

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

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

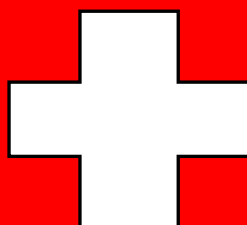
Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008–2012

**Campagna 2012
e
Rapporto quinquennale 2008-2012**

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

su mandato della Repubblica e Cantone del Ticino



BOZZA

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

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

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008-2012

**Campagna 2012
e
Rapporto quinquennale 2008-2012**

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

su mandato della Repubblica e Cantone del Ticino

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

Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI), 2013: *“Ricerche sull’evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2012 e Rapporto quinquennale 2008-2012.”*

Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); 134 pp.

RIASSUNTO

Questo volume presenta i dati limnologici sul Lago di Lugano raccolti dall'Istituto Scienze della Terra della Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana (IST-SUPSI) durante la campagna 2012 nell'ambito delle attività di ricerca promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS), come pure una sintesi dei risultati delle ricerche svolte durante il quinquennio d'indagine appena conclusosi (2008-2012). Le informazioni ottenute nel corso del 2012 permettono di aggiornare la serie storica più che trentennale delle indagini limnologiche su questo corpo idrico e di descriverne le tendenze evolutive in relazione agli interventi di risanamento sinora realizzati.

I prelievi effettuati nel 2012 sui corsi d'acqua hanno confermato il perdurare di uno stato qualitativo insoddisfacente per il fiume Bolletta, soprattutto per quanto concerne le forme azotate più problematiche (nitrito e ammonio) ed i composti di fosforo, come pure la generale tendenza al miglioramento della qualità delle acque negli altri tributari, nonostante la presenza episodica di situazioni critiche. È proseguita anche l'analisi dettagliata dei carichi esterni di nutrienti convogliati ai due bacini principali con l'obiettivo di verificare gli effetti delle opere di raccolta e depurazione delle acque reflue sul recupero del corpo lacustre, e di valutare lo scostamento dagli obiettivi di qualità prefissati dalla CIPAIS (carichi critici). Il 2012 è stato caratterizzato da precipitazioni leggermente inferiori alla media, ciò che ha comportato un certo deficit delle portate medie annue dei tributari, particolarmente su Magliasina, Cassarate e Tresa. I carichi di fosforo sono rimasti stabili nella maggior parte dei corsi d'acqua, con una leggera tendenza alla diminuzione per Laveggio e Scairolo. Dal profilo quantitativo i valori più elevati corrispondono a due tributari che si riversano nel bacino sud (Vedeggio, Bolletta), seguiti dai tre principali tributari del bacino nord (Cuccio, Cassarate, Livone); il Bolletta ha convogliato a lago il maggior carico areale di fosforo, seguito da Livone e Cuccio. Solo in 4 degli 8 tributari campionati il carico di fosforo è risultato compatibile (Laveggio) o inferiore (Cassarate, Magliasina, Scairolo) al valore previsto dagli obiettivi di risanamento.

Per quanto concerne il chimismo lacustre, i risultati del 2012 hanno evidenziato livelli di fosforo ancora superiori al limite richiesto da uno stato di oligomesotrofia ($30 \mu\text{g P L}^{-1}$): in profondità tutto l'anno, e nello stato trofogeno (0-20 m) durante il periodo di rimescolamento invernale (Gandria 38; Melide 41; Figino $42 \mu\text{g P L}^{-1}$).

Nel bacino nord è proseguito il calo dei valori di fosforo negli strati superficiali, mentre in quelli di fondo essi sono aumentati fino ad oltre $240 \mu\text{g P L}^{-1}$, mettendo in evidenza una ripresa della tendenza alla meromissia.

Per quanto riguarda le condizioni d'ossigenazione, il 2012 ha fatto registrare in questo bacino situazioni di costante ipossia ($<1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) o anossia al di sotto di 100-125 m di profondità, mentre nel bacino sud i valori sono risultati critici dalla fine di giugno in poi negli strati prossimi al fondo.

A livello del popolamento planctonico, il quadro del 2012 è stato caratterizzato da una stabilizzazione dei valori di biomassa algale sui bassi livelli dell'ultimo quinquennio nel bacino sud, e da una loro netta ripresa nel bacino nord, legata soprattutto al forte incremento delle cianofitiche filamentose nel corso del secondo semestre. Per quanto concerne lo zooplancton da crostacei, i valori di biomassa si sono confermati su livelli modesti, con una leggera crescita nella stazione di Figino ed un ulteriore calo nella stazione di Gandria. Il dato sicuramente più significativo emerso dalle indagini sui popolamenti zooplanctonici riguarda la comparsa di due nuove specie nel Lago di Lugano: fra i copepodi il ciclopoide *Cyclops vicinus*, e fra i cladoceri la specie carnivora *Bythotrephes longimanus*.

In linea con l'evoluzione recente della componente biotica dell'ecosistema lacustre, il 2012 ha fatto registrare un livellamento dei parametri d'attività produttiva nelle tre stazioni, ed una leggera ripresa del livello trofico, espresso sia come valore di produzione areale, sia come produttività nello strato trofogeno.

In conclusione è possibile affermare che il Lago di Lugano, dopo aver toccato il suo massimo livello di degrado alla fine degli anni '70, ed aver intrapreso nel corso degli ultimi 30 anni un cammino di progressivo risanamento, si trova attualmente a dover compiere un ulteriore passo per completare il suo pieno recupero qualitativo. Le conoscenze raccolte durante la lunga serie temporale d'indagini sul Lago di Lugano promosse dalla CIPAI, che hanno costituito la premessa indispensabile per orientare le strategie di risanamento, risultano oggi ancor più determinanti per portarle a compimento e permettere una corretta gestione anche in futuro di questo prezioso ecosistema.

SUMMARY

This report presents the results of the limnological monitoring programme of Lake Lugano for the year 2012 promoted by the International Panel for the Protection of Italian and Swiss Waters (CIPAIS), as well as a synthesis of the main changes that have occurred to the lake during the last 5 years. The results were collected by the Earth Science Institute (IST) of the University of Applied Sciences and Arts of Southern Switzerland (SUPSI). These results contribute to more than three decades of existing data and provide the basis to evaluate the effects of restoration schemes undertaken to reduce the eutrophication (over-fertilization) of the lake.

Water samples collected from the main tributaries of the lake indicate an overall trend toward improved water quality, despite the continued occurrence of pollution episodes at several sites and the poor quality status of one stream (Bolletta), whose concentrations of nitrites, ammonium and phosphorus remained unsatisfactory. During the year 2012, lower-than-average precipitation caused diminished annual flows in most tributaries, especially the streams Magliasina and Cassarate, as well as in the lake's outlet (the river Tresa). Phosphorous loads were similar or slightly lower (Laveggio and Scairolo) than during previous years, with the streams Vedeggio and Bolletta (both tributaries to the south basin of the lake) carrying the highest annual loads. The stream Bolletta carried the highest areal annual load of phosphorus, followed by the streams Livone and Cuccio. Despite signs of improvement, the areal phosphorus load met the targets set by the restoration programme in only 50% of the tributaries (four of eight; i.e. the streams Laveggio, Cassarate, Magliasina, Scairolo).

Concerning the chemical status of the lake, in 2012, phosphorus concentrations often exceeded the target that would potentially restore oligotrophic-to-mesotrophic conditions, estimated at $30 \mu\text{g P L}^{-1}$. In particular, phosphorus concentrations above this target occurred after the spring overturn throughout the water column (Gandria 38; Melide 41; Figino $42 \mu\text{g P L}^{-1}$), and year round below the thermocline. In the north basin, long-term trends in phosphorus concentrations indicate a decrease in the upper layers and an increase in the deeper layers (to $240 \mu\text{g P L}^{-1}$), which suggest a strengthening of the basin's nearly-permanent layering (meromixis). Oxygen conditions varied depending on basin. In the north basin, waters were always depleted of oxygen ($<1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) below 100-125 m of depth, whereas in the south basin, critical oxygen deficits were recorded from June onwards near the lake's bottom

With regard to the lake's plankton communities, 2012 was characterised by trends toward steadying algal biomass in the south basin and increasing values in the north basin, the latter associated with a distinct increase of filamentous cyanobacteria during the second half of the year. Zooplankton biomass was low overall, with values displaying a slight increase at Melide's sampling station and a further decrease at Gandria's station. Among the most interesting results of the analysis of zooplankton was the discovery of two new species in the lake, the

copepod cyclopoid *Cyclops vicinus* and the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus*. Consistent with recent changes in the lake's biota, the trophic level appeared to be slightly on the rise, as indicated by increased levels of production, both the production per unit surface and the total production of the photosynthetic layer.

In conclusion, the Lake of Lugano, which reached critical pollution conditions towards the end of the 1970s, appears to have been on a recovering trajectory for at least three decades. Full recovery, however, will require further efforts. Data gathered by CIPAIS' long-term monitoring programme will continue to be necessary to guide such efforts, in the same way they have provided the scientific basis to shape restoration schemes in the past.

INDICE

	Pagina
RIASSUNTO - ABSTRACT	3
1. <u>INTRODUZIONE</u>	9
1.1. Prefazione	9
1.2. Simboli e unità di misura	10
1.3. Caratteristiche morfometriche e ideologiche del Lago di Lugano	11
1.4. Ubicazione delle stazioni di prelievo e misura	12
2. <u>CARATTERISTICHE METEOROLOGICHE DELL'AREALE LACUSTRE</u>	15
2.1. Radiazione solare globale	16
2.2. Temperatura atmosferica	16
2.3. Precipitazioni	17
2.4. Intensità e direzione del vento	18
3. <u>CARATTERISTICHE IDROLOGICHE</u>	23
3.1. Regime dei corsi d'acqua	23
3.2. Regime del livello lacustre	25
4. <u>APPORTI CHIMICI DEI TRIBUTARI</u>	27
4.1. Caratteristiche chimico-fisiche e chimiche dei tributari	27
4.2. Carichi chimici	29
4.3. Bilanci di massa	30
5. <u>CARATTERISTICHE FISICHE E CHIMICHE DELLE ACQUE LACUSTRI</u>	39
5.1. Trasparenza	39
5.2. Torbidità	39
5.3. Temperatura dell'acqua	40
5.4. Bilancio termico	40
5.5. Ossigeno disciolto	41
5.6. Conducibilità elettrica specifica	41
5.7. Valore pH ed alcalinità	41
5.8. Composti dell'azoto	42
5.9. Composti del fosforo	42
5.10. Silicati reattivi	43
5.11. Ferro, manganese, solfuro e metano	44
6. <u>INDAGINI SUL FITOPLANCTON</u>	67
6.1. Struttura dei popolamenti	67
6.2. Variazioni della biomassa	69
6.3. Clorofilla	70
6.4. Produzione primaria	73
7. <u>INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON</u>	83
7.1.a. Densità dei popolamenti nel 2011	83
7.1.b. Densità dei popolamenti nel 2012	84
7.2.a. Biomassa zooplanctonica nel 2011	86
7.2.b. Biomassa zooplanctonica nel 2012	87

8.	<u>ANDAMENTO LIMNOLOGICO SUL LUNGO PERIODO</u>	95
	8.1. Meteorologia	95
	8.2. Andamento idrologico nei fiumi e nel lago	97
	8.3. Andamento termico nei fiumi e nel lago	97
	8.4. Chimica dei corsi d'acqua	98
	8.5. Chimica delle acque lacustri	100
	8.6. Popolamento planctonico delle acque lacustri	104
	8.7. Produzione primaria e strato trofogeno delle acque lacustri	106
9.	<u>CONCLUSIONI</u>	127
	<u>RINGRAZIAMENTI E BIBLIOGRAFIA</u>	130
	<u>ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI</u>	133

1. INTRODUZIONE

1.1. Prefazione

Il presente rapporto riassume i principali risultati scientifici conseguiti durante la campagna d'indagine del 2012, presentando parimenti una sintesi sul quinquennio che essa conclude: l'ottavo delle ricerche limnologiche sul Lago di Lugano, promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS), ed il settimo consecutivo svolto dal Canton Ticino.

Il rapporto presenta gli elementi indispensabili per descrivere l'andamento limnologico del Lago di Lugano, che, a motivo della sua particolare configurazione, risulta suddiviso in tre bacini ben distinti (Fig. 1.2.) ognuno con caratteristiche geomorfologiche, idrologiche, fisiche, chimiche e biologiche proprie. Questa situazione ha determinato, nel corso degli anni, la necessità di approntare strategie di risanamento diverse per i singoli bacini lacustri. Attualmente le indagini si concentrano sui due bacini principali (bacino nord e bacino sud), nei quali vengono mantenuti, da oltre trent'anni, tre punti di misura.

Particolare cura è stata prestata nel garantire i criteri di qualità e di continuità, sia per quanto riguarda la gestione dell'attività di campagna, sia nell'ambito della produzione dei dati analitici, sia nella fase di elaborazione ed interpretazione dei risultati. L'ampio patrimonio di conoscenze limnologiche a tutt'oggi disponibile sul Lago di Lugano ed i suoi tributari costituisce una delle serie temporali d'indagine sui laghi profondi sudalpini fra le più lunghe e complete. Quest'ampia disponibilità d'informazioni rappresenta un'occasione privilegiata per garantire anche in futuro una gestione integrata ed efficace delle problematiche ambientali che gravano sull'ecosistema lacustre.

Si fa presente che nel rapporto 2012 sono stati integrati anche i risultati delle indagini sullo zooplancton svolte nel corso del 2011, e che non era stato possibile produrre in tempo utile per la pubblicazione nel corrispondente rapporto annuale.

Lo stato di salute di questo corpo idrico, sottoposto per anni, in passato, ad un pesante carico trofico, e successivamente oggetto di un notevole sforzo di risanamento tramite le ingenti opere di depurazione messe in atto a partire dalla fine degli anni '70 del secolo scorso, non permette di considerare ancora del tutto raggiunti gli obiettivi di qualità prefissati. La prosecuzione dell'attività di monitoraggio limnologico secondo le attuali direttive dalla CIPAIS risulta quindi indispensabile per seguire in modo appropriato l'evoluzione dei carichi eutrofizzanti (esterni ed interni) gravanti sui singoli sottobacini, e per valutarne l'effetto sulla biocenosi lacustre, che attualmente si presenta ancora in condizioni di elevata instabilità.

Tutti i risultati analitici relativi alla campagna di prelievo e di misure del 2012 sono depositati presso la Segreteria della CIPAIS.

1.2. Simboli e unità di misura

CHIMICA E FISICA

prof. :	profondità	[m]
m s.l.m. :	metri sul livello del mare	[m]
h :	ora	[-]
d :	giorno	[-]
me :	mese	[-]
a :	anno	[-]
Q :	portata	[m ³ s ⁻¹]
T :	temperatura	[°C]
torb :	torbidità	[FTU]
χ_{20} :	conducibilità elettrica specifica a 20°C	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]
O ₂ :	ossigeno disciolto	[mg L ⁻¹]
BOD ₅ :	richiesta biochimica d'ossigeno	[mg L ⁻¹]
pH :	concentrazione idrogenionica	[-]
ALC :	alcalinità totale	[meq L ⁻¹]
CO ₃ ²⁻ :	alcalinità da carbonati	[meq L ⁻¹]
TIC :	carbonio inorganico totale	[mg L ⁻¹]
RP :	fosforo reattivo disciolto	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
TP :	fosforo totale	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
SiO ₂ -Si :	silice reattiva	[mg L ⁻¹]
NO ₂ ⁻ -N :	azoto nitroso	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
NO ₃ ⁻ -N :	azoto nitrico	[mg L ⁻¹]
NH ₄ ⁺ -N :	azoto ammoniacale	[mg L ⁻¹]
TN :	azoto totale	[mg L ⁻¹]
DIN :	azoto inorganico disciolto (NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ +NH ₄ ⁺)	[mg L ⁻¹]
Fe ²⁺ :	ferro disciolto	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
Mn ²⁺ :	manganese disciolto	[mg L ⁻¹]
S ²⁻ :	solfo disciolto	[$\mu\text{g L}^{-1}$]
CH ₄ :	metano	[mg L ⁻¹]
DOC :	carbonio organico disciolto	[mg L ⁻¹]
Cl ⁻ :	cloruro	[mg L ⁻¹]
Q* :	quantità di calore	[MJ m ⁻² d ⁻¹]

FITOPLANCTON

	densità	[cellule l ⁻¹]
	biomassa (peso fresco)	[g m ⁻³]
	biomassa (peso secco)	[g m ⁻²]
a :	clorofilla <i>a</i>	[mg m ⁻³]
	produttività primaria sul volume	[mg C m ⁻³ h ⁻¹]
	produzione primaria areale	[mg C m ⁻² h ⁻¹]
	produzione giornaliera	[g C m ⁻² d ⁻¹]
	produzione annua	[g C m ⁻² a ⁻¹]
PAR :	radiazione fotosintetica (400-700 nm)	[$\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$] †
	radiazione fotosintetica giornaliera	[E m ⁻² d ⁻¹] †
ϵ :	coefficiente d'estinzione della luce nello strato trofogeno	[m ⁻¹]
	trasparenza	[m]

ZOOPLANCTON

	densità dei crostacei	[individui m ⁻²]
	biomassa dei crostacei (peso secco)	[g m ⁻²]

STATISTICA

%ile:	percentile
d.s.:	deviazione standard

ABBREVIAZIONI

BN:	bacino nord
BS:	bacino sud

† 1E (Einstein) \equiv 1mole di fotoni PAR s⁻¹ m⁻²; 4.6 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ (PAR) = 1 W m⁻² (PAR)

1.3. Caratteristiche morfometriche e idrologiche del Lago di Lugano

BACINO:		NORD	SUD	P. TRESA
Area bacino imbrifero	km ²	269.7	290.3	5.6
Area bacino lacustre	km ²	27.5	20.3	1.1
Area bacini a monte	km ²	-	297.2	607.8
Area totale bacino imbrifero	km ²	297.2	607.8	614.5
Volume bacino lacustre	km ³	4.69	1.14	0.03
Deflusso annuo emissario	km ³	0.38	0.77	0.78
Tempo teorico di ricambio	anni	12.3	1.4	0.04
Profondità media	m	171	55	33
Profondità massima	m	288	95	50

AREE E VOLUMI DEI BACINI LACUSTRI PRINCIPALI					
NORD			SUD		
Profondità m	area km ²	volume km ³	profondità m	area km ²	volume km ³
0	27.5		0	20.3	
0-5		0.136	0-5		0.0979
5	27.0		5	19.2	
5-10		0.270	5-10		0.1928
10	26.6		10	18.7	
10-15		0.402	10-15		0.2848
15	26.2		15	18.1	
15-20		0.532	15-20		0.3737
20	25.8		20	17.5	
20-30		0.786	20-30		0.5432
30	25.1		30	16.4	
30-50		1.273	30-50		0.8482
50	23.6		50	14.1	
50-100		2.353	50-70		0.9302
100	19.7		70	7.7	
100-150		3.244	70-93		1.1366
150	16.0		93	1.2	
150-200		3.963			
200	12.8				
200-250		4.476			
250	7.9				
250-286		4.682			
286	1.9				

POPOLAZIONE INSEDIATA NEL BACINO DEL LAGO DI LUGANO *)						
	Bacino sud		Bacino nord		Totale lago	
	abitanti equivalenti	%	abitanti equivalenti	%	abitanti equivalenti	%
Lombardia (I)	40'951	21	64'023	85	104'974	39
Ticino (CH)	149'877	79	11'208	15	161'085	61
TOTALE	190'828	72	75'231	28	266'059	100

*) Si evidenzia espressamente che la città di Lugano, naturalmente gravante sul bacino nord, recapita i suoi scarichi nel bacino sud.

1.4. Ubicazione delle stazioni di prelievo e misura

I punti di prelievo sui corsi d'acqua (Fig. 1.1.) e nei bacini lacustri (Fig. 1.2.) sono rimasti invariati rispetto a quelli stabiliti all'inizio delle ricerche sul Lago di Lugano. Nel frattempo sono state potenziate le stazioni di misura idrologiche mentre ha continuato ad essere in funzione unicamente l'impianto per il prelievo automatico dei campioni d'acqua sul fiume Laveggio.

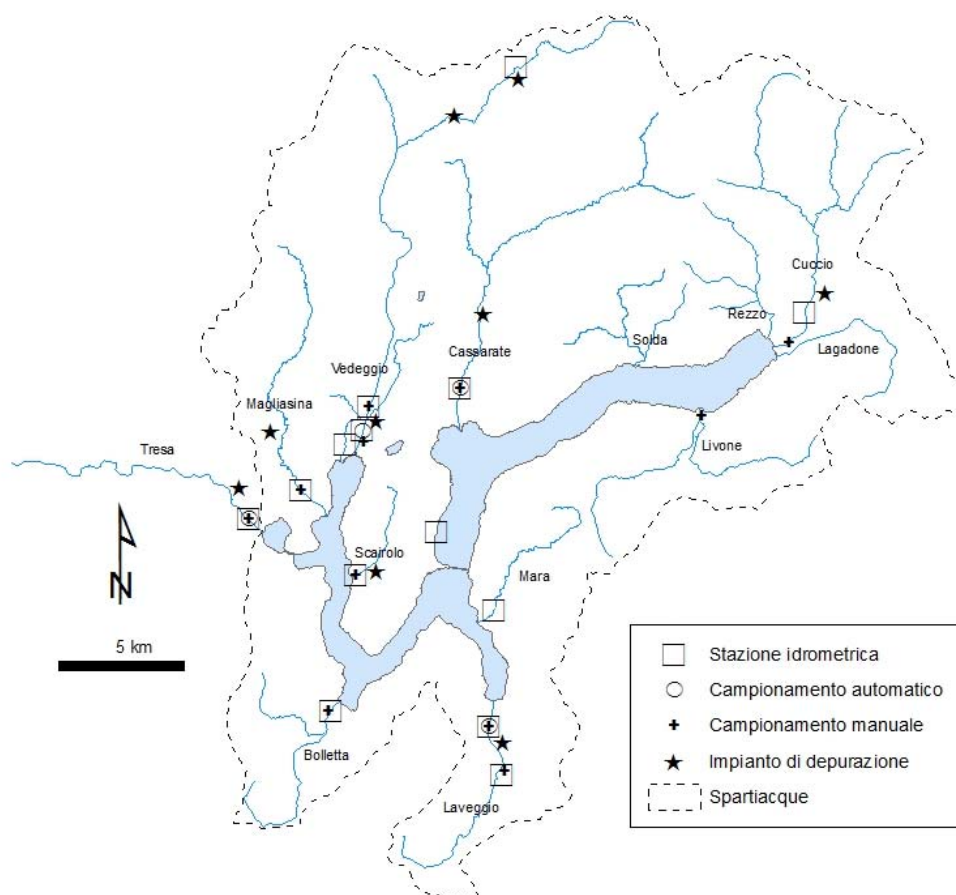


Fig. 1.1. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni idrometrografiche per la misura della portata e punti di campionamento manuale ed automatico nel bacino imbrifero.

