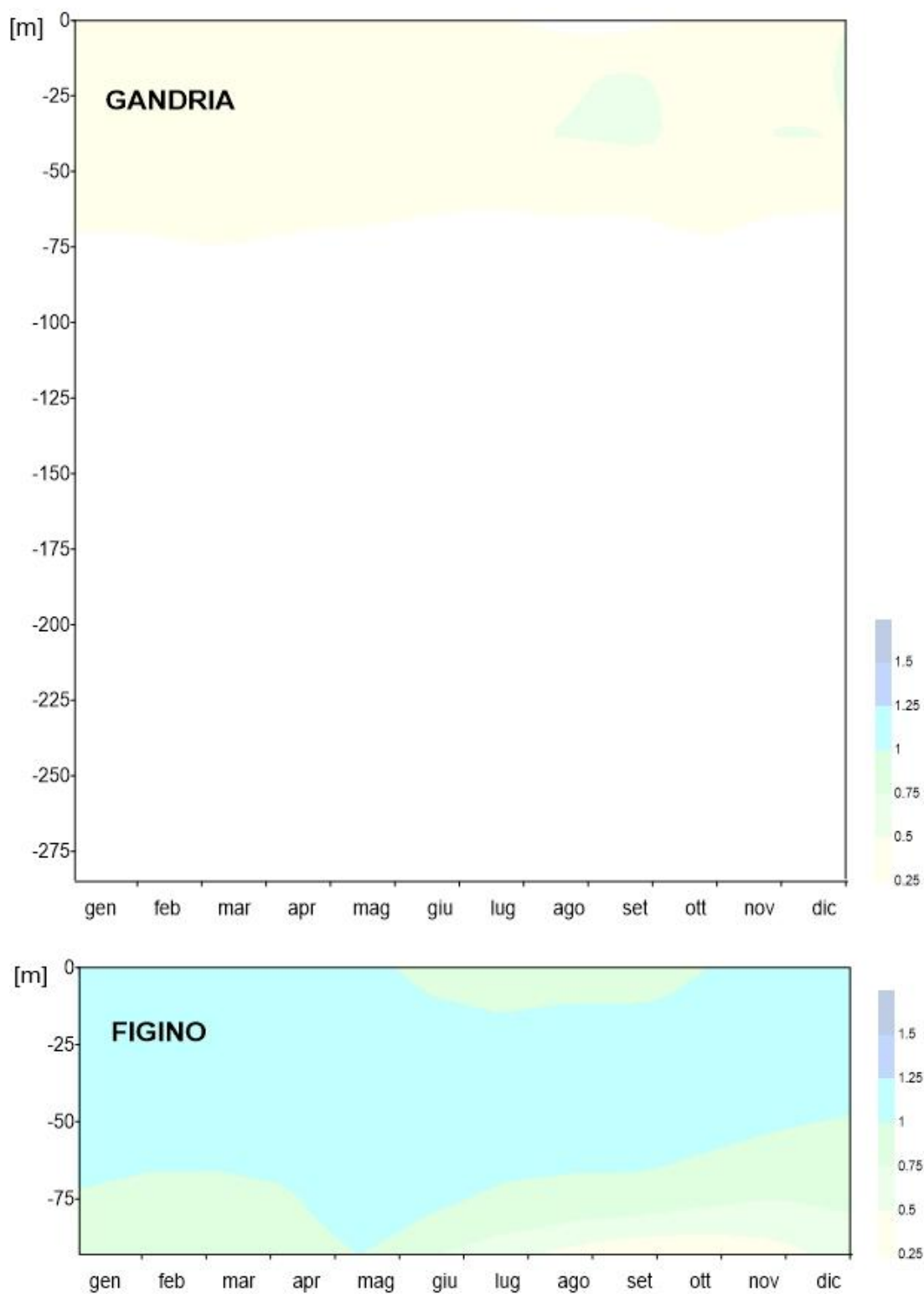


Figura 4.12. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione dell'azoto nitrico in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

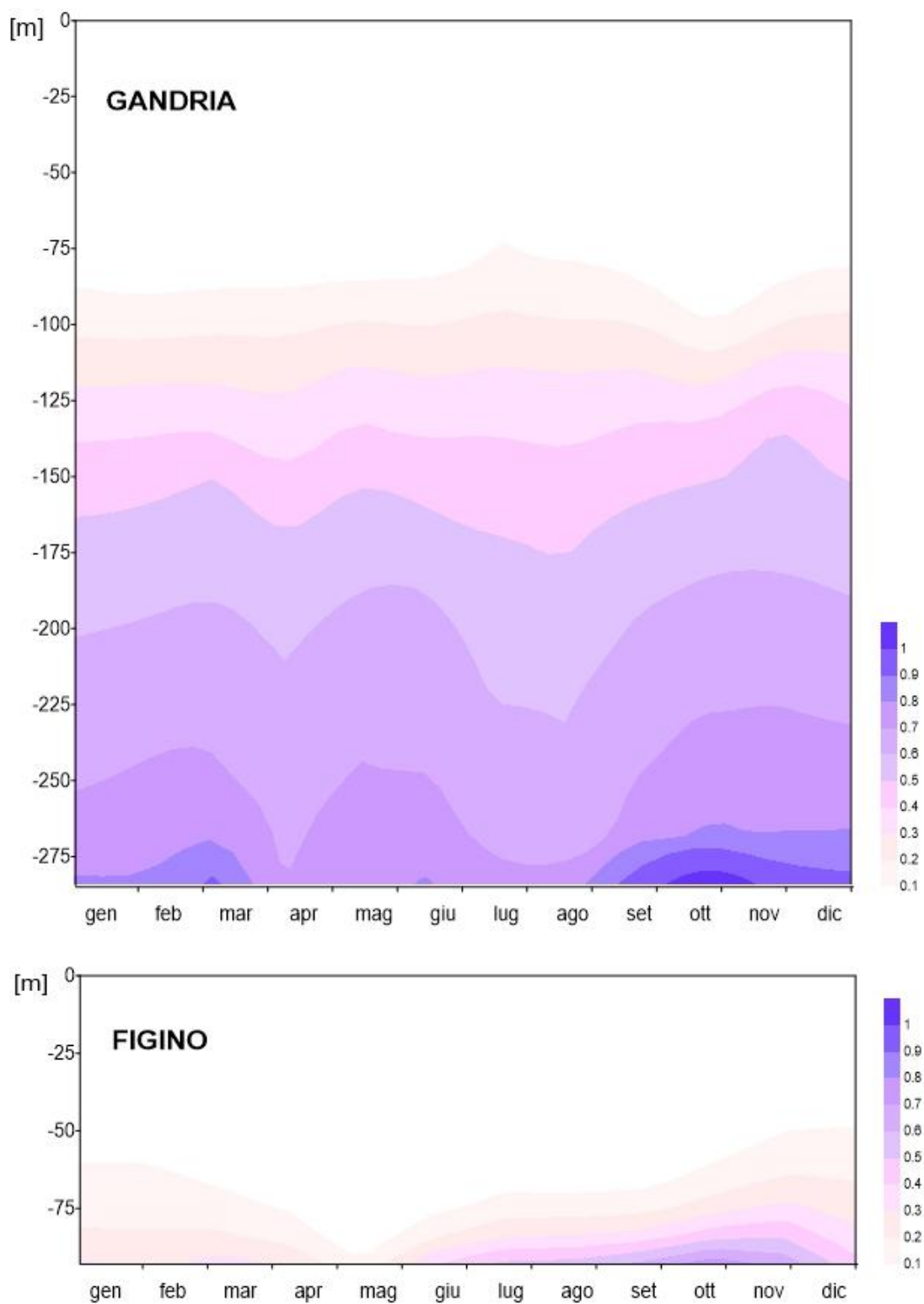


Figura 4.13. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione dell'azoto ammoniacale in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

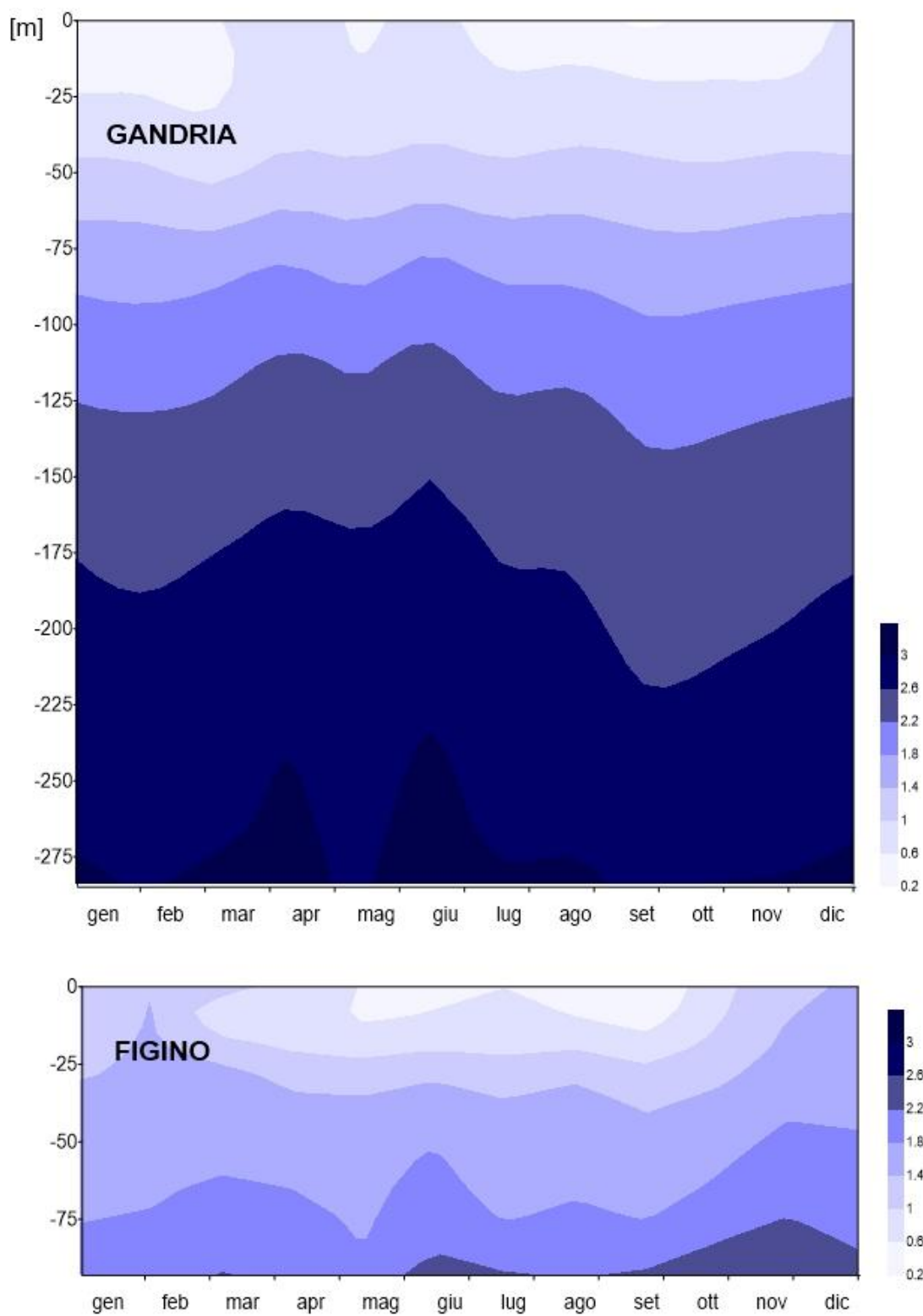


Figura 4.14. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della concentrazione della silice reattiva in profondità e nel tempo [$\text{mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$].

4.4. Golfi secondari

A partire dal 2022 è stata introdotta un'indagine sulle dinamiche dei macronutrienti (fosforo, azoto e silice) nello strato produttivo (0-20 m di profondità) nella stazione di Melide e nei golfi secondari. Le dinamiche delle stazioni di Gandria e Figino sono state ben rappresentative di quelle osservate nei golfi dei rispettivi bacini per tutti i parametri. Le differenze osservate sono più evidenti nel bacino sud, maggiormente influenzato dai carichi interni durante la circolazione e dai carichi esterni.

Complessivamente, è stato osservato un maggiore apporto di azoto totale nel bacino sud rispetto al bacino nord, soprattutto dovuto ad un maggior contributo di azoto nitrico (Figura 4.15). Come per gli anni precedenti, l'azoto totale è stato leggermente superiore nel golfo di Agno rispetto alle altre stazioni (media annua 1.4 mg N L^{-1}), probabilmente a causa del carico in entrata dal fiume Veduggio. Mentre il bacino di Ponte Tresa si è distinto dalle altre stazioni per concentrazioni mediamente più elevate di azoto ammoniacale (media annua 0.03 mg N L^{-1}) e nitroso (media annua $11.5 \text{ } \mu\text{g N L}^{-1}$). Per quest'ultimo parametro, il golfo di Agno ha registrato un picco pari a $24.5 \text{ } \mu\text{g N L}^{-1}$ a dicembre, che però non sembra imputabile alle fasi iniziali della circolazione invernale. L'azoto nitrico ha mostrato un andamento simile in tutti i golfi con una riduzione nel periodo estivo-autunnale ad opera dell'attività del fitoplancton (Capitolo 5).

Le concentrazioni e le dinamiche del fosforo totale e del fosforo reattivo hanno mostrato minori differenze tra i due bacini del lago rispetto all'anno precedente (Figura 4.16). Il golfo di Lugano, con concentrazioni di fosforo totale pari a $12 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ (media annua) e fosforo reattivo inferiori a $2 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ (media annua), ha mostrato un andamento piuttosto costante durante l'anno e valori in linea con la stazione di Gandria. I golfi del bacino sud hanno registrato valori non di molto superiori rispetto al bacino nord. Tra questi, il golfo di Capolago è risultato il più ricco sia in fosforo reattivo ($3 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ media annua) che in fosforo totale ($17 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ media annua). Questo fenomeno, già osservato anche tra le stazioni di Gandria e Figino, è imputabile alla scarsa circolazione che ha contenuto il carico interno. Nel bacino sud, l'apporto di fosforo totale e reattivo dovuto alla circolazione invernale è risultato infatti dimezzato rispetto all'anno precedente. Mediamente il fosforo reattivo nello strato produttivo ha raggiunto valori compresi tra 10 e $13 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$, mentre il fosforo totale valori compresi tra 20 e $22 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$.

Le concentrazioni di silice nel golfo di Lugano sono state pressoché costanti e in linea con Gandria. Alla circolazione le concentrazioni di silice (0.7 mg L^{-1}) sono state decisamente inferiori a quelle misurate nei golfi del bacino sud (media 1.3 mg L^{-1}), più influenzati dalla risospensione della silice dai sedimenti durante la circolazione e dall'apporto diretto dei tributari (Capitolo 2). Come l'anno precedente, il golfo di Agno ha mostrato concentrazioni medie annue maggiori rispetto agli altri golfi (1 mg L^{-1}), probabilmente a causa di un apporto diretto dal fiume Veduggio (Figura 4.16).

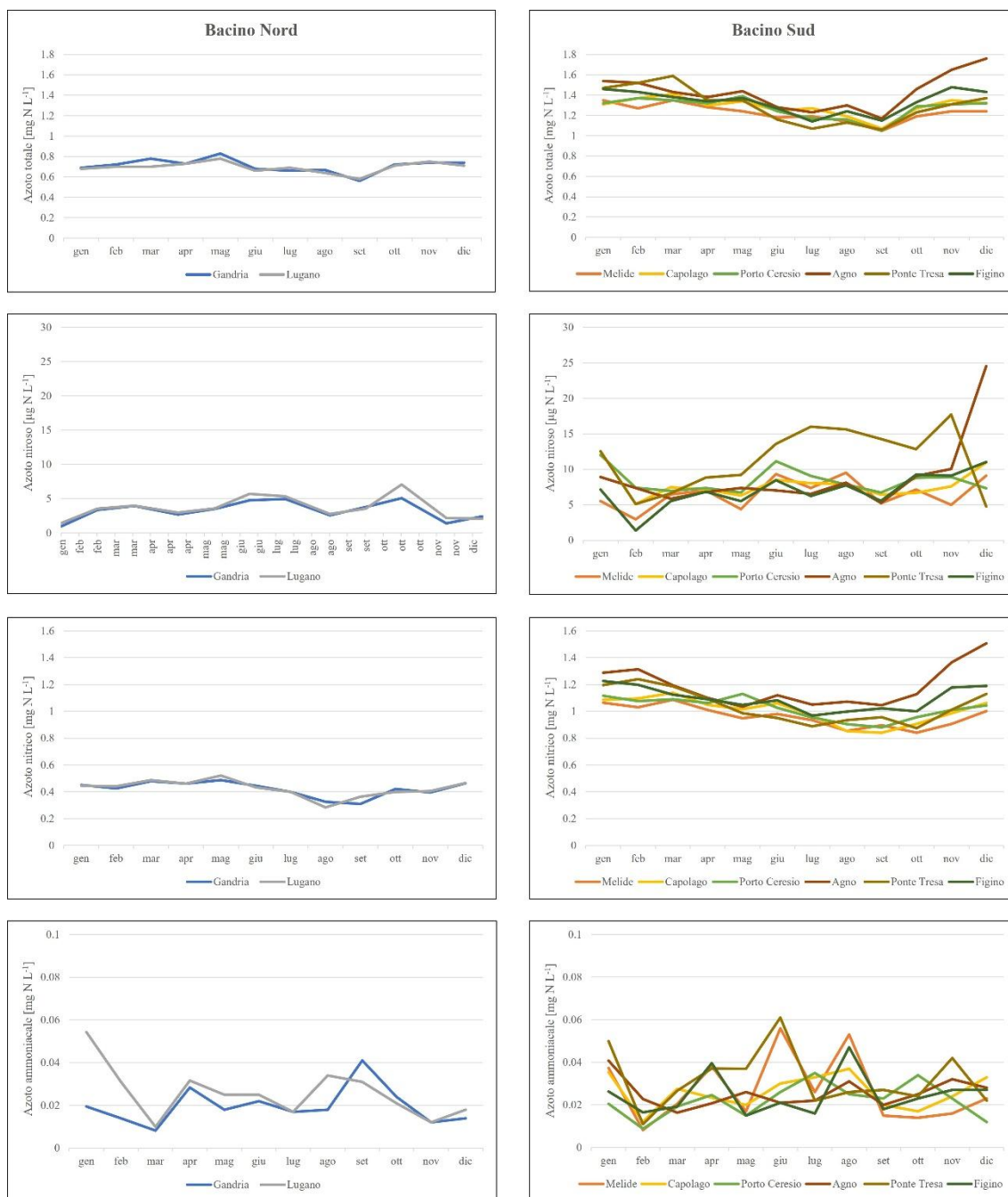


Figura 4.15. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile delle concentrazioni di azoto totale, nitroso, nitrico e ammoniacale per le stazioni di campionamento nel bacino nord e sud.

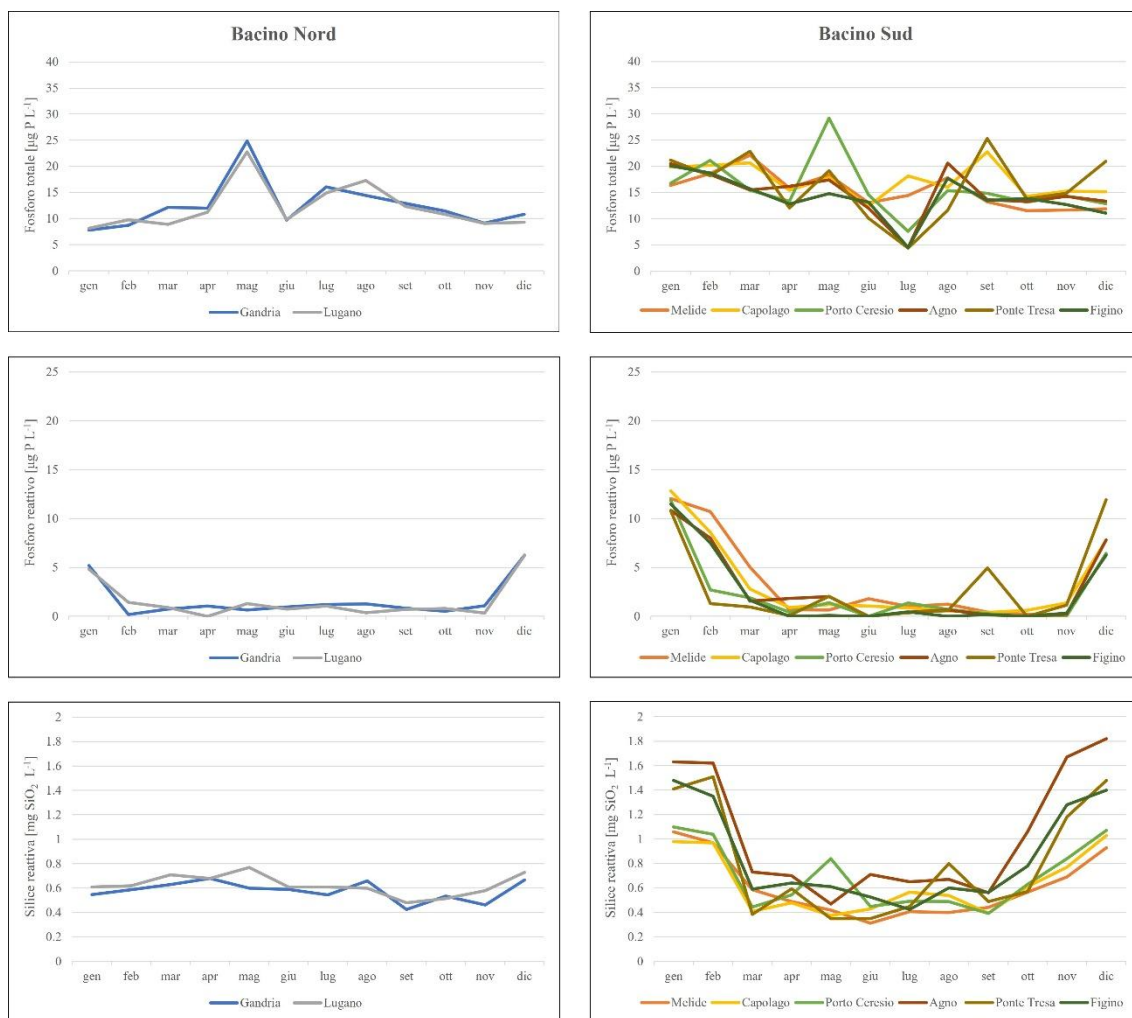


Figura 4.16. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile delle concentrazioni di azoto totale, nitroso, nitrico e ammoniacale per le stazioni di campionamento nel bacino nord e sud.

Bibliografia

Vollenweider, R.A., Kerekes, J. (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 156.

5. FITOPLANCTON

Camilla Capelli

Nel corso del 2024 i campioni di fitoplancton e alcuni parametri complementari, tra cui i pigmenti fotosintetici, la produzione primaria e le cianotossine, sono stati raccolti nelle due stazioni principali del lago, Gandria e Figino, secondo le modalità previste dal programma triennale. Dal 2022 è stata introdotta un'indagine della clorofilla nello strato produttivo (0-20 m di profondità) nella stazione di Melide e nei golfi secondari (Lugano, Capo Lago, Porto Ceresio, Agno, Ponte Tresa). Nel 2024 è stata aggiunta un'analisi delle cianotossine nei golfi secondari.

5.1 Biomassa e composizione tassonomica

I campionamenti del fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante tutto l'anno, e quindicinale durante il periodo primaverile (da marzo a giugno), caratterizzato da una rapida successione dei popolamenti algali. Complessivamente nelle stazioni di Gandria e Figino sono stati raccolti ed analizzati 16 campioni integrali sulla colonna d'acqua compresa tra 0 e 20 m.

Come di consueto l'evoluzione stagionale del popolamento fitoplanctonico ha presentato differenze tra i due bacini. Tuttavia, a differenza di quanto osservato l'anno precedente, la biomassa media annua è stata simile, anche se leggermente più elevata nel bacino sud (Gandria 1.2 g m^{-3} , Figino 1.4 g m^{-3}). L'evoluzione del popolamento fitoplanctonico è stata influenzata da una scarsa e incompleta circolazione invernale, che ha ridotto la quantità di nutrienti movimentati nello strato produttivo, e da un maggiore carico esterno, costante nel periodo primaverile (Capitolo 2). Le differenze principali tra i due bacini sono dovute al mancato sviluppo primaverile delle diatomee nel bacino nord (Figura 5.1), probabilmente influenzato da uno scarso carico interno a seguito della circolazione (Capitolo 4). In questo bacino è stata osservata invece una crescita costante di cianoficee, culminata alla fine del periodo estivo. Anche nel bacino sud l'evoluzione del popolamento fitoplanctonico ha avuto un andamento atipico. La classica fase di chiarificazione (per esaurimento dei nutrienti algali negli strati superficiali) che solitamente segue la fase vegetativa primaverile è stata poco evidente. Le diatomee hanno avuto una crescita costante e pronunciata fino all'estate, probabilmente supportate da un continuo apporto di silice dai tributari. In entrambi i bacini, questi eventi non hanno lasciato spazio alla consueta crescita estiva delle cloroficee. Dall'autunno fino alla fine dell'anno la situazione dei due bacini è stata simile, con lo sviluppo di cianoficee, più accentuato nel bacino sud.