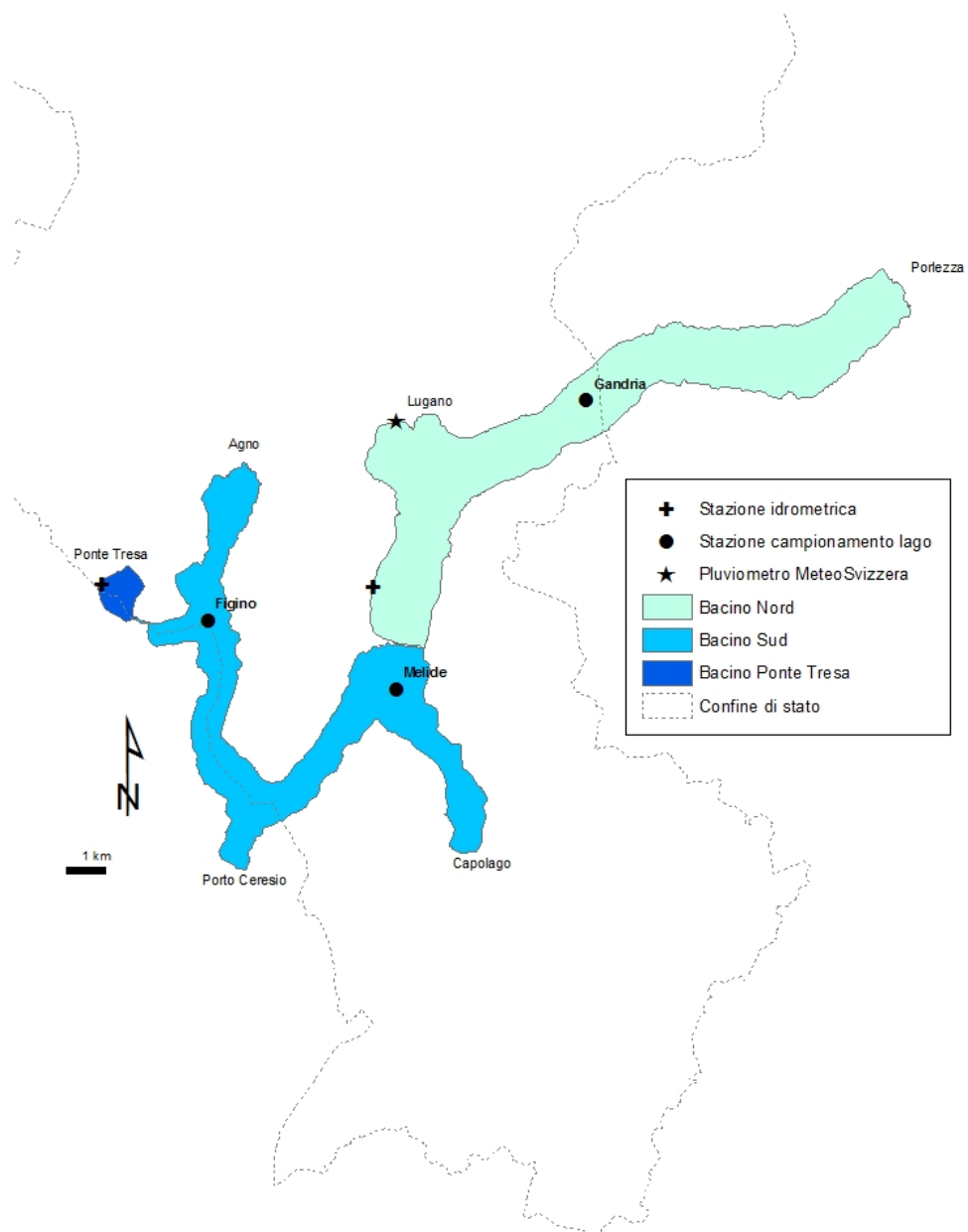


Fig. 1.2. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni di prelievo e di misura.

STAZIONE	Longitudine	Latitudine	Longitudine	Latitudine
	CH		WGS84	
GANDRIA	722 219	96 234	9° 00' 56.35"	46° 00' 23.77"
MELIDE	717 735	88 919	8° 57' 24.44"	45° 56' 29.79"
FIGINO	712 855	90 653	8° 53' 39.45"	45° 57' 28.93"

2. CARATTERISTICHE METEOROLOGICHE DELL'AREALE LACUSTRE

I dati utilizzati per la descrizione dell'andamento meteorologico del bacino del Lago di Lugano sono forniti dall'Ufficio Federale di Meteorologia e Climatologia MeteoSvizzera [www.meteosvizzera.ch], e vengono registrati presso la Biblioteca Cantonale di Lugano. In particolare sono stati presi in considerazione quei parametri che risultano più strettamente legati alle vicende limnologiche del corpo lacustre, ed in particolare:

- la radiazione solare globale,
- la temperatura atmosferica,
- le precipitazioni,
- l'intensità e la direzione dei venti.

Oltre a queste indicazioni locali viene fornito un supplemento d'informazione sulla pluviometria del bacino imbrifero del Lago di Lugano. A tale scopo è stata utilizzata una parte dei dati rilevati dalla rete idro-pluviometrica cantonale ticinese, gestita dall'IST-SUPSI, e da una serie di ulteriori stazioni federali (MeteoSvizzera). I dati completi sono pubblicati nell'Annuario Idrologico Cantonale [1].

I valori relativi all'andamento mensile del 2012 sono stati confrontati con quelli dei periodi climatologici di riferimento, aggiornati all'1.1.2009, che per i parametri della temperatura atmosferica e delle precipitazioni fanno riferimento ancora al trentennio 1961-90, mentre per la radiazione solare e per l'intensità e direzione dei venti al ventennio 1981-2000. A partire dal 2013 per tutti i parametri entreranno in vigore i nuovi valori climatici normali di riferimento, calcolati sul periodo 1981-2010.

[www.meteosvizzera.ch/web/it/clima/clima_della_svizzera/norma_1961_90.html].

Come rilevato dal bolletino annuale di MeteoSvizzera [2], la temperatura media della Svizzera nel 2012 ha superato la norma 1961-1990 di circa 1 grado, mentre le precipitazioni hanno avuto uno scarto positivo del 5% circa rispetto alla norma. L'inizio dell'anno è stato prettamente invernale con molta neve in montagna e massicce ondate di freddo in febbraio. La primavera è invece risultata estremamente calda, ben soleggiata e asciutta, mentre l'estate è cominciata a rilento e soltanto in agosto vi sono stati periodi di gran caldo. Già all'inizio dell'autunno si sono verificate le prime neviccate fino a media quota, compensate da una bella estate indiana in ottobre. Alla fine di ottobre la neve è caduta fino in pianura al nord e alla fine di novembre si è avuta la prima neviccata importante al sud delle Alpi, nel Vallese e nel Giura. La neve ha poi interessato tutta la Svizzera anche nella prima metà di dicembre (http://www.meteosvizzera.admin.ch/web/it/clima/clima_oggi/rapporti_annuali.html).

2.1. Radiazione solare globale

Radiazione globale totale 2012	4982 MJ m ⁻²
Radiazione - media periodo 1981-2000	4387 MJ m ⁻²

La radiazione solare a Lugano nel 2012 si è confermata attorno agli elevati valori dell'ultimo quinquennio, il più irraggiato dell'intero periodo d'osservazione. Con un incremento di 595 MJ m⁻² rispetto al dato di riferimento (+ 14%), il 2012 è risultato inferiore solamente al 2009 (5108 MJ m⁻²), al 2007 (5073 MJ m⁻²), ed al 2011 (5019 MJ m⁻²).

Come illustrato in Fig. 2.1, tutti i valori mensili hanno superato la norma, tranne aprile, che ha fatto registrare un leggero deficit (-2%); i maggiori incrementi percentuali sono stati registrati nel primo semestre dell'anno: in maggio (+29%), febbraio (+27%), gennaio (+20%) e marzo (+24%). A partire da giugno, invece, gli incrementi si sono mantenuti mediamente attorno al 10%, con un minimo in settembre (+4%) ed un massimo in dicembre (+19%).

Per l'ottavo anno consecutivo la quantità di energia solare disponibile durante il periodo d'attività vegetativa (marzo-ottobre) ha raggiunto livelli elevati (>4000 MJ m⁻²), favorendo di conseguenza l'istaurarsi di condizioni favorevoli per la crescita vegetale.

2.2. Temperatura atmosferica

Temperatura - media 2012	13.3 °C
Temperatura - media 1961-1990	11.6 °C

La temperatura media annua del 2012 a Lugano è risultata ancora nettamente superiore alla media del periodo di riferimento, risultando inferiore unicamente al valore più elevato dell'ultimo trentennio (2003: 13.8 °C) ed agli anni 2007 e 2011 (13.6 °C).

Come evidenziato dalla Fig. 2.2., tutte le temperature medie mensili hanno superato la norma, tranne quella di febbraio (-1.3 °C) e, seppur di poco, quella di dicembre (-0.1 °C). Gli incrementi termici più consistenti si sono avuti nei mesi di marzo (+4.2 °C), agosto (+3.5 °C), e giugno (+3.0 °C): a testimonianza dell'estrema variabilità dell'andamento climatico di quest'anno, è da sottolineare che ad un mese di febbraio risultato il più freddo dell'ultimo trentennio abbia fatto seguito il marzo più caldo dell'ultimo ventennio.

Tenuto conto del dato di dicembre 2011 e di gennaio 2012, entrambi più caldi di circa 2 °C rispetto alla norma, il periodo invernale d'inizio 2012 non è stato caratterizzato da condizioni termiche favorevoli per quanto concerne il rimescolamento delle acque.

In assoluto il valore di temperatura atmosferica più elevato è stato misurato il 21 agosto (33.4 °C), mentre quello più basso il 6 febbraio (-8.5 °C).

2.3. Precipitazioni

Precipitazioni totali Lugano 2012	1412 mm
Precipitazioni totali Lugano - media 1961-1990	1545 mm

Dopo un anno caratterizzato da una pluviometria decisamente scarsa, il dato del 2012 a Lugano si è riportato in linea sia con la media del periodo di riferimento, sia con quella dell'ultimo decennio 2002-2011 (1494 mm), caratterizzato da forti escursioni interannuali.

Come evidenziato dall'andamento dei valori mensili (Fig. 2.3.1) i maggiori quantitativi di precipitazioni si sono avuti nel trimestre primaverile (marzo-maggio) ed in novembre: questi quattro mesi hanno totalizzato oltre il 60% del quantitativo annuo, mentre i due mesi più piovosi (aprile: 293 mm; novembre: 242 mm) hanno contribuito da soli al 38% del totale annuo. Tutti gli altri mesi hanno fatto registrare valori modesti (<100 mm, tranne ottobre), e comunque sempre inferiori alla norma, in particolare febbraio, risultato quasi completamente asciutto (6 mm).

Sull'arco dell'anno sono stati registrati 130 giorni di pioggia, con totali giornalieri al di sotto di 50 mm tranne in due eventi giornalieri (5 maggio: 51 mm; 27 novembre: 68 mm).

Il quadro delle precipitazioni che interessano l'andamento idrologico del lago e dei suoi tributari emerge dai rilevamenti dell'intera rete pluviometrica installata sul bacino imbrifero (Tab. 2.3; Fig. 2.3.2).

I dati dell'insieme delle stazioni confermano per il 2012 una pluviometria leggermente inferiore alla media (circa il 10%). La precipitazione annua massima si è registrata nella parte settentrionale, nella parte alta dei bacini del Vedeggio e del Cassarate, in particolare nel pluviometro cantonale di Isole.

I dati sono disponibili sugli Annali di MeteoSvizzera [2] e sull'annuario idrologico del Cantone Ticino [1].

I primi 3 mesi dell'anno sono stati caratterizzati da una pluviometria inferiore alla media, in particolare il mese di febbraio è stato particolarmente deficitario e caratterizzato da un fase di freddo molto intenso.

Gli unici due mesi con pluviometria superiore alla media sono stati aprile e novembre. Aprile ha avuto una pluviometria molto superiore alla media, in particolare nel Mendrisiotto, con circa 20 giorni piovosi, ma senza eventi di particolare intensità. Novembre invece ha avuto 3 eventi di 2-3 giorni in cui sono avvenute gran parte delle precipitazioni.

In tutti gli altri mesi (da maggio ad ottobre) la pluviometria è sempre rimasta di poco inferiore alla media, ma senza periodi siccitosi prolungati. Ad agosto, settembre e dicembre si sono verificate precipitazioni pari a circa la metà rispetto alla media.

Tab. 2.3. Confronto delle precipitazioni mensili e annuali e con i valori medi pluriennali dei pluviometri nel bacino imbrifero del Lago di Lugano. I colori caldi evidenziano le precipitazioni inferiori alla media, mentre i colori freddi quelle superiori.

Stazione	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Arosio	93%	8%	126%	158%	88%	58%	62%	69%	40%	79%	137%	48%	83%
Canobbio-Trevano	83%	12%	90%	165%	76%	105%	63%	45%	52%	84%	182%	43%	87%
Colla	84%	13%	86%	165%	82%	104%	74%	62%	87%	95%	194%	52%	98%
Isonne	93%	6%	109%	183%	84%	66%	98%	85%	74%	106%	189%	49%	101%
Lugano	84%	11%	89%	188%	84%	113%	51%	52%	45%	81%	185%	54%	91%
Novaggio	86%	12%	87%	155%	78%	80%	68%	66%	47%	72%	159%	48%	84%
Chiasso	54%	12%	84%	191%	99%	92%	84%	23%	62%	97%	177%	50%	96%
Grancia	88%	10%	76%	172%	78%	103%	55%	52%	35%	59%	171%	44%	82%
Mendrisio	80%	15%	130%	172%	102%	82%	91%	41%	71%	88%	186%	56%	100%
Somazzo	63%	11%	87%	204%	83%	90%	69%	21%	69%	91%	140%	42%	90%
Stabio	67%	14%	73%	185%	93%	116%	109%	33%	53%	73%	205%	49%	97%
Ponte Tresa	79%	10%	88%	133%	77%	61%	57%	64%	48%	71%	193%	54%	82%
MEDIA	75%	12%	89%	175%	87%	92%	73%	44%	54%	79%	177%	50%	90%

2.4. Intensità e direzione dei venti

Intensità dei venti - media 2012	5.15 km h ⁻¹
Intensità dei venti - media 1981-2010	6.66 km h ⁻¹

E' proseguita anche nel 2012 la serie di anni, sette consecutivi, scarsamente ventosi, caratterizzati da valori d'intensità ampiamente al di sotto della norma (medie annue <6 km h⁻¹), anche se il dato di quest'anno si presenta in ripresa rispetto al biennio precedente.

L'andamento dei valori mensili (Fig. 2.4.1) mette in evidenza un'attività eolica abbastanza omogenea, sempre inferiore alla norma, e particolarmente ridotta in novembre (4.2 km h⁻¹) ed ottobre (5.0 km h⁻¹). Significativo a questo proposito è il dato di marzo, che pur risultando il più ventoso dell'anno (6.7 km h⁻¹), è rimasto nettamente al di sotto del valore di riferimento trentennale (-12%). Percentualmente i maggiori deficit mensili corrispondono ai mesi di novembre (-35%), giugno (-25%), e aprile (-21%).

Considerando complessivamente il primo trimestre dell'anno, durante il quale l'azione del vento è fondamentale per stimolare i processi di rimescolamento della colonna d'acqua lacustre, il 2012 presenta un valore d'intensità eolica in linea con la media degli ultimi 15 anni.

Le giornate più ventose si sono avute il 26 febbraio (media giornaliera: 23 km/h) ed il 13 settembre (22 km/h), entrambi con correnti provenienti prevalentemente dal settore N. Le raffiche più violente sono invece state misurate dal settore sud in occasione di temporali estivi (27 settembre: 110 km/h; 22 agosto: 101 km/h), mentre in presenza di correnti favoniche provenienti da nord sono state toccate punte di rilievo il 9 febbraio (97 km/h), come pure il 27 ottobre (91 km/h).

Riguardo all'andamento della direzione di provenienza dei venti, sempre nella figura 2.4.1 è riportato il valore medio mensile, costituito dall'angolo (0-360°)

risultante dalla somma vettoriale delle singole osservazioni giornaliere. Per facilitare la lettura del valore angolare, sulla scala delle ordinate è riportata la sigla del settore della rosa dei venti ad esso corrispondente. Durante il 2012 la **direzione media mensile** del vento si è situata prevalentemente nei settori N e NW, spostandosi al settore W in marzo, maggio, in seguito all'aumento percentuale di frequenze dal settore S, legate agli eventi di perturbazione atmosferica.

Per meglio illustrare il **quadro annuo** della direzione dei venti, è stata riportata su di una rosa dei venti suddivisa in sedici settori di provenienza la distribuzione dei valori rilevati ogni 10 minuti, escludendo le situazioni di calma (velocità media $<0.5 \text{ m sec}^{-1}$; Fig. 2.4.2.). La disponibilità di un maggior numero di osservazioni rispetto al dato orario (utilizzato l'anno precedente), oltre ad aumentare la definizione del grafico, permette di migliorare la confrontabilità con il dato pluriennale, calcolato in base alla stessa frequenza di rilevamento.

Dal confronto con i valori percentuali del periodo di riferimento si osserva per il 2012 un quadro molto simile a quello dell'anno precedente, caratterizzato da un netto deficit dei venti da NW e NNW a vantaggio di quelli provenienti dal settore S, ed in misura minore SW e W. Questo dato, unito al raddoppio del valore percentuale delle calme (9.1% rispetto a 4.6% nel periodo di riferimento) riflette in maniera evidente la scarsità di attività eolica del 2012, soprattutto per quanto riguarda le correnti settentrionali tipiche del periodo invernale.

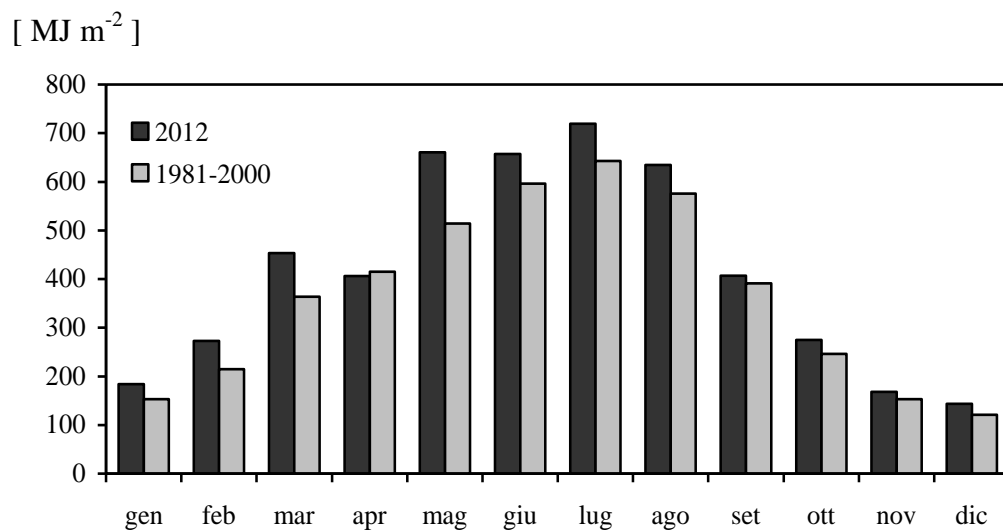


Fig. 2.1 Regime mensile della radiazione globale rilevata presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

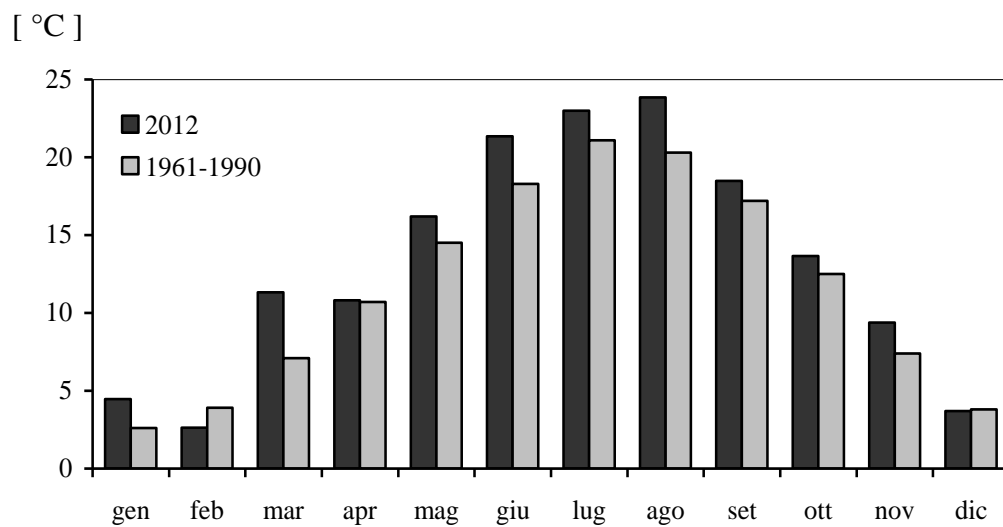


Fig. 2.2 Regime mensile della temperatura atmosferica rilevata presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

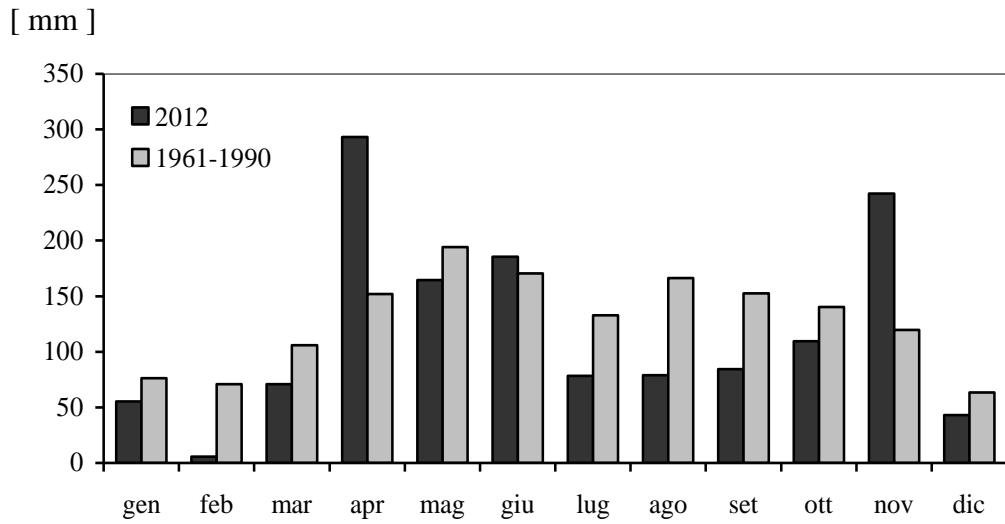


Fig. 2.3.1 Regime mensile delle precipitazioni raccolte presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

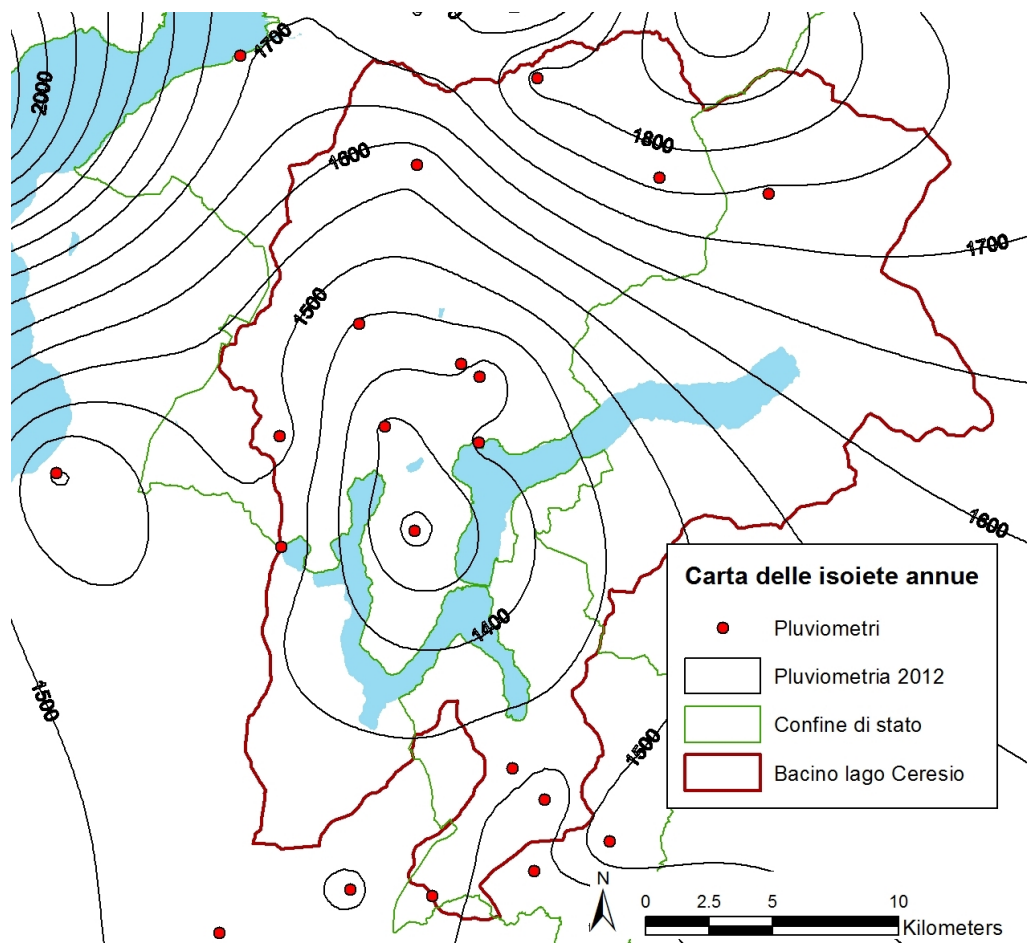


Fig. 2.3.2 Carta delle isoiete dell'anno 2012 per il bacino imbrifero del lago di Lugano.

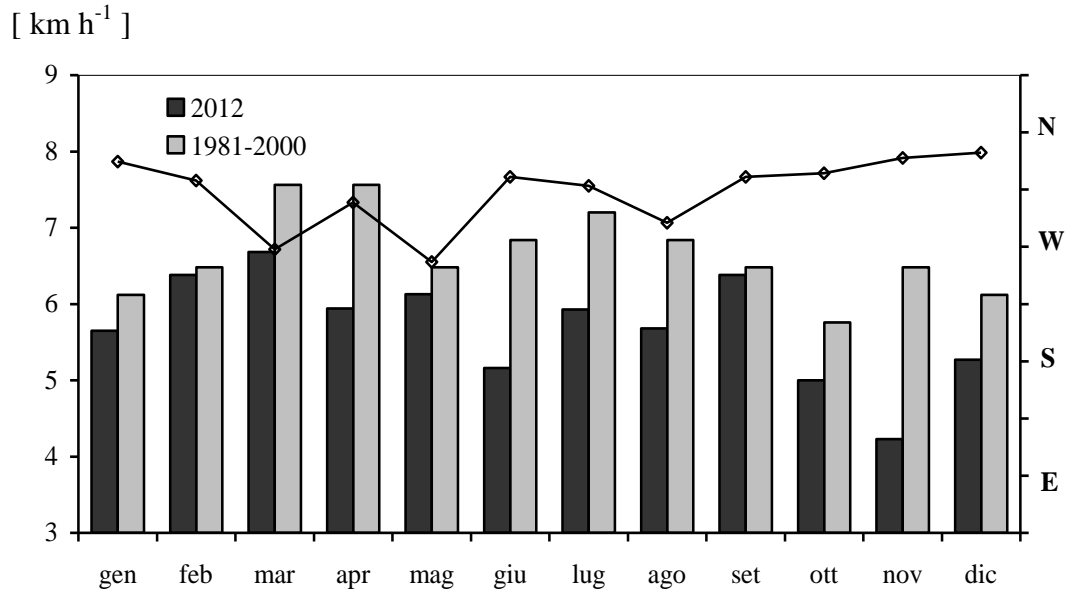


Fig. 2.4.1: Regime mensile dell'intensità dei venti (barre) e della loro direzione media (linea), rilevato presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

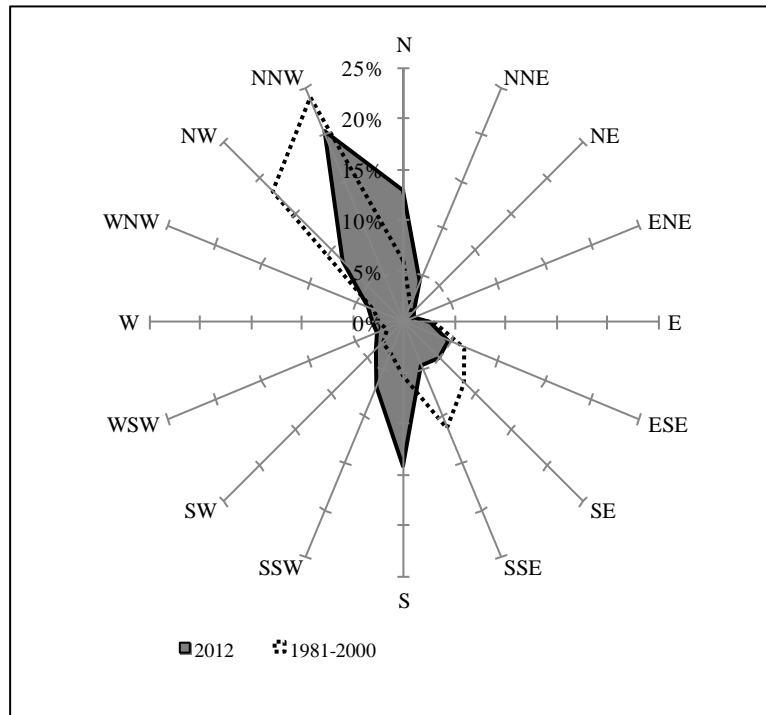


Fig. 2.4.2: Distribuzione delle percentuali di frequenza della direzione dei venti rilevate presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

3. CARATTERISTICHE IDROLOGICHE

3.1. Regime dei corsi d'acqua

La tabella 3.1. presenta i valori di deflusso dei corsi d'acqua monitorati relativi all'anno 2012, rispetto alla media pluriennale (per i periodi di riferimento, si vedano le Figg. 3.1.1 e 3.1.2). I dati giornalieri sono pubblicati sull'annuario idrologico del Cantone Ticino [1] oppure online sul sito dell'Ufficio federale dell'ambiente [www.hydrodaten.admin.ch].

Come riferito nel capitolo precedente, il 2012 è stato un anno con precipitazioni inferiori alla media, per cui le portate degli immissari hanno segnato un deficit medio del 9% rispetto alle medie pluriennali di riferimento. I deficit più significativi sono stati rilevati su Magliasina, Cassarate e Tresa, dove la portata media annua è stata inferiore di circa il 25-30% rispetto alla media pluriennale.

Il regime dei deflussi rispecchia quello delle precipitazioni, con la sola differenza che i due mesi a pluviometria elevata (aprile e novembre) hanno fatto innalzare i deflussi non solo nel mese in corso, ma anche nel mese successivo. I deficit maggiori si sono verificati tra la fine dell'estate e l'inizio dell'autunno, al termine di una fase di diversi mesi con pluviometria inferiore alla media. Nei quattro mesi di maggio, giugno, luglio e novembre è defluito più del 60% del volume complessivo annuo.

Per il 2012 non si segnalano eventi di magra o di piena rilevanti (eventi estremi) tra i tributari del Ceresio.

Tab. 3.1. Confronto tra le portate medie mensili e le medie pluriennali (periodi di riferimento indicati nelle Figg. 3.1.1 e 3.1.2).

I colori caldi evidenziano le portate inferiori alla media, mentre i colori freddi quelle superiori.

Corso d'acqua	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Cassarate	50%	44%	47%	104%	94%	78%	46%	31%	26%	34%	101%	107%	69%
Cuccio	75%	67%	88%	128%	146%	132%	65%	56%	70%	82%	145%	138%	106%
Bolletta	45%	44%	78%	151%	128%	105%	71%	61%	46%	35%	159%	99%	95%
Laveggio	64%	67%	72%	152%	105%	94%	77%	68%	49%	44%	140%	117%	92%
Magliasina	33%	37%	61%	125%	119%	61%	37%	39%	21%	36%	126%	122%	77%
Scairolo	56%	61%	87%	155%	127%	136%	90%	87%	71%	51%	90%	83%	95%
Vedeggio	73%	52%	82%	126%	127%	87%	67%	67%	40%	61%	155%	166%	99%
MEDIA TRIBUTARI	57%	53%	73%	135%	121%	99%	65%	58%	46%	49%	131%	119%	91%
Tresa	46%	42%	51%	111%	112%	93%	50%	39%	32%	37%	90%	124%	75%

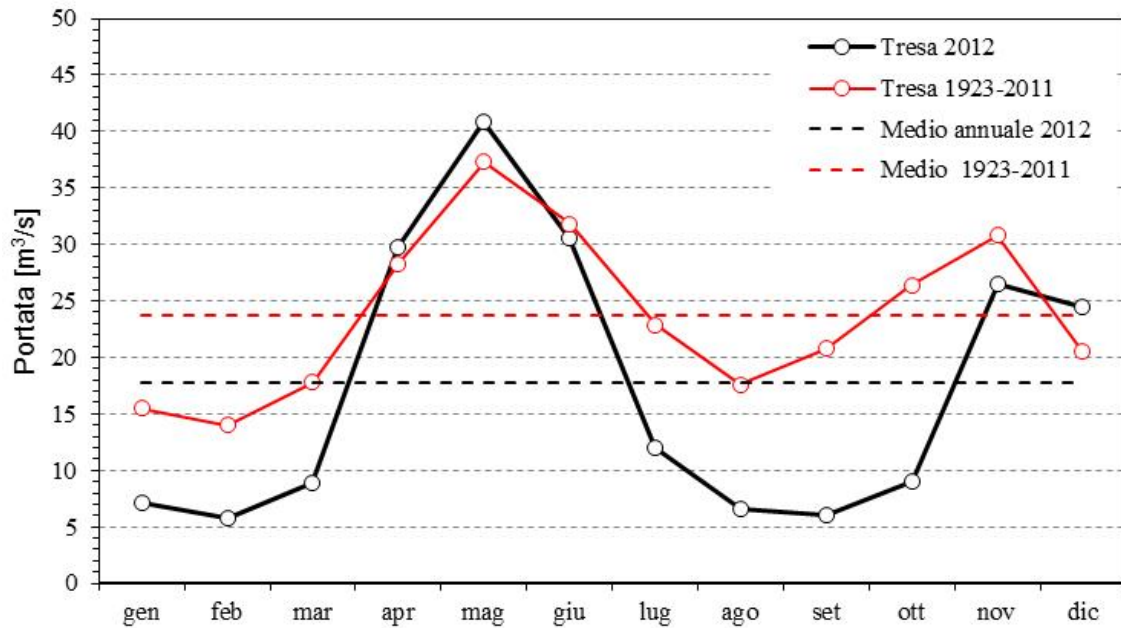


Fig. 3.1.1 Regime mensile dei deflussi del fiume Tresa (emissario) nel 2012 e nel periodo di riferimento (1923-2011). Si noti che a partire dal 1963 la portata è regolata artificialmente.

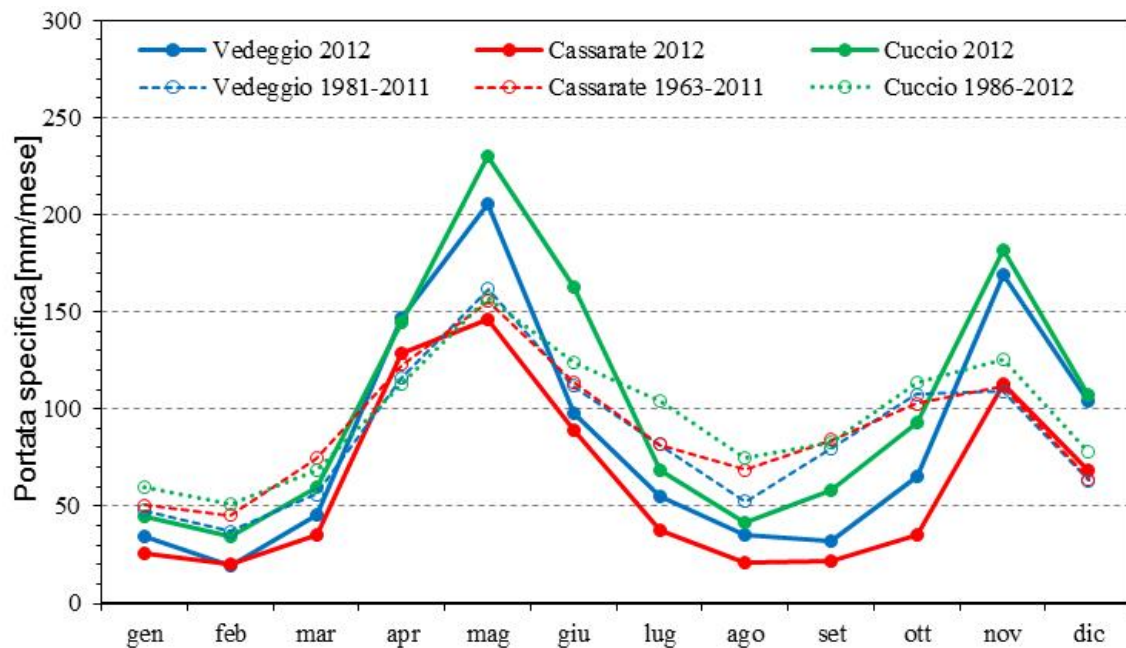


Fig. 3.1.2 Regime mensile dei deflussi specifici (portata per unità di superficie del bacino imbrifero) dei fiumi Vedeggio (principale immissario del bacino sud), Cassarate e Cuccio (principali immissari del bacino nord) nel 2012 e nei rispettivi periodi di riferimento.

3.2. Regime del livello lacustre

Nel 2012, l'altezza media del livello lacustre registrata a Melide Ferrera è stata di 270.49 m s.l.m. risultando pari alla media del periodo di riferimento (1965-2011). Il minimo assoluto è stato toccato il 19 settembre con 270.24 m s.l.m.. La punta massima, pari a 270.98 m s.l.m., è stata raggiunta il 7 maggio, al termine di circa 35 giorni di precipitazioni abbondanti, con apporti tra i 300 ed i 450 mm di pioggia. L'escursione massima per il 2012 è stata di 74 cm (Fig. 3.2).

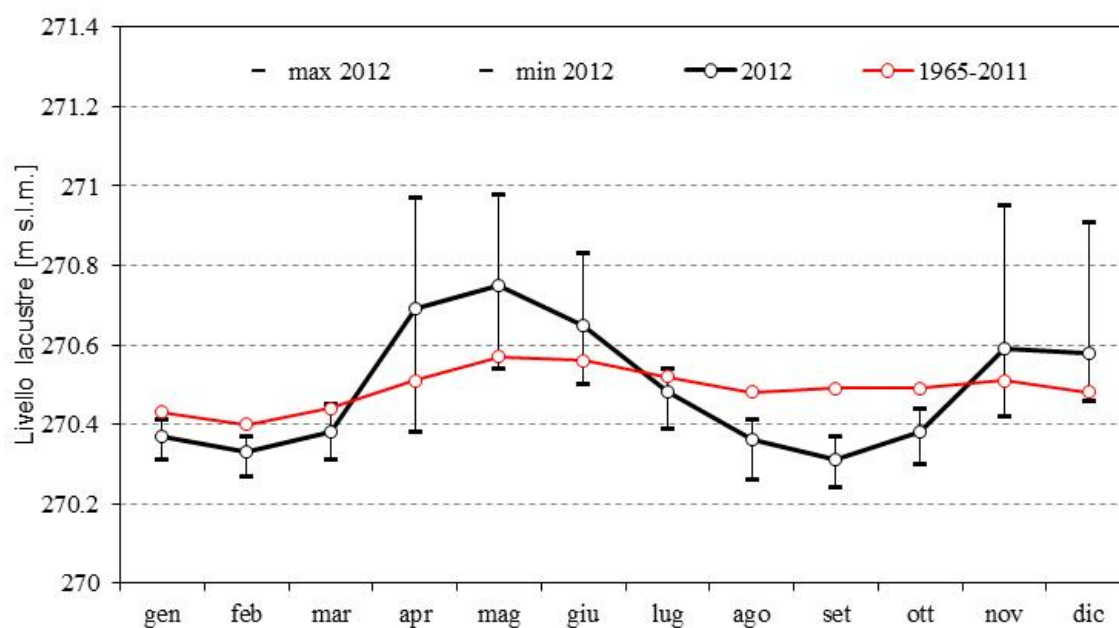


Fig. 3.2 Lago di Lugano, 2012: regime mensile e valori estremi del livello lacustre a Melide-Ferrera, e confronto con periodo di riferimento.

4. APPORTI CHIMICI DEI TRIBUTARI

4.1. Caratteristiche chimiche

Nel 2012, le principali caratteristiche fisico-chimiche dei nove maggiori tributari del Ceresio sono state misurate 14 volte, con frequenza pressoché mensile. I parametri misurati definiscono lo stato acido-base delle acque (pH e alcalinità), lo stato trofico (TP, RP, TN, NO_3^- -N e SiO_2 -Si), la saprobietà (BOD_5 e O_2) e il grado di tossicità per gli organismi acquatici (Cl^- , NH_4^+ -N e NO_2^- -N). Le statistiche essenziali dei valori misurati (mediana, primo e terzo quartile) sono state illustrate mediante box plots¹ (Fig. 4.1.1.).