L'analisi dei principali gruppi tassonomici ha evidenziato nel 2024 una dominanza delle cianoficee nel bacino nord, mentre nel bacino sud hanno dominato le diatomee (Figura 5.2). Nel bacino nord, la biomassa annuale delle cianoficee è aumentata notevolmente rispetto all'anno precedente (Gandria 51%; Figura 5.2), principalmente a causa della presenza quasi costante di *Planktothrix rubescens* per tutto il corso dell'anno (Tabella 5.1). Il picco di crescita è stato raggiunto in estate (1.5 g m^{-3} ; Figura 5.1), dove, oltre a *P. rubescens*, c'è stata una forte crescita di *Pseudoanabaena limnetica* (Tabella 5.1). Nel bacino sud le cianoficee hanno comunque rappresentato il secondo gruppo dominante (Figino 25%; Figura 5.2), e la crescita maggiore è stata osservata come di consueto nel periodo autunnale (Figura 5.1). In entrambi i bacini a *P. rubescens* si sono

affiancati anche altri generi di cianobatteri filamentosi capaci di vivere attorno al termoclino, un'area caratterizzata da basse temperature e scarsa luminosità, quali *Pseudanabaena*, *Limnothrix* e *Lyngbya* (Tabella 5.1). I generi *Microcystis* e *Dolichospermum*, che nel 2023 avevano prodotto fioriture superficiali, non hanno raggiunto invece densità rilevanti.

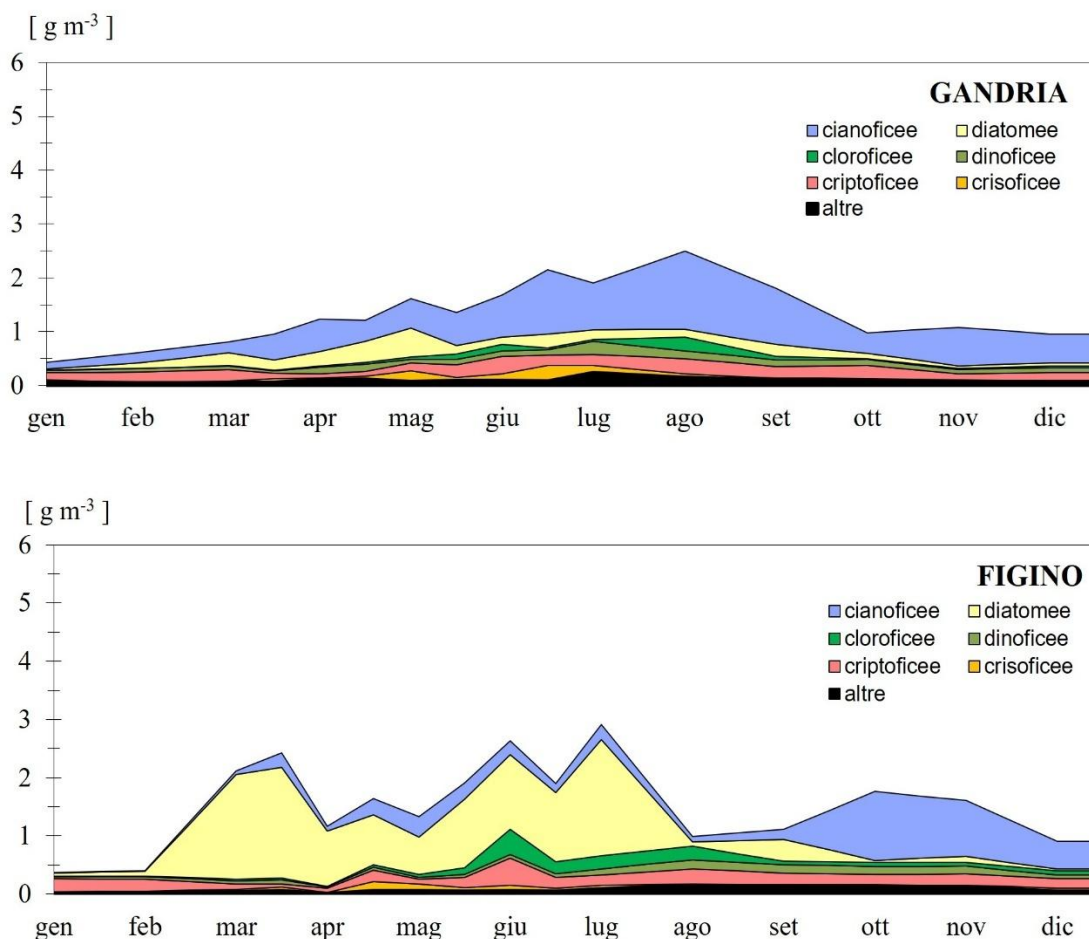


Figura 5.4. Lago di Lugano, 2024: andamento delle biomasse cumulate del fitoplancton (peso fresco) nello strato 0-20 m.

Le diatomee, in linea con l'anno precedente, hanno rappresentato la componente dominante nel bacino sud (Figino 37%, Figura 5.2). Il classico sviluppo primaverile è stato poco marcato (1.9 g m^{-3} a fine marzo), ma è stato seguito da una crescita abbondante nei primi mesi estivi (2.0 g m^{-3} a luglio). Queste biomasse sono dovute principalmente a *Fragilaria* (Tabella 5.1), che insieme ad altri generi coloniali di grandi dimensioni favoriti da temperature più miti, come *Aulacoseira* e *Diatoma*, hanno sostituito le diatomee di piccole dimensioni. Nel bacino nord le diatomee si sono ridotte rispetto all'anno precedente (Gandria 14%; Figura 5.2), a causa del mancato sviluppo primaverile, e hanno prevalso specie di piccole dimensioni, caratteristiche di ambienti con pochi nutrienti, come *Cyclotella* (Tabella 5.1).

Le cloroficee sono state estremamente scarse in entrambi i bacini (Gandria 3%; Figino 5%; Figura 5.2), a causa della limitata crescita estiva (Figura 5.1).

Le criptoficee sono state tra i gruppi più abbondanti in entrambi i bacini (Gandria 18%, Figino 21% Figura 5.2), grazie ad un andamento annuale pressoché costante (Figura 5.1), dovuto principalmente al genere *Rhodomonas*.

Le dinoficee sono rimaste su valori di biomassa moderati in entrambi i bacini, in linea con gli anni precedenti (Gandria 9%, Figino 8%; Figura 5.2). Tra i gruppi solitamente meno abbondanti, le crisoficee hanno mostrato valori di biomassa nella media in entrambi i bacini (Gandria 3%; Figino 2%; Figura 5.2). Le coniugatoficee e le xantoficee si sono mantenute su livelli modesti in entrambi i bacini (< 2%; Figura 5.2).

Tabella 5.5. Lago di Lugano, 2024: sviluppo dei principali taxa fitoplanctonici nello strato 0-20 m (densità in 10^6 cellule L⁻¹).

	GANDRIA	FIGINO
Marzo	<i>Planktothrix rubescens</i> (8.4) <i>Limnothrix</i> sp. (3.4) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.8)	<i>Limnothrix</i> sp. (7.8) <i>Asterionella formosa</i> (2.9) <i>Fragilaria crotonensis</i> (2.2) <i>Aulacoseira islandica</i> (0.4)
Aprile	<i>Planktothrix rubescens</i> (10.3) <i>Lyngbya</i> sp. (7.8) <i>Limnothrix</i> sp. (6.8) <i>Cyclotella</i> sp. (0.8)	<i>Planktothrix rubescens</i> (5.6) <i>Fragilaria crotonensis</i> (2.2) <i>Aulacoseira islandica</i> (0.4)
Maggio	<i>Planktothrix rubescens</i> (11.1) <i>Lyngbya</i> sp. (6.5) <i>Cyclotella</i> sp. (1.2) <i>Uroglena</i> cfr. <i>skuia</i> e (0.9)	<i>Planktothrix rubescens</i> (7.2) <i>Fragilaria crotonensis</i> (1.5) <i>Diatoma tenuis</i> (1.2) <i>Uroglena</i> cfr. <i>skuia</i> e (0.5)
Giugno	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (26.8) <i>Planktothrix rubescens</i> (12.8) <i>Limnothrix</i> sp. (12.2) <i>Lyngbya</i> sp. (7.8)	<i>Planktothrix rubescens</i> (3.9) <i>Diatoma tenuis</i> (2.1) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.0) <i>Gemmelicystis</i> (0.5)
Luglio	<i>Planktothrix rubescens</i> (16.9) <i>Lyngbya</i> sp. (10.2) <i>Chrysochromulina</i> sp. (1.5)	<i>Planktothrix rubescens</i> (4.4) <i>Lyngbya</i> sp. (3.4)
Agosto	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (39.0) <i>Planktothrix rubescens</i> (16.3) <i>Limnothrix</i> sp. (5.3) <i>Coelastrum</i> sp. (0.8) <i>Didymocystis</i> (0.7)	<i>Lyngbya</i> sp. (5.7)
Settembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (18.2) <i>Pseudanabaena limnetica</i> (11.5)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (8.7)
Ottobre	<i>Planktothrix rubescens</i> (7.7)	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (22.1) <i>Planktothrix rubescens</i> (15.2)
Novembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (11.6) <i>Limnothrix</i> sp. (11.2)	<i>Planktothrix rubescens</i> (19.4)
Dicembre	<i>Planktothrix rubescens</i> (10.8)	<i>Planktothrix rubescens</i> (9.5)

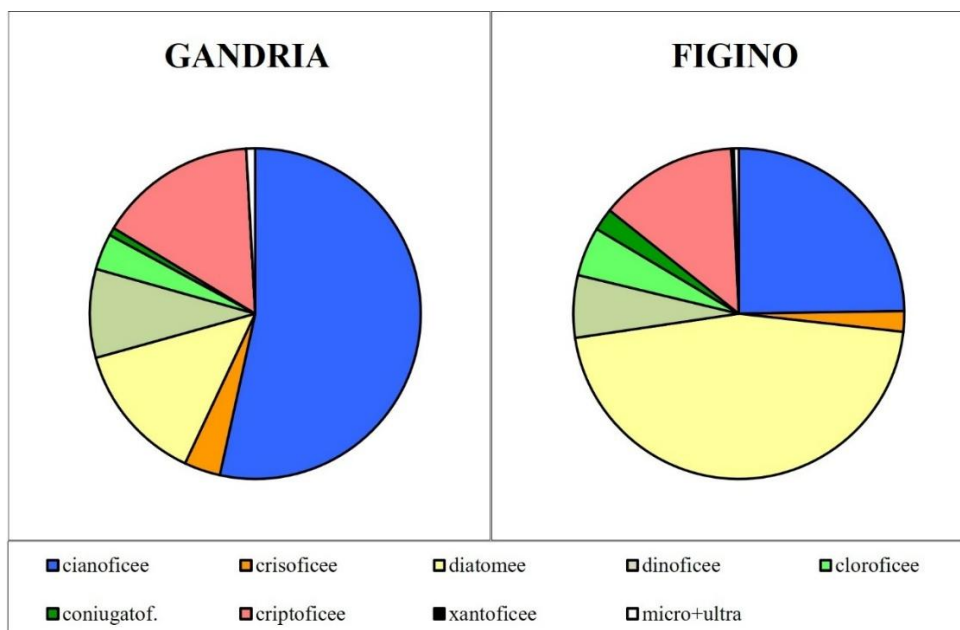


Figura 5.2. Lago di Lugano, 2024: composizione percentuale della biomassa media annua del fitoplancton.

5.2 Pigmenti fotosintetici

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

Come di consueto, nel 2024 le concentrazioni medie annue di clorofilla *a* nello strato produttivo (0-20 m) sono state minori nel bacino nord (Gandria 6.4 mg m⁻³, Figino 8.1 mg m⁻³). Questi valori confermano uno stato di mesotrofia per il bacino nord e uno stato al limite tra mesotrofia ed eutrofia per il bacino sud (OECD). L'andamento atipico della successione della popolazione fitoplanctonica nel 2024, che ha visto un'assente (bacino nord) o limitato (bacino sud) sviluppo primaverile delle diatomee (Figura 5.1), ha fatto sì che i massimi annui di clorofilla *a* siano stati raggiunti in estate (Gandria 10.4 mg m⁻³, Figino 20.4 mg m⁻³; Figura 5.3). I valori estivi (giugno-agosto), spesso usati come indice dello stato trofico (Nürnberg, 1996), attestano entrambi i bacini su condizioni più eutrofiche (Gandria 9.5 mg m⁻³, Figino 12 mg m⁻³).

La distribuzione spazio-temporale della clorofilla *a* (profili verticali ad elevata risoluzione: Figura 5.4) conferma quanto descritto nel paragrafo 7.1, evidenziando l'inizio della fase vegetativa nel bacino sud (marzo) con lo sviluppo delle diatomee (Figura 5.1). In entrambi i bacini viene mostrato lo sviluppo estivo del fitoplancton, più debole e maggiormente concentrato attorno al termocline nel bacino nord. Questo andamento trova un riscontro nei profili della ficocianina (Figura 5.5), che confermano l'abbondanza di cianobatteri metalimnetici specialmente nel bacino nord (Tabella 5.1). Da notare come la ficocianina, anche se in basse concentrazioni, sia presente anche a profondità inferiori al metalimnio in estate, suggerendo uno spostamento dei cianobatteri a profondità maggiori rispetto alla norma, dove trovano condizioni ideali di luce, temperatura e nutrienti. Nel tardo autunno, quando la luminosità si riduce, si osserva uno spostamento di questi cianobatteri negli strati più superficiali (Figura 5.5).

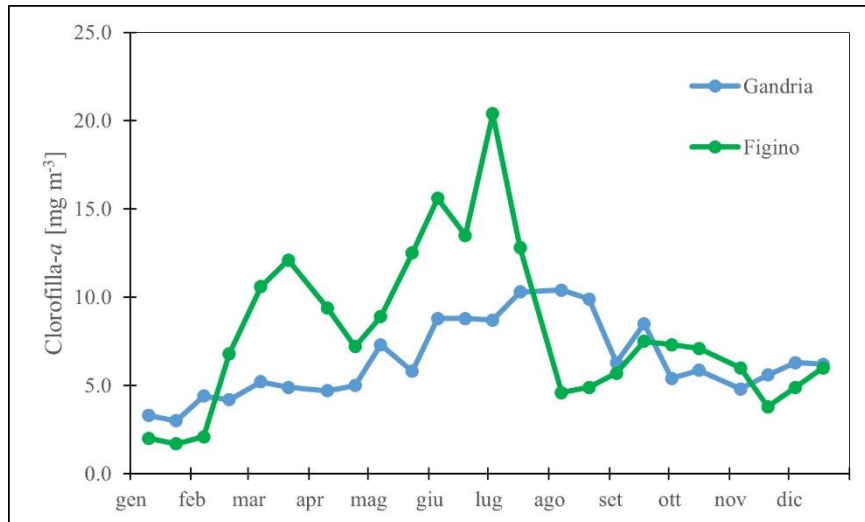


Figura 5.3. Lago di Lugano, 2024: andamento della clorofilla a [mg m^{-3}] nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

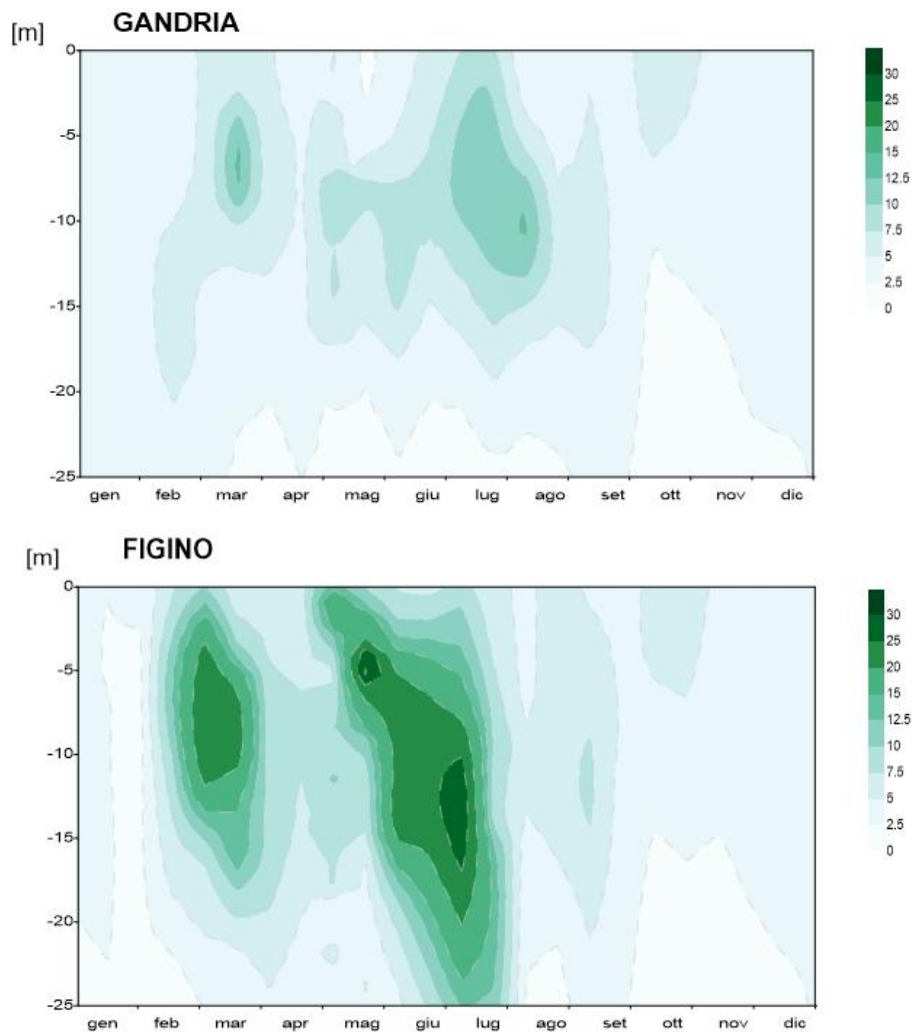


Figura 5.4. Lago di Lugano, 2024: andamento spazio-temporale della clorofilla a [mg m^{-3}] nello strato 0-20 m nel corso dell'anno.

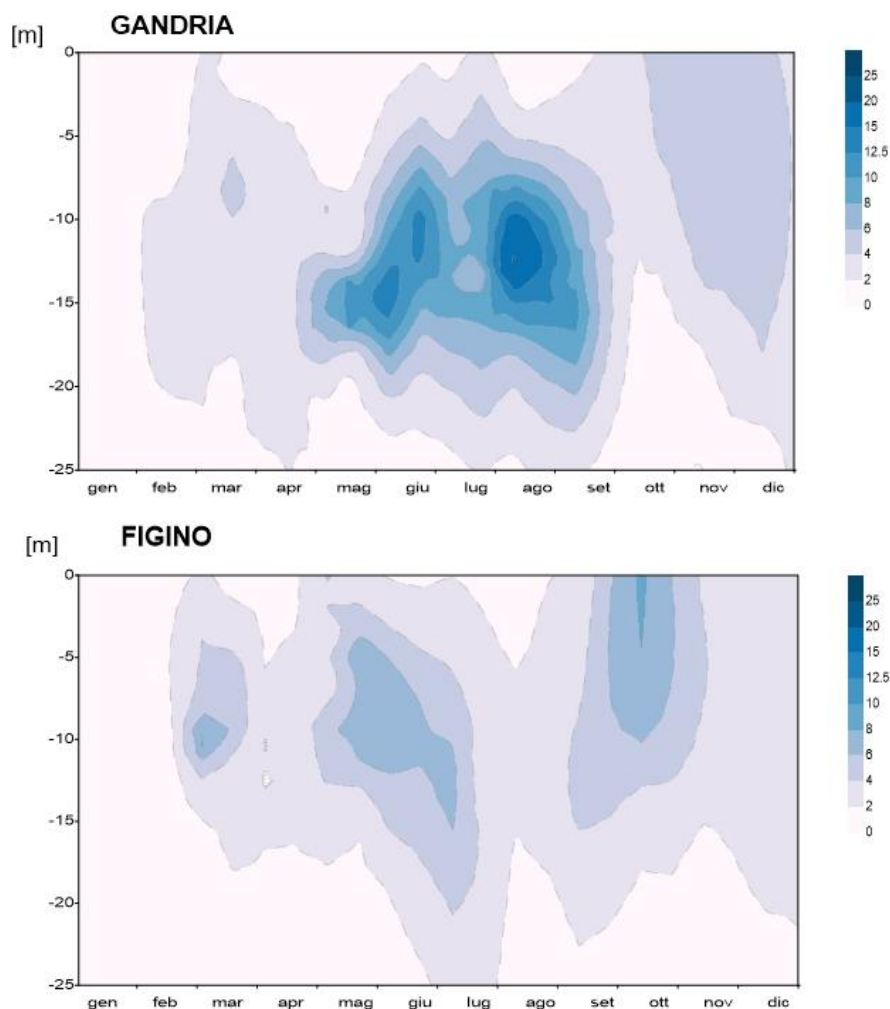


Figura 5.5. Lago di Lugano, 2024: andamento spazio-temporale della ficocianina [Clorofilla-*a* eq mg m⁻³] nello strato 0-20 m.

5.3 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 2024, a causa di problemi tecnici di campionamento e analitici, la produzione primaria è stata stimata modellizzando i parametri mancanti sulla base dello storico dei dati (2017-2023).

Nel 2024, la produzione primaria annuale (cumulativa) per unità di superficie è risultata $306 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Gandria, e $366 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ a Figino. Espressi come medie giornaliere, questi valori equivalgono rispettivamente a $0.84 \text{ g C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$, e $1 \text{ g C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$. La produzione primaria stimata è risultata superiore rispetto all'anno precedente a Gandria e inferiore a Figino, in linea con quanto osservato nella biomassa del fitoplancton. L'analisi dell'andamento della produzione primaria mostra l'assenza del classico picco primaverile prodotto dalle diatomee nel bacino nord, e una crescita poco evidente nel bacino sud (Figura 5.6). In entrambi i bacini il picco maggiore è stato raggiunto in estate (luglio $1.68 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$ a Gandria; $1.99 \text{ mg C m}^{-2} \text{ g}^{-1}$ a Figino), così come osservato nell'andamento della clorofilla (Figura 5.3).

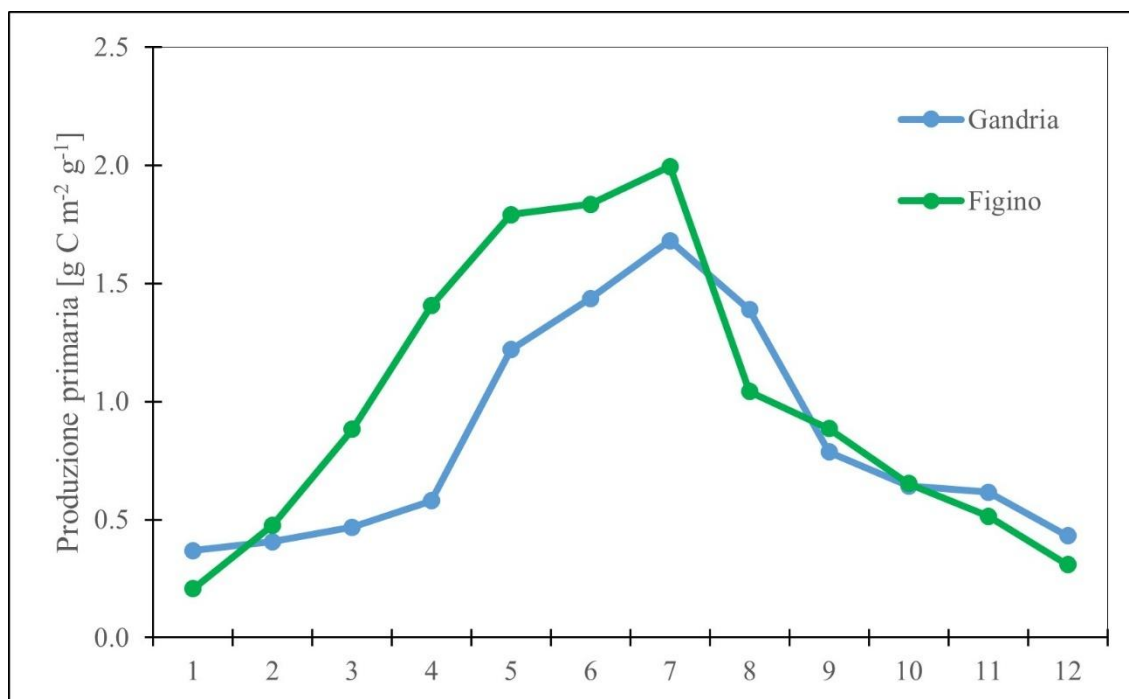


Figura 5.6. Lago di Lugano, 2024: valori giornalieri (media mensile) della produzione primaria per unità di superficie.

5.4 Golfi secondari

A partire dal 2022, è stato inserito nel programma di ricerche lo studio della clorofilla *a* nello strato tra 0 e 20 m nella stazione di Melide e nei golfi secondari con frequenza mensile.

Nel 2024, le concentrazioni medie annue di clorofilla *a* nel golfo di Lugano (10.8 mg m^{-3}) sono risultate di poco superiori rispetto a quanto osservato a Gandria, e con un simile andamento (Figura 5.7). Nel bacino sud le concentrazioni medie di clorofilla nei golfi sono state in linea con Figino nel golfo (media di 7.6 mg m^{-3} ; Figura 5.7). L'andamento della clorofilla *a* nei golfi del bacino sud è ben rappresentato da quanto osservato a Figino, con leggere variazioni nelle concentrazioni massime raggiunte durante la fase vegetativa primaverile ed estiva (Figura 5.7). Il bacino di Ponte Tresa, che tra i golfi è quello che normalmente mostra dinamiche più differenti rispetto a Figino, ha registrato i valori di clorofilla maggiori (maggio 19.7 mg m^{-3} ; Figura 5.7). In base alle medie annuali e ai massimi della clorofilla, tutti i golfi risultano in condizioni di mesotrofia (OECD). Anche i valori estivi (giugno-agosto), spesso usati come indice dello stato trofico (Nürnberg, 1996), sostengono questa classificazione, ad eccezione dei golfi di Agno e di Lugano che si attestano al limite tra mesotrofia ed eutrofia (9.7 e 10.8 mg m^{-3} rispettivamente).

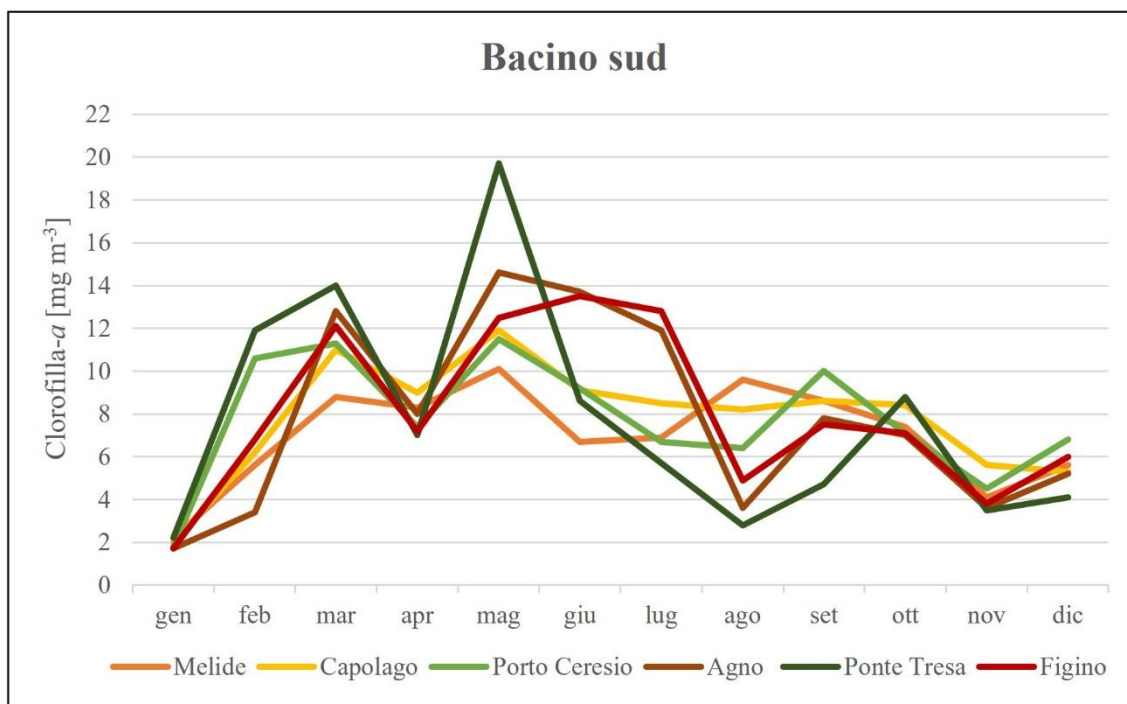
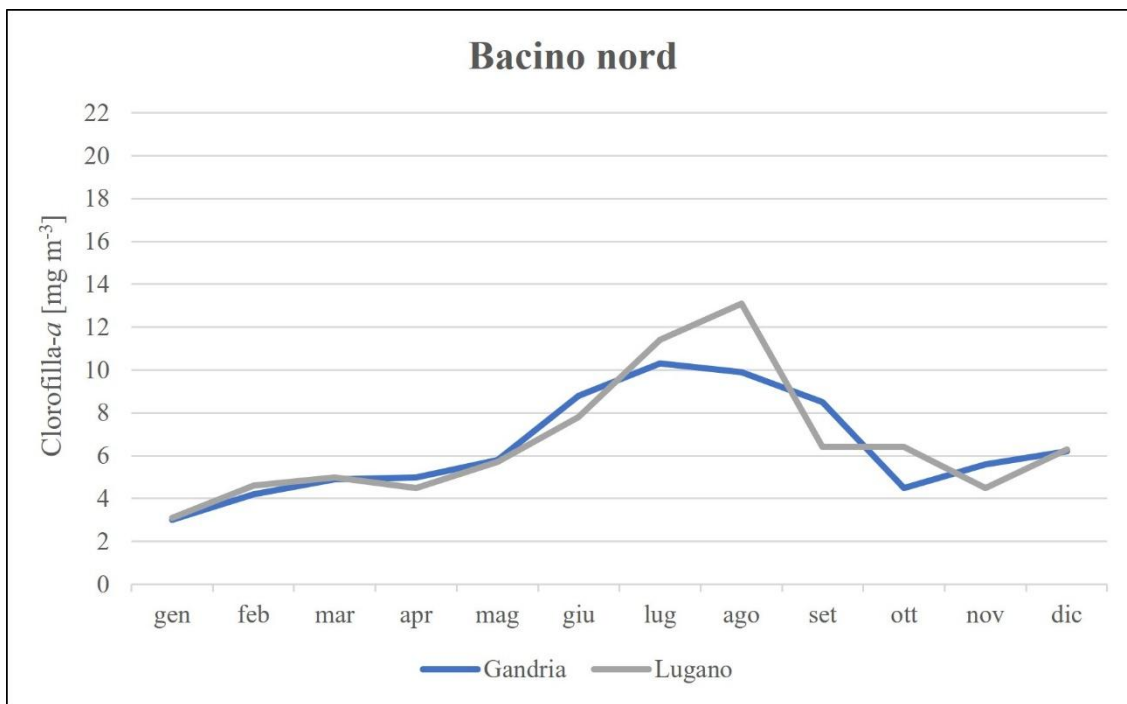


Figura 5.7. Lago di Lugano, 2024: andamento della clorofilla a [mg m^{-3}] nello strato 0-20 m nel Bacino nord (Gandria e golfo di Lugano) e nel Bacino sud (Figino e golfi secondari).

5.5 Cianotossine

A partire dal 2022, è stato inserito nel programma di ricerche lo studio delle cianotossine (microcistine) nello strato produttivo (0-20 m di profondità) nelle stazioni di Gandria e Figino con frequenza mensile. Durante la circolazione (febbraio-marzo), quando i cianobatteri si ridistribuiscono sulla colonna d'acqua, è stato introdotto un

campionamento a profondità maggiori (30 m). Nei mesi restanti, il valore delle microcistine usato nell'interpolazione è stato stimato sui profili di ficocianina.

La distribuzione spazio-temporale delle microcistine (frazione intracellulare ed extracellulare; Figura 5.8) ricalca parzialmente i profili di ficocianina (Figura 5.5). Nel bacino nord le microcistine sono state presenti in concentrazioni rilevanti per la maggior parte dell'anno. Nel bacino sud invece, è stato evidenziato un aumento delle microcistine solo a partire dall'autunno. In entrambi i bacini le concentrazioni massime sono state raggiunte a profondità comprese tra 10 e 12 metri, probabilmente dovuti ad un accumulo della specie metalimnetica *Planktothrix rubescens* (Figura 5.8; Tabella 5.1). Nel bacino nord il picco massimo è stato raggiunto in estate (22.9 $\mu\text{g L}^{-1}$ in agosto). Durante la circolazione tardo-invernale è stata osservata una distribuzione delle microcistine fino alla profondità di 30 m (Figura 5.8). I dati mostrano come nel bacino nord, che ha mostrato valori di microcistine pari a 1.2 $\mu\text{g L}^{-1}$, esista un potenziale problema per la captazione di acqua potabile, che avviene a questa profondità.

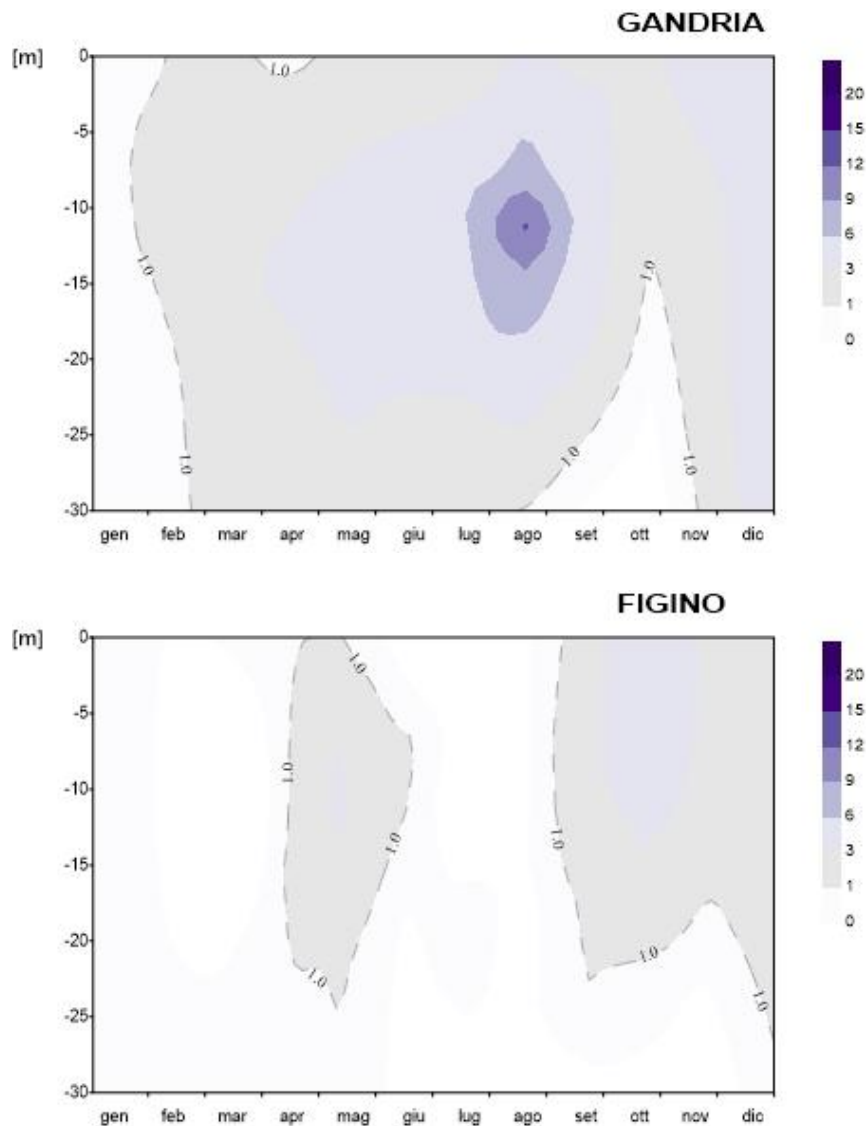


Figura 5.8. Lago di Lugano, 2024: andamento spazio-temporale delle microcistine totali [$\mu\text{g L}^{-1}$] nello strato 0-30 m nelle stazioni di Gandria e Figino.

Cianotossine nei golfi secondari

Nel 2024 è stata indagata anche la presenza di cianotossine nello strato produttivo (0-20 m) nei golfi minori (Lugano, Capolago, Porto Ceresio, Agno, e Ponte Tresa) in primavera e a fine estate. I campioni sono stati analizzati con LC-MS.

Nei golfi del Lago di Lugano sono state rilevate solo microcistine, dove [D-Asp3, E-Dhb7] MC-RR, solitamente prodotta da *P. rubescens*, è la variante dominante. La variante [D-Asp3] MC-LR, spesso associata sia ai generi *Planktothrix* che *Microcystis*, è stata rilevata solo in deboli concentrazioni in settembre. In aprile è presente una maggiore concentrazione di microcistine nel golfo di Lugano, mentre i golfi del bacino sud mostrano concentrazioni inferiori ma simili tra loro. Nel mese di settembre invece si osserva una maggiore variabilità tra i golfi, indipendentemente dal bacino, con un apparente gradiente da nord verso sud. In particolare, nei golfi di Lugano, Capolago e Porto Ceresio sono state raggiunte concentrazioni di microcistine superiori a 1 $\mu\text{g L}^{-1}$.

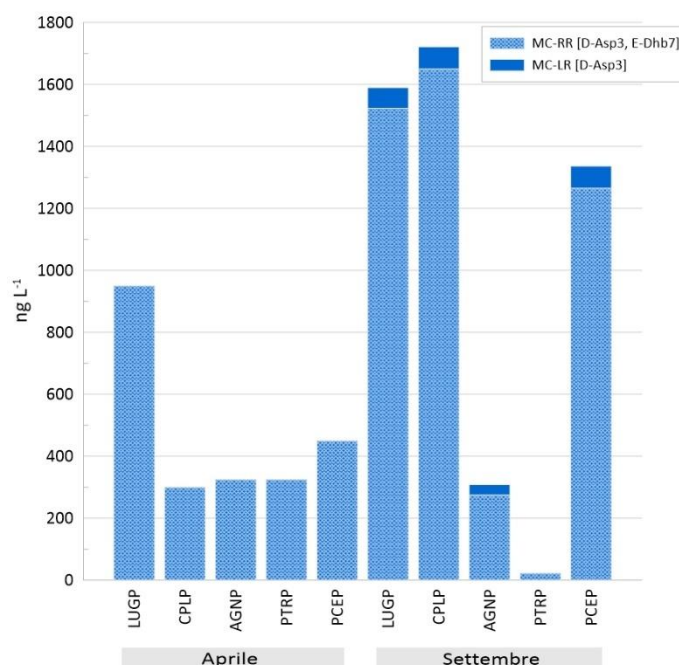


Figura 5.9. Lago di Lugano, 2024: Composizione delle cianotossine [ng L^{-1}] prodotte dalla comunità planctonica (strato 0-20 m) in aprile e settembre nei golfi secondari. Lugano (LUGP), Capolago (CPLP), Agno (AGNP), Porto Ceresio (PCEP), Ponte Tresa (PTRP).

Bibliografia

- Imboden, D.M. (1992). Possibilities and limitations of lake restoration: Conclusions for Lake Lugano. *Aquatic Sciences*, 54, 381-390. doi.org/10.1007/BF00878149
- Nürnberg, G.K. (1996). Trophic state of clear and colored, soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management*, 12, 432-447. doi.org/10.1080/07438149609354283
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris: Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD)

6. ZOOPLANKTON A CROSTACEI

Paolo Moccetti

6.1 Biomassa e composizione tassonomica

Le biomasse medie annue dello zooplankton a crostacei sono state pari a 2.0 g PS m⁻² a Gandria e 1.9 a Figino (Tabella 6.1). Nonostante ciò rappresenti un lieve aumento rispetto all'anno precedente, nel contesto delle serie storiche a disposizione (1983-2023), si tratta di valori molto bassi per entrambi le stazioni di campionamento. I valori di biomassa del 2024 consolidano dunque la tendenza alla diminuzione in atto ormai da circa due decenni.

Tabella 6.1. Lago di Lugano, 2024: biomassa media annua dei raggruppamenti tassonomici dello zooplankton a crostacei (in g PS m⁻² e in percentuale rispetto al totale) nelle stazioni di Gandria (bacino nord) e Figino (bacino sud). PS: peso a secco.

	Gandria		Figino	
	biomassa		biomassa	
	[g PS m ⁻²]	[%]	[g PS m ⁻²]	[%]
Copepoda Cyclopoida	1.04	53	1.04	55
Copepoda Calanoida	0.68	34	0.50	26
Cladocera Daphniidae	0.19	10	0.29	16
Cladocera Bosminidae	0.00	0	0.00	0
Cladocera Sididae	0.01	0	0.01	0
Cladocera Leptodoridae	0.03	1	0.01	0
Cladocera Cercopagididae	0.02	1	0.03	2
TOTALE	1.96		1.89	

In termini di composizione, lo zooplankton è stato ampiamente dominato dai copepodi (Tabella 6.1), i quali hanno contribuito per più di 4/5 (87% a Gandria, 81% a Figino) della biomassa media annuale in entrambe le stazioni di prelevamento. In questo raggruppamento, i ciclopoidi hanno rappresentato una parte significativamente maggiore della biomassa media annuale rispetto ai calanoidi, costituendo circa il 61% degli individui a Gandria e il 68% a Figino. Tra i cladoceri hanno nuovamente dominato le dafnie (rappresentate da *Daphnia longispina* s.l.), comunque poco abbondanti se confrontate con i dati del passato. Va sottolineato come la biomassa di *Daphnia* sia risultata sensibilmente inferiore a quella dei copepodi calanoidi, i quali sono tendenzialmente più competitivi in ambienti lacustri poveri in nutrienti. I piccoli cladoceri filtratori, come *Diaphanosoma brachyurum* (famiglia Sididae) e *Bosmina* spp. (Bosminidae), insieme ai cladoceri predatori (*Leptodora kindtii*, Leptodoridae e *Bythotrephes longimanus*, Cercopagididae), sono risultati nuovamente scarsamente rappresentati.

L'evoluzione mensile delle biomasse, suddivise per raggruppamento tassonomico (Figura 6.1), ha evidenziato alcune differenze tra stazioni e gruppi. I copepodi hanno mostrato un'evoluzione stagionale simile sia a Gandria che a Figino. I ciclopidi, rappresentati da *Eudiaptomus gracilis*, hanno presentato valori di biomassa bassi nella prima parte dell'anno, seguiti da un generale aumento nel periodo tardo-estivo e autunnale, particolarmente marcato a Figino, per poi diminuire all'inizio dell'inverno. I calanoidi hanno mostrato biomasse relativamente simili all'inizio e alla fine dell'anno, intervallate dalla classica drastica riduzione estiva, concomitante con la pausa riproduttiva.

L'andamento mensile dei cladoceri, rappresentati prevalentemente da *Daphnia longispina s.l.*, è risultato simile nei due bacini nei primi mesi dell'anno, entrambi caratterizzati da abbondanze contenute, in particolare a Gandria, dove la specie è risultata quasi assente. Il tipico picco primaverile, già attenuato negli ultimi anni, è risultato insolitamente assente a Figino e molto modesto, nonché tardivo, a Gandria. È stato osservato un moderato picco tardo-estivo in entrambe le stazioni. Lo sviluppo dei cladoceri predatori si è manifestato in modo limitato durante il periodo estivo, principalmente con *Leptodora kindtii* a Gandria e *Bythotrephes longimanus* a Figino.

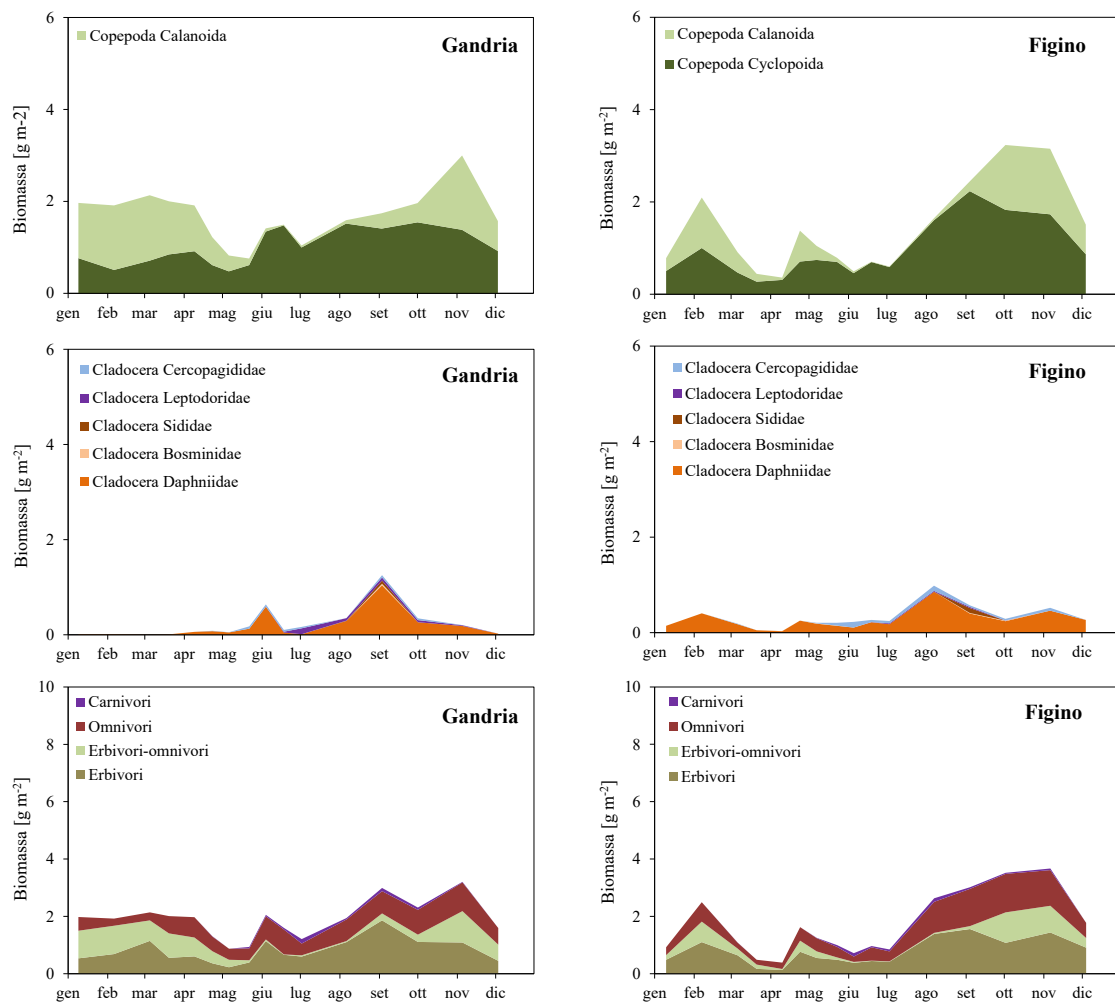


Figura 6.1. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile della biomassa dei raggruppamenti tassonomici e delle categorie trofiche dello zooplancton a crostacei pelagico [g PS m^{-2}].

L'andamento mensile delle biomasse suddivise per categoria trofica (Figura 6.1) ha evidenziato un andamento parallelo dei vari gruppi sia a Gandria che a Figino, caratterizzato da una diminuzione della biomassa in primavera, seguita da una ricrescita con un picco tra la fine della primavera e l'inizio dell'estate, e da un progressivo aumento nel periodo estivo-autunnale, con picchi episodici. Gli erbivori-onnivori sono risultati quasi assenti durante l'estate, in quanto rappresentati principalmente dal calanoide *Eudiaptomus gracilis*. I carnivori, invece, hanno mostrato presenze sporadiche e di bassa entità durante il periodo estivo e l'inizio dell'autunno.