Alcalinità, conducibilità e pH sono variabili interdipendenti i cui valori riflettono l'estensione delle rocce carbonatiche (calcari e dolomie) nel bacino imbrifero. Come in passato, i tributari Bolletta, Laveggio, Livone e Scairolo, drenanti bacini costituiti in gran parte da queste rocce, sono risultati più alcalini di Cassarate, Vedeggio, Cuccio e Magliasina, drenanti bacini prevalentemente cristallini (mediane=2.44-3.78 meq L^{-1} contro 0.72-1.06 meq L^{-1} ; Fig. 4.1.1.a.). La conducibilità elettrica ha rispecchiato a grandi linee l'andamento dell'alcalinità (*risultati non illustrati*). In due corsi d'acqua, Cassarate e Tresa, il pH è apparso particolarmente variabile (Fig. 4.1.1.a.). Nel Cassarate, questa variabilità (intervallo=7.5-8.7 unità di pH) suggerisce influssi intermittenti di sostanze alcaline tra la stazione di campionamento e una stazione a monte (in località Stampa, coordinate: E 8°58'21.3", N 46°02'37.4") in cui la variabilità è stata inferiore (*risultati non illustrati*). I dati analitici a disposizione non permettono purtroppo di accertare l'identità di queste sostanze. Nel Tresa, la variabilità (intervallo=7.8-8.7 unità di pH) riflette la stagionalità dell'attività fotosintetica lacustre. I valori di pH misurati sono tutti all'interno dell'intervallo di 6.5-9 unità tollerato dalla maggior parte degli organismi acquatici [3].

N e P sono i maggiori macronutrienti algali e i principali determinanti dello stato trofico. Nelle acque dolci, entrambi sono presenti in forma di vari composti organici o minerali, ma le loro concentrazioni totali, TN e TP, sono ritenute i migliori indicatori dello stato trofico [4]. In condizioni naturali, le concentrazioni medie di TN sono generalmente $<1 \text{ mg N L}^{-1}$ [5]. Le concentrazioni di TN misurate (mediane=1.35-11.36 mg N L^{-1} ; Fig. 4.1.1.b.) indicano pertanto un apporto antropico in tutti i corsi d'acqua monitorati. Nei tributari Cuccio e Magliasina questo apporto è stato modesto, causa la scarsa urbanizzazione dei bacini. Inversamente, nel Laveggio e nello Scairolo, due tra i tributari con bacini maggiormente urbanizzati, l'apporto è stato di almeno un ordine di grandezza maggiore rispetto alla concentrazione naturale. Nell'emissario Tresa, gli apporti provenienti dal bacino sono mitigati dalla rimozione da parte dell'attività biologica lacustre.

Le concentrazioni di TP sono particolarmente importanti ai fini della determinazione dello stato trofico perché nei corsi d'acqua monitorati, tutti saturi di N ($\text{N} > \sim 0.15 \text{ mg L}^{-1}$), il fosforo è verosimilmente il nutriente limitante [6]. Anche in questo caso le concentrazioni naturali sono minime, generalmente $<20 \mu\text{g P L}^{-1}$ [5]. Ad eccezione del Tresa (mediana=20 $\mu\text{g P L}^{-1}$), su cui influisce l'effetto della ritenzione lacustre, nel 2012 tutti i tributari hanno superato di 1.2-22 volte questo valore di riferimento (mediane=25-441 $\mu\text{g P L}^{-1}$; Fig. 4.1.1.a.).

A titolo indicativo, i corsi d'acqua sono considerati oligotrofici se la concentrazione di TP è inferiore a $25 \mu\text{g P L}^{-1}$, eutrofici se la concentrazione è maggiore a $75 \mu\text{g P L}^{-1}$ e mesotrofici se la concentrazione è compresa tra questi valori [5]. Secondo questa classificazione, nel 2012 solo il Tresa è risultato oligotrofico. Il Bolletta e il Livone sono risultati eutrofici e gli altri corsi d'acqua mesotrofici (Tabella 4.1.1.).

Un'altra soglia di concentrazione di TP nei tributari è quella che permetterebbe al Ceresio di tornare a condizioni di mesotrofia e conseguire gli obiettivi di risanamento prefissi. Questa soglia è stata stimata a $52 \mu\text{g P L}^{-1}$ per il Bacino Nord e $35 \mu\text{g P L}^{-1}$ per il Bacino Sud [7]. Nel 2012, solo il Cassarate nel Bacino Nord e lo Scairolo e la Magliasina nel Bacino Sud hanno presentato valori medi di TP al di sotto di queste soglie (Fig. 4.1.1.a.). Inoltre, in tutti i tributari, i valori massimi hanno superato di diverse volte questi valori di riferimento.

La silice reattiva ($\text{SiO}_2\text{-Si}$) è un nutriente terrigeno poco legato alla pressione antropica e probabilmente non limitante nei corsi d'acqua monitorati; all'infuori del Bolletta, i rapporti molar Si:P sono risultati >17 , la soglia empirica che definisce quale tra questi elementi è limitante. Le differenze tra tributari sono risultate contenute (intervallo mediane= $2.38\text{-}4.43 \text{ mg Si L}^{-1}$; Fig. 4.1.1.c.). Più marcata è stata la differenza tra i tributari e l'emissario Tresa, in cui il tenore in silice è stato chiaramente inferiore (mediana= $0.53 \text{ mg Si L}^{-1}$). La differenza è dovuta alla rimozione da parte di attività biologiche lacustri, in primo luogo l'assimilazione da parte di diatomee e la loro successiva sedimentazione.

La domanda biochimica d'ossigeno (BOD_5) riflette la saprobietà (carico organico) e la presenza di sostanze ridotte quali l'azoto ammoniacale e nitroso, provenienti per lo più da IDA. Valori di $\text{BOD}_5 < 1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ indicano acque pulite, valori tra 1 e $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ un carico lieve e valori tra 2 e $6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ un carico moderato [8]. In Svizzera, l'OPAc fissa a $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ il limite di BOD_5 tollerabile per acque naturalmente povere [9]. I valori misurati indicano quindi un inquinamento organico lieve nei tributari Cassarate, Laveggio e Magliasina (mediane= $1.17\text{-}1.30 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) e moderato nel Bolletta (mediana= $4.05 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; Fig. 4.1.1.c.). Valori elevati di BOD_5 riducono la concentrazione di ossigeno disciolto e possono avere effetti nocivi sugli organismi acquatici. Tuttavia, nei corsi d'acqua monitorati, questi effetti sono verosimilmente mitigati dalla buona ossigenazione delle acque (mediane= $9.71\text{-}11.02 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; valore minimo $7.1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; Fig. 4.1.1.c.). A raffronto, i valori critici di ossigeno disciolto per la fauna acquatica si situano attorno a $9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ per esposizioni croniche e $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ per esposizioni acute [3].

Il cloruro (Cl^-) è uno ione di origine prevalentemente antropica che causa tossicità cronica a concentrazioni superiori a $120\text{-}230 \text{ mg Cl L}^{-1}$ e tossicità acuta a concentrazioni superiori a $640\text{-}860 \text{ mg Cl L}^{-1}$ [10, 3]. Concentrazioni elevate di cloruro nei corsi d'acqua sono riconducibili soprattutto all'impiego di sale sulle strade o all'utilizzo di flocculanti contenenti cloro negli IDA per l'abbattimento del fosforo. Le concentrazioni maggiori sono state registrate nei tributari Bolletta, Laveggio e Scairolo, tutti drenanti bacini fortemente urbanizzati (Fig. 4.1.1.c.). I valori massimi (117 mg Cl L^{-1}) sono stati comunque inferiori alle soglie di tossicità sopraindicate.

La tossicità dell'azoto ammoniacale ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) e nitroso ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) dipende dai valori di altri parametri fisico-chimici: quella dell'azoto

ammoniacale dal pH e dalla temperatura, quella dell'azoto nitroso dalla concentrazione di cloruro [10, 11]. Secondo i criteri OPAC, l'azoto ammoniacale non deve superare 0.2 mg N L^{-1} a temperature $>10^{\circ}\text{C}$ o 0.4 mg N L^{-1} a temperature inferiori. Per l'azoto nitroso, le soglie di tossicità si situano attorno a $20\text{-}200 \text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$ (tossicità cronica) e $60\text{-}600 \text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$ (tossicità acuta) secondo il tenore di cloruro, che ne allevia gli effetti [11, 12]. Nei corsi d'acqua monitorati, concentrazioni potenzialmente tossiche di azoto ammoniacale sono state riscontrate nel Bolletta, dove la concentrazione d'ammonio ha superato 0.2 mg N L^{-1} in 11 dei 14 giorni di campionamento (mediana= 0.38 mg N L^{-1}) e ha raggiunto un picco di 3.5 mg N L^{-1} in settembre (Fig. 4.1.1.b.). Per quel che riguarda l'azoto nitroso, nel Cassarate e nel Bolletta le concentrazioni mediane sono state elevate (29 e $30 \text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$; Fig. 4.1.1.b.), ma probabilmente non tali da indurre tossicità cronica, tenuto conto delle corrispettive concentrazioni di Cl⁻ (Fig. 4.1.1.c.). Tuttavia, nel Cassarate sono state superate soglie di tossicità acuta in almeno due occasioni, in gennaio ($668 \text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$) e in marzo ($921 \text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$).

La Tabella 4.1.1. riassume lo stato trofico, lo stato saprobico e il grado di tossicità dei corsi campionati. In sintesi, mentre l'inquinamento organico appare contenuto ovunque, ad eccezione del Bolletta, compromissioni anche considerevoli dello stato trofico colpiscono praticamente tutti i tributari esaminati. Gli elevati livelli trofici di Bolletta e Livone, in particolare, indicano un apporto di scarichi non sufficientemente depurati. Inoltre, in almeno due tributari, Cassarate e Bolletta, sussistono condizioni potenzialmente tossiche per gli organismi acquatici dovute a concentrazioni troppo elevate di azoto ammoniacale (Bolletta) o nitroso (Cassarate).

4.2. Carichi chimici

I carichi chimici rappresentano la quantità di una certa sostanza riversata in un lago (o fiume) in un anno. I carichi relativi ai nutrienti principali (C, N, P e Si) sono stati misurati per i nove maggiori tributari del Ceresio e per gli emissari del Bacino Nord, vale a dire la strozzatura del ponte-diga di Melide, e del Bacino Sud, il fiume Tresa. Come negli scorsi anni, i carichi sono stati misurati usando il rapporto tra carichi e deflussi istantanei, secondo il metodo de Beale [13], o metodo della media ponderata. Nel Laveggio, inoltre, i carichi di TP e TN sono stati misurati anche in base a campioni raccolti con frequenza proporzionale alla portata mediante un campionatore automatico.

I risultati (Tabella 4.2.1.) mostrano che nel Bacino Nord i carichi più importanti sono giunti dal Cassarate per quel che riguarda l'azoto, dal Cuccio per quel che riguarda il fosforo e la silice, e dal Livone per quel che riguarda il carbonio inorganico. Nel Bacino Sud, i carichi maggiori sono giunti dal Vedeggio per tutti i nutrienti eccetto il carbonio inorganico, proveniente per la maggior parte dal Bacino Nord. Il Vedeggio, che riceve l'effluente del maggior IDA del bacino imbrifero, è il tributario che ha convogliato i maggiori carichi di nutrienti al lago. In termini assoluti, sono stati considerevoli anche gli apporti di fosforo provenienti dal Bolletta e dai tre tributari maggiori del Bacino Nord (Cassarate, Cuccio e Livone), tutti superiori a 4 t.

In termini di carichi areali, ovvero i carichi per unità di superficie del bacino drenante, il Bolletta ha veicolato le maggiori quantità di fosforo, il

Laveggio le maggiori quantità di azoto e carbonio inorganico e lo Scairolo le maggiori quantità di silice (Tabella 4.2.2.). Per raggiungere gli obiettivi di risanamento del lago i carichi areali di TP non dovrebbero superare i 66 mg P m^{-2} . Nell'anno in esame, il Bolletta ha superato questo valore di 5.6 volte, il Livone di 2.2 volte, il Cuccio di 1.5 volte e il Vedeggio di 1.2 volte. Solo in quattro degli otto tributari maggiori il carico di TP è risultato compatibile (Laveggio) o inferiore (Cassarate, Magliasina e Scairolo) all'obiettivo di risanamento.

Le quantità di TP e TN immesse durante l'anno dai quattro maggiori IDA in territorio svizzero nei rispettivi ricettori (Tabella 4.2.3.) permettono di identificare le fonti principali di questi nutrienti. Dal confronto tra i carichi dei ricettori e le quantità provenienti dagli IDA emerge che gli IDA contribuiscono il 9%-33% (media=24%) del carico annuale di TP. Per la maggior parte, quindi, i carichi di TP provengono da scaricatori di piena e fonti diffuse sul bacino imbrifero. Per il TN, le percentuali (28%-69%; media=56%) sono più elevate, poiché i quattro impianti non denitrificano, o denitrificano solo parzialmente le proprie acque. Nel caso del TN, quindi, gli IDA sono le maggiori fonti di carico.

Nel Laveggio, i carichi misurati mediante il campionatore automatico sono risultati pari a 1.0 t di TP e 276 t di TN. Grazie alla elevata frequenza di campionamento (492 sottocampioni nel 2012), il campionatore permette una stima dei carichi più accurata rispetto ai campionamenti mensili. Le discrepanze osservate tra i carichi stimati con i due metodi sono pari 1.1 t per il TP e 17 t per il TN, e suggeriscono una sovrastima da parte del calcolo basato sui campionamenti mensili.

4.3. Bilanci di massa

Per il TP e il TN, oltre ai carichi provenienti dai tributari maggiori, sono stati stimati anche i carichi provenienti da altre fonti, cioè i bacini non campionati, l'immissione di acque reflue provenienti da abitazioni non allacciate agli impianti di depurazione e scaricatori di piena e le deposizioni atmosferiche (dati ripresi da [14]; Fig. 4.3.1.). Inoltre, nel 2012, un incidente alla stazione di pompaggio che convoglia acque reflue da Lugano all'IDA di Bioggio, ha causato l'immissione di 1.6 t di TP nel Bacino Nord tra il 2 e il 29 febbraio [Consorzio Depurazione Acque Lugano e Dintorni, comunicazione personale Ing. L. Kocher]. Questo eccezionale carico di fosforo (e il carico di azoto associato, stimato a 10.4 t, assumendo un rapporto TN:TP pari a 6.5 (in massa) per le acque reflue) è stato aggiunto ai carichi provenienti da scaricatori di piena (Fig. 4.3.1.). Queste stime hanno consentito di valutare il totale del carico esterno di TP e TN che ha gravato sul lago nel 2012 e la proporzione del carico totale dovuto agli apporti dei tributari.

In base a queste stime, nel 2012, nel Bacino Nord, il TP trasportato dai tributari maggiori (14 t) ha rappresentato il 58% del carico esterno totale (24 t; Fig. 4.3.1.a.). In questo bacino, i tre tributari maggiori (Cassarate, Cuccio e Livone) hanno contribuito in modo equiparabile al carico di TP. Nel Bacino Sud, i tributari maggiori e il Bacino Nord hanno veicolato al lago 25 delle 34 t del carico totale di TP, ovvero il 74% (Figura 4.3.1.b.). Questo carico, ancora considerevole, è dovuto principalmente ai contributi del Vedeggio (9 t), del Bolletta (8 t) e del Bacino Nord (5 t). E' stato stimato che il risanamento trofico

del lago imporrebbe carichi totali di TP non superiori a 18 t a^{-1} nel bacino Nord e 22 t a^{-1} nel bacino Sud. I risultati della campagna 2012 indicano quindi che: (i) carichi attuali di TP non permetterebbero al lago di ritornare a condizioni di mesotrofia; e (ii) per raggiungere questo obiettivo, si dovrebbero ridurre i carichi dei tributari maggiori, poiché i carichi provenienti da altre fonti contribuiscono in misura secondaria al carico totale di TP.

I carichi di fosforo in uscita dai bacini del lago (attraverso il Ponte-diga di Melide e il Tresa) hanno due possibili fonti: delle fonti esterne (Fig. 4.3.1.), oppure una fonte interna, ovvero il rilascio di fosforo da sedimenti anossici nei bacini stessi. Per il PT, il carico interno è stato stimato in entrambi i bacini del lago usando un bilancio di massa, secondo il metodo descritto da Nürnberg² [15]. Secondo queste stime, nel 2012, il TP in uscita dal Bacino Nord (in entrata nel Bacino Sud) sarebbe esclusivamente di origine esterna, mentre il TP in uscita dal Bacino Sud deriverebbe per il 2% da un carico interno e per il resto dal carico esterno.

I carichi esterni totali di TN sono stati stimati a 654 t per quel che riguarda il Bacino Nord e 1396 t per quel che riguarda il Bacino Sud. Nel Bacino Nord, questi carichi provengono per circa la metà (45%) dai tributari maggiori, e per il resto soprattutto dall'area non campionata e dalle deposizioni atmosferiche. Nel Bacino Sud, i carichi di TN provengono principalmente (74%) dai tributari maggiori. Tra questi vanno evidenziati Vedeggio e Laveggio, che da soli convogliano più della metà (65%) del carico proveniente da tutti i tributari e dal Bacino Nord.

Note

¹In ciascun box le antenne (pari a $1.5 \times$ distanza interquantile) mostrano l'intervallo entro il quale si situano i valori più probabili, mentre i punti esterni mostrano i valori estremi (valori $> 1.5 \times$ distanza interquantile).

²Nell'applicare questo metodo si è assunto che la ritenzione di TP dovuta a deposizione (R_{pred}) è pari a 0.71, un valore empirico derivato da valori osservati in laghi pre-alpini profondi [16].

Tab. 4.1.1. Lago di Lugano, 2012: sintesi dello stato trofico, della saprobietà e del grado di tossicità (dovuta a Cl^- e NH_4^+-N) dei maggiori tributari e dell'emissario.

Stato trofico: ○=oligotrofia, ●=mesotrofia, ●●=eutrofia;

Saprobietà: ○=carico organico trascurabile (oligosaprobietà), ●=carico lieve (mesosaprobietà β), ●●=carico moderato (mesosaprobietà β-α);

Grado di tossicità: ○=acque non tossiche, ●=rischio di tossicità acuta, ●●=rischio di tossicità cronica.

I criteri di classificazione sono indicati nel testo. Le gradazioni di colore indicano il livello di compromissione delle acque.

	Stato trofico	Saprobietà	Tossicità
Cassarate ¹	●	●	●
Cuccio ¹	●	○	○
Livone ¹	●●	○	○
Bolletta ²	●●	●●	●
Laveggio ²	●	●	○
Magliasina ²	●	●	○
Scairolo ²	●	○	○
Vedeggio ²	●	○	○
Tresa ³	○	○	○

¹ tributari Bacino Nord, ² tributari Bacino Sud, ³ emissario

Tab. 4.2.1. Lago di Lugano, 2012: carichi di nutrienti dei maggiori tributari e dell'emissario.

I valori rappresentati sono la stima del carico annuo e, tra parentesi, l'errore quadratico medio associato.

	DIC [t a ⁻¹]	TP [t a ⁻¹]	TN [t a ⁻¹]	SiO ₂ -Si [t a ⁻¹]	BOD ₅ [t a ⁻¹]
Cassarate ¹	640 (99)	4.5 (2.5)	130 (34)	195 (28)	96 (39)
Cuccio ¹	574 (113)	5.5 (2.5)	78 (14)	201 (26)	86 (41)
Livone ^{1†}	1'318 (146)	4.4 (1.9)	86 (15)	76 (8)	59 (23)
Diga Melide	6'159 (527)	4.7 (0.7)	153 (13)	67 (17)	-
Bolletta ²	590 (70)	8.0 (2.8)	94 (16)	80 (8)	95 (31)
Laveggio ²	1'365 (107)	2.1 (0.8)	293 (79)	103 (8)	54 (22)
Magliasina ²	206 (52)	1.1 (0.9)	58 (23)	104 (25)	41 (25)
Scairolo ²	258 (34)	0.3 (0.1)	57 (11)	37 (4)	11 (4)
Vedeggio ²	859 (227)	9.1 (5.7)	374 (111)	361 (62)	113 (69)
Tresa ^{3†}	11'527 (1'505)	10.5 (1.8)	735 (98)	248 (81)	737 (197)

¹ tributari Bacino Nord, ² tributari Bacino Sud, ³ emissario

†valori di deflusso stimati

Tab. 4.2.2. Lago di Lugano, 2012: carichi chimici areali dei maggiori tributari e dell'emissario.

	DIC [g m ⁻² a ⁻¹]	TP [mg m ⁻² a ⁻¹]	TN [g m ⁻² a ⁻¹]	SiO₂-Si [g m ⁻² a ⁻¹]	BOD₅ [g m ⁻² a ⁻¹]
Cassarate ¹	7.9	56	1.6	2.4	1.2
Cuccio ¹	10.7	101	1.4	3.7	1.6
Livone ^{1†}	42.9	142	2.8	2.5	1.9
Diga Melide	22.8	17	0.6	0.2	-
Bolletta ²	27.6	372	4.4	3.7	4.4
Laveggio ²	43.6	68	9.4	3.3	1.7
Magliasina ²	5.9	33	1.7	3.0	1.2
Scairolo ²	26.6	36	5.9	3.8	1.2
Vedeggio ²	8.1	86	3.5	3.4	1.1
Tresa ^{3†}	19.0	17	1.2	0.4	1.2

¹ tributari Bacino Nord, ² tributari Bacino Sud, ³ emissario

†valori di deflusso stimati

Tab. 4.2.3. Lago di Lugano, 2012: carichi di nutrienti provenienti dai maggiori impianti di depurazione delle acque [t a⁻¹].