6.2 Struttura trofica

Nel 2024, la struttura trofica (distribuzione della biomassa tra le diverse categorie trofiche) è risultata comparabile tra le due stazioni (Tabella 6.2; Figura 6.1). Rispetto all'anno precedente, va sottolineata una significativa riduzione percentuale degli onnivori e un concomitante aumento di zooplancton erbivoro. Gli erbivori tornano così a rappresentare il gruppo trofico predominante, costituendo il 42% e il 45% della biomassa totale rispettivamente a Gandria e Figino. Seguono gli onnivori (31-36%) e gli erbivori-onnivori (24-17%). Come già osservato l'anno precedente, i carnivori sono risultati estremamente scarsi in entrambe le stazioni (2%). La ripresa dello zooplancton erbivoro suggerisce una maggiore disponibilità di fitoplancton edibile nel corso dell'anno, rappresentato principalmente da diatomee e criptoficee, e una rete trofica più diversificata, fondata sia sul consumo diretto di produzione algale da parte degli erbivori, sia sul circuito microbico e il consumo diretto di detrito da parte dello zooplancton onnivoro.

Tabella 6.2. Lago di Lugano, 2024: biomassa media annua dei gruppi trofici dello zooplancton a crostacei (in g PS m⁻² e % rispetto al totale).

	Gandria		Figino	
	biomassa		biomassa	
	[g PS m ⁻²]	[%]	[g PS m ⁻²]	[%]
Erbivori	0.83	42	0.85	45
Erbivori-Omnivori	0.48	24	0.33	17
Omnivori	0.62	31	0.67	36
Carnivori	0.04	2	0.04	2

7. IMMAGINI SATELLITARI

Camilla Capelli, Aron Castelli

Questo capitolo presenta i risultati dello studio della temperatura e della clorofilla *a* (chl-*a*) nello strato superficiale di tutto il bacino del Lago di Lugano mediante l'utilizzo di immagini satellitari catturate con i satelliti Landsat 8-9 (temperatura) e Sentinel-3 OLCI (chl-*a*), come integrazione delle analisi svolte in situ. L'indagine tramite immagini satellitari è stata condotta mensilmente al fine di cogliere le dinamiche spazio-temporali su tutta la superficie lacustre. In taluni casi, tuttavia, le analisi coprono solo una parte del bacino a causa della copertura nuvolosa.

7.1 Temperatura superficiale

Le temperature superficiali del Lago di Lugano hanno mostrato un andamento stagionale (Figura 7.1) paragonabile a quello osservato dalle misurazioni *in situ* (Capitolo 3). Nei primi due mesi dell'anno le temperature sono risultate piuttosto omogenee ($< 9^{\circ}\text{C}$) nei due bacini. La zona di Agno-Figino-Ponte Tresa e i golfi di Capolago e Porto Ceresio sono risultati leggermente più freddi del resto del lago, probabilmente a causa della minore profondità rispetto alle stazioni storiche che ne influenza il grado e le tempistiche di circolazione. Gennaio è stimato essere il mese con le temperature più fredde, con minime a 6.2°C . Nel mese di marzo si osserva un generale riscaldamento delle acque su tutta la superficie lacustre, che è proseguito nei mesi primaverili, raggiungendo temperature comprese tra i 15°C e i 20°C a maggio. In estate è stato raggiunto il culmine del riscaldamento delle acque, verificatosi a luglio nel bacino sud (temperatura media di 25.6°C) e ad agosto nel bacino nord (25.1°C). La completa assenza di dati satellitari a settembre, a causa della completa copertura nuvolosa sopra l'area di studio, ostacola la stima dell'evoluzione delle temperature nel periodo di transizione stagionale e, verosimilmente, impedisce di cogliere l'inizio del raffreddamento delle acque. Da ottobre si osserva un raffreddamento uniforme su tutta la superficie lacustre, che prosegue nei mesi successivi in maniera eterogena a causa delle fasi iniziali della circolazione.

7.2 Clorofilla *a*

Le concentrazioni di clorofilla *a* nei livelli superficiali del Lago di Lugano hanno mostrato un andamento complessivo stagionale (Figura 7.2). L'analisi delle immagini satellitari ha evidenziato concentrazioni mediamente più elevate nei mesi invernali (media sul bacino 6.2 mg m^{-3}) e concentrazioni basse nei mesi estivi (media sul bacino 1.8 mg m^{-3} ; Figura 7.2). Questo andamento nelle acque superficiali trova conferma nello sviluppo dei cianobatteri dominanti (per. es. *P. rubescens*) in superficie in inverno e in profondità durante la stratificazione estiva (Capitolo 5). La classica fase di sviluppo primaverile delle diatomee è visibile maggiormente nel bacino sud (media 6.77 mg m^{-3}), mentre le immagini satellitari confermano l'assenza della consueta crescita estiva di cloroficee in entrambi i bacini (Figura 7.2). Le immagini satellitari mostrano complessivamente un'elevata eterogeneità spaziale, con zone puntuali a concentrazioni elevate, verosimilmente dovute ad accumuli di fitoplancton sotto l'azione di correnti interne (per. es. novembre).

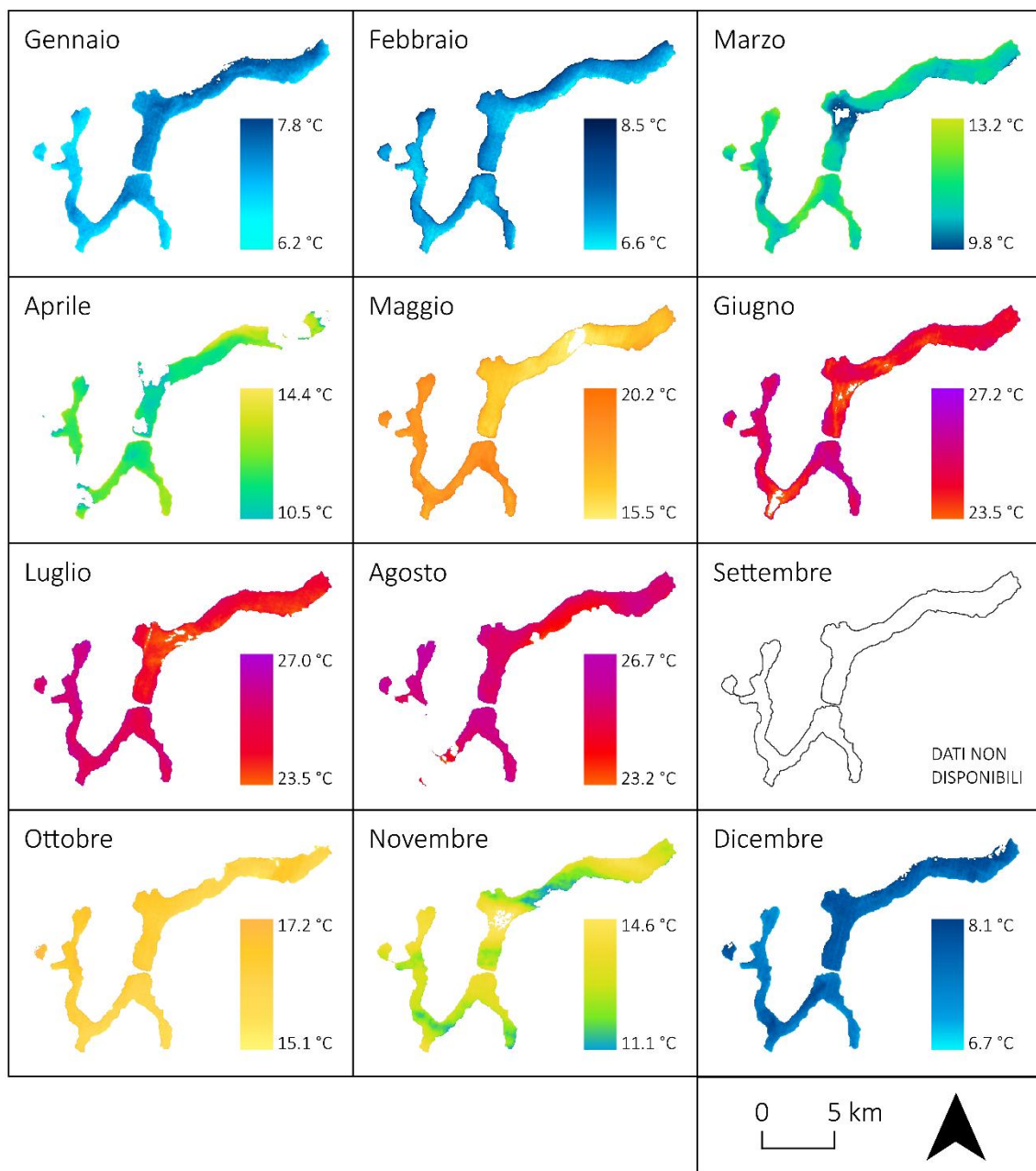


Figura 7.1. Lago di Lugano, 2024: temperature (°C) superficiali mensili stimate da immagini satellitari prodotte dal sensore Landsat 8-9. Per ogni mese sono riportate le temperature massime e minime stimate.

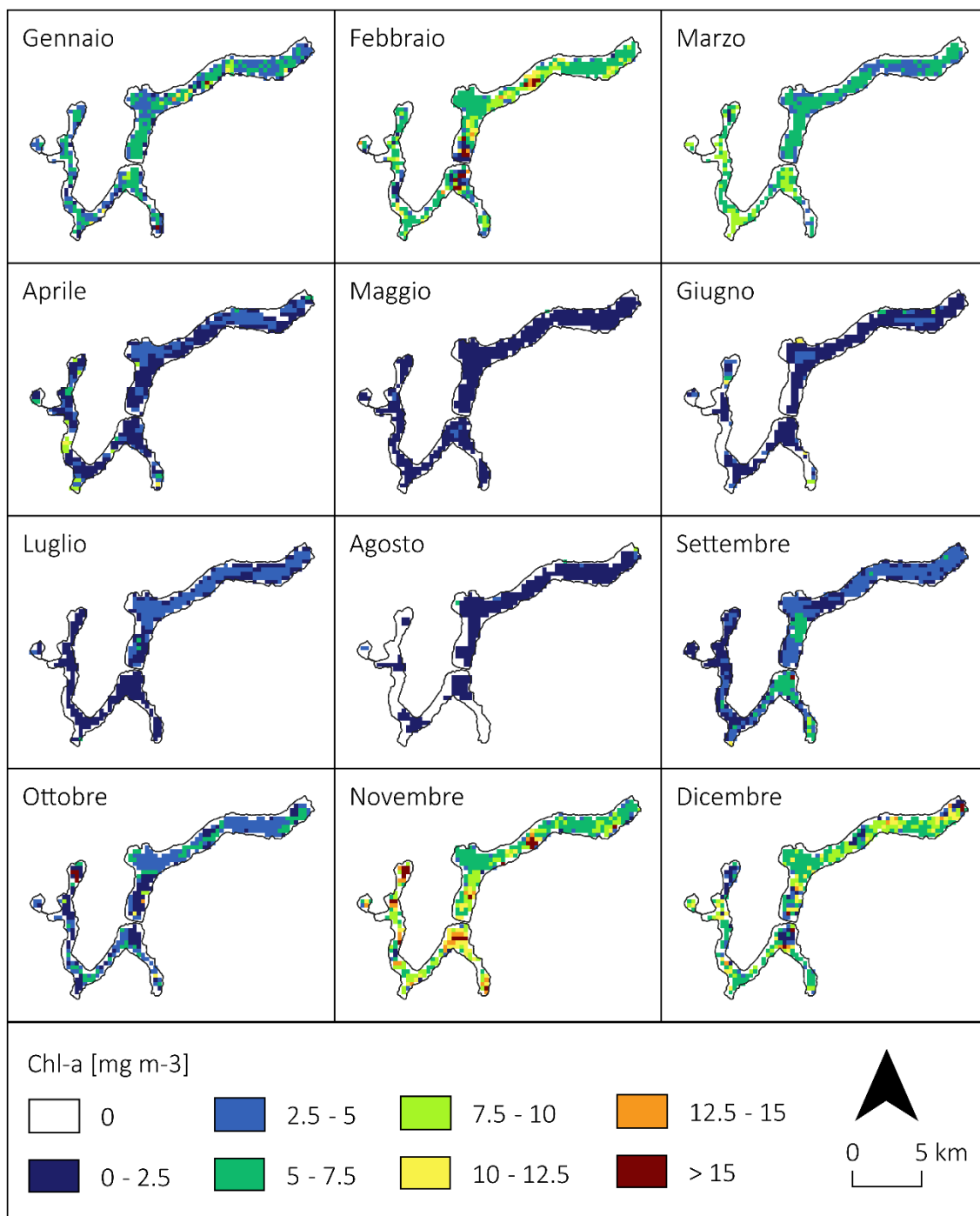


Figura 7.2. Lago di Lugano, 2024: andamento mensile in superficie della clorofilla-*a* (mg m^{-3}), stimato da immagini satellitari prodotte da Sentinel-3 OLCI (livello 1).

8. MONITORAGGIO DI DETERMINANTI GENICI DI RESISTENZA IN ALCUNI CORSI D'ACQUA

Federica Mauri, Elisa Pianta

8.1 Programma 2024

Nell'anno 2024 è proseguito e si è concluso il monitoraggio dei tre corsi d'acqua (Veduggio, Laveggio e Scairolo) a Valle e a Monte dei rispettivi IDA. I campionamenti sono stati eseguiti a cadenza mensile per la ricerca di determinanti molecolari coinvolti nello sviluppo di antibiotico resistenza: il gene per l'integrasi *intI* e i geni *sul2*, *tetM*, *qnrS*, e *bla_{ctx-M}* che conferiscono resistenza, rispettivamente, a sulfamidici, tetracicline, fluorochinoloni e betalattamici; antibiotici largamente utilizzati in medicina umana e veterinaria. Lo screening quantitativo di tutti i geni è stato eseguito tramite qPCR e le concentrazioni dei geni di resistenza sono state poi rapportate al gene 16S rDNA, quantificato come indicatore della popolazione batterica totale. Gli stessi geni di resistenza sono stati ricercati, tramite PCR convenzionale, nei batteri multi-resistenti isolati su piastre selettive e cromogene.

8.2 Introduzione

La resistenza agli antibiotici è un fenomeno naturale che si verifica quando i microrganismi, attraverso mutazioni genetiche, sviluppano la capacità di resistere agli effetti di uno o più antibiotici. Sebbene questo fenomeno sia noto da tempo, è solo negli ultimi trent'anni che è emerso come un grave problema di sanità pubblica, richiedendo un intervento globale e coordinato per la sua prevenzione e controllo (WHO, 2022).

L'uso massiccio di antibiotici in medicina, veterinaria e agricoltura ha portato a un rilascio significativo di queste sostanze nell'ambiente, creando una pressione selettiva sulle popolazioni batteriche e favorendo la diffusione delle resistenze (Polianciuc *et al.*, 2020). Le acque reflue provenienti da aree antropizzate vengono trattate in impianti di depurazione (IDA), dove subiscono vari processi di purificazione prima di essere rilasciate nell'ambiente. Gli IDA variano nella loro configurazione, con trattamenti che dipendono dalle caratteristiche delle acque reflue, dallo spazio disponibile e dai requisiti di scarico. Esistono depuratori più piccoli di tipo meccanico e impianti più grandi che utilizzano trattamenti chimici, fisici e biologici avanzati. Il processo standard di questi ultimi include tre fasi: pretrattamento (separazione di sabbia, grassi e sedimentazione), depurazione biologica (riduzione della sostanza organica disciolta) e post-trattamento (separazione delle particelle fini in sospensione, spesso combinato con la precipitazione chimica di fosforo e azoto) (Englande, Krenkel & Shamas, 2015).

Tuttavia, non tutti gli IDA sono dotati di sistemi in grado di eliminare i microinquinanti come gli antibiotici o di debellare completamente i batteri. Questo li rende punti di accumulo per batteri ambientali e patogeni. I patogeni possono scambiarsi geni di resistenza, mentre i batteri non patogeni, pur non essendo pericolosi per l'uomo, possono acquisire questi geni e contribuire alla loro diffusione (Rodríguez-Molina *et al.*, 2019; Wengenroth *et al.*, 2021).

In Svizzera, per affrontare questo problema, gli IDA stanno adottando nuove tecnologie per eliminare una vasta gamma di microinquinanti. È previsto che il

trattamento delle acque sia centralizzato in IDA che garantiscono trattamenti chimici, fisici e biologici completi, assicurando così un controllo ottimale delle acque depurate.

L'implementazione di IDA avanzati è solo un passo verso il contenimento della diffusione delle resistenze agli antibiotici. Un piano d'azione globale è in fase di sviluppo per aumentare la consapevolezza e la comprensione della resistenza antimicrobica, rafforzare la sorveglianza e la ricerca, ridurre l'incidenza delle infezioni, ottimizzare l'uso degli antimicrobici e garantire investimenti sostenibili nella lotta contro la resistenza antimicrobica (FOPH, 2024).

La resistenza agli antibiotici rappresenta una sfida nell'ambito dell'approccio "One Health", che riconosce l'interconnessione tra la salute umana, animale, vegetale e ambientale. È fondamentale che diversi gruppi di lavoro collaborino e si coordinino nella progettazione, implementazione e monitoraggio di programmi, politiche, legislazioni e ricerche per mitigare la resistenza antimicrobica, con l'obiettivo di migliorare la salute globale (Velazquez-Meza *et al.*, 2022; Arnold *et al.*, 2024).

I paragrafi successivi forniranno una panoramica dei risultati ottenuti nel monitoraggio del 2024, tali risultati saranno discussi in dettaglio nel capitolo 9.6 che descrive l'evoluzione delle resistenze nel triennio (2022-2024).

8.3 Punti di campionamento

I prelievi sono stati effettuati sempre a cadenza mensile (gennaio-dicembre). I fiumi scelti per il monitoraggio sono Vedeggio, Laveggio e Scairolo e i campioni d'acqua sono stati raccolti sia a monte che a valle dei rispettivi impianti di depurazione (Bioggio, Mendrisio e Pian Scairolo).

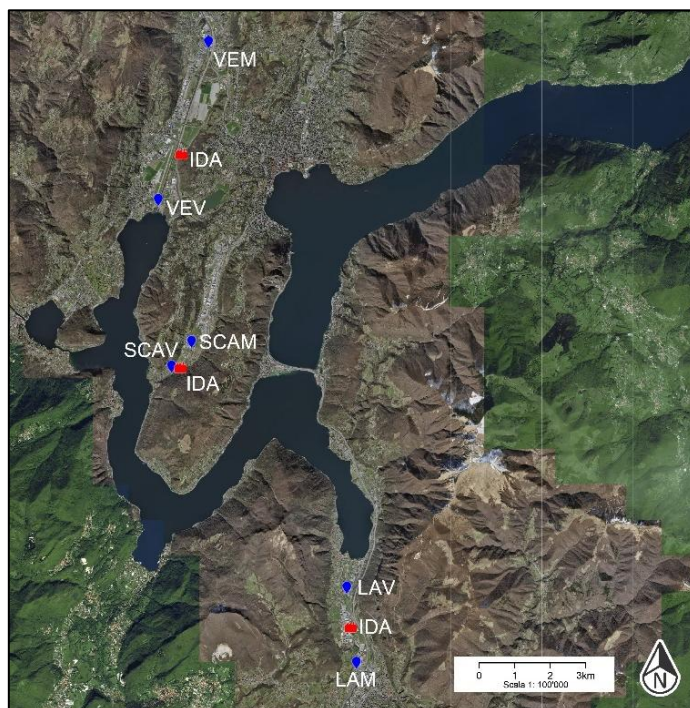


Figura 8.1. Lago di Lugano, 2024: ubicazione dei punti di prelievo dei fiumi (in blu) e dei rispettivi impianti di depurazione (in rosso). VEM: Vedeggio Monte; VEV: Vedeggio Valle e IDA Bioggio; SCAM: Scairolo Monte; SCAV: Scairolo Valle e IDA Barbengo; LAM: Laveggio Monte; LAV: Laveggio Valle e IDA Rancate.

La Figura 8.1 mostra tutti i punti di campionamento considerati per le indagini. Per ogni campionamento è stato prelevato 1 litro di acqua mediante un contenitore di plastica sterile risciacquato 3-4 volte con acqua dello stesso sito e i campioni sono stati mantenuti a 4°C ed analizzati entro otto ore dal prelievo.

8.4 Identificazione e quantificazione di determinanti genici di resistenza agli antibiotici

Abbondanza assoluta e relativa dei geni di resistenza agli antibiotici e dell'intI

Nei campioni raccolti a valle degli IDA la quantità di geni di resistenza e del gene *intI* è stata significativamente più alta (Figura 8.2-3). Per i geni di resistenza la significatività è meno marcata se si normalizzano i dati in base al gene *16SrDNA*, marcatore molecolare che rappresenta la popolazione batterica totale (Figura 8.2 B).

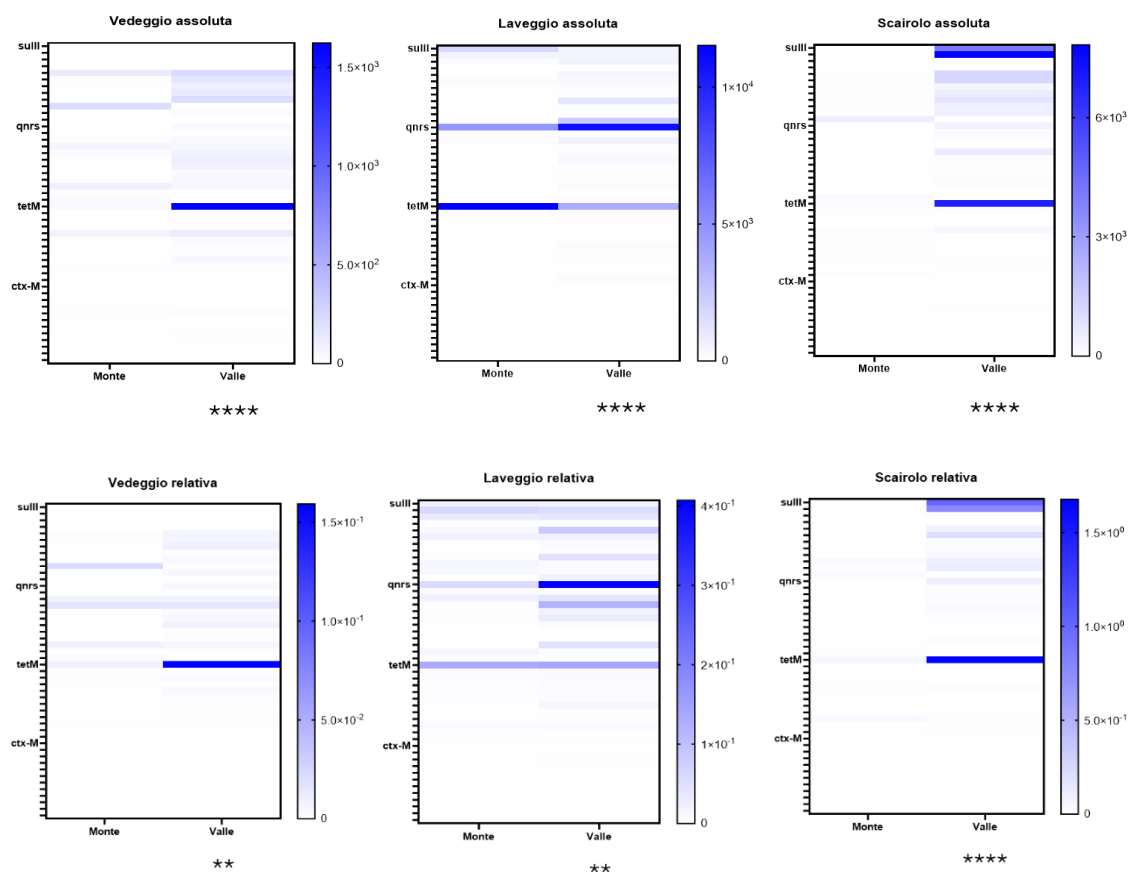


Figura 8.2. Heat maps raffiguranti l'abbondanza assoluta (A) e relativa (B) dei geni di resistenza nei fiumi Veduggio, Laveggio e Scairolo suddivisi per campionamento (Valle e Monte). La quantità è espressa in copie del gene per ml di acqua campionata. Gli asterischi indicano il grado di significatività della differenza tra i campioni raccolti a Valle e a Monte degli IDA, calcolata mediante test di Wilcoxon per dati appaiati.

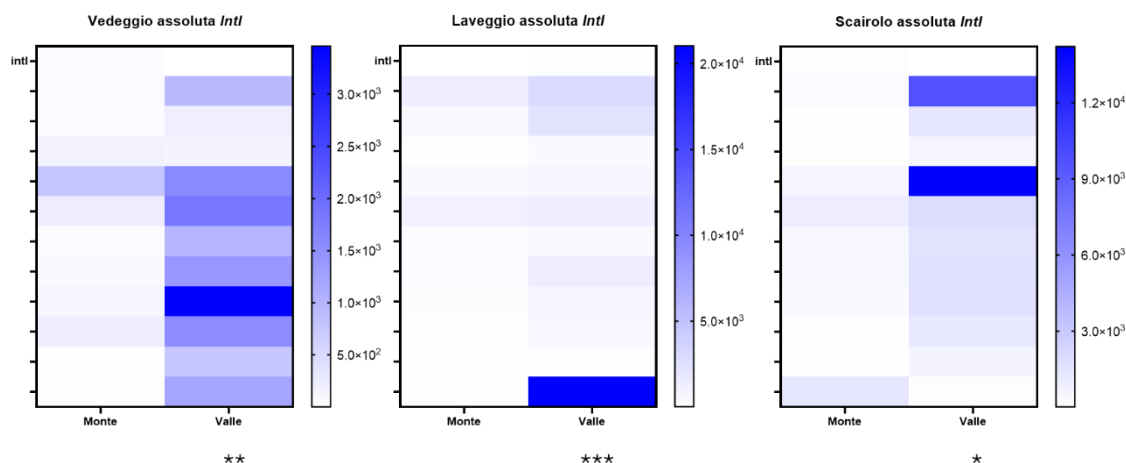


Figura 8.3. Heat maps raffiguranti l'abbondanza assoluta del gene *intI* nei fiumi Vedeggio, Lavaggio e Scariolo suddivisi per campionamento (Valle e Monte). La quantità è espressa in copie del gene per ml di acqua campionata. Gli asterischi indicano il grado di significatività della differenza tra i campioni raccolti a Valle e a Monte degli IDA, calcolata mediante test di Wilcoxon per dati appaiati.

Il gene *intI* si conferma il gene più abbondante soprattutto a valle degli impianti di depurazione (Tabella 8.1). Questo gene ha raggiunto la massima quantità assoluta (2.1×10^4 copie/ml) nel fiume Lavaggio, nel campionamento a valle del mese di dicembre sebbene, normalizzando i dati in base al numero totale di batteri presenti nel campione risulta che il gene era presente solo nel 19% dei batteri (Tabella 8.2). Confrontando i dati normalizzati, *intI* risulta più abbondante nel fiume Scariolo a febbraio (94%) e maggio (93%); nel fiume Lavaggio nel campionamento di aprile (76%) e nel fiume Vedeggio a dicembre (56%) (Tabella 8.2).

Tabella 8.1. Medie annuali espresse come copie/ml dei geni di resistenza, del gene *intI* e del gene *16SrDNA*. In tabella sono presentati i dati dei tre fiumi suddivisi per campionamento effettuato a Monte o a Valle dell'impianto di depurazione.

Monte						
	<i>sulII</i>	<i>qnrS</i>	<i>tetM</i>	<i>bla_{ctx-M}</i>	<i>IntI</i>	<i>16SrDNA</i>
Vedeggio	51	20	12	2	156	27211
Lavaggio	252	420	971	1	394	16784
Scariolo	69	11	35	1	393	19726
Valle						
	<i>sul2</i>	<i>qnrS</i>	<i>tetM</i>	<i>blactxM</i>	<i>IntI</i>	<i>16SrDNA</i>
Vedeggio	109	43	169	4	1177	24345
Lavaggio	536	1037	371	5	2703	22164
Scariolo	1550	123	613	8	2893	10104

2024	Vedeggio	Laveggio	Scairola
Gennaio	0	0	0
Febbraio	6	34	94
Marzo	4	16	23
Aprile	5	76	35
Maggio	5	15	93
Giugno	8	11	34
Luglio	10	4	11
Agosto	1	4	5
Settembre	7	3	8
Ottobre	16	14	27
Novembre	12	2	15
Dicembre	56	19	5

Tabella 8.2. Abbondanza relativa, espressa in percentuale, del gene *intI* nei campioni raccolti a valle degli IDA. In tabella sono presentati i dati dei tre fiumi nel corso dell'anno. In grassetto i valori superiori al 30%.

In termini di presenza dei geni di resistenza, i campionamenti a valle del 2024 presentano una maggiore frequenza del gene *sulIII* seguito da *qnrS* e *tetM* (Tabella 8.1). Il gene *sulIII* ha raggiunto la massima quantità assoluta nei campionamenti di gennaio e febbraio del fiume Scairola con $4 \cdot 10^3$ copie/ml e $8 \cdot 10^3$ copie/ml. Nel campionamento di gennaio la proporzione del gene *sulIII* sul totale dei batteri è stata del 100% e del 76% a febbraio. Il gene *qnrS* ha raggiunto la massima quantità assoluta ($1 \cdot 10^4$ copie/ml) nel campionamento a valle del mese di gennaio nel fiume Laveggio, con una proporzione pari al 40% dei batteri totali. Nel campionamento di gennaio del fiume Laveggio, a monte dell'impianto di depurazione, il gene *tetM* ha raggiunto la quantità di $1 \cdot 10^4$ copie/ml ma dato il gran numero di batteri presenti nel campione la proporzione è risultata solo del 13%. Nello stesso periodo nel fiume Scairola a valle dell'IDA, il gene *tetM* ha superato il numero di batteri presenti arrivando ad una quantità relativa di 1.7 (170%). Nei campioni raccolti a monte degli IDA i geni *tetM* e *qnrS* sono più abbondanti seguiti dal gene *sulIII*, soprattutto nel fiume Laveggio che, presenta un numero di geni elevato anche a monte dell'impianto (Tabella 8.1). La quantità del gene *bla_{ctx-M}*, spesso al di sotto del limite di quantificazione, è molto bassa sia in termini di quantità assoluta che relativa senza molta differenza tra i fiumi. La differenza tra monte-valle, benché minima, è sempre presente (Tabella 8.1).

8.5 Indagini batteriologiche

Isolamento batteri multi-resistenti

Per l'isolamento dei batteri multi-resistenti è stato usato anche quest'anno il metodo delle piastre cromogene e la divisione in *pool* per specie. I *pool* selezionati sono stati 104. La tabella 8.4 mostra le diverse specie isolate nel 2024 con i rispettivi geni di resistenza. Le specie multi-resistenti più diffuse sono praticamente le stesse trovate negli anni precedenti; *E.coli*, *Enterococcus spp.*, *Citrobacter spp.*, *Aeromonas spp.*, *Klebsiella spp.*, *Stenotrophomonas spp.*, *Pseudomonas spp.* e *Enterobacter spp.*

Tabella 8.4 Panoramica dei pool collezionati per ciascuna specie e rispettivi geni di resistenza identificati almeno una volta in uno o più pool.

Specie	n° pool	<i>bla_{ctx-M}</i>	<i>sulIII</i>	<i>qnrS</i>	<i>tetM</i>	<i>intI</i>
<i>Aeromonas spp.</i>	26	x	x	x	x	x
<i>Escherichia Coli</i>	22	x	x	x	x	x
<i>Klebsiella spp.</i>	18	x	x	x	x	x
<i>Enterococcus spp.</i>	15	x	-	x	x	x
<i>Enterobacter spp.</i>	10	x	x	-	x	x
<i>Citrobacter spp.</i>	9	x	x	x	-	x
<i>Stenotrophomonas spp</i>	2	x	x	-	-	x
<i>Pseudomonas spp.</i>	1	x	-	-	-	x
<i>Arthrobacter spp.</i>	1	-	-	-	-	x
Totale pool	104					

8.6 Correlazione tra geni di resistenza, 16SrDNA e *intI* e parametri chimico-fisici dell'acqua

Per il confronto sono stati scelti solo alcuni dei parametri chimico fisici misurati: temperatura, fosfato (PO₄), fosforo totale (PTG), diossido di azoto (NO₂-N), ammonio (NH₄-N), azoto totale (NT), ossigeno disciolto (O₂), chemical and biochemical oxygen demand (COD e BOD). I dati sono presentati senza distinzione tra i diversi fiumi e tra punti di campionamento (monte-valle), per dare un'idea generale e poiché dall'analisi singola non sono emerse grandi differenze. Come si vede dalla Figura 8.4 quasi tutti i geni monitorati sia quelli legati alla resistenza agli antibiotici (*sulIII*, *qnrS*, *tetM*, *bla_{ctx-m}* e *intI*) che il gene che rappresenta la totalità dei batteri *16SrDNA*, mostrano una correlazione con i parametri chimico-fisici scelti per il confronto. La correlazione positiva con la temperatura non sorprende, infatti l'aumento della temperatura porta ad una maggiore attività dei batteri e quindi ad un incremento della popolazione batterica e di conseguenza anche dei batteri resistenti. Fosfato (PO₄), fosforo totale (PTG), diossido di azoto (NO₂-N), ammonio (NH₄-N) e azoto totale (NT), sono parametri misurati per valutare la qualità dell'acqua in termini di inquinamento legato alle attività antropiche. La loro presenza indica un arricchimento di nutrienti che può contribuire alla crescita della comunità microbica, questo spiega la correlazione positiva con i geni. BOD e COD indicano la quantità di ossigeno necessaria per la decomposizione della materia organica da parte dei batteri e altri microorganismi. Dunque, non stupisce la correlazione positiva con i geni di resistenza e con il *16SrDNA*. L'elevata temperatura che diminuisce la solubilità dell'ossigeno nell'acqua e i processi di degradazione dei nutrienti che richiedono una grande quantità di ossigeno spiegano la correlazione negativa con questo parametro.

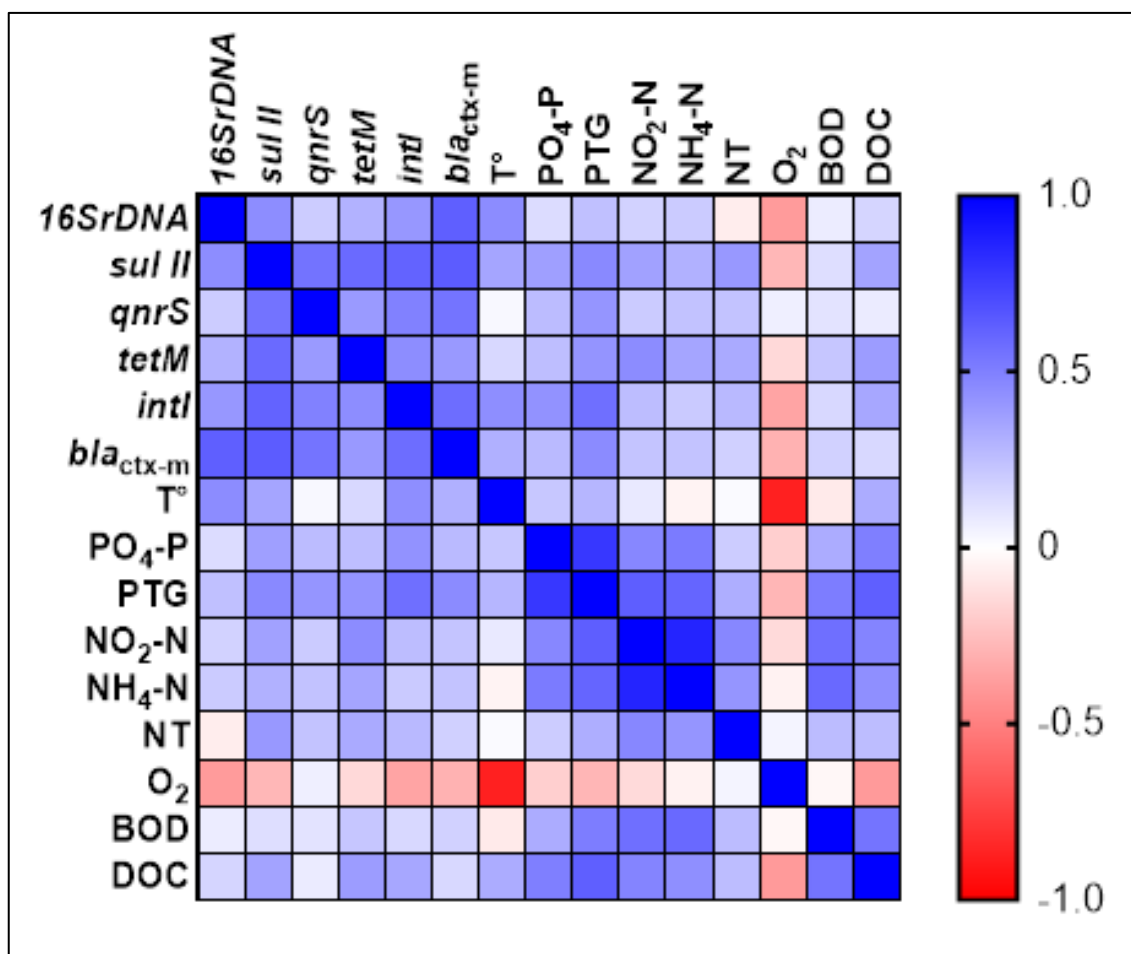


Figura 8.4. Heat map raffigurante il grado di correlazione positiva (gamma di blu) o negativa (gamma di rossi), tra i geni di resistenza, il gene *intl* e il gene *16SrDNA* e i parametri chimico-fisici scelti per il confronto. T° (temperatura), PO₄ (fosfato), PTG (fosforo totale), NO₂-N (diossido di azoto), NH₄-N (ammonio), NT (azoto totale), O₂ (ossigeno disciolto), COD (chemical oxygen demand) e BOD (biochemical oxygen demand). Più scuro è il colore più significativo è il risultato.

8.7 Conclusioni

I risultati del monitoraggio 2024, indicano una significativa presenza di geni di resistenza agli antibiotici (ARG) nei campioni raccolti a valle degli impianti di depurazione delle acque reflue (IDA). Questo dato conferma l'influenza delle attività umane sulla diffusione della resistenza agli antibiotici. Le acque reflue trattate, pur subendo vari processi di purificazione, continuano a rappresentare una possibile fonte di contaminazione. Anche la correlazione positiva tra la presenza di ARG e parametri chimico-fisici come temperatura, fosfati e azoto totale suggerisce che l'inquinamento legato alle attività antropiche favorisce la crescita della comunità microbica e, di conseguenza, la diffusione dei geni di resistenza.

La presenza di vari ceppi batterici multi-resistenti, tra cui *E. coli*, *Enterococcus spp.*, e *Klebsiella spp.*, nei campioni analizzati, indica che la resistenza agli antibiotici è diffusa tra diverse specie batteriche, anche in quelle prevalentemente di origine ambientale come *Aeromonas* e *Stenotrophomonas*. Questo rappresenta un rischio

significativo per la salute pubblica, poiché i batteri resistenti possono trasferire i loro geni ad altri patogeni.

I dati sottolineano l'importanza di un monitoraggio continuo e sistematico degli ARG nei corsi d'acqua, sia a monte che a valle degli IDA. Questo permetterà di identificare tempestivamente le tendenze emergenti e di implementare misure di controllo efficaci, nonché di valutare l'efficacia dei miglioramenti previsti per i prossimi anni.

Bibliografia

- Arnold, K. E., Laing, G., McMahon, B. J., Fanning, S., Stekel, D. J., Pahl, O., ... & McIntyre, K. M. (2024). The need for One Health systems-thinking approaches to understand multiscale dissemination of antimicrobial resistance. *The Lancet Planetary Health*, 8(2), e124-e133. doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00278-4
- Christie, P. J. (2004). Type IV secretion: the *Agrobacterium* VirB/D4 and related conjugation systems. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Molecular Cell Research*, 1694(1-3), 219-234. doi.org/10.1016/j.bbamcr.2004.02.013
- Englande Jr, A. J., Krenkel, P., & Shamas, J. (2015). Wastewater treatment & water reclamation. *Reference module in earth systems and environmental sciences*. doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.09508-7
- Federal Office of Public Health (FOPH) (2024). *Swiss Antibiotic Resistance Report 2024*. Bern: FOPH.
- Polianciuc, S. I., Gurzău, A. E., Kiss, B., Ștefan, M. G., & Loghin, F. (2020). Antibiotics in the environment: causes and consequences. *Medicine and pharmacy reports*, 93(3), 231. doi.org/10.15386/mpr-1742
- Rodríguez-Molina, D., Mang, P., Schmitt, H., Chifiriuc, M. C., Radon, K., & Wengenroth, L. (2019). Do wastewater treatment plants increase antibiotic resistant bacteria or genes in the environment? Protocol for a systematic review. *Systematic reviews*, 8(1), 304. doi.org/10.1186/s13643-019-1236-9
- Velazquez-Meza, M. E., Galarde-López, M., Carrillo-Quiróz, B., & Alpuche-Aranda, C. M. (2022). Antimicrobial resistance: one health approach. *Veterinary world*, 15(3), 743. doi.org/10.14202/vetworld.2022.743-749
- Wengenroth, L., Berglund, F., Blaak, H., Chifiriuc, M. C., Flach, C. F., Pircalabioru, G. G., ... & Schmitt, H. (2021). Antibiotic resistance in wastewater treatment plants and transmission risks for employees and residents: the concept of the AWARE study. *Antibiotics*, 10(5), 478. doi.org/10.3390/antibiotics10050478
- World Health Organization (WHO) (2022). *Global Antimicrobial Resistance and Use Surveillance System (GLASS) Report 2022*. Geneva: WHO.

9. SINTESI PLURIENNALE

Camilla Capelli, Paolo Moccetti

Il risanamento trofico di un lago è un processo lento, che deve essere quindi monitorato sul lungo periodo. All'interno del programma di ricerche sul Lago di Lugano promosso dalla CIP AIS, vengono esaminati alcuni indicatori principali dello stato delle acque, monitorati dall'inizio degli anni 1980, per valutare lo stato attuale e l'andamento del processo di risanamento in funzione degli obiettivi.

9.1 Corsi d'acqua: carichi di fosforo

L'analisi a lungo termine dei carichi esterni di fosforo totale si è avvalsa di una serie di dati che si estende dal 1984 al 2024. I carichi esterni complessivi sono stimati a partire dai carichi veicolati dai tributari maggiori (valori misurati), a cui vengono sommate stime dei carichi prodotti da (i) abitanti non allacciati, (ii) bacini non campionati e (iii) deposizioni atmosferiche (valori stimati, dettagli negli allegati del Capitolo 2). Per omogeneizzare le serie storica, i contributi dovuti ai bacini non campionati sono stati ricalcolati per tutto il periodo utilizzando un metodo comune (vedi allegati). Durante il periodo 1984-2024, il carico esterno di fosforo è sostanzialmente diminuito in entrambi i bacini del lago (Figura 9.1).

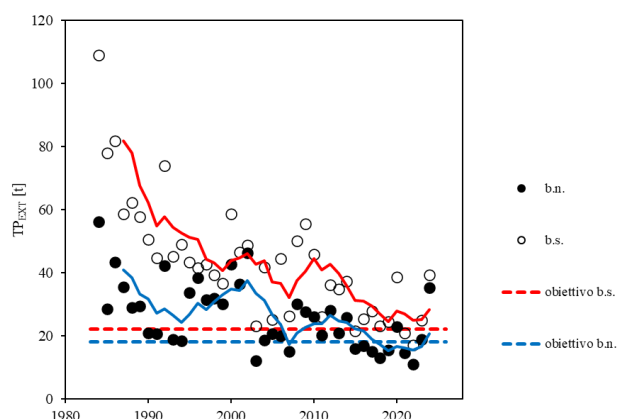


Figura 9.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: carichi esterni di fosforo, TP_{EXT} , gravanti sui bacini nord e sud del lago [$t \text{ anno}^{-1}$]. Le linee interpolate sono delle medie mobili (periodo: 5 anni).

Nel bacino nord, tra l'inizio e la fine del periodo (quinquenni 1984-1988 e 2020-2024), il carico medio si è quasi dimezzato, passando da 38 t a 21 t anno^{-1} . Nel bacino sud, il carico è passato da 78 t a 28 t anno^{-1} , riducendosi di circa 3 volte. Nonostante ciò, i carichi esterni medi di fosforo dell'ultimo triennio in entrambi i bacini (nord 22 t anno^{-1} ; sud 27 t anno^{-1}), sono risultati ancora al di sopra degli obiettivi di risanamento, fissati a 18 t anno^{-1} per il bacino nord e a 22 t anno^{-1} per il bacino sud.

9.2 Lago: evoluzione dello stato fisico

L'analisi della temperatura delle acque lacustri ricalca quella effettuata da Lepori & Roberts (2015), a cui si rimanda per la descrizione dei dati e dei metodi analitici. La

temperatura è stata esaminata per il periodo 1983-2024 separatamente per due strati fissi: lo strato 0-5 m, che rappresenta l'epilimnio, e lo strato 50 m-fondo (Gandria = 284 m, Figino = 94 m), che rappresenta l'ipolimnio. Per ciascuno di questi strati le temperature mensili sono state trasformate in anomalie per sottrazione di valori tipici ottenuti mediante regressioni sinusoidali e il loro tasso di variazione lineare è stato stimato mediante regressioni semplici (maggiori dettagli negli allegati del Capitolo 9).

Tabella 9.1. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: tasso di variazione a lungo termine (1983-2024) della temperatura (in °C decennio⁻¹) di epilimnio (0-5 m) e ipolimnio (50 m-fondo). Tra parentesi sono riportati i cambiamenti nei tassi di variazione rispetto all'analisi precedente (1983-2021). Il simbolo (=) indica che non è avvenuta alcuna variazione. ***= $P < 0.001$.

	Inverno	Primavera	Estate	Autunno	Marzo
Bacino nord					
0-5 m	+0.3*** (+ 0.1)	+0.8***(=)	+0.7***(+ 0.1)	+0.8***(=)	--
50 m-fondo	--	--	--	--	+0.2***(=)
Bacino sud					
0-5 m	+0.4*** (+ 0.1)	+0.8***(=)	+0.9***(+ 0.1)	+0.4***(- 0.1)	--
50 m-fondo	--	--	--	--	+0.3***(=)

L'analisi della variazione a lungo termine (Tabella 9.1, Figura 9.2) ha messo in luce un'evidente tendenza al riscaldamento delle acque di entrambi i bacini, particolarmente accentuata nell'epilimnio e tra primavera e estate. Nello strato epilimnico (0-5 m), la tendenza al riscaldamento è risultata significativa in ogni stagione e in entrambi i bacini del lago, con tassi di riscaldamento compresi tra +0.3-0.4°C decennio⁻¹ in inverno e +0.4-0.9°C decennio⁻¹ nelle altre stagioni (Tabella 9.1). Per quel che riguarda lo strato ipolimnetico, i risultati illustrano tendenze più complesse (Figura 9.2), in cui si sovrappongono un'evoluzione oscillante più pronunciata nel bacino sud, dovuta alla variabilità nella durata e intensità delle circolazioni invernali e una tendenza lineare a lungo termine dovuta al riscaldamento climatico. Rispetto all'ultima analisi (Rapporto triennale 2021), alcuni tassi di riscaldamento sono apparsi in ulteriore crescita (Tabella 9.1), principalmente perché gli ultimi tre anni sono stati eccezionalmente caldi, a livello svizzero i più caldi mai registrati. Infatti, nell'ultimo triennio (2022-2024), l'anomalia media della temperatura dello strato superficiale rispetto alla serie storica è stata di +1.49 °C nel bacino nord e +1.68 °C nel bacino sud, con valori particolarmente elevati in inverno (+1.49 °C a Gandria; +1.68 °C a Figino) e in estate (+2.91 °C a Gandria; +3.51 °C a Figino) (Figura 9.2). L'anomalia media del triennio delle acque profonde è risultata invece pari a 0.57°C Gandria e 1.15 °C a Figino (Figura 9.2).

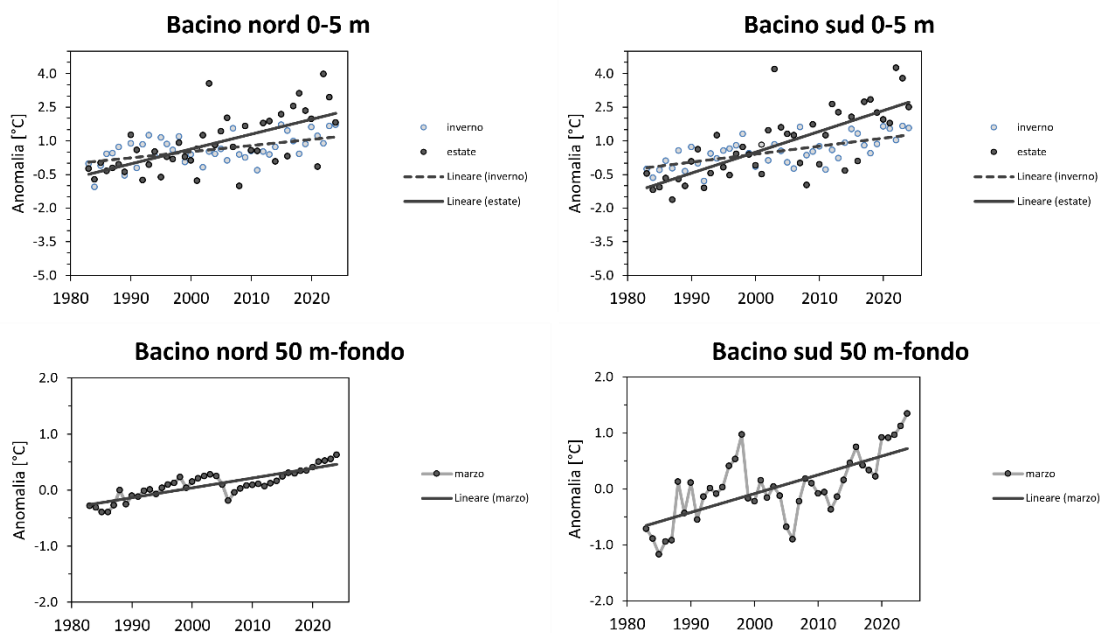


Figura 9.2. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: temperature (anomalie rispetto al valore tipico pluriennale, in °C) dello strato 0-5 m e dello strato 50 m-fondo, per bacino lacustre (nord e sud).