Tra parentesi è riportato il contributo percentuale dell'impianto al carico complessivo del ricettore. Dati forniti dai gestori degli impianti.

Impianto di depurazione	Tributario ricettore	TP	TN
Medio Cassarate (Cadro)	Cassarate ¹	0.4 (9%)	37† (28%)
Lugano (Bioggio)	Vedeggio ²	2.8 (31%)	250 (67%)
Mendrisio (Rancate)	Laveggio ²	0.5 (24%)	165† (69%)
Pian Scairolo (Barbengo)	Scairolo ²	0.1 (33%)	33 (58%)

¹ tributari Bacino Nord, ² tributari Bacino Sud

†stimato a partire da DIN, in base al rapporto DIN:TN misurato nei rispettivi corsi d'acqua

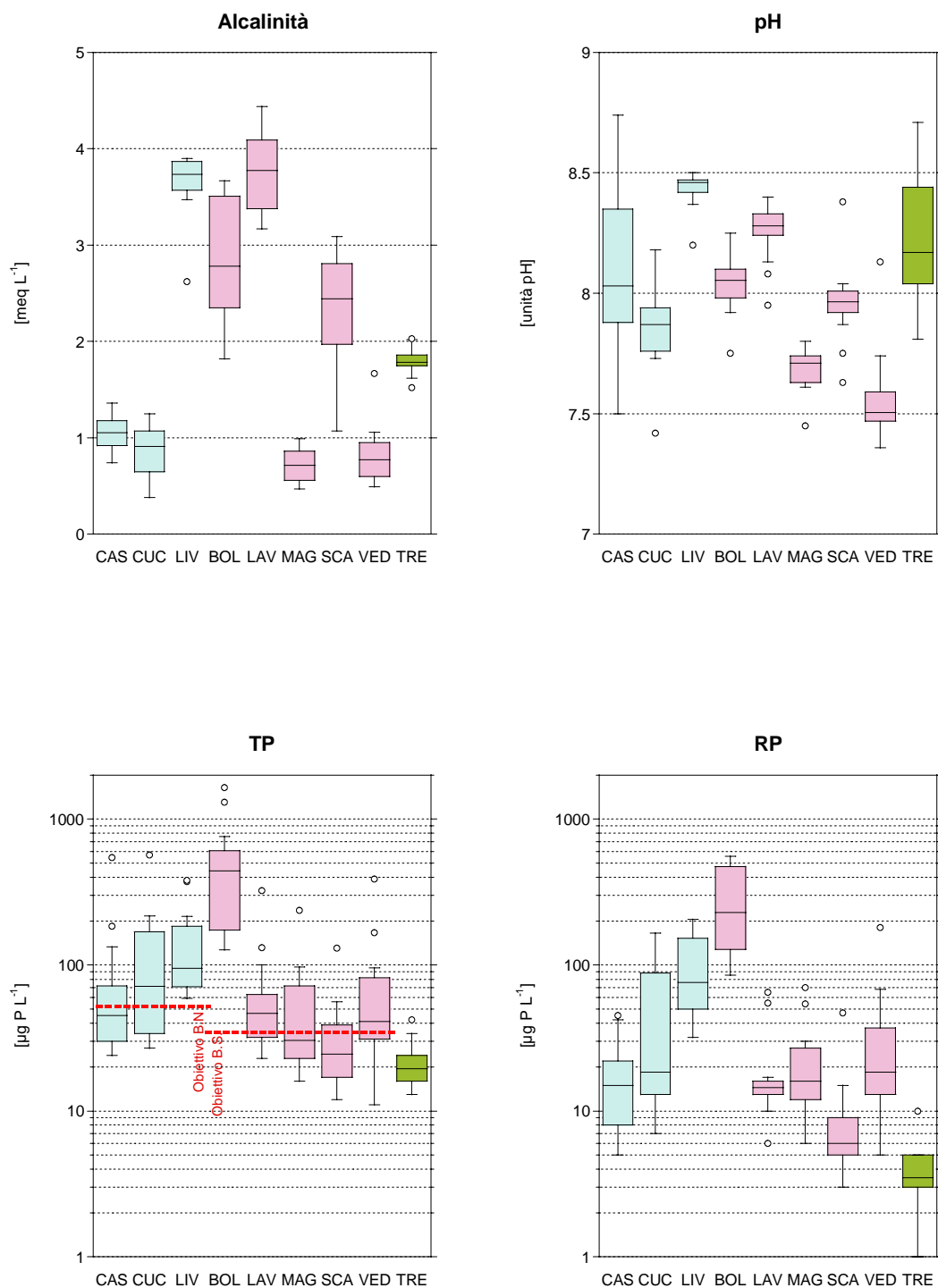


Fig. 4.1.1.a. Lago di Lugano, 2012: concentrazioni di alcalinità, H^+ (=pH), TP e RP nei tributari maggiori.

CAS=Cassarate, CUC=Cuccio, LIV=Livone, BOL=Bolletta, LAV=Laveggio, MAG=Magliasina, SCA=Scairolo, VED=Veleggio, TRE=Tresa.

Tributari del BN in azzurro, tributari del BS in violetto, emissario (Tresa) in verde.

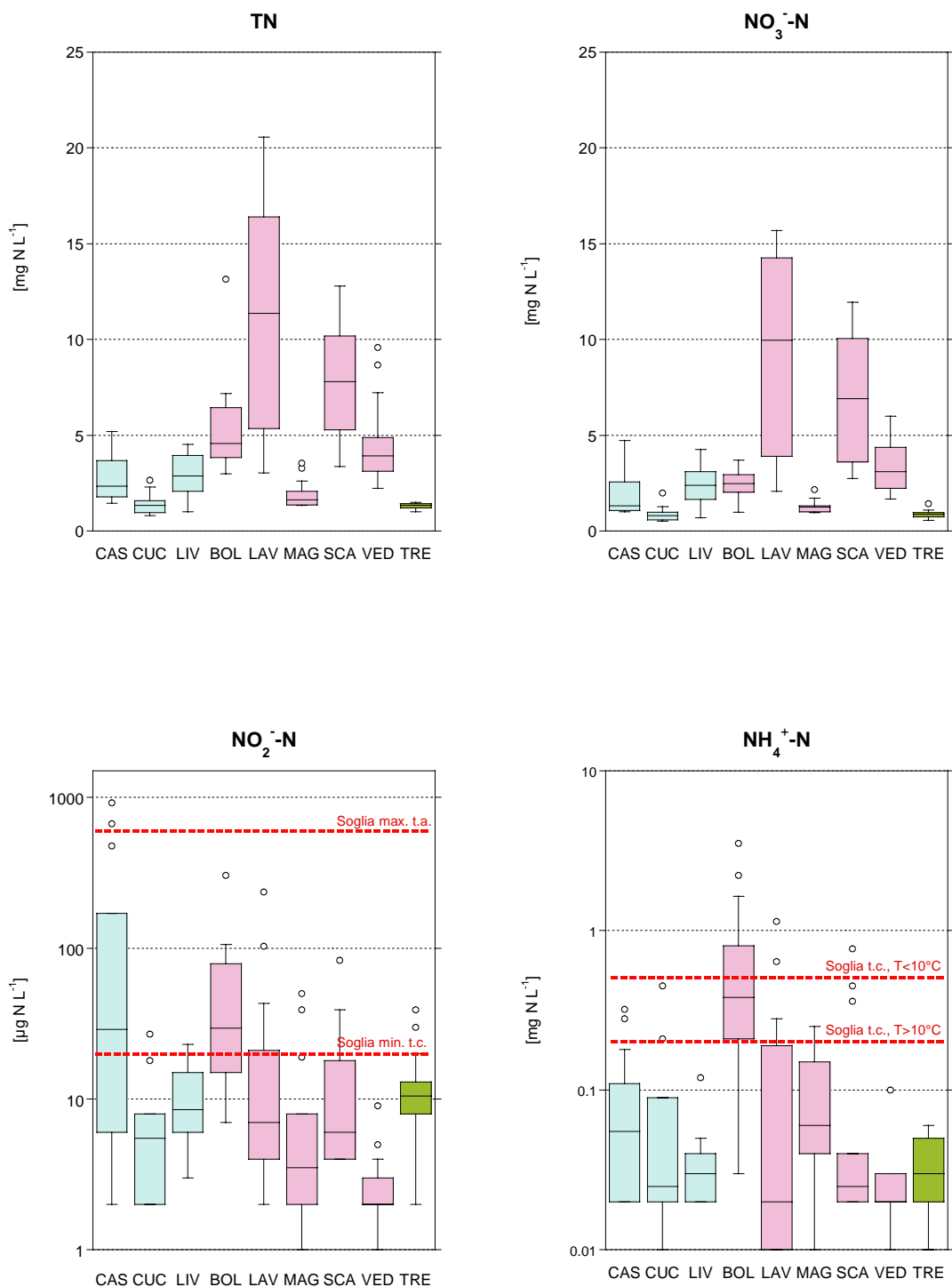


Fig. 4.1.1.b. Lago di Lugano, 2012: concentrazioni di azoto (totale, nitrico, nitroso e ammoniacale) nei tributari maggiori.

CAS=Cassarate, CUC=Cuccio, LIV=Livone, BOL=Bolletta, LAV=Laveggio, MAG=Magliasina, SCA=Scairolo, VED=Vedeggio, TRE=Tresa.

Tributari del BN in azzurro, tributari del BS in violetto, emissario (Tresa) in verde. t.a.=tossicità acuta, t.c.=tossicità cronica.

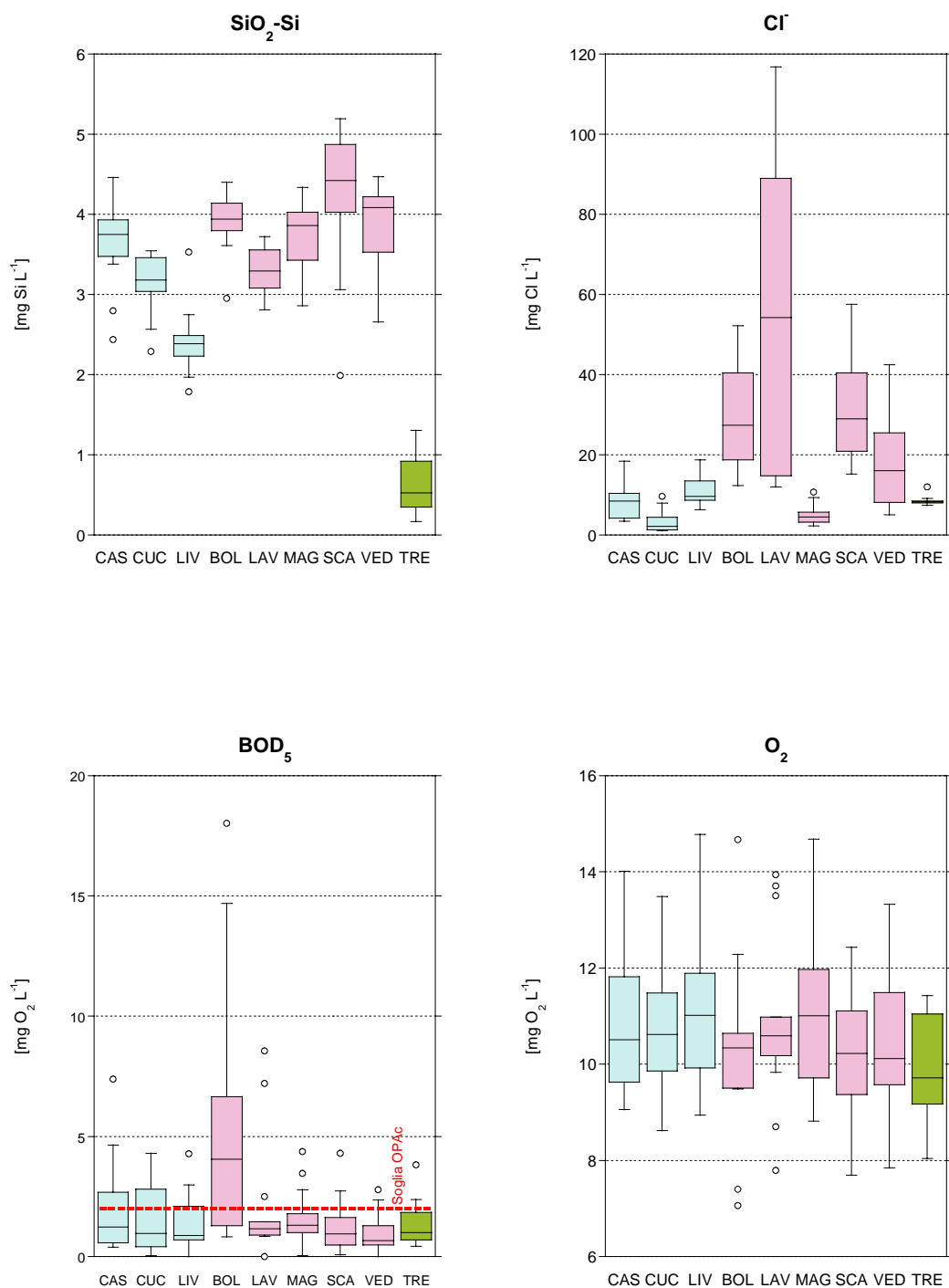


Fig. 4.1.1.c. Lago di Lugano, 2012: concentrazioni di silice reattiva, cloruro, BOD₅ e ossigeno disciolto nei tributari maggiori.
 CAS=Cassarate, CUC=Cuccio, LIV=Livone, BOL=Bolletta, LAV=Laveggio, MAG=Magliasina, SCA=Scairolo, VED=Vedeggio, TRE=Tresa.
 Tributari del BN in azzurro, tributari del BS in violetto, emissario (Tresa) in verde.

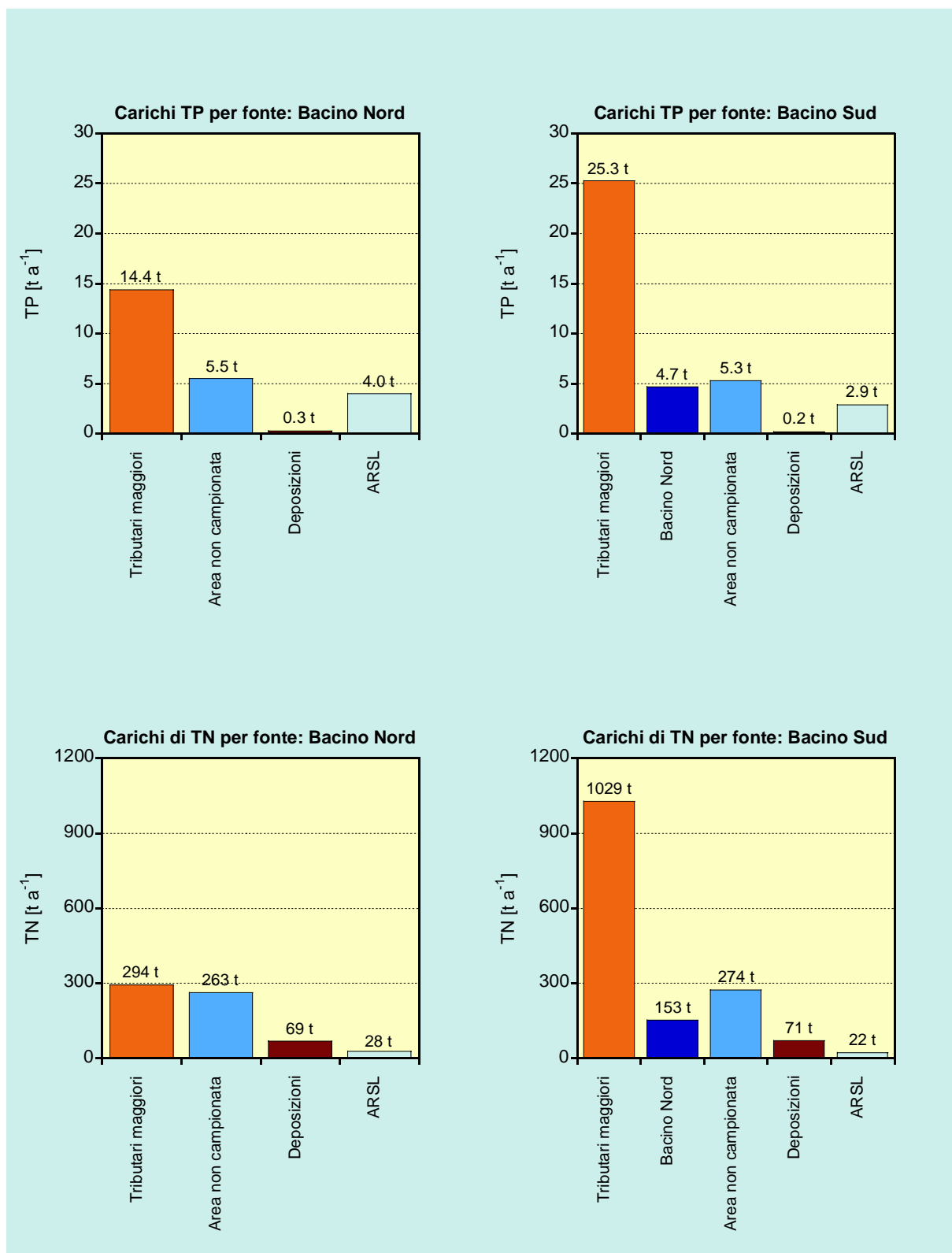


Fig. 4.3.1. Lago di Lugano, 2012: carichi esterni di TP e TN nei bacini Nord e Sud, suddivisi per fonte.
ARSL=Abitanti Rivaschi e Scaricatori di piena al Lago.

5. CARATTERISTICHE FISICHE E CHIMICHE DELLE ACQUE LACUSTRI

Le indagini chimiche sull'ambiente pelagico sono state svolte nelle stazioni di Gandria per il Bacino Nord e di Melide e Figino per il Bacino Sud, scelte in modo da tener conto della diversità delle condizioni limnologiche esistenti nel lago. I dati sono stati raccolti con frequenza mensile. I parametri torbidità, temperatura, ossigeno disciolto, pH e conducibilità sono stati misurati a intervalli di 0.5 m di profondità tramite sonda multiparametrica. Gli altri parametri sono stati misurati a partire da campioni d'acqua raccolti a profondità discrete e analizzati secondo i protocolli consueti [17].

5.1. Trasparenza

Nel 2012 la trasparenza media è stata simile nelle tre stazioni (Gandria=6.4 m, Melide=6.6 m, Figino=6.1 m). Le dinamiche temporali (Fig. 5.1.1.) sono state anch'esse simili e hanno compreso: (i) dei valori invernali (gennaio-febbraio) massimi, compresi perlopiù tra 8 e 12 m, che denotano acque limpide; (ii) una fase primaverile (marzo) di diminuzione della trasparenza, dovuta soprattutto allo sviluppo di diatomee, culminata nei valori minimi annuali a Gandria e Figino (2.1-2.3 m) e pressoché minimi a Melide (2.6 m); (iii) una fase di chiarificazione primaverile-estiva (aprile-luglio), dovuta all'esaurimento dei nutrienti e al consumo di fitoplancton da parte dello zooplancton; (iv) una fase di intorbidimento estivo-autunnale (luglio-agosto), dovuta allo sviluppo autunnale di fitoplancton e probabilmente alla precipitazione di calcite (vedi §§ 5.2 e 5.7); e (v) una successiva chiarificazione, che conclude il ciclo annuale. Una differenza tra le stazioni concerne la trasparenza autunnale, che è stata maggiore nel Bacino Sud (Figino e Melide) rispetto al Bacino Nord (Gandria).

La trasparenza riflette la densità di fitoplancton ed è considerata un indice dello strato trofico dei laghi. I minimi di trasparenza durante il periodo vegetativo (poco più di 2 m) osservati nel lago sono tipici di laghi mesotrofici o eutrofici [18].

5.2. Torbidità

L'andamento dei profili di torbidità (Fig. 5.2.1.) è stato simile nelle tre stazioni, ed è stato contraddistinto da tre periodi di intorbidamento originatisi nella zona trofoga (~0-20 m). Il primo periodo si è verificato tra fine marzo e aprile, ed è ascrivibile alla fase di sviluppo primaverile delle diatomee (vedi Capitolo 6). Il secondo periodo si è verificato principalmente in agosto, ed ha interessato soprattutto la stato d'acqua sovrastante il termocline, a circa 10 m di profondità. Questa fase, durante la quale si sono registrati i massimi annuali, ha probabilmente più di una causa, tra cui lo sviluppo estivo di cloroficee e l'accumulo di calcite ("marl turbidity") precipitata dall'epilimnio (vedi § 5.7). Il terzo periodo, meno distinto (e forse da suddividere in due fasi), si è verificato tra ottobre e dicembre, ed è probabilmente correlato allo sviluppo autunnale di cloroficee coccali (vedi Capitolo 6).

5.3. Temperatura dell'acqua

Le temperature minime in superficie sono state registrate in febbraio (Gandria=5.3°C, Melide=5.3°C, Figino=5.1°C), mese in cui il profilo della temperatura denota una sostanziale omotermia su tutta la colonna d'acqua (Fig. 5.3.1.). A partire dal mese di marzo, la temperatura delle acque superficiali ha incominciato a crescere, determinando discontinuità nel profilo termico e, conseguentemente, la stratificazione delle acque. Le acque epilimniche hanno continuato a scaldarsi fino a raggiungere i massimi annuali in agosto (Gandria=26.5°C, Melide=28.2°C, Figino=28.0°C), per poi raffreddarsi gradualmente fino a dicembre.