Le profondità massime di mescolamento durante la circolazione tardo-invernale (Z_{MIX}) nelle stazioni di Gandria e Figino sono state tratte dalla serie storica CIP AIS (1987-2024). Nonostante la tendenza al riscaldamento delle acque in inverno documentata sopra, nel periodo considerato (1987-2024) Z_{MIX} non ha mostrato chiare tendenze temporali (Figura 9.3). A Gandria, nel bacino nord, si sono verificate due ben documentate circolazioni complete negli anni 2005 e 2006, favorite da inverni freddi e ventosi (Holzner *et al.*, 2009). Al di fuori di questi eventi, Z_{MIX} ha oscillato tra 36 m (nel 1988 e nel 2020) e 102 m (nel 2000). La profondità mediana di mescolamento è stata pari a 62 m. Nel bacino sud, a Figino, il mescolamento ha raggiunto il fondo in media tre volte ogni quattro anni. La mediana è comunque pari alla profondità massima (94 m), mentre il valore minimo (21 m) è stato raggiunto durante la circolazione del 1988.

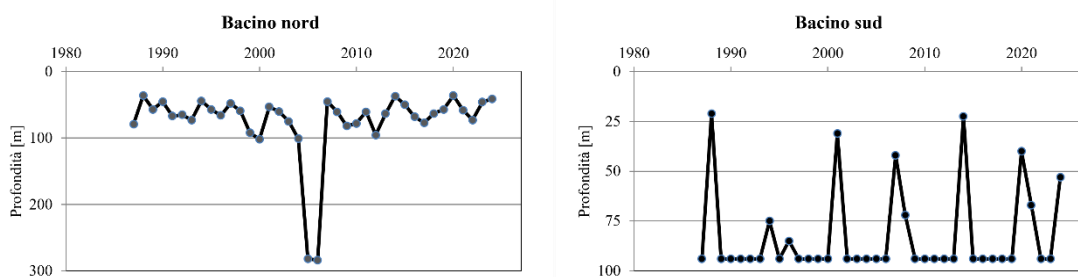


Figura 9.3. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: profondità massima di mescolamento [m] per bacino lacustre (nord e sud).

Negli ultimi tre anni, la profondità di mescolamento nei due bacini è stata in linea con l'andamento osservato nell'ultimo ventennio: a Gandria si è mantenuta ridotta (media

triennale: 53 metri), mentre a Figino ha raggiunto il fondo nel 2022 e 2023, ma non nel 2024 (cfr. Capitolo 3; media triennale: 80 metri).

9.3 Chimica delle acque lacustri

L'evoluzione delle condizioni chimiche del Lago di Lugano dal 1984 ad oggi è stata valutata tramite l'analisi dell'andamento pluriennale dei quattro parametri maggiormente correlati allo stato trofico: l'ossigeno disciolto, il fosforo, l'azoto e la silice. Le analisi sono state effettuate per lo strato produttivo e lo strato profondo, considerando le diverse tendenze evolutive che caratterizzano questi due strati d'acqua, sulle due stazioni del lago rappresentanti il bacino nord e il bacino sud, Gandria e Figino rispettivamente. Su queste variabili limnologiche è stata eseguita un'analisi dei trend, valutandone la significatività mediante Mann-Kendall Test sull'intero periodo d'indagini (1984-2024) e sugli ultimi 15 anni (2010-2024), successivi al mescolamento completo verificatosi nel 2005-2006.

Ossigenazione delle acque

Il bacino nord è tendenzialmente meromittico con conseguente anossia delle acque profonde, ma la circolazione completa straordinaria negli inverni del 2005 e del 2006 ha temporaneamente rifornito di ossigeno lo strato profondo (100-284 m) (Figura 9.4). Tuttavia, con il successivo ripristino di deboli circolazioni tardo invernali, questa modesta ossigenazione ($< 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) è andata verso l'esaurimento (Tabella 9.2), come confermato anche nell'ultimo triennio d'indagini. Nello strato produttivo (0-20 m) l'ossigenazione è migliorata sull'intero periodo e la circolazione completa del 2005-2006 ha causato solo una temporanea riduzione dei livelli di ossigeno fino a valori prossimi alla criticità. Infatti, nel corso dei mesi successivi l'ossigeno nello strato produttivo si è ristabilito per poi stabilizzarsi (Tabella 9.2).

Il bacino sud, meno profondo, è monomittico e le differenze tra lo strato produttivo (0-20 m) e lo strato profondo (20-93 m) sull'intero periodo sono state meno pronunciate (Figura 9.4). Se sul lungo periodo le tendenze nello strato produttivo sono in aumento (Tabella 9.2), l'ultimo triennio conferma una stabilizzazione delle concentrazioni di ossigeno, in linea con l'andamento degli ultimi quindici anni. Lo strato profondo invece, influenzato dalle deboli circolazioni invernali, è stato soggetto a maggiori oscillazioni (Figura 9.4) e non si osservano particolari tendenze (Tabella 9.2).

Concentrazione di fosforo totale

La concentrazione di fosforo totale nel bacino nord è complessivamente diminuita dagli anni '80 (Tabella 9.2), ma è stato fortemente influenzata dalla circolazione completa del 2005 e del 2006. Infatti, nello strato produttivo, dopo una prima fase di diminuzione dovuta alla riduzione dei carichi esterni conclusasi verso la fine degli anni '90, il fosforo ha iniziato ad aumentare ad opera del carico interno, indotto da una parziale erosione del chemoclino negli anni precedenti alle circolazioni (Figura 9.4). Dopo le circolazioni complete del 2005-2006 che hanno portato ad una ridistribuzione del fosforo sull'intera colonna d'acqua, le concentrazioni sono diminuite nuovamente nello strato produttivo ed aumentate nello strato profondo, come confermato nel triennio corrente (Tabella 9.2). La riduzione dei carichi esterni ha portato complessivamente ad una diminuzione del fosforo nel bacino nord, ma lo sviluppo del carico interno e l'instabilità delle circolazioni invernali possono ostacolare le misure di risanamento con conseguenze poco prevedibili.

Al contrario nel bacino sud, la monomissi ha permesso una riduzione costante dei livelli di fosforo su tutta la colonna d'acqua (Tabella 9.2), direttamente in parallelo alla diminuzione dei carichi esterni, anche se la tendenza è più debole negli ultimi quindici anni.

La concentrazione di fosforo nello strato produttivo è il parametro che maggiormente controlla la produttività algale ed è quindi usato come indicatore dello stato trofico. Secondo la classificazione trofica OECD basata sui contenuti medi annuali di fosforo totale (oligotrofia $TP < 10 \mu\text{g P L}^{-1}$; mesotrofia $10 \mu\text{g P L}^{-1} < TP < 35 \mu\text{g P L}^{-1}$; eutrofia $TP > 35 \mu\text{g P L}^{-1}$) il bacino nord è passato da condizioni di eutrofia nei primi anni '80, alla mesotrofia. Il carico interno seguito alla circolazione del 2005-2006 hanno riportato temporaneamente il bacino nord in condizioni di eutrofia, ma negli anni successivi si è osservato un ritorno a condizioni di mesotrofia, fino ad avvicinarsi all'oligotrofia nell'ultimo triennio (media $11 \mu\text{g P L}^{-1}$). Sul lungo termine il bacino sud invece, è passato gradualmente dall'iper-eutrofia a condizioni di mesotrofia, con valori medi nell'ultimo triennio pari a $17 \mu\text{g P L}^{-1}$. Questo miglioramento è evidente anche rispetto all'obiettivo CIP AIS di $30 \mu\text{g P L}^{-1}$ sull'intera colonna d'acqua (bacino nord strato 0-100 m), poiché la media del triennio corrente ha confermato una stabilizzazione del fosforo totale al di sotto del limite in entrambi i bacini ($26 \mu\text{g P L}^{-1}$ bacino nord, $28 \mu\text{g P L}^{-1}$ bacino sud).

Concentrazione di azoto totale

Nel Lago di Lugano i livelli di azoto totale nello strato produttivo risultano più omogenei allo strato profondo, perché in eccesso rispetto alla domanda biologica. Non essendo un fattore limitante alla produzione algale, in entrambi i bacini la concentrazione di questo nutriente dipende direttamente dall'apporto dei carichi esterni mostrando tendenze comparabili. Nel bacino nord l'andamento dell'azoto sull'intera colonna d'acqua ha avuto una prima fase di aumento fino all'erosione del chemocline negli anni precedenti le circolazioni complete del 2005-2006 (Figura 9.4). In questo periodo, l'azoto totale nello strato profondo è diminuito velocemente a causa dei processi di denitrificazione, per poi tornare a crescere negli anni successivi alle circolazioni con il reinstaurarsi dell'anossia (Tabella 9.2), come confermato dal triennio corrente. Nello strato produttivo sono evidenti maggiori oscillazioni ma l'ultimo triennio sembra confermare una fase di stabilizzazione dei contenuti di azoto (Tabella 9.2).

Nel bacino sud, maggiormente influenzato dai carichi esterni, l'iniziale fase di crescita dei livelli di azoto è stata molto più rapida, per poi assestarsi con minime oscillazioni. Il triennio corrente conferma una lieve tendenza alla diminuzione su tutta la colonna d'acqua (Tabella 9.2).

Concentrazione di silice

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

Nel bacino nord la silice nello strato profondo, dopo un periodo iniziale costante, è diminuita in modo marcato per l'erosione del chemocline negli anni precedenti alle circolazioni, e in concomitanza, il flusso di silice verso gli strati superficiali ha portato ad un aumento nello strato produttivo (Figura 9.4). Questo trend è stato interrotto dalle circolazioni complete del 2005-2006 che hanno portato ad un'omogeneizzazione della

silice sull'intera colonna d'acqua. Dopo le circolazioni è iniziata una fase di stabilizzazione nello strato produttivo (Tabella 9.2), dove viene consumata velocemente, ed un accumulo negli strati profondi.

Nel bacino sud le differenze tra lo strato produttivo e lo strato profondo sono meno marcate, e risulta presente una tendenza all'aumento sull'intero periodo d'indagine nello strato profondo, sebbene con un andamento caratterizzato da forti oscillazioni (Tabella 9.2). Il triennio corrente conferma invece un'apparente fase di stabilizzazione delle concentrazioni di silice in tutta la colonna d'acqua.

Tabella 9.2. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: risultati dell'analisi dei trend mediante Mann-Kendall Test di alcune variabili limnologiche (O₂ ossigeno, PT fosforo totale, NT azoto totale, SiO₂ silice) nello strato produttivo (0-20 m) e nello strato profondo a Gandria (bacino nord, 100-284 m) e Figino (bacino sud, 20-93 m), per il periodo 1984-2021 e per il periodo 2010-2024. p: significatività (↗↗↗: <0.001; ↗↗: <0.01; ↗: <0.05; ↗: trend positivo; ↘: trend negativo).

GANDRIA produttivo		O₂	PT	NT	SiO₂
1984-2024	p	↗↗↗	↘↘↘	-	-
	S	317	-370	118	82
	Z	3.5573	-4.1451	1.3181	0.91128
		O₂	PT	NT	SiO₂
2010-2024	p	-	↘↘↘	-	-
	S	27	-69	-12	8
	Z	1.2973	-3.3734	-0.54818	0.34798
GANDRIA fondo		O₂	PT	NT	SiO₂
1984-2024	p	-	↘↘↘	-	-
	S	30	-294	-60	-64
	Z	0.32612	-3.2914	-0.6638	-0.7094
		O₂	PT	NT	SiO₂
2010-2024	p	↘↘↘	↗↗↗	↗↗↗	↗↗↗
	S	-67	91	77	80
	Z	-3.285	4.4538	3.824	3.9239

FIGINO produttivo		O₂	PT	NT	SiO₂
1984-2024	p	↗↗↗	↘↘↘	-	-
	S	358	-676	47	78
	Z	4.0144	-7.5835	0.51944	0.86705
		O₂	PT	NT	SiO₂
2010-2024	p	-	↘↘	↘↘	-
	S	6	-53	-51	-11
	Z	0.24835	-2.5733	-2.5843	-0.49896
FIGINO fondo		O₂	PT	NT	SiO₂
1984-2024	p	-	↘↘↘	-	↗↗↗
	S	-35	-730	-39	357
	Z	-0.38202	-8.1881	-0.42936	4.0093
		O₂	PT	NT	SiO₂
2010-2024	p	-	↘	↘	-
	S	-37	-51	-46	7
	Z	-1.7815	-2.4744	-2.2481	0.30038

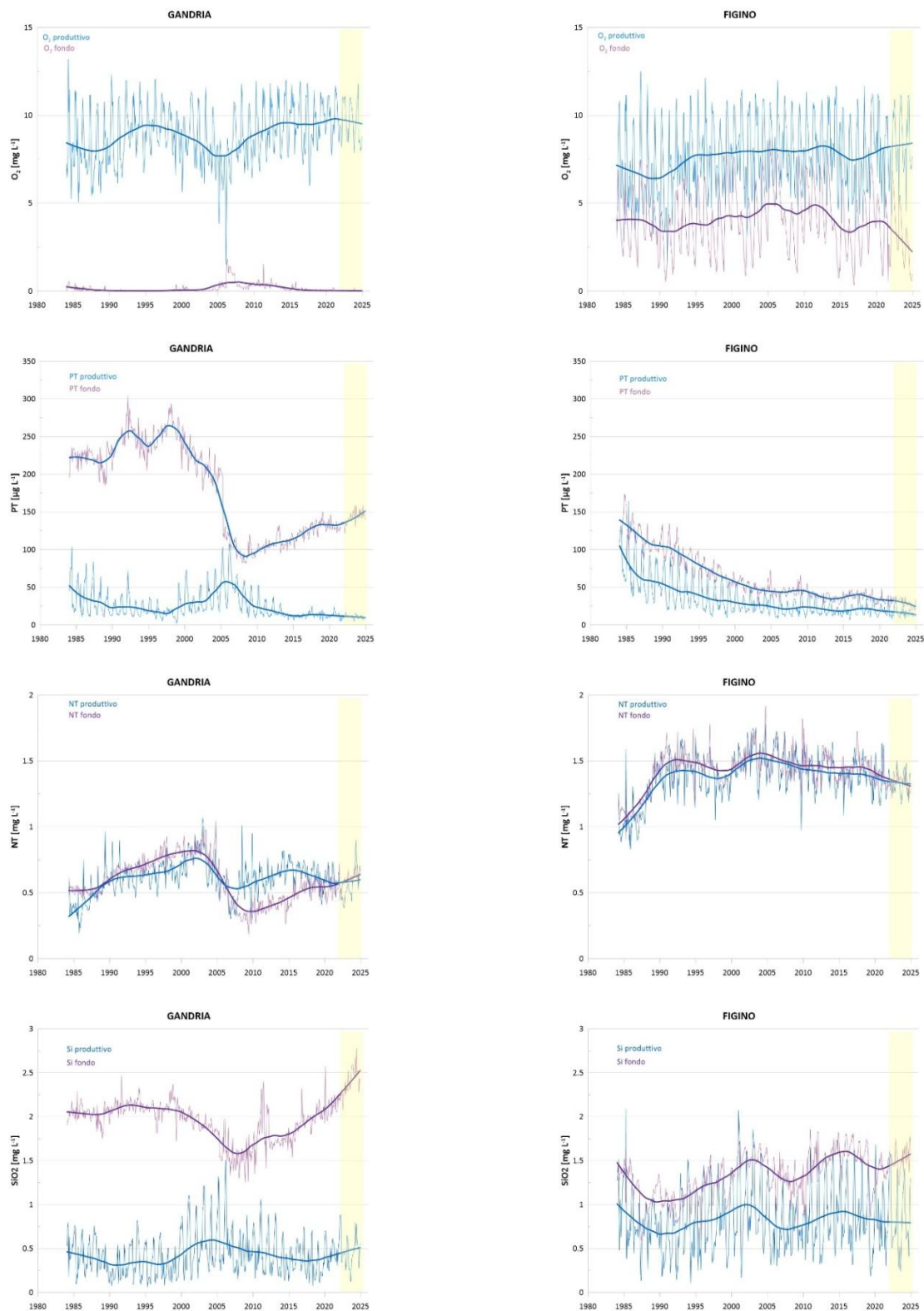


Figura 9.4. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: concentrazioni di ossigeno (a), fosforo totale (b), azoto totale (c) e silice (d) a Gandria (bacino nord) e Figino (bacino sud) durante il periodo 1984-2024, nello strato produttivo (0-20 m) e nello strato profondo (Gandria 100-284 m; Figino 20-93 m). In grafico sono rappresentati i valori mensili ed una funzione di smoothing interpolata (LOESS, linea). Il periodo 2022-2024 è evidenziato in giallo.

9.4 Evoluzione dei popolamenti fitoplanctonici

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

Nel Lago di Lugano, nell'intero periodo d'indagine la comunità fitoplanctonica è stata generalmente dominata da diatomee e cianobatteri (Figura 9.5). La percentuale di cianobatteri si è ridotta drasticamente alla fine degli anni '80, passando da valori attorno al 50% al 30%. Nell'ultimo triennio di indagini (2021-2024) è stato osservato un nuovo incremento, più evidente nel bacino nord, che ha portato la percentuale di cianobatteri di poco al di sotto dei valori misurati negli anni '80. Questo aumento è attribuibile all'aumento delle temperature e ad una più stabile stratificazione estiva, che favoriscono le specie metalimnetiche (es. *P. rubescens*). Anche generi che necessitano di calde temperature estive, come *Microcystis*, sono stati favoriti da questi cambiamenti e hanno prodotto fioriture importanti specialmente nel bacino sud, anche se gli effetti sulla biomassa totale sono stati meno evidenti. L'abbondanza relativa delle diatomee dagli anni '80 ha subito minime variazioni (ca. 30-40%), L'ultimo triennio ha visto però un netto calo delle diatomee nel bacino nord, soprattutto a causa di una riduzione delle specie di piccole dimensioni che caratterizzavano gli inizi del periodo vegetativo. Anche questo fenomeno potrebbe essere ricollegato all'aumento delle temperature, che inducono circolazioni invernali più deboli con un conseguente scarso apporto di nutrienti (in particolare silice) nello strato produttivo. La forte riduzione dei cianobatteri alla fine degli anni '80 ha lasciato spazio ad altri gruppi fitoplanctonici (criptoficee, cloroficee, peridinee), che hanno mostrato una tendenza all'aumento. Tuttavia, nell'ultimo triennio anche le cloroficee, che solitamente caratterizzavano lo sviluppo fitoplanctonico estivo, hanno subito una netta riduzione, con percentuali inferiori al 10% in entrambi i bacini.

Alla fine degli anni '80 non solo è cambiata la composizione tassonomica del fitoplancton, ma si è osservata anche una riduzione netta della biomassa totale in entrambi i bacini (da 3-4 a 1-1.5 mg m⁻³) (Figura 9.6) grazie al miglioramento dello stato trofico. Nonostante le fluttuazioni annuali, nell'ultimo triennio i valori registrati hanno confermato una complessiva stabilizzazione della biomassa totale in entrambi i bacini, anche se il bacino sud, più ricco in nutrienti, presenta ancora valori leggermente superiori (media 1.1 mg m⁻³ bacino nord, 1.3 mg m⁻³ bacino sud).

L'analisi della clorofilla-a (strato 0-20 m), usata come indice dello stato trofico, ha messo in evidenza lo stesso andamento, anche se più graduale (Figura 9.7). Nell'ultimo triennio i valori medi di clorofilla a sono stati pari a 5.9 mg m⁻³ nel bacino nord e 7.1 mg m⁻³ nel bacino sud. I valori estivi, nonostante lo scarso sviluppo delle cloroficee, sono rimasti mediamente stabili (8.2 mg m⁻³ nel bacino nord e 9.6 mg m⁻³ nel bacino sud). Questi valori evidenziano come, al di là della variabilità inter-annuale, le condizioni trofiche del lago si attestino su valori di mesotrofia per il bacino nord e al limite tra eutrofia e mesotrofia per il bacino sud.

Il miglioramento dello stato trofico sul lungo periodo è sostenuto dalla tendenza alla diminuzione della produzione primaria dagli anni '80 (Figura 9.8). Nonostante un'elevata variabilità inter-annuale, negli ultimi anni si è osservata una complessiva stabilizzazione di questo parametro. L'ultimo triennio ha confermato però mediamente una produzione primaria maggiore nel bacino sud (369 g C m⁻² a⁻¹) rispetto al bacino nord (279 g C m⁻² a⁻¹), che corrisponde ad un diverso stato di trofia dei due bacini.

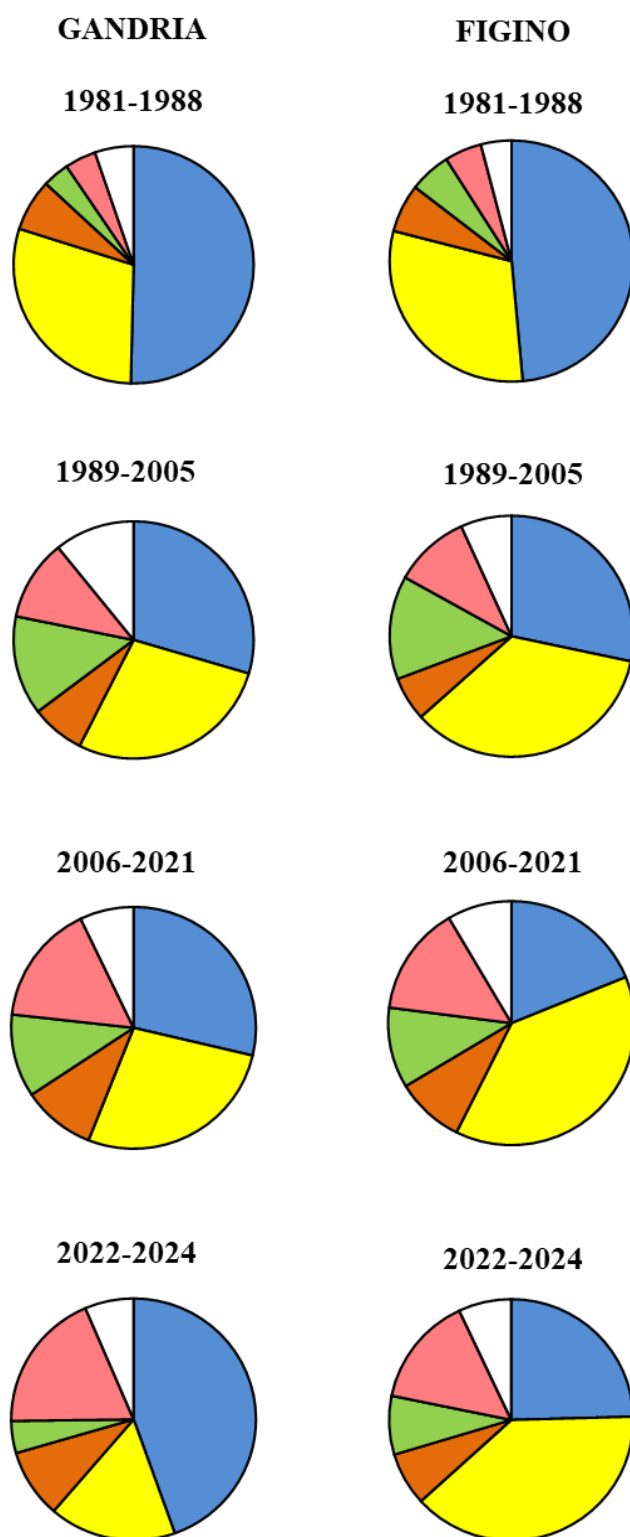


Figura 9.5. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: evoluzione della composizione percentuale della biomassa fitoplanctonica nelle stazioni di Gandria (bacino nord) e Figino (bacino sud) durante il periodo 1981-2024:

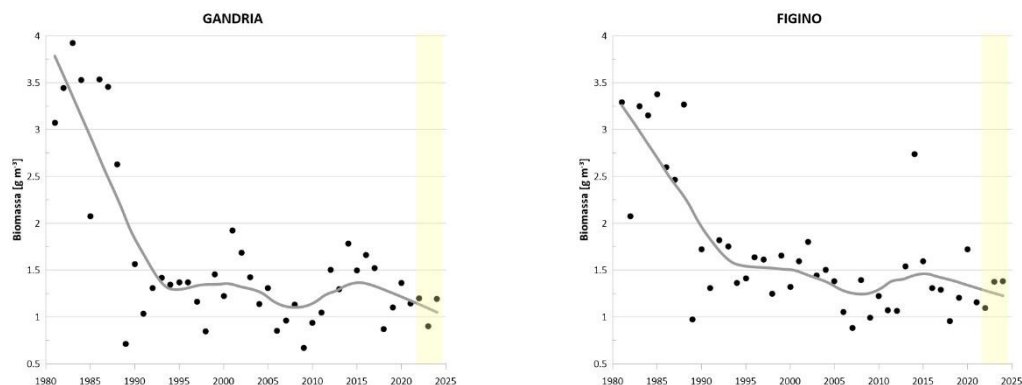


Figura 9.6. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: andamento della biomassa fitoplanctonica nello strato produttivo nelle stazioni di Gandria (bacino nord) e Figino (bacino sud) durante il periodo 1981-2024: In grafico sono rappresentati i valori annuali ed una funzione di smoothing interpolata (LOESS, linea), che indica le tendenze a lungo termine. Il periodo 2022-2024 è evidenziato in giallo.