5.4. Bilancio termico

Il bilancio tra radiazione netta assorbita dal lago e perdita di calore per evaporazione e conduzione (vedi Tabella 5.4.1. e Fig. 5.4.1.) indica che nel 2012 l'acqua del lago ha immagazzinato calore tra marzo e agosto e ha perso calore durante gli altri mesi, secondo il normale ciclo annuale. Le perdite di inizio anno (gennaio e febbraio) hanno raggiunto un valore massimo di $-6.97 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ a Melide, mentre quelle di fine anno (novembre e dicembre) sono state sensibilmente più importanti, raggiungendo $-8.65 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ a Figino.

Queste tendenze si desumono anche dall'andamento mensile dei flussi di calore sulla colonna d'acqua calcolati a partire dai profili quindicinali di temperatura (Fig. 5.4.2.). In tutte le stazioni, gli strati superficiali hanno incominciato a riscaldarsi a marzo, e hanno accumulato calore fino alla fine di agosto. Tra giugno e settembre si è verificato un lieve episodio di raffreddamento di masse d'acqua in profondità, probabilmente da ricondursi all'immissione di acque fredde nel lago a seguito di forti precipitazioni.

All'inizio dell'anno (gennaio-febbraio) il raffreddamento delle acque si è spinto in profondità, fino a oltre 200 m nel Bacino Nord e fino al fondo nel Bacino Sud, dove ha contribuito ad avviare la circolazione delle acque. In autunno, il raffreddamento si è svolto in modo consueto, coinvolgendo acque sempre più profonde (da 0 m fino a ~25 m) da settembre alla fine dell'anno.

Nel Bacino Nord, lo scambio di energia con l'atmosfera ha comportato un guadagno complessivo annuo di $1'591 \text{ MJ m}^{-2}$, a fronte di una perdita di $-1'129 \text{ MJ m}^{-2}$, ovvero un guadagno netto di 462 MJ m^{-2} . Per il sottobacino di Melide, il guadagno è stato di $1'343 \text{ MJ m}^{-2}$ e la perdita di $1'108 \text{ MJ m}^{-2}$, per un guadagno netto di 235 MJ m^{-2} . Nel sottobacino di Figino, l'accumulo netto di calore è stato di 141 MJ m^{-2} (guadagno: $1'216 \text{ MJ m}^{-2}$; perdita: $1'074 \text{ MJ m}^{-2}$). Il calcolo del bilancio termico non è completo (mancano per esempio gli apporti calorici dovuti agli immissari e le perdite dovute agli emissari), ma questi guadagni suggeriscono che nel 2012, come già negli anni precedenti (2009-2011), il Lago di Lugano ha accumulato calore.

5.5. Ossigeno disciolto

Nel Bacino Nord, gli strati profondi (da 100-125 m al fondo) sono stati scarsamente ossigenati ($<1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) tutto l'anno (Fig. 5.5.1.). Campioni d'acqua raccolti a profondità discrete e analizzati con il metodo di Winkler indicano condizioni di anossia costante a partire da ~ 250 m di profondità. Nella zona trofoga le concentrazioni diurne di ossigeno si sono mantenute elevate ($>7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) quasi tutto l'anno, raggiungendo un picco di $17.2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ a marzo, durante la fase di sviluppo primaverile delle diatomee.

Nel Bacino Sud, la circolazione completa di febbraio ha determinato una curva omograda dell'ossigeno disciolto. In questa fase, la concentrazione dell'ossigeno disciolto è stata compresa tra 7 e $8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. In seguito, l'instaurarsi della stratificazione e la crescente attività fotosintetica nella zona trofoga hanno creato una curva eterograda, in cui alla forte ossigenazione della zona trofoga ($>7-8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) si è contrapposto un deficit negli strati più profondi. Condizioni pressoché anossiche ($<1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) si sono sviluppate nell'immediata vicinanza del fondo (≤ 2 m) dalla fine di giugno in poi.

5.6. Conducibilità elettrica

Nel Bacino Nord, nella zona trofolitica (da ~ 20 m di profondità fino al fondo) la conducibilità è stata relativamente costante nel tempo ($230-260 \mu\text{S cm}^{-1}$). In confronto, nella zona trofoga, la conducibilità è calata leggermente in estate, probabilmente a causa della precipitazione di calcite (vedi § 5.7), che riduce la concentrazione di bicarbonato, uno dei maggiori ioni disciolti presenti nel lago.

Anche nel Bacino Sud, nella zona trofolitica la conducibilità si è mantenuta relativamente omogenea fino a giugno, mentre in seguito è aumentata negli strati sovrastanti il fondo a causa del rilascio di sostanze disciolte dai sedimenti anossici (vedi § 5.5). Nella zona trofoga, la conducibilità ha raggiunto valori massimi a seguito della circolazione di febbraio, ed è poi leggermente calata in estate, analogamente a quanto è avvenuto nel Bacino Nord.

5.7. Valore pH e alcalinità totale

Il pH è variato soprattutto nella zona trofoga (Fig. 5.7.1.). In questa zona, il pH è aumentato al di sopra delle 8 unità a partire da marzo, vale a dire dall'inizio del periodo vegetativo e della stratificazione delle acque, determinando una condizione di discontinuità sulla colonna d'acqua. Valori di $\text{pH} \geq 8$ unità si sono poi mantenuti fino a dicembre (Figino e Melide) o alla fine dell'anno (Gandria). I valori massimi di pH sono stati raggiunti in primavera o in estate, al culmine di fasi di sviluppo di popolamenti fitoplanctonici (vedi Capitolo 6) e sono stati simili in tutte le tre stazioni (Gandria=9.12 unità, Melide=8.85 unità, Figino=8.87 unità).

L'alcalinità, dovuta essenzialmente al sistema carbonato-bicarbonato, mostra evoluzioni inverse a quelle del pH (Fig. 5.7.2.). Anche in questo caso l'evoluzione annuale dipende dall'attività fotosintetica, più precisamente dalla precipitazione di calcite in periodi di attività fotosintetica intensa, che causa una

perdita netta (per sedimentazione) di alcalinità totale. Nel lago, tra agosto e settembre, questo fenomeno si traduce in calo di alcalinità nella zona trofoga, dove il pH sale oltre le 8.4 unità. Nel bacino Sud, al calo nella zona trofoga corrisponde un accumulo in acque più profonde (soprattutto tra 20 m e 50 m), che probabilmente contribuisce a spiegare l'aumento di torbidità riscontrato in questo periodo (vedi § 5.2).

5.8. Composti dell'azoto

L'azoto nitrico ($\text{NO}_3\text{-N}$) è stato rilevato fino a ~125 m di profondità nel Bacino Nord, in concentrazioni basse ($<0.5 \text{ mg N L}^{-1}$), e fino al fondo nel Bacino Sud, in concentrazioni più importanti (massimo 1.2 mg N L^{-1} ; Fig. 5.8.1.). Nel Bacino Nord, le concentrazioni sono rimaste costanti durante l'anno, mentre nel Bacino Sud sono diminuite in modo quasi speculare in superficie e sul fondo durante il periodo estivo-autunnale. Queste diminuzioni, tipiche per questo bacino, sono dovute all'assimilazione da parte del fitoplancton negli strati superficiali e a processi di denitrificazione negli strati profondi.

L'azoto ammoniacale ($\text{NH}_4\text{-N}$) ha avuto un andamento vicariante a quello dell'azoto nitrico (Fig. 5.8.2.), ovvero, è stato presente in misura costante negli strati profondi del Bacino Nord (al di sotto di 150 m di profondità), e si è sviluppato in autunno sul fondo del Bacino Sud, causa la mineralizzazione di sedimenti organici in condizioni anaerobiche (ammonificazione).

L'azoto nitroso ($\text{NO}_2\text{-N}$), prodotto intermedio della de/nitrificazione, è stato riscontrato in concentrazioni consistenti tra giugno e agosto solo nel Bacino Sud, sotto i 70 m di profondità (Fig. 5.8.3.).

L'azoto totale (TN) è risultato presente in concentrazioni relativamente basse ($\leq 1 \text{ mg N L}^{-1}$) nel Bacino Nord (Fig. 5.8.4.). In questo bacino, la distribuzione sulla colonna d'acqua ha messo in evidenza una larga fascia tra 100 m e 225 m di profondità dove l'azoto è particolarmente scarso, presumibilmente perché vi predominano processi di denitrificazione. Nel Bacino Sud, le concentrazioni sono state maggiori rispetto al Bacino Nord (massimo 2.5 mg N L^{-1}) e hanno mostrato un andamento temporale più marcato, caratterizzato da un aumento in profondità tra luglio e dicembre, dovuto alla mineralizzazione dei sedimenti.

5.9. Composti del fosforo

Nel Bacino Nord, le concentrazioni di fosforo totale (TP) e reattivo (RP), si sono mantenute relativamente stabili nel tempo a profondità $\sim >50 \text{ m}$ (Figg. 5.9.1-2.). Come in passato, le concentrazioni di entrambi i parametri hanno mostrato un gradiente verticale, con valori crescenti verso il fondo. Nel caso del TP, le concentrazioni sono variate da $30\text{-}40 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ a 50 m a oltre $240 \text{ } \mu\text{g P L}^{-1}$ sul fondo. Nel caso del PO_4 , i valori sono stati pari a ~95% del TP. Nello strato 0-50 m, la distribuzione del TP è risultata omogenea a marzo, a seguito del rimescolamento delle acque. Tra aprile e luglio, la concentrazione è diminuita, soprattutto nello strato trofogeno, a causa dell'assimilazione e la successiva sedimentazione del plancton. In seguito, la concentrazione è rimasta costante fino alla fine dell'anno. I valori di RP mostrano un andamento simile, salvo

un'ulteriore diminuzione estiva dovuta all'assimilazione biologica, che ha portato all'esaurimento completo di questo nutriente (concentrazioni inferiori al limite di quantificazione) principalmente tra agosto e settembre.

Nel Bacino Sud, la circolazione ha determinato una distribuzione di fosforo pressoché omogenea su tutta la colonna d'acqua a marzo. In seguito l'andamento delle concentrazioni si è differenziato secondo la profondità. Nello strato trofogeno, come nel Bacino Nord, le concentrazioni di TP e RP sono diminuite, e sono state in calo o stabili fino a ottobre. Nella zona trofolitica, in particolare negli strati vicini ai sedimenti, le concentrazioni di fosforo hanno incominciato a crescere a partire da giugno a Melide ma non prima di luglio a Figino, quando l'ossigeno è sceso sotto i $\sim 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (favorendo la solubilità del RP). I valori massimi sono stati raggiunti a dicembre a Melide e a settembre a Figino.

Il fosforo è l'indicatore principale dello stato trofico delle acque lacustri, che si presuppone determinato da questo nutriente. Per questa ragione il programma di risanamento trofico del Lago di Lugano si è concentrato sull'abbattimento del TP. Più precisamente, il programma si è posto l'obiettivo di riportare le concentrazioni nel lago a valori $\leq 30 \mu\text{g P L}^{-1}$, corrispondenti alla soglia tra condizioni mesotrofiche e eutrofiche [16]. I risultati mostrano che nel 2012 le concentrazioni sono ancora superiori a quest'obiettivo: in profondità tutto l'anno, e nello strato trofogeno (0-20m) durante il periodo di rimescolamento delle acque, quando questo strato si ricarica di nutrienti, (febbraio-marzo: Gandria $38 \mu\text{g P L}^{-1}$; Melide $41 \mu\text{g P L}^{-1}$; Figino $42 \mu\text{g P L}^{-1}$).

5.10. Silicati reattivi

Nel Bacino Nord, il profilo verticale della concentrazione della silice reattiva ($\text{SiO}_2\text{-Si}$) nella zona trofolitica indica un gradiente in gennaio (da 3 mg Si L^{-1} sul fondo a 0.7 mg Si L^{-1} a 20 m), che si è affievolito nel corso di febbraio (Fig. 5.10.1.). In seguito, le concentrazioni di $\text{SiO}_2\text{-Si}$ nella zona trofolitica sono rimaste relativamente stabili. Nella zona trofogeno esse sono calate tra febbraio e marzo, in concomitanza alla fase di crescita delle diatomee, e sono rimaste inferiori a 0.7 mg Si L^{-1} ($0.0\text{-}0.7 \text{ mg Si L}^{-1}$) fino al termine della stagione vegetativa.

Nel Bacino Sud, i profili di $\text{SiO}_2\text{-Si}$ hanno mostrato dinamiche simili. Nella zona trofolitica un gradiente invernale simile a quello osservato a Gandria, ma verticalmente più compresso, si è dissolto durante la circolazione di febbraio. In seguito, causa l'instaurarsi della stratificazione e l'inizio del periodo vegetativo, le concentrazioni di $\text{SiO}_2\text{-Si}$ sono calate nella zona trofogeno, ove si sono mantenute basse ($< 0.8 \text{ mg Si L}^{-1}$) fino all'autunno. Inversamente, nella zona trofolitica le concentrazioni hanno teso a crescere gradualmente fino alla fine dell'anno.

L'esaurimento della silice negli strati trofogeni è un fenomeno tipico di laghi eutrofici. Nei laghi oligotrofici, tipicamente, il fosforo diviene limitante prima degli altri nutrienti, impedendone l'esaurimento da parte delle diatomee. L'esaurimento della silice (concentrazioni $\sim \leq 0.2 \text{ mg Si L}^{-1}$) negli strati più superficiali del Lago di Lugano in primavera e estate può essere quindi considerato come un ulteriore sintomo di eutrofizzazione.

5.11. Ferro, manganese, solfuro e metano

Queste sostanze sono state riscontrate in concentrazioni consistenti durante tutto l'anno negli strati profondi ($\sim > 175$ m) del Bacino Nord, dove le acque sono state continuamente anossiche (Figg. 5.11.1-4.; vedi § 5.5). Nel Bacino Sud, queste sostanze sono state presenti in concentrazioni al più modeste (solfuro, quasi assente nel Bacino Sud, e ferro, presente quasi solo a Figino), oppure la loro presenza è stata limitata a giugno-dicembre (metano e manganese), quando i sedimenti sono diventati anossici (vedi § 5.4).

Tab. 5.4.1. Lago di Lugano, 2012: Componenti del bilancio termico mensile nei tre sottobacini lacustri [$\text{MJ m}^{-2} \text{g}^{-1}$]

Q_s =radiazione solare globale (onda corta); Q_r =radiazione solare riflessa (onda corta); Q_b =scambio radiazione ad onda lunga; $Q_n=Q_s-Q_r-Q_b$ =radiazione netta; Q_h =scambio termico per conduzione; Q_e =scambio termico per evaporazione (o condensazione), calcolato secondo [19]; R =Rapporto di Bowen; Q_t =calore scambiato ogni mese dal bacino, calcolato a partire dalle variazioni di temperatura rilevate nel lago.

Per dettagli sui metodi, si veda [20].

Gandria	Q_s	Q_r	Q_{se}	Q_b	Q_n	Q_e	Q_h	R	Q_t
<i>Gen</i>	5.96	0.83	5.13	6.96	-1.83	3.08	1.07	0.35	-6.41
<i>Feb</i>	9.42	1.04	8.38	7.06	1.32	3.24	1.66	0.51	-2.90
<i>Mar</i>	14.60	1.31	13.29	4.86	8.43	1.83	-1.37	-0.75	5.66
<i>Apr</i>	13.56	1.09	12.48	4.11	8.37	2.42	0.23	0.09	7.34
<i>Mag</i>	21.34	1.49	19.85	4.79	15.05	3.11	-0.33	-0.11	10.32
<i>Giu</i>	21.86	1.53	20.33	4.41	15.92	4.11	-0.17	-0.04	7.92
<i>Lug</i>	23.24	1.63	21.61	5.65	15.96	7.49	0.36	0.05	2.73
<i>Ago</i>	20.48	1.43	19.04	5.39	13.65	7.24	0.17	0.02	-0.18
<i>Set</i>	13.56	1.22	12.34	6.70	5.65	8.26	1.70	0.21	-0.95
<i>Ott</i>	8.90	0.89	8.01	6.64	1.37	4.82	1.75	0.36	-6.80
<i>Nov</i>	5.62	0.73	4.89	6.22	-1.33	3.57	1.58	0.44	-8.62
<i>Dic</i>	4.67	0.70	3.97	8.05	-4.09	4.63	2.84	0.61	-7.97

Melide	Q_s	Q_r	Q_{se}	Q_b	Q_n	Q_e	Q_h	R	Q_t
<i>Gen</i>	5.96	0.83	5.13	6.90	-1.78	3.14	1.05	0.33	-6.97
<i>Feb</i>	9.42	1.04	8.38	7.06	1.32	3.38	1.73	0.51	-2.89
<i>Mar</i>	14.60	1.31	13.29	4.80	8.49	1.83	-1.49	-0.81	6.87
<i>Apr</i>	13.56	1.09	12.48	4.21	8.27	2.69	0.35	0.13	7.06
<i>Mag</i>	21.34	1.49	19.85	5.07	14.78	3.77	-0.07	-0.02	7.70
<i>Giu</i>	21.86	1.53	20.33	4.93	15.40	5.51	0.29	0.05	5.85
<i>Lug</i>	23.24	1.63	21.61	6.23	15.39	9.57	0.96	0.10	2.56
<i>Ago</i>	20.48	1.43	19.04	5.53	13.51	7.97	0.31	0.04	0.36
<i>Set</i>	13.56	1.22	12.34	6.64	5.71	8.43	1.70	0.20	-2.78
<i>Ott</i>	8.90	0.89	8.01	6.49	1.52	4.69	1.65	0.35	-4.70
<i>Nov</i>	5.62	0.73	4.89	6.07	-1.19	3.47	1.48	0.43	-6.10
<i>Dic</i>	4.67	0.70	3.97	7.90	-3.94	4.58	2.74	0.60	-8.27

Figino	Q_s	Q_r	Q_{se}	Q_b	Q_n	Q_e	Q_h	R	Q_t
<i>Gen</i>	5.96	0.83	5.13	6.84	-1.71	3.10	0.98	0.31	-6.20
<i>Feb</i>	9.42	1.04	8.38	7.07	1.31	3.45	1.77	0.51	-1.71
<i>Mar</i>	14.60	1.31	13.29	4.88	8.40	1.98	-1.43	-0.72	6.45
<i>Apr</i>	13.56	1.09	12.48	4.48	8.00	3.19	0.68	0.21	7.09
<i>Mag</i>	21.34	1.49	19.85	5.35	14.50	4.43	0.23	0.05	5.84
<i>Giu</i>	21.86	1.53	20.33	5.15	15.18	6.19	0.52	0.08	6.92
<i>Lug</i>	23.24	1.63	21.61	6.39	15.23	10.30	1.16	0.11	2.10
<i>Ago</i>	20.48	1.43	19.04	5.37	13.67	7.62	0.15	0.02	0.62
<i>Set</i>	13.56	1.22	12.34	6.45	5.90	8.02	1.50	0.19	-1.75
<i>Ott</i>	8.90	0.89	8.01	6.45	1.56	4.70	1.64	0.35	-5.18
<i>Nov</i>	5.62	0.73	4.89	6.04	-1.16	3.49	1.47	0.42	-6.39
<i>Dic</i>	4.67	0.70	3.97	7.83	-3.86	4.54	2.69	0.59	-8.65

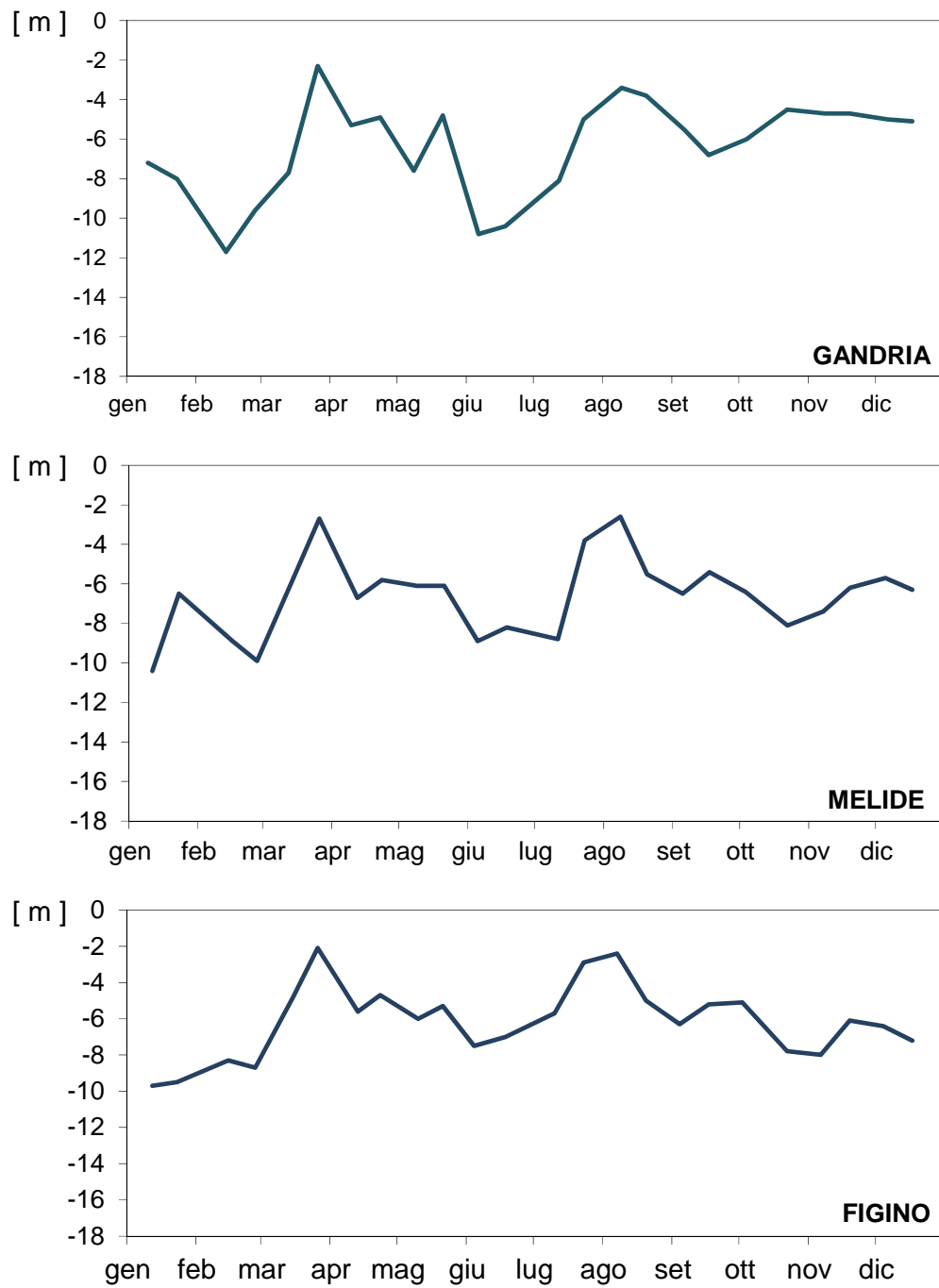


Fig. 5.1.1. Lago di Lugano, 2012: valori di trasparenza misurati con il disco di Secchi .