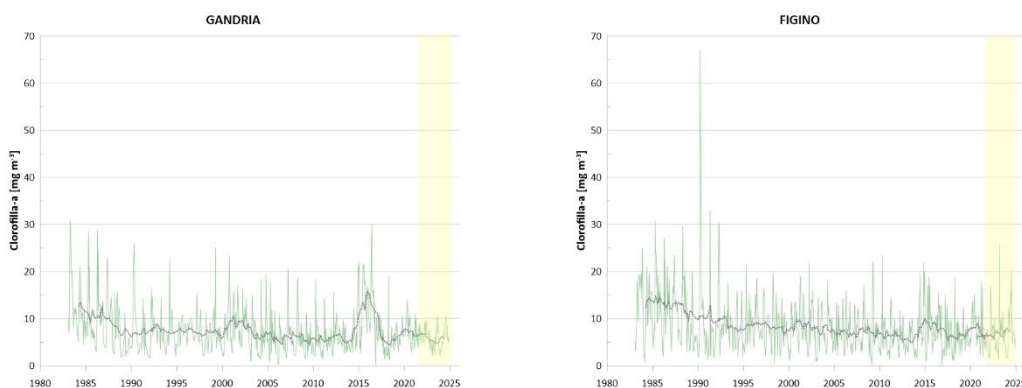


Figura 9.7. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: andamento della clorofilla *a* nello strato produttivo nelle stazioni di Gandria (bacino nord) e Figino (bacino sud) durante il periodo 1981-2024. In grafico sono rappresentati i valori mensili e la media mobile (linea, ordine 30), che indica le tendenze a lungo termine. Il periodo 2022-2024 è evidenziato in giallo.

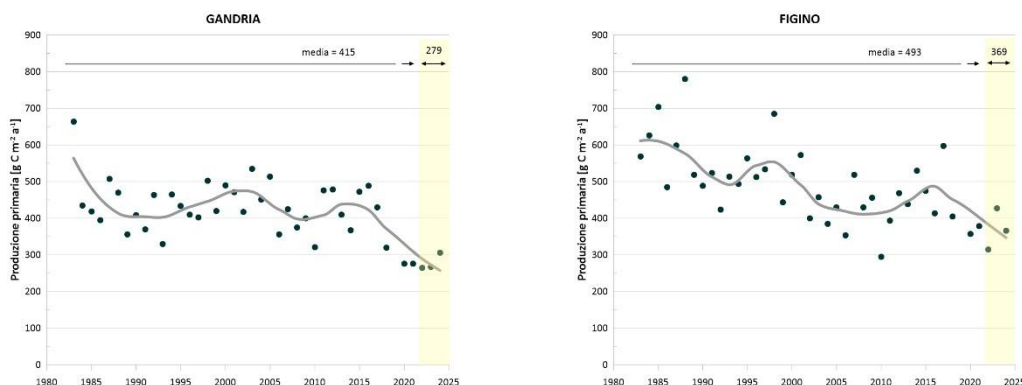


Figura 9.8. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: produzione primaria per unità di superficie nello strato produttivo a Gandria (bacino nord) e Figino (bacino sud) durante il periodo 1981-2024. In grafico sono rappresentati i valori annuali ed una funzione di smoothing interpolata (LOESS, linea), che indica le tendenze a lungo termine. Il periodo 2022-2024 è evidenziato in giallo.

9.5 Evoluzione dei popolamenti zooplanctonici

L'analisi dell'evoluzione a lungo termine dei popolamenti zooplanctonici si è concentrata sullo zooplancton a crostacei, che include copepodi (sottoclasse Copepoda) e cladoceri (ordine Cladocera). Per l'analisi quantitativa, inoltre, ci si è concentrati sugli stessi indicatori della struttura tassonomica e trofica dei popolamenti utilizzati nel Capitolo 6. Oltre a esaminare le tendenze temporali, si è analizzata la relazione tra questi indicatori e la concentrazione di fosforo totale nello strato produttivo (0- 20 m), per verificare se eventuali tendenze rivelate dall'analisi temporale siano attribuibili a variazioni del livello di trofia.

L'analisi dell'andamento della biomassa totale del macro-zooplancton (Figura 9.9) suggerisce il susseguirsi di tre fasi. La prima fase comprende il periodo 1983-1989 ed è contrassegnata da valori di biomassa contenuti. La seconda fase, che si estende dal 1990 alla metà degli anni 2000, è caratterizzata da biomasse mediamente più elevate, anche se altalenanti. Infine, la terza fase, che include il periodo rimanente, fino al 2024, indica un ritorno a biomasse mediamente basse. Gli andamenti delle biomasse dei gruppi tassonomici (Figura 9.9) mostrano che questo andamento è stato determinato principalmente dai copepodi, divenuti particolarmente abbondanti - oltre che dominanti rispetto ai cladoceri - durante la seconda fase. I cladoceri, a confronto, hanno mostrato una forte variabilità temporale, con una tendenza alla diminuzione in entrambi i bacini.

Nel triennio 2022-2024, le biomasse medie si sono mantenute stabili e molto basse in entrambi i bacini (Gandria = 1.82 g m^{-2} ; Figino = 1.71 g m^{-2}). Dal punto di vista tassonomico, i copepodi, come già osservato nel triennio precedente, si sono confermati marcatamente più abbondanti rispetto ai cladoceri, mostrando una tendenza all'aumento (1.90 g m^{-2} a Gandria e 1.35 g m^{-2} a Figino). Al contrario, i cladoceri sono risultati in diminuzione, con biomasse medie pari a 0.31 g m^{-2} a Gandria e 0.45 g m^{-2} a Figino, toccando nel 2024 i minimi storici con valori di 0.24 g m^{-2} e 0.34 g m^{-2} rispettivamente nei due bacini.

L'aumento di biomassa dello zooplancton a crostacei osservato nei primi due decenni va attribuito in gran parte all'arrivo del calanoide alloctono *Eudiaptomus gracilis* e, verosimilmente, alla diminuzione dei pesci planctivori (Lepori 2019). In confronto, la diminuzione di biomassa tra la seconda e la terza fase, nella seconda metà degli anni 2000, riflette con ogni probabilità un cambiamento di trofia, per due ragioni. Primo, la fine degli anni 2000 segna il passaggio a concentrazioni di fosforo medie annuali inferiori a $30 \mu\text{g L}^{-1}$ nello strato eufotico, che possono essere interpretate come un confine tra eutrofia e mesotrofia (la letteratura pone il confine tra $22\text{-}35 \mu\text{g L}^{-1}$; Nürnberg, 1996). Secondo, la biomassa totale (oltre a quella delle maggior parte degli indicatori della struttura del popolamento macro-zooplanctonico) continua a mostrare un'associazione positiva con le concentrazioni di fosforo (Figura 9.10). Fanno eccezione la biomassa dei carnivori, che ha mostrato una tendenza opposta, e la biomassa degli onnivori a Figino, che ha descritto un arco unimodale, raggiungendo il massimo in corrispondenza di concentrazioni medie di fosforo.

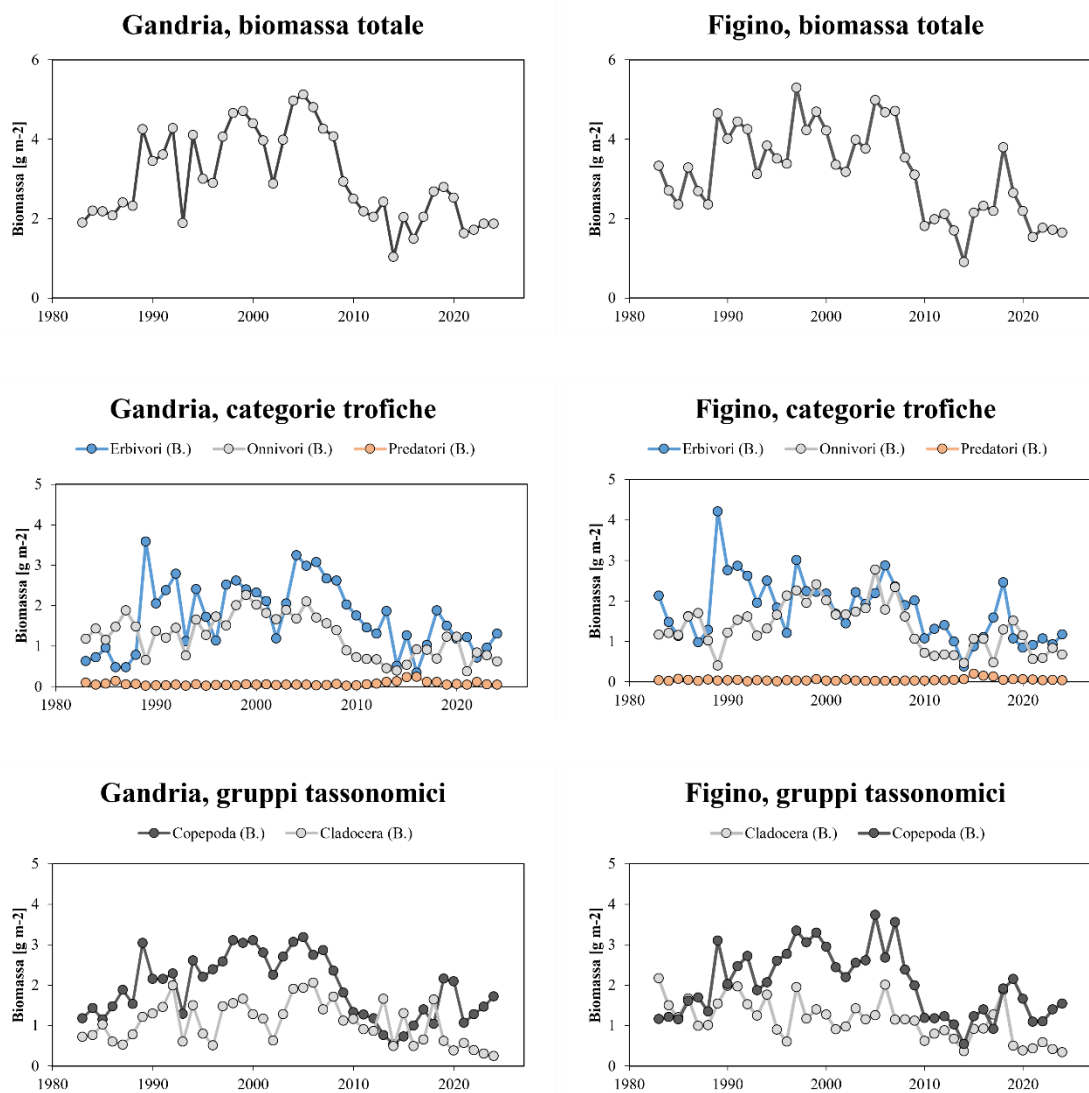


Figura 9.9. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: andamenti temporali della biomassa dello zooplankton a crostacei alle stazioni di Gandria e Figino durante il periodo 1983-2024.

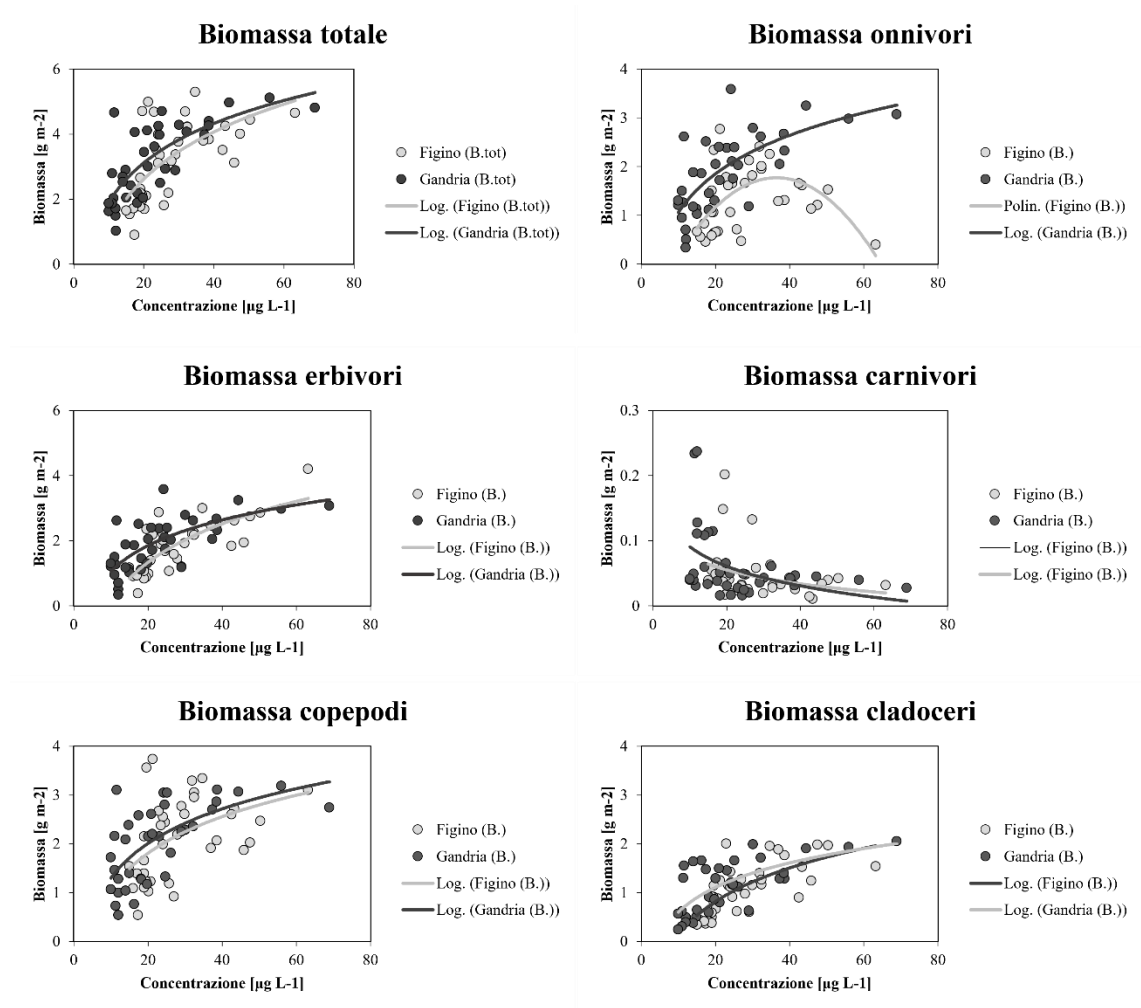


Figura 9.10. Lago di Lugano, sintesi pluriennale: rapporto tra biomassa di zooplancton a crostacei e concentrazione di fosforo totale nello strato produttivo (0-20 m), alle stazioni di Gandria e Figino durante il periodo 1983-2024.

Bibliografia

- Holzner, C. P., Aeschbach-Hertig, W., Simona, M., Veronesi, M., Imboden, D. M., & Kipfer, R. (2009). Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology and Oceanography*, 54(4), 1113-1124. doi.org/10.4319/lo.2009.54.4.1113
- Lepori, F. (2019). Il risanamento del Lago di Lugano: tendenze pluridecennali dei carichi e delle concentrazioni di fosforo. *Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali* 107, 13-19.
- 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(4), 973-981. doi.org/10.1016/j.jglr.2015.08.004
- Nürnberg, G.K. (1996). Trophic state of clear and colored, soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management*, 12, 432-447. doi.org/10.1080/07438149609354283
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris: Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD).

CONCLUSIONI

I risultati delle ricerche della Sezione 1 della CIP AIS sul Lago di Lugano del 2024, osservati nel complesso del triennio di indagini 2022-2024, confermano alcune tendenze già evidenziate nel precedente rapporto triennale. La prima tendenza è quella del riscaldamento del clima e delle acque del lago. Infatti, il 2024 è iniziato con un inverno particolarmente mite e, per la prima volta dall'inizio delle misurazioni, la temperatura delle acque alla circolazione non è scesa sotto i 7°C. Questi valori vanno ad unirsi alle rilevazioni precedenti nel triennio rinforzando le tendenze al riscaldamento sia nello strato epilimnetico che nello strato profondo. La seconda tendenza è quella della diminuzione graduale degli apporti di fosforo provenienti dal bacino imbrifero, grazie a cui le concentrazioni di fosforo sono rientrate nei limiti degli obiettivi di risanamento CIP AIS in entrambi i bacini. La terza tendenza riguarda il consolidamento di uno stato mesotrofico in entrambi i bacini, confermata nel triennio sia dai valori di clorofilla che da quelli di trasparenza. A queste tendenze principali va ad affiancarsi una maggiore variabilità degli eventi meteorologici da un anno all'altro e l'intensificarsi dei fenomeni estremi, che hanno importanti effetti sull'andamento dei parametri misurati per valutare gli effetti del risanamento.

Tra gli aspetti che rimangono critici vanno sottolineati i deficit di ossigenazione delle acque profonde, la forte presenza di cianobatteri e la diffusione di geni di resistenza agli antibiotici. Nonostante gli sforzi compiuti nel risanamento del Lago di Lugano, l'impatto antropico è ancora evidente e i principali descrittori dello stato trofico ed ecologico indicano ancora un'elevata produttività. Come suggerito da studi recenti, un ritorno a condizioni di oligotrofia (fosforo totale $\leq 10-15 \mu\text{g L}^{-1}$) potrebbe garantire una migliore ossigenazione delle acque profonde e contrastare lo sviluppo di fioriture di cianobatteri. Per questi motivi, a partire dal 2025 l'obiettivo relativo alla concentrazione di fosforo sarà ridotto a $20 \mu\text{g P L}^{-1}$ (strato 0-100 m per il bacino nord e intera colonna d'acqua per il bacino sud) e anche i limiti del carico esterno di fosforo saranno ridotti di conseguenza (16 t P a^{-1} per il bacino nord e 21 t P a^{-1} per il bacino sud). Questo aggiornamento si prefigge di rendere più efficace il piano di risanamento CIP AIS e di raggiungere dei miglioramenti evidenti sull'ecosistema e sugli usi delle acque del lago.

ALLEGATI

Unità di misura

PARAMETRI FISICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Temperatura atmosferica	T_A	[°C]
Temperatura dell'acqua	T_W	[°C]
Soleggiamento	-	[h]
Precipitazioni	Prec.	[mm]
Portata	Q	[m ³ s ⁻¹]
Trasparenza	Z_{SD}	[m]
Radiazione fotosintetica (400-700 nm)	PAR	[μE m ⁻² s ⁻¹]
Profondità zona eufotica	Z_{EU}	[m]
Stabilità	S	[kg m ⁻¹]

PARAMETRI CHIMICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Ossigeno disciolto	O ₂	[mg O ₂ L ⁻¹]
Fosforo totale	P _{tot}	[μg P L ⁻¹]
Fosforo reattivo	PO ₄	[μg P L ⁻¹]
Azoto ammoniacale	N-NH ₄	[μg N L ⁻¹]
Azoto nitrico	N-NO ₃	[μg N L ⁻¹]
Azoto totale	N _{tot}	[μg N L ⁻¹]
Consumo biochimico di O ₂	BOD ₅	[mg O ₂ L ⁻¹]
Carbonio organico disciolto	DOC	[mg C L ⁻¹]
Carichi	-	[t a ⁻¹]
Conducibilità elettrica specifica	-	[μS cm ⁻¹] (a 20°C)
Concentrazione idrogenionica	pH	[u]
Alcalinità totale	-	[meq L ⁻¹]
Silicati reattivi	SiO ₂	[mg Si L ⁻¹]
Ferro disciolto	Fe ²⁺	[μg L ⁻¹]
Manganese disciolto	Mn ²⁺	[mg L ⁻¹]
Solfuro disciolto	S ²⁻	[μg L ⁻¹]
Metano	CH ₄ :	[mg L ⁻¹]
Cloruro	Cl ⁻	[mg L ⁻¹]

PARAMETRI BIOLOGICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Clorofilla- <i>a</i>	Chl <i>a</i>	[mg m ⁻³]
Biovolume fitoplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Densità fitoplancton	-	[cellule L ⁻¹]
Biomassa fitoplancton (peso fresco)	-	[g PF m ⁻³]
Produzione primaria annua	-	[g C m ⁻² a ⁻¹]
Produzione giornaliera	-	[mg C m ⁻² d ⁻¹]
Microcistine	-	[μg L ⁻¹]
Biomassa zooplancton (peso secco)	-	[g PS m ⁻²]
Densità zooplankton	-	[ind m ⁻²]
Carbonio organico totale	TOC	[mg C L ⁻¹]

Metodi di campionamento e di analisi

Inquadramento geografico e stazioni di campionamento. Per calcolare la complessità della forma del lago è stato utilizzato il quoziente isoperimetrico (Osseman, 1978) come indice di compattezza:

$$Q = \frac{4\pi A}{L^2}$$

dove:

Q = quoziente isoperimetrico

A = area del lago

L = perimetro del lago

I valori di compattezza sono compresi in un intervallo da 0 a 1, dove 0 indica una complessità massima della forma e 1 indica una forma simile ad un cerchio perfetto.

Capitolo 1. Le carte inerenti la somma e l'anomalia della somma delle precipitazioni nel 2024 nel bacino lacustre del Lago di Lugano sono state realizzate utilizzando dati meteorologici provenienti dalle stazioni di proprietà di MeteoSvizzera, dalla rete idro-meteorologica cantonale IST-UCA nonché dalle reti di ARPA Lombardia e Piemonte. L'elaborazione dei dati è stata effettuata con il software ArcGis Pro e interpolati mediante Kriging ordinario, un metodo di regressione geostatistica che consente di stimare valori spaziali minimizzando l'errore quadratico medio. Questo approccio si basa sulla correlazione spaziale tra i punti di misura ed è particolarmente adatto per l'interpolazione di variabili fisiche.

Capitolo 2. I carichi dei maggiori nutrienti (P_{tot} e N_{tot}) veicolati dai tributari e dagli emissari dei bacini nord e sud sono stati stimati a partire da concentrazioni istantanee e valori di portata mensili (Beale, 1962). I carichi dei bacini non campionati (bacino nord = 104 km², bacino sud = 87 km²) sono stati stimati in base ai carichi areali ("export coefficients") di due tributari essenzialmente privi di fonti di fosforo puntiformi, la Magliasina e il Livone, ritenuti rappresentativi di tutti i bacini scarsamente urbanizzati. I contributi dovuti agli abitanti rivieraschi 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 e alla media geometrica delle deposizioni di P_{tot} in Europa (0.033 g m⁻² a⁻¹; Tipping *et al.*, 2014), assunta simile alla deposizione sul bacino lacustre. I flussi di N_{tot} e P_{tot} tra i due bacini del lago (veicolati dal canale che collega i due bacini a Melide) sono stati calcolati in base alle concentrazioni di N_{tot} e P_{tot} nel bacino nord (media valori a 0.4 m e 5 m di profondità) e a una stima della portata.