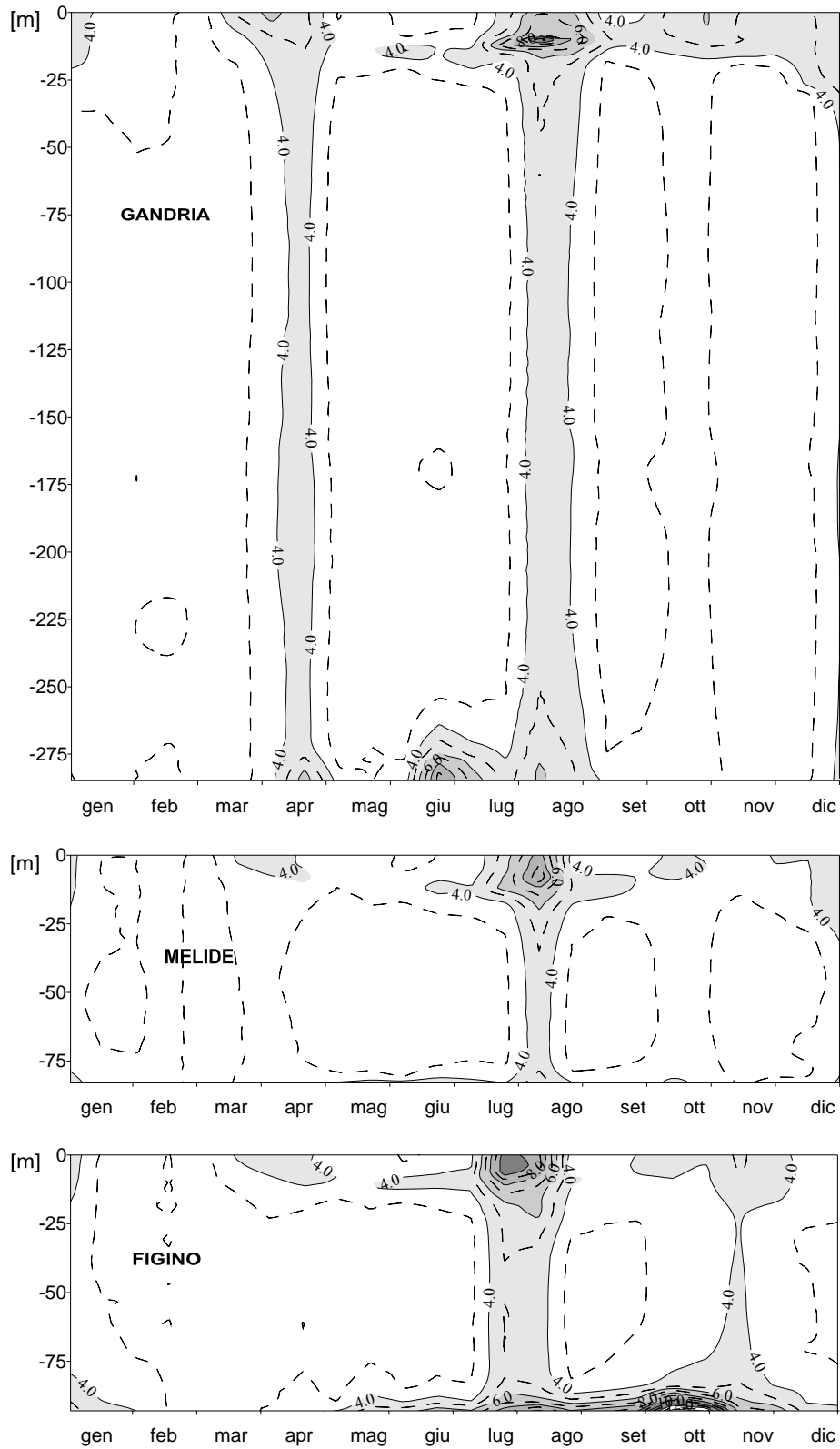


Fig. 5.2.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della torbidità in profondità e nel tempo [FTU] .

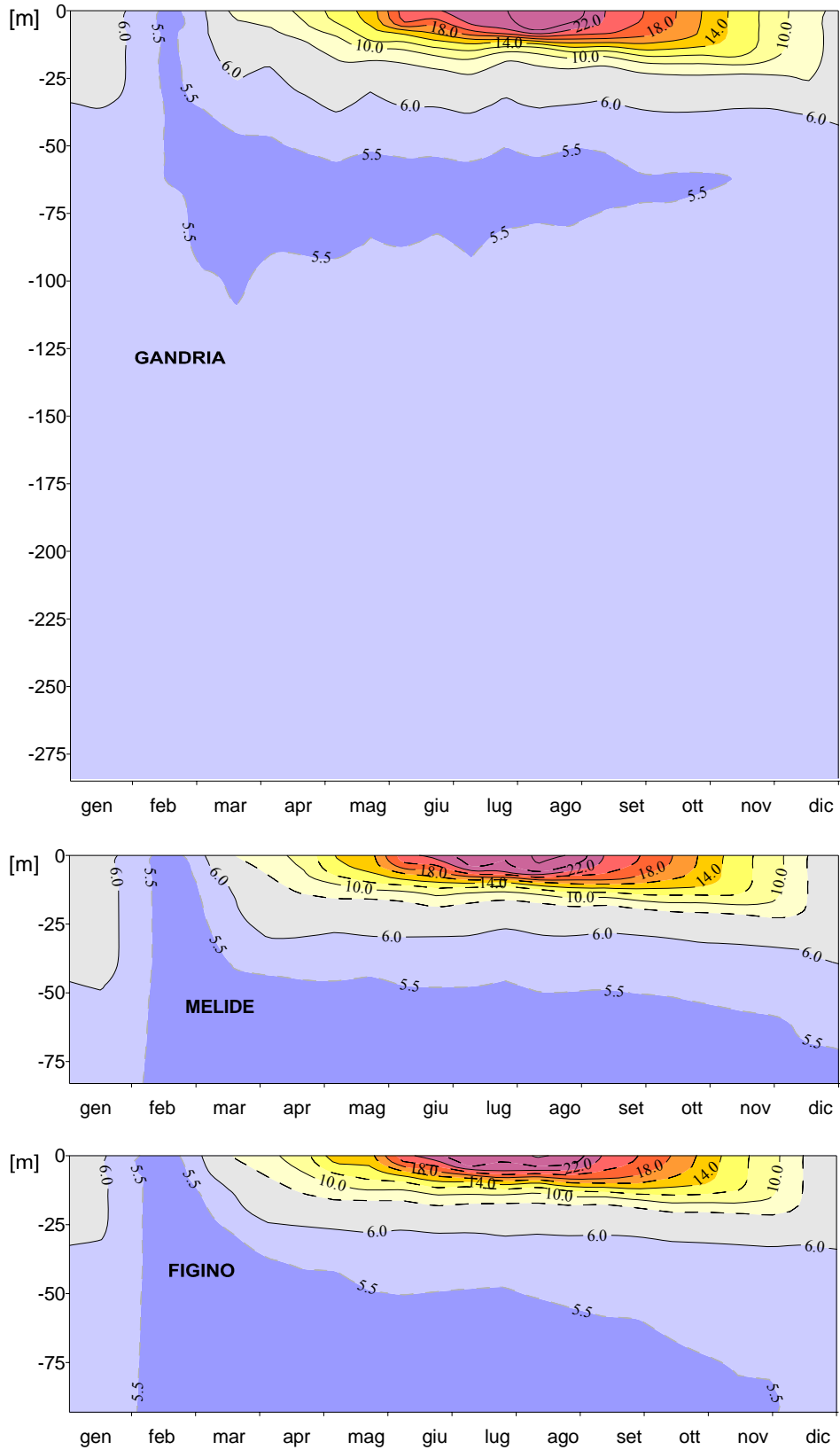


Fig. 5.3.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della temperatura in profondità e nel tempo [°C].

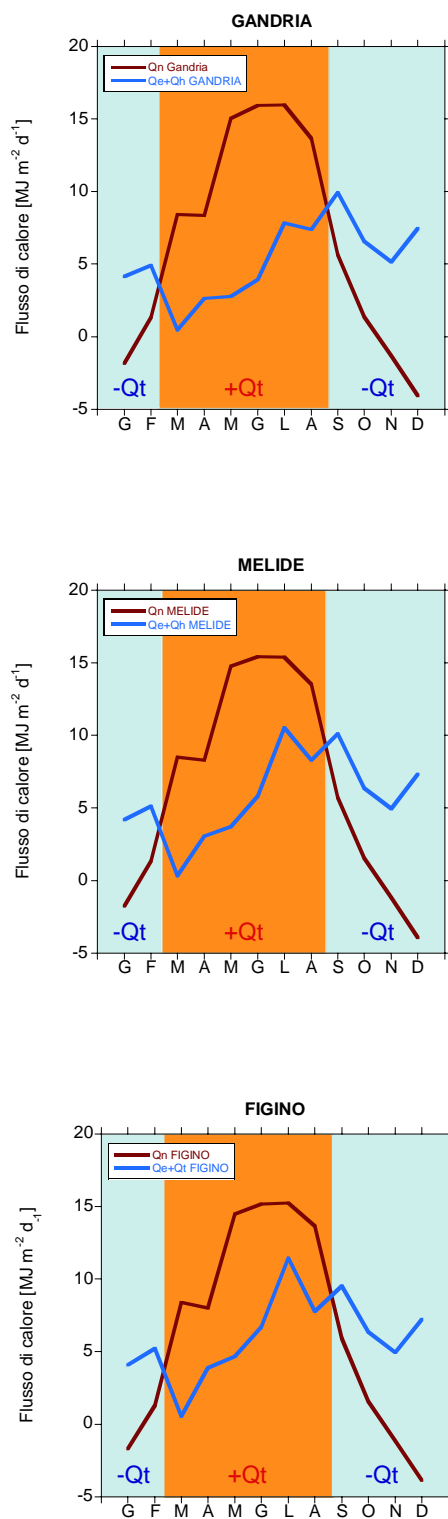


Fig. 5.4.1. Lago di Lugano, 2012: bilancio termico. Q_n rappresenta la radiazione netta assorbita dall'acqua, Q_h lo scambio di calore con l'atmosfera per conduzione e Q_e lo scambio di calore per evaporazione (vedi Tabella 5.4.1.). Quando $Q_n > Q_h + Q_e$, il lago acquista calore, ovvero Q_t (calore scambiato dal lago) è positivo. Quando $Q_n < Q_h + Q_e$, il lago perde calore.

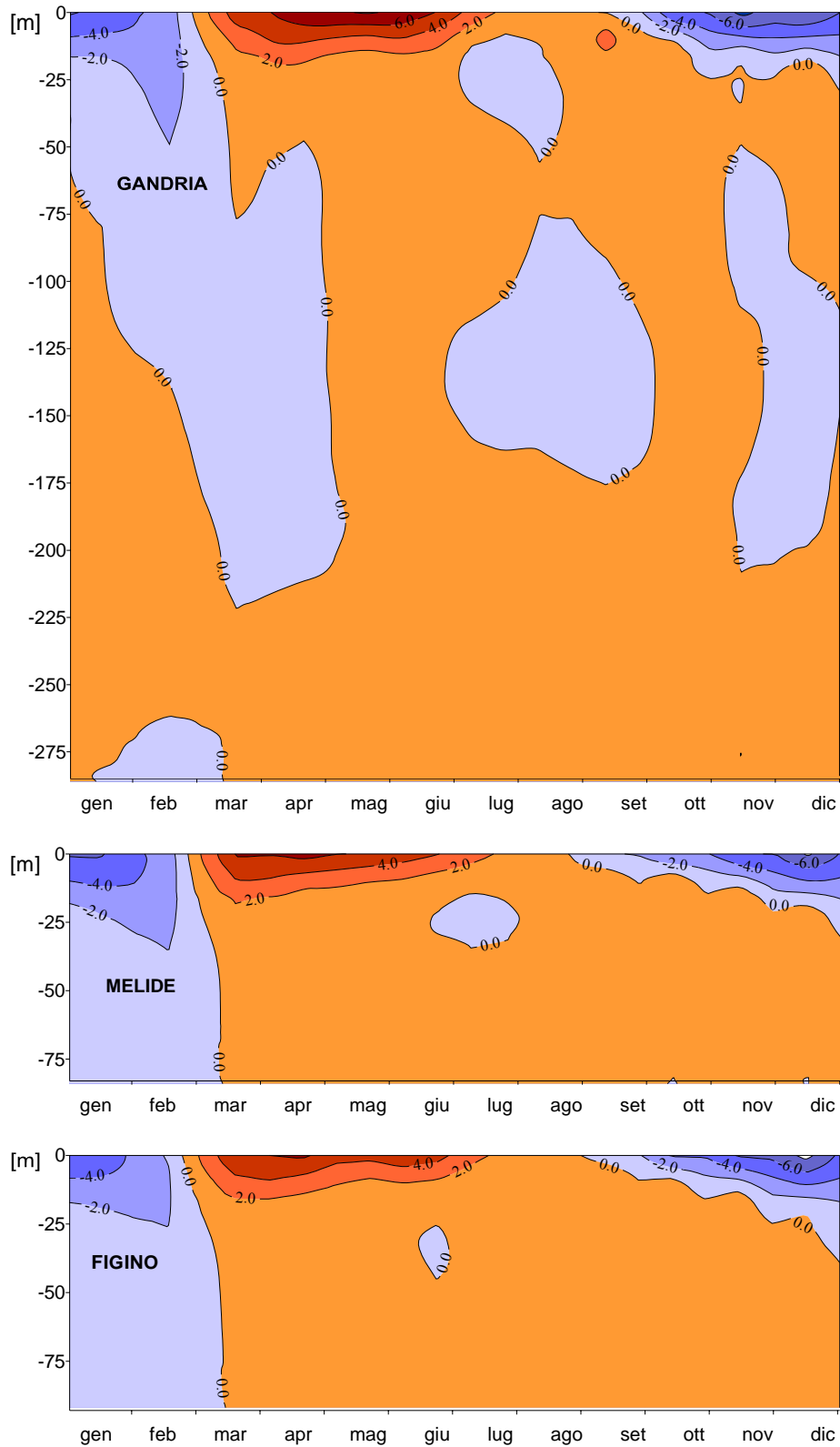


Fig. 5.4.2. Lago di Lugano, 2012: evoluzione dei flussi di calore in profondità e nel tempo [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$].

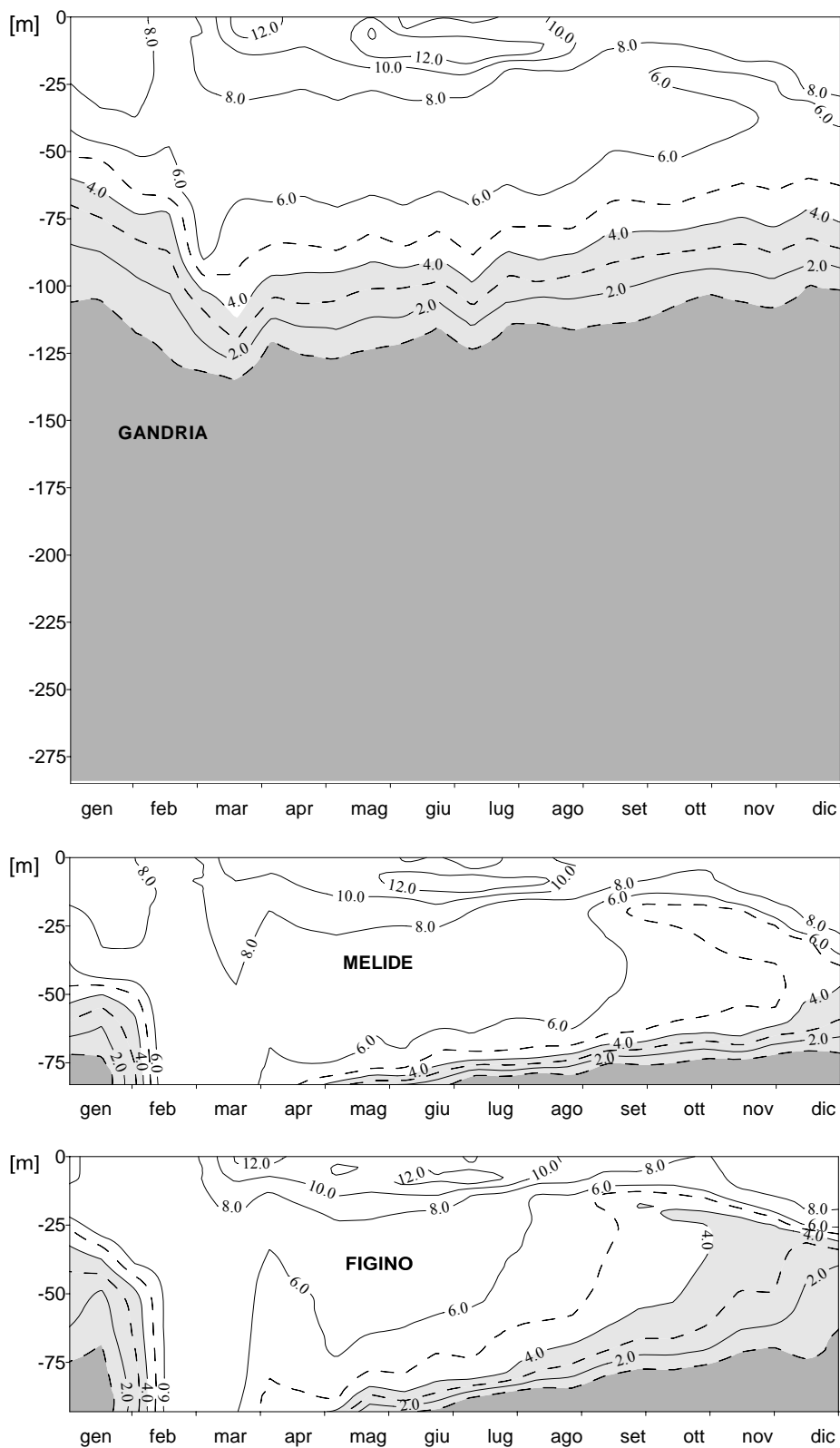


Fig. 5.5.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione dell'ossigeno disciolto in profondità e nel tempo [$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$].