Capitolo 3. I dati riguardanti il livello del lago a Melide-Ferrera 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. La profondità dello strato mescolato Z_{mix} delle acque del lago [m] è stata calcolata come la profondità alla quale la conducibilità dell'acqua differisce di almeno 3 µS cm⁻² dal valore di superficie. I dati di conducibilità sono stati raccolti durante la presente campagna. La stabilità (S) di un lago [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:

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

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

Capitolo 4. Le analisi chimiche del lago vengono effettuate dal laboratorio dell'Ufficio del Monitoraggio Ambientale dell'amministrazione del Canton Ticino. I parametri analizzati e i relativi limiti di quantificazione sono indicati nella Tabella A.1.

Tabella A.1. Limiti di quantificazione (L.Q.) e metodi usati nella determinazione dei parametri chimici.

Parametro	LOQ	UdM	Tecnica analitica	Strumento
Carbonio organico disciolto	0.05	mg/L	Ossidazione a combustione catalitica	TOC-L - Shimadzu
Ossigeno disciolto	0.5	mg/L	Potenziometria	Titrimo - Metrohm
Calcio	0.01	mg/L	ICP - MS	7700x - Agilent
Magnesio	0.01	mg/L	ICP - MS	7700x - Agilent
Potassio	0.01	mg/L	ICP - MS	7700x - Agilent
Sodio	0.01	mg/L	ICP - MS	7700x - Agilent
Alcalinità totale	0.001*	mmol/L	Potenziometria	Titrimo - Metrohm
Carbonato	0.001*	mmol/L	Potenziometria	Titrimo - Metrohm
Conducibilità (20°C)	1*	µS/cm	Potenziometria	Titrimo - Metrohm
pH (20°C)	0.02*		Potenziometria	Titrimo - Metrohm
Azoto totale	0.15	mg/L	Spettrometria UV-Vis	Evolution - ThermoScientific
Fosforo totale	6	µg/L	Spettrometria UV-Vis	Evolution - ThermoScientific
Cloruro	0.1	mg/L	Cromatografia ionica	Integrion - ThermoScientific
Nitrato	0.02	mg/L	Cromatografia ionica	Integrion - ThermoScientific
Nitrito	0.2	µg/L	Cromatografia ionica	Integrion - ThermoScientific
Solfato	0.08	mg/L	Cromatografia ionica	Integrion - ThermoScientific
Ortofosfato	2	µg/L	Cromatografia ionica	Integrion - ThermoScientific
Silice	0.06	mg/L	Spettrometria UV-Vis	Gallery discrete analyzer - ThermoScientific
Ammonio	12	µg/L	Spettrometria UV-Vis	Gallery discrete analyzer - ThermoScientific
Fe	0.6	µg/L	ICP - MS	7700x - Agilent
Mn	0.6	µg/L	ICP - MS	7700x - Agilent
Solfuro	6	µg/L	Spettrometria UV-Vis	2600i - Shimadzu
Metano	20	µg/L	Cromatografia in fase gassosa	GC

*Sensibilità strumentale

Capitolo 5. I campionamenti di fitoplancton sono stati eseguiti con frequenza mensile durante tutto l'anno, e quindicinale da marzo a giugno. Il fitoplancton viene analizzato da un campione integrato nello strato compreso tra 0 e 20 m di profondità (comprendente la zona eufotica). Due sub-campioni (ca. 200 mL) vengono fissati immediatamente con soluzione di Lugol e formalina (1%). Il conteggio del fitoplancton viene effettuato con un microscopio invertito (ingrandimento 100-400X) secondo il metodo Utermöhl.

La clorofilla *a* viene misurata sia su campione integrato nello strato 0-20 m raccolto con frequenza quindicinale, sia su 11 campioni raccolti a profondità discrete nello strato 0-20 m con bottiglia di Niskin con frequenza mensile da novembre a febbraio e quindicinale tra marzo ed ottobre. La concentrazione di clorofilla *a* viene determinata in laboratorio mediante analisi spettrofotometrica (estrazione in etanolo). Inoltre, la clorofilla *a* viene misurata mediante lettura fluorimetrica *in vivo* con la sonda TriLux (Chelsea Technology Groups) installata sulla sonda multiparametrica Idronaut, con frequenza quindicinale. Con lo stesso sensore viene determinata la concentrazione di ficocianina, attraverso una stima del contributo relativo della ficocianina alla fluorescenza della clorofilla *a*. Questo indice si basa sul principio che l'energia assorbita dai diversi pigmenti fotosintetici viene rapidamente trasferita alla clorofilla *a*, e una parte dell'energia viene poi riemessa come fluorescenza con un picco di 685nm.

La produzione primaria viene misurata con il metodo delle bottiglie chiare-bottiglie scure, attraverso la determinazione del tasso di assimilazione di carbonio radioattivo (^{14}C) con scintillazione liquida. Un riassunto dei metodi utilizzati per lo studio del fitoplancton è presentato di seguito in Tabella A.2.

Tabella A.2. Metodi applicati nello studio del fitoplancton.

	Biomassa	Clorofilla <i>a</i>		Produzione primaria
Profondità di campionamento	campione integrato (0-20m)	campioni discreti (11 profondità tra 0-20m)	campione integrato (0-20 m)	campioni discreti (11 profondità tra 0-20 m)
Frequenza di campionamento	16 (1 campionamento al mese da luglio a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo a giugno)	20 (1 campionamento al mese da novembre a febbraio; 2 campionamenti al mese da marzo ad ottobre)	24 (2 campionamenti al mese)	12 (1 campionamento al mese)
Metodo di campionamento	Bottiglia di Schröder (0-20m)	Bottiglia di Niskin (5 L)	Bottiglia di Schröder (0-20m)	Metodo bottiglia chiara/bottiglia scura
Metodo di analisi	Quantitativo con microscopio invertito su campioni fissati in Lugol o Formalina (1%)	Spettrofotometria	Spettrofotometria	Scintillazione liquida (^{14}C)
Riferimento bibliografico	UNI EN 15204:2006 (Tecnica UTERMÖHL)	ISO-10260 1992 E	ISO-10260 1992 E	Nielsen ES. 1952 Schindler et al. 1972

Il campionamento delle microcistine è stato eseguito con frequenza mensile, raccogliendo campioni d'acqua a profondità discrete (0, 10 e 20 m) con bottiglia Niskin. Durante la circolazione (febbraio-marzo) è stato introdotto un campionamento aggiuntivo alla profondità di 30 m. I campioni sono stati sottoposti a tre cicli di congelamento-scongelo, filtrati su filtri GF/C Minisart (0.7 µm), e il contenuto totale di microcistine (quota intracellulare e libera) è stato analizzato tramite test immunoenzimatico ELISA (MICROCYSTIN-ADDA ES ELISA, Abraxis, LOQ 0.05 µg/L).

L'analisi delle cianotossine nei golfi secondari è stata eseguita raccogliendo dei campioni di acqua integrati nello strato 0-20 m, rappresentativo della zona eufotica, in aprile e a settembre. I campioni (2 L) sono stati filtrati su filtri GF/C (1.2 µm) e analizzati tramite cromatografia liquida associata a spettrometria di massa (LC-MS) (Cerasino et al., 2017) per le tossine descritte in Tabella A.3.

Tabella A.3. Cianotossine testate e limiti del metodo per la matrice acqua (frazione intracellulare, ng tossina/L).

Cianotossine	Varianti	ng tossina/L
Anatossine	ATX-a	20
	HATX-a	70
Sassitossine	GTX 1/4	40
	C1/2	50
	NEO STX	100
	GTX5	20
	DC STX	20
	STX	40
	DC NEO	350
Cilindrospermopsina	CYN	10
Microcistine	RR	10
	NOD-R	10
	YR	10
	HtyR	10
	LR	20
	WR	10
	LA	20
	LY	20
	LW	30
	LF	30

Capitolo 6. Lo zooplancton viene campionato mediante pescate verticali realizzate con un retino (maglia 100 μm) tra 50 m di profondità e la superficie. I campionamenti vengono effettuati con cadenza bisettimanale tra marzo e giugno, quando si attendono picchi di abbondanza stagionali, e mensile durante il resto dell'anno. L'analisi dei campioni raccolti comprende un conteggio delle specie e una stima della loro biomassa (Tabella A.4). L'abbondanza delle singole specie per unità di superficie viene calcolata moltiplicando il numero di individui campionati per il volume di acqua filtrato dal retino. Per ottenere una stima della biomassa, per ogni categoria tassonomica identificata viene misurata la lunghezza corporea di 20 individui mediante una scala oculare micrometrica. Successivamente, le lunghezze vengono usate per calcolare biomasse individuali mediante modelli lunghezza-peso (Bottrell et al. 1976). La biomassa di ogni taxon viene infine calcolata moltiplicando l'abbondanza per la biomassa media individuale. Per esaminare la struttura tassonomica, i crostacei zooplanctonici sono stati suddivisi in famiglie. Per esaminare la struttura trofica, gli stessi organismi sono stati suddivisi in erbivori, carnivori, omnivori ed erbivori-omnivori (Tabella A.5).

Tabella A.4. Metodi applicati nello studio dello zooplancton.

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

Tabella A.5. 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 s. l.</i>	erbivori†
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	erbivori†
<i>Leptodora kindtii</i>	Carnivori
<i>Bythotrephes longimanus</i>	Carnivori

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

Capitolo 7. Le concentrazioni mensili di clorofilla *a* sono state stimate a partire da immagini satellitari Sentinel-3 OLCI (livello 1) ad alta frequenza temporale (giornaliera) e con una risoluzione spaziale di 300 m. Le immagini sono state trattate con il freeware SNAP (v. 12.0.0, ESA) utilizzando il modello bio-ottico C2RCC (Brockmann *et al.*, 2016). Il modello è stato ri-calibrato per il lago di Lugano con coefficienti propri ai laghi della regione subalpina (progetto INTERREG SIMILE). La stima delle concentrazioni è stata validata con dati raccolti in situ nelle stazioni di Gandria e Figino.

Le temperature superficiali sono state stimate mensilmente da un'unica immagine satellitare catturata da Landsat 8 o 9 (OLI/TIRS L1TP T1), utilizzando la banda

dell'infrarosso termico con risoluzione spaziale di 100 m (ricampionata a 30 m). A causa della copertura nuvolosa il periodo che passa tra un'immagine satellitare e la successiva non è sempre il medesimo. Le immagini sono state elaborate in Python. Inizialmente sono state sottoposte a correzione atmosferica. Successivamente, sono stati estratti pixel 3x3 attorno alle coordinate delle stazioni ed è stata sviluppata una regressione lineare tra le temperature stimate e quelle misurate in-situ nelle varie stazioni del lago, con un coefficiente di determinazione R^2 pari a 0.9153 e l'equazione $y = 1.1397x - 0.7229$ a descrivere la linea di regressione. Questa equazione è stata applicata alle immagini satellitari per calibrare le temperature stimate. Successivamente, le immagini corrette sono state filtrate, escludendo i valori inferiori al 2.5° percentile e superiori al 97.5° percentile per rimuovere valori estremi e dati potenzialmente errati (per es. per presenza di nuvole).

Capitolo 8. La Tabella A.6 riassume i geni indagati durante il 2024 in tutti i campioni. Si tratta di 5 geni che danno resistenza alle classi di antibiotici maggiormente utilizzate in medicina umana e veterinaria. Oltre ai geni di resistenza è stato quantificato anche il gene *intI* che codifica per l'integrasi degli integroni di classe I, potenziali marcatori molecolari dell'impatto antropico sulle popolazioni batteriche ambientali e coinvolti anche nella diffusione delle resistenze (Gillings *et al.*, 2015; Nardelli *et al.*, 2012; Stalder *et al.*, 2012; Zheng *et al.*, 2020).

I metodi utilizzati per le analisi molecolari sono sostanzialmente gli stessi impiegati nel 2021 (rapporto CIP AIS 2021). Il DNA dei controlli positivi di ogni gene (standard) è stato purificato e quantificato per creare la curva di calibrazione. I limiti di quantificazione (LOQ: limit of quantification) e detezione (LOD limit of detection), che corrispondono alla concentrazione minima degli standard che lo strumento è in grado, rispettivamente di quantificare e determinare al 95%, sono stati calcolati come descritto da Czekalski *et al.* (2014). Per tutti i geni l' R^2 era pari a 1 e l'efficienza al 93%. Nella Tabella A.7 sono riportati i valori di LOQ e LOD 95% (copie/reazione) e Ct (Threshold Cycle) limite per i geni considerati in questo studio.

Lo strumento per l'analisi quantitativa dei campioni è il termociclatore 7500/7500 Fast Real Time PCR System (Applied Biosystems) e la quantificazione è effettuata attraverso tecnologia TaqMan per mezzo di primers specifici e sonde marcate con fluorocromi. I risultati sono espressi sia come abbondanza assoluta (copie del gene per ml di acqua filtrati) sia come abbondanza relativa (tramite normalizzazione al numero di copie del gene 16S rDNA, utilizzato come indicatore del numero totale di cellule batteriche). Per le analisi di tendenza, al fine di non introdurre tendenze fittizie, se vi erano osservazioni inferiori al LOQ, è stato assegnato il valore di $\frac{1}{2}$ LOQ (Hornung & Reed 1990).

Tabella A.6. Classi degli antibiotici e relativi geni che conferiscono resistenza analizzati nello studio. Per ogni gene è indicato anche il meccanismo che induce resistenza all'antibiotico e la localizzazione.

<i>Classe antibiotico</i>	<i>Gene indagato</i>	<i>Meccanismo di resistenza e localizzazione</i>	<i>Localizzazione</i>
<i>Fluorochinoloni</i>	<i>qnrS</i>	Codifica per una forma mutata della proteina bersaglio che non viene riconosciuta dall'antibiotico.	Plasmidio
<i>Sulfamidici</i>	<i>sulII</i>	Codifica per una forma alternativa della proteina bersaglio che non viene riconosciuta dall'antibiotico.	Plasmidio
<i>Tetracicline</i>	<i>tetM</i>	Codifica per una pompa a efflusso che elimina l'antibiotico dalla cellula.	Plasmidio
<i>Betalattamici</i>	<i>bla_{Ctx-M}</i>	Codifica per un enzima che idrolizza l'anello beta-lattamico dell'antibiotico impedendogli di svolgere la sua funzione	Cromosoma o plasmidio

Tabella A.7. LOD e LOQ (95%) dei geni presi in considerazione in questo studio; i valori sono espressi in copie/reazione. È indicato anche Ct limite.

<i>Standard</i>	LOQ	LOD	Ct limite
<i>16SrRNA</i>	10	1	37.5-38
<i>sulII</i>	10	1	37.5-38
<i>qnrS</i>	10	1	37.5-38
<i>bla_{ctx-m}</i>	100	10	35.6-37
<i>tetM</i>	10	1	37.5-38
<i>intI</i>	10	1	37.5-38

Per la carica batterica totale (Total Viable Count), è stata utilizzata la tecnica delle membrane filtranti che consiste nel filtrare un volume conosciuto di campione attraverso una membrana di cellulosa di porosità 0,45 µm che viene poi posta in una piastra contenente il terreno agar. Dopo incubazione in termostato a 37°C per 24 - 48 ore vengono contate tutte le colonie batteriche che si sono sviluppate. La quantità di batteri è espressa in unità formanti colonie per ml di acqua filtrata (UFC/ml). Per determinare la presenza di batteri multi-resistenti nei campioni d'acqua è stata utilizzata la stessa tecnica ma le membrane sono state poste su piastre selettive contenenti diverse combinazioni di antibiotici. Di seguito sono riportate le combinazioni scelte: CIP:CTX (ciprofloxacina : cefotaxime) 2 : 4 µg/ml; NOR:CPD:Te (norfloxacina:cefepodoxime:tetraciclina) 4 : 8 : 8 µg/ml.

Per la conta batterica e la selezione dei multi-resistenti è stato utilizzato un terreno cromogeno invece del classico agar R2A. Il CHROMagar™ Orientation varia il colore delle colonie in base alla tipologia di batterio e solitamente è utilizzato per facilitare il rilevamento di patogeni come *E.coli*, *Enterococcus*, *Proteus*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Pseudomonas* e *Stafilococco* in campioni clinici. Test preliminari hanno mostrato che funziona anche per campioni ambientali e permette la crescita di batteri prettamente ambientali particolarmente rilevanti come *Aeromonas*, *Acinetobacter* e *Stenotrophomonas*.

Dai batteri multi-resistenti è stato estratto il DNA (metodo rapido con un buffer di lisi e bollitura) per determinare la presenza di geni di resistenza mediante PCR classica. I geni ricercati sono stati gli stessi quantificati nei campioni d'acqua (Tabella A.6).

Per tutte le analisi statistiche è stato utilizzato il programma GraphPad 10.2.3. Per mettere in evidenza le differenze, in termini di presenza di determinanti genici di resistenza, tra i campioni raccolti a Valle e a Monte dell'impianto di depurazione, è stato utilizzato il test di Wilcoxon per dati appaiati. Per osservare la correlazione tra parametri chimico-fisici dei corsi d'acqua e la quantità di geni di resistenza, gene *intI* e *16SrDNA* è stata usata la tecnica Spearman rank correlation coefficient (r) (Gauthier, 2001; Hamed, 2016).

Capitolo 9. Sottocapitolo 9.2. Per l'analisi dell'andamento storico delle temperature, le anomalie mensili sono state usate per calcolare anomalie medie stagionali nello strato 0-5 m. Per lo strato 50 m-fondo, che non mostra variazione stagionale, si è considerata solo l'anomalia del mese di marzo, rappresentativo della circolazione.

Sottocapitolo 9.5. Studi precedenti sull'evoluzione dello zooplancton del Ceresio (Lepori & Roberts 2017, Lepori 2019) hanno evidenziato un cambiamento netto avvenuto tra il 1988 e il 1989, riguardante sia la composizione tassonomica (arrivo del calanoide alloctono *Eudiaptomus gracilis*, forte espansione di *Daphnia longispina s.l.*), sia la biomassa totale (netto aumento). Questo cambiamento è coinciso con l'arrivo di *Eudiaptomus* e un forte calo dell'ittiofauna planctivora, in particolare dell'alborella (*Alburnus alburnus*), che ha verosimilmente permesso l'espansione di zooplancton di grandi dimensioni e quindi vulnerabili alla predazione (Lepori 2019). Poiché questo cambiamento ha modificato i meccanismi di regolazione della biomassa planctonica (Lepori 2019), l'analisi della relazione tra zooplancton e fosforo si è concentrata sul secondo periodo (1989-2024).

Bibliografia

- Barsi, J. A., Schott, J. R., Palluconi, F. D., & Hook, S. J. (2005) Validation of a web-based atmospheric correction tool for single thermal band instruments. *Earth Observing Systems X*, 5882, 136-142. doi.org/10.1117/12.619990
- 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.
- Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Kerstin, S., Embacher, S., & Ruescas, A. (2016, August). Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. In *Living Planet Symposium*, 740, 54.
- Cerasino, L., Capelli, C., & Salmaso, N. (2017). A comparative study of the metabolic profiles of common nuisance cyanobacteria in southern perialpine lakes. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1), 22-32.
- Czekalski, N., Gascón Díez, E., & Bürgmann, H. (2014). Wastewater as a point source of antibiotic-resistance genes in the sediment of a freshwater lake. *The ISME journal*, 8(7), 1381-1390. doi.org/10.1038/ismej.2014.8
- Di Cesare, A., Luna, G. M., Vignaroli, C., Pasquaroli, S., Tota, S., Paroncini, P., & Biavasco, F. (2013). Aquaculture can promote the presence and spread of antibiotic-resistant Enterococci in marine sediments. *PLoS One*, 8(4), e62838. doi.org/10.1371/journal.pone.0062838
- 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.
- Gauthier, T. D. (2001). Detecting trends using Spearman's rank correlation coefficient. *Environmental forensics*, 2(4), 359-362. doi.org/10.1006/enfo.2001.0061
- Gillings, M. R., Gaze, W. H., Pruden, A., Smalla, K., Tiedje, J. M., & Zhu, Y. G. (2015). Using the class 1 integron-integrase gene as a proxy for anthropogenic pollution. *The ISME journal*, 9(6), 1269-1279. doi.org/10.1038/ismej.2014.226
- Hamed, K. H. (2016). The distribution of Spearman's rho trend statistic for persistent hydrologic data. *Hydrological Sciences Journal*, 61(1), 214-223. doi.org/10.1080/02626667.2014.968573
- Hornung, R. W., & Reed, L. D. (1990). Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values. *Applied occupational and environmental hygiene*, 5(1), 46-51. doi.org/10.1080/1047322X.1990.10389587
- ISO 10260:1992. Measurement of biochemical parameters – Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration.
- Lepori, F. (2019). Il risanamento del Lago di Lugano: tendenze pluridecennali dei carichi e delle concentrazioni di fosforo. *Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali* 107, 13-19.
- Lepori, F., & Roberts, J.J. (2017). Effects of internal phosphorus loadings and food-web structure on the recovery of a deep lake from eutrophication. *Journal of Great Lakes Research*, 43, 255-264. doi.org/10.1016/j.jglr.2017.01.008
- Nardelli, M., Scalzo, P. M., Ramírez, M. S., Quiroga, M. P., Cassini, M. H., & Centrón, D. (2012). Class 1 integrons in environments with different degrees of urbanization. *PloS one*, 7(6), e39223. doi.org/10.1371/journal.pone.0039223
- Nielsen, E. S. (1952). The use of radio-active carbon (C14) for measuring organic production in the sea. *ICES Journal of Marine Science*, 18(2), 117-140. doi.org/10.1093/icesjms/18.2.117
- Osserman, R. (1978). The isoperimetric inequality. *Bulletin of the American Mathematical Society*, 84(6), 1182-1238. doi.org/10.1090/S0002-9904-1978-14553-4
- Schindler, D. W., Schmidt, R. V., & Reid, R. A. (1972). Acidification and bubbling as an alternative to filtration in determining phytoplankton production by the 14C method. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 29(11), 1627-1631. doi.org/10.1139/f72-250

- Stalder, T., Barraud, O., Casellas, M., Dagot, C., & Ploy, M. C. (2012). Integron involvement in environmental spread of antibiotic resistance. *Frontiers in microbiology*, 3, 119. doi.org/10.3389/fmicb.2012.00119
- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J. F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., ... & Toberman, H. (2014). Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(7), 1608-1617. doi.org/10.1039/C3EM00641G
- UNI EN 15204 (2006). *Water quality- Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy* (Utermöhl technique).
- Zheng, W., Huan, J., Tian, Z., Zhang, Y., & Wen, X. (2020). Clinical class 1 integron-integrase gene—a promising indicator to monitor the abundance and elimination of antibiotic resistance genes in an urban wastewater treatment plant. *Environment international*, 135, 105372. doi.org/10.1016/j.envint.2019.105372

ELENCO DEGLI AUTORI E COLLABORATORI

RESPONSABILE SCIENTIFICO DELLA RICERCA

Camilla Capelli
Istituto scienze della Terra
Dipartimento ambiente, costruzioni e design
Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana
Campus Mendrisio - Via Flora Ruchat-Roncati 15, CH-6850 Mendrisio
camilla.capelli@supsi.ch

ELENCO DEGLI AUTORI IN ORDINE ALFABETICO

Camilla Capelli, Aron Castelli, Federica Mauri, Andrea Mini, Paolo Moccetti, Elisa Pianta

ELENCO DEI COLLABORATORI IN ORDINE ALFABETICO

Pasquale Caterino, Arturo Di Giacinto, David Fontana, Manuel La Cagnina, Fabio Lepori, Claudia Milani, Maurizio Pozzoni, Giuseppe Ranieri, Federica Rotta, Mirko Sargenti, Claudia Sartori, Marco Simona, Manuela Simoni-Vassalli, Caterina Vicari

INDIRIZZO DI RIFERIMENTO DEGLI AUTORI

Aron Castelli
Istituto scienze della Terra
Dipartimento ambiente, costruzioni e design
Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana
Campus Mendrisio - Via Flora Ruchat-Roncati 15, CH-6850 Mendrisio
aron.castelli@supsi.ch

Federica Mauri
Istituto di Microbiologia
Dipartimento ambiente, costruzioni e design
Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana
Campus Mendrisio - Via Flora Ruchat-Roncati 15, CH-6850 Mendrisio
federica.mauri@supsi.ch

Andrea Mini
Istituto scienze della Terra
Dipartimento ambiente, costruzioni e design
Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana
Campus Mendrisio - Via Flora Ruchat-Roncati 15, CH-6850 Mendrisio
andrea.mini@supsi.ch

Paolo Moccetti
Istituto scienze della Terra
Dipartimento ambiente, costruzioni e design
Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana
Campus Mendrisio - Via Flora Ruchat-Roncati 15, CH-6850 Mendrisio
paolo.moccetti@supsi.ch

Elisa Pianta
Istituto di Microbiologia
Dipartimento ambiente, costruzioni e design
Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana
Via Mirasole 22A, CH-6500 Bellinzona
elisa.pianta@supsi.ch