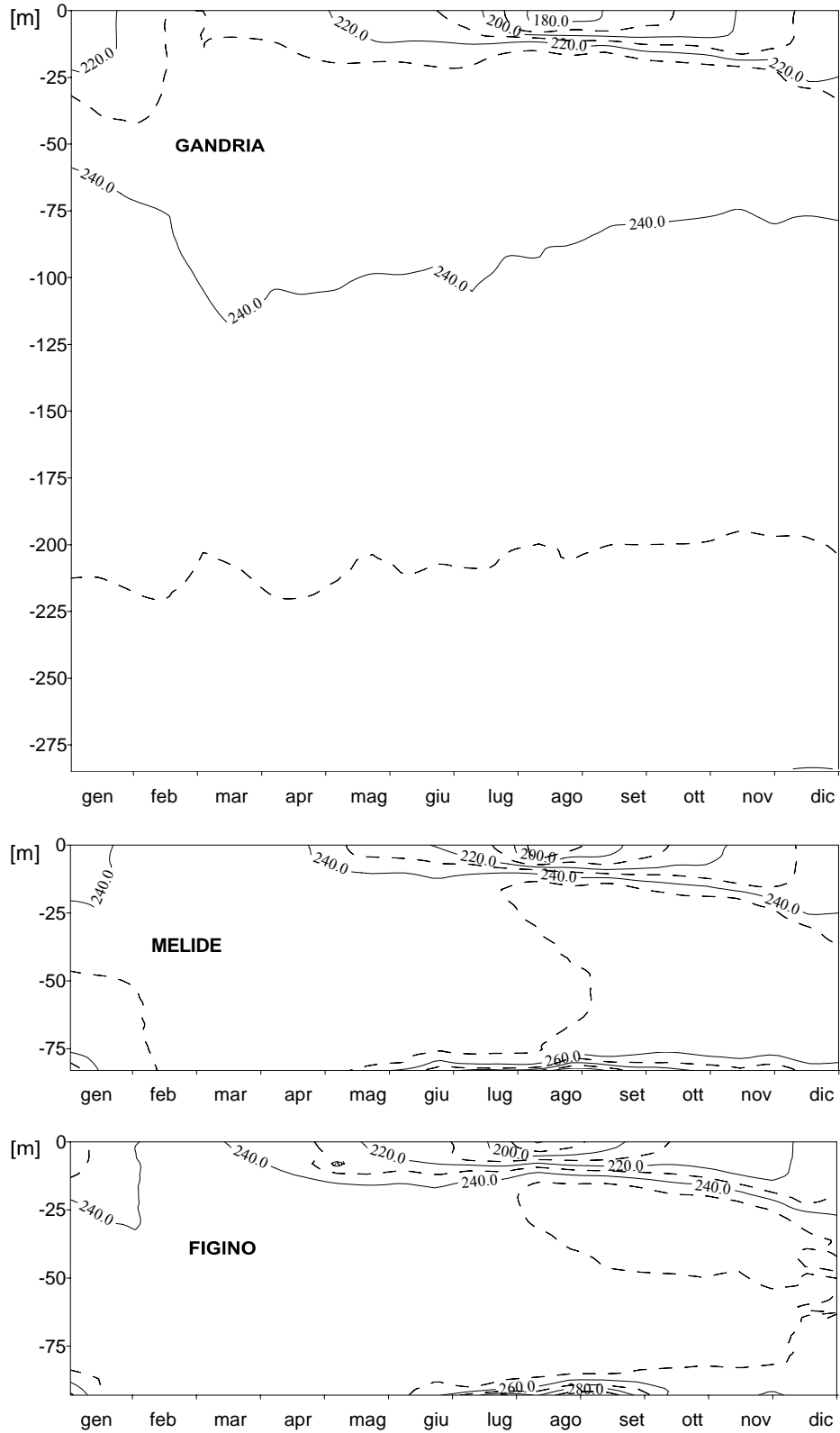


Fig. 5.6.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della conducibilità specifica a 20°C in profondità e nel tempo [$\mu\text{S cm}^{-1}$].

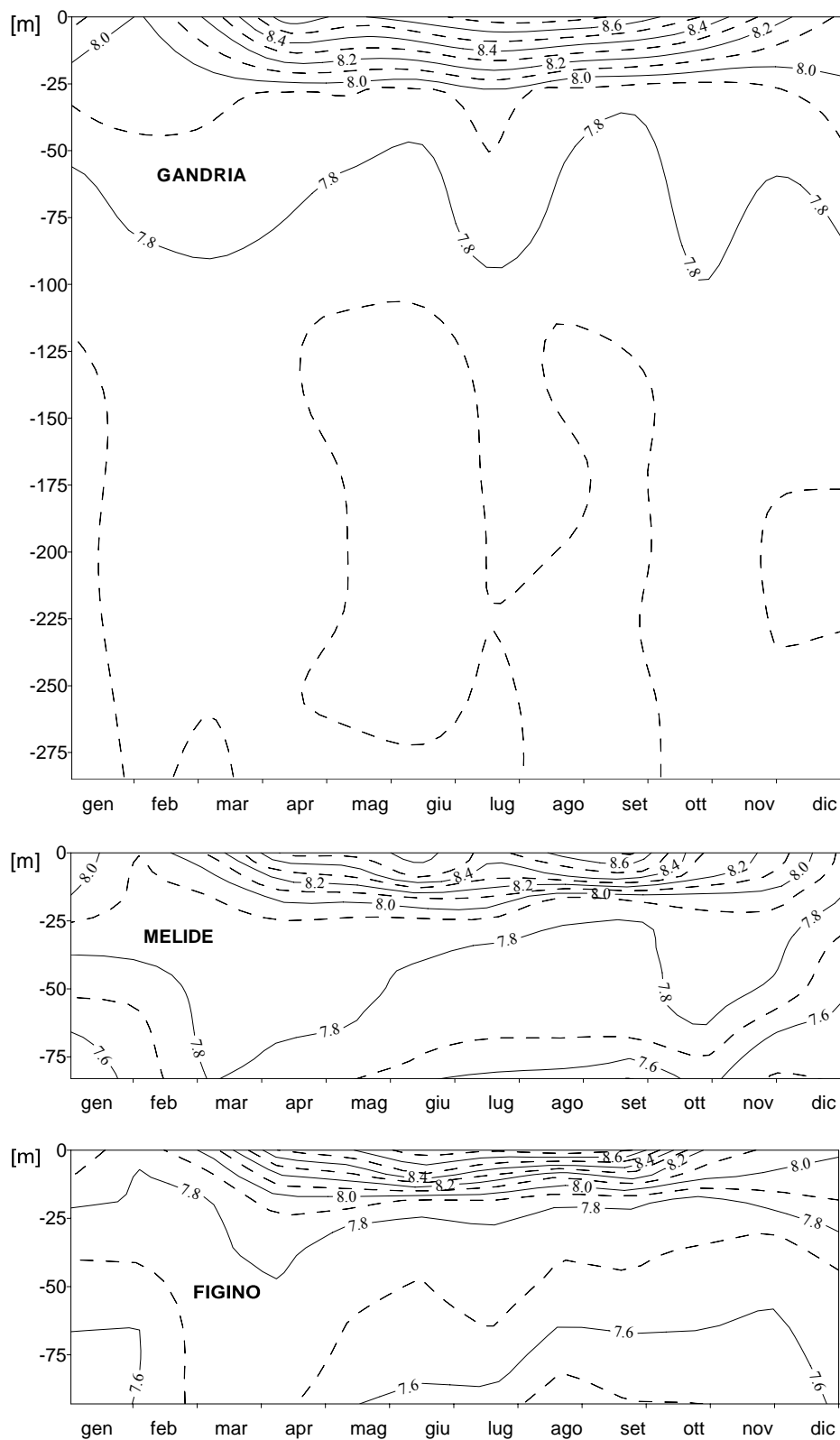


Fig. 5.7.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione del pH in profondità e nel tempo [unità pH].

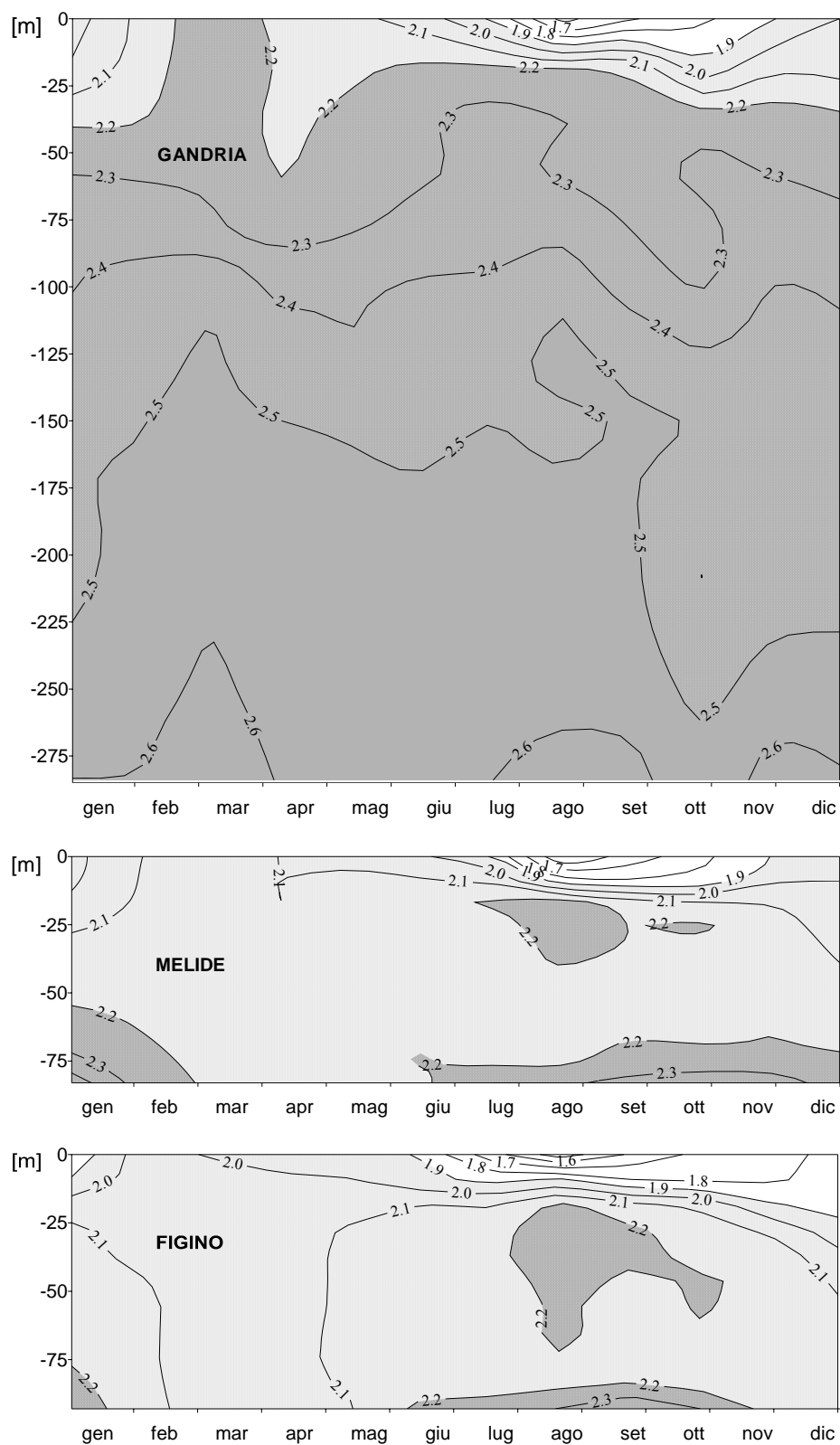


Fig. 5.7.2. Lago di Lugano, 2012: evoluzione dell'alcalinità in profondità e nel tempo [meq L⁻¹].

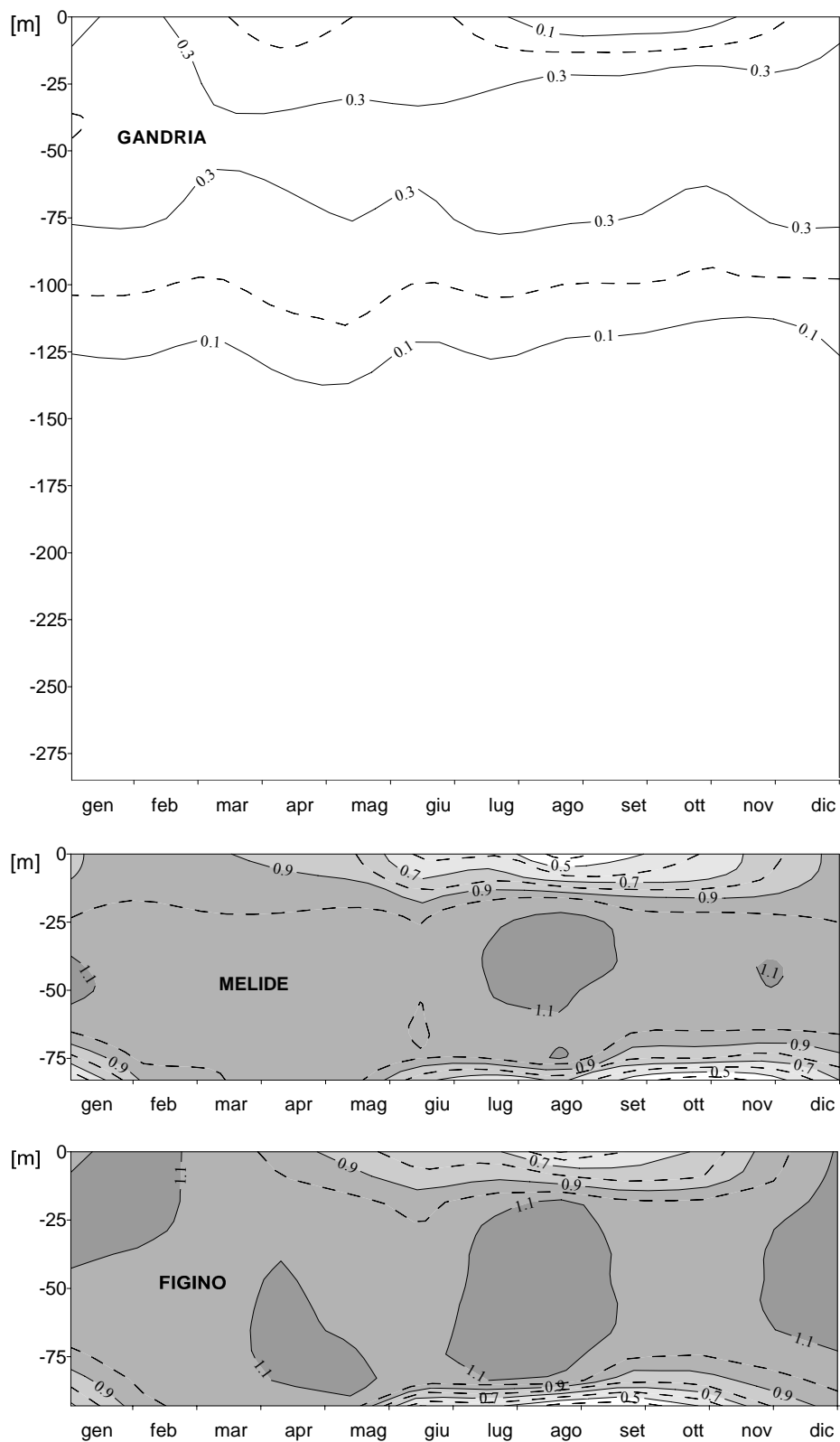


Fig. 5.8.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione dell'azoto nitrico in profondità e nel tempo [mg N L⁻¹].

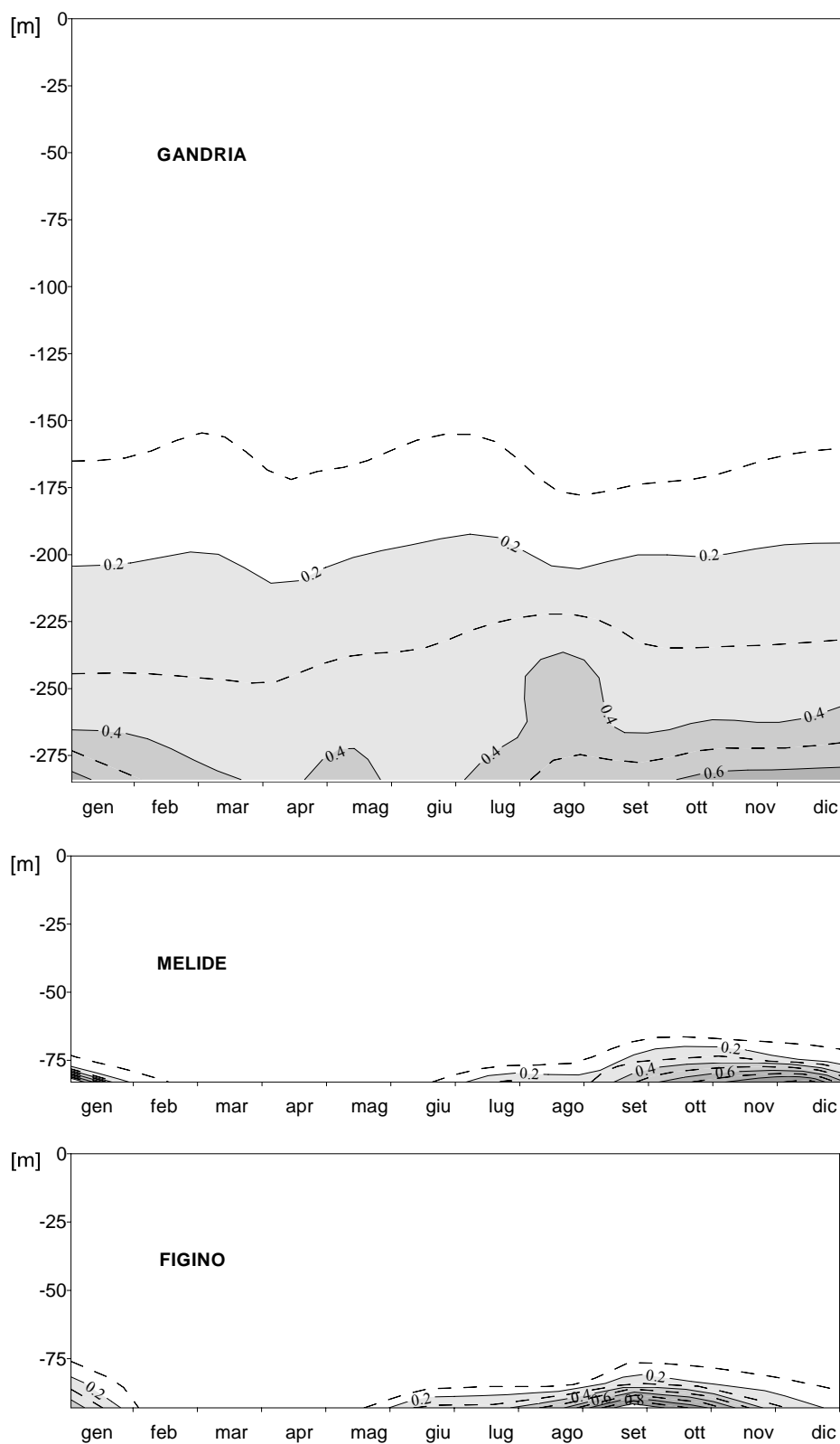


Fig. 5.8.2. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione dell'azoto ammoniacale in profondità e nel tempo [mg N L^{-1}].

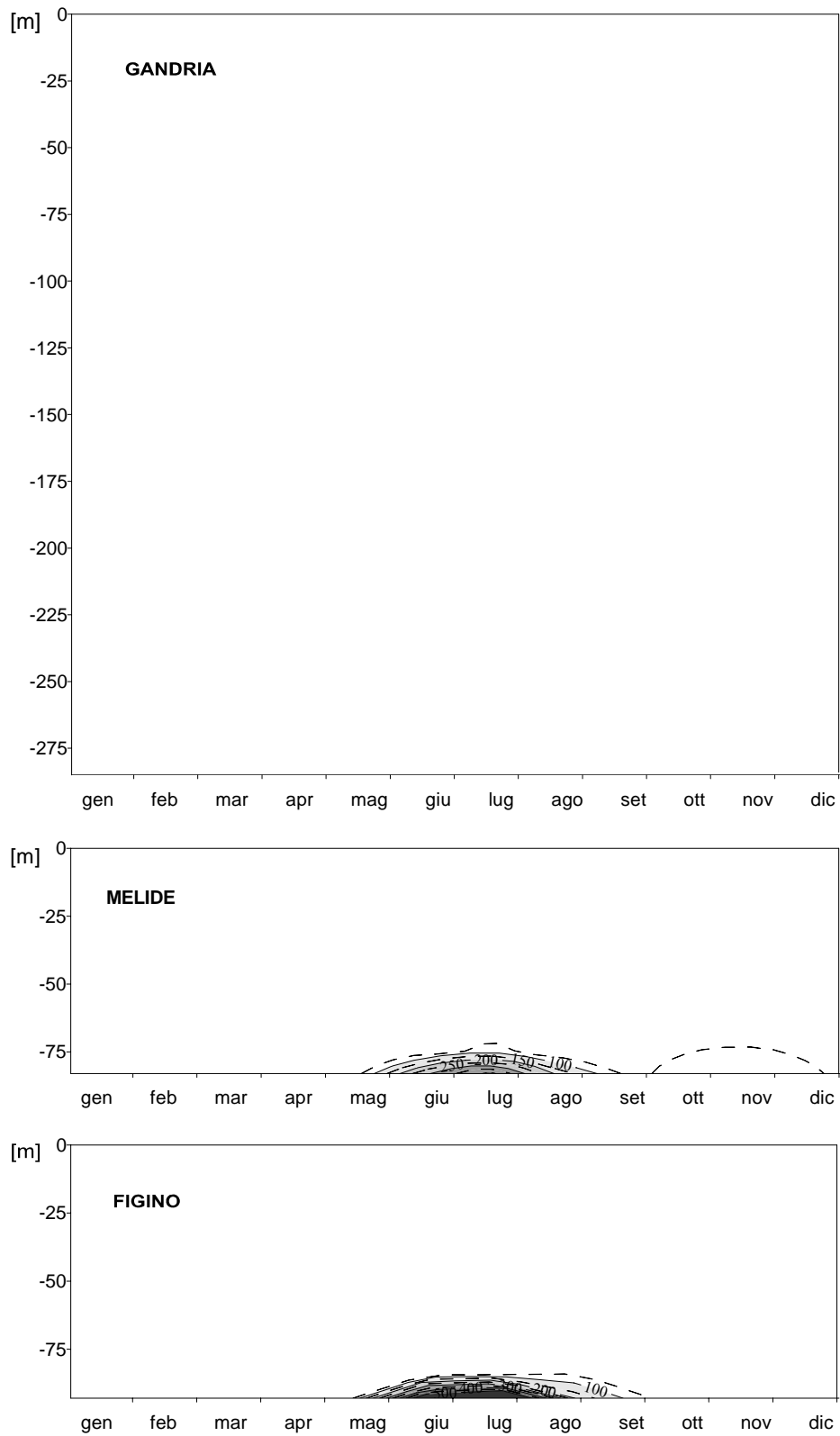


Fig. 5.8.3. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione dell'azoto nitroso in profondità e nel tempo [$\mu\text{g N L}^{-1}$].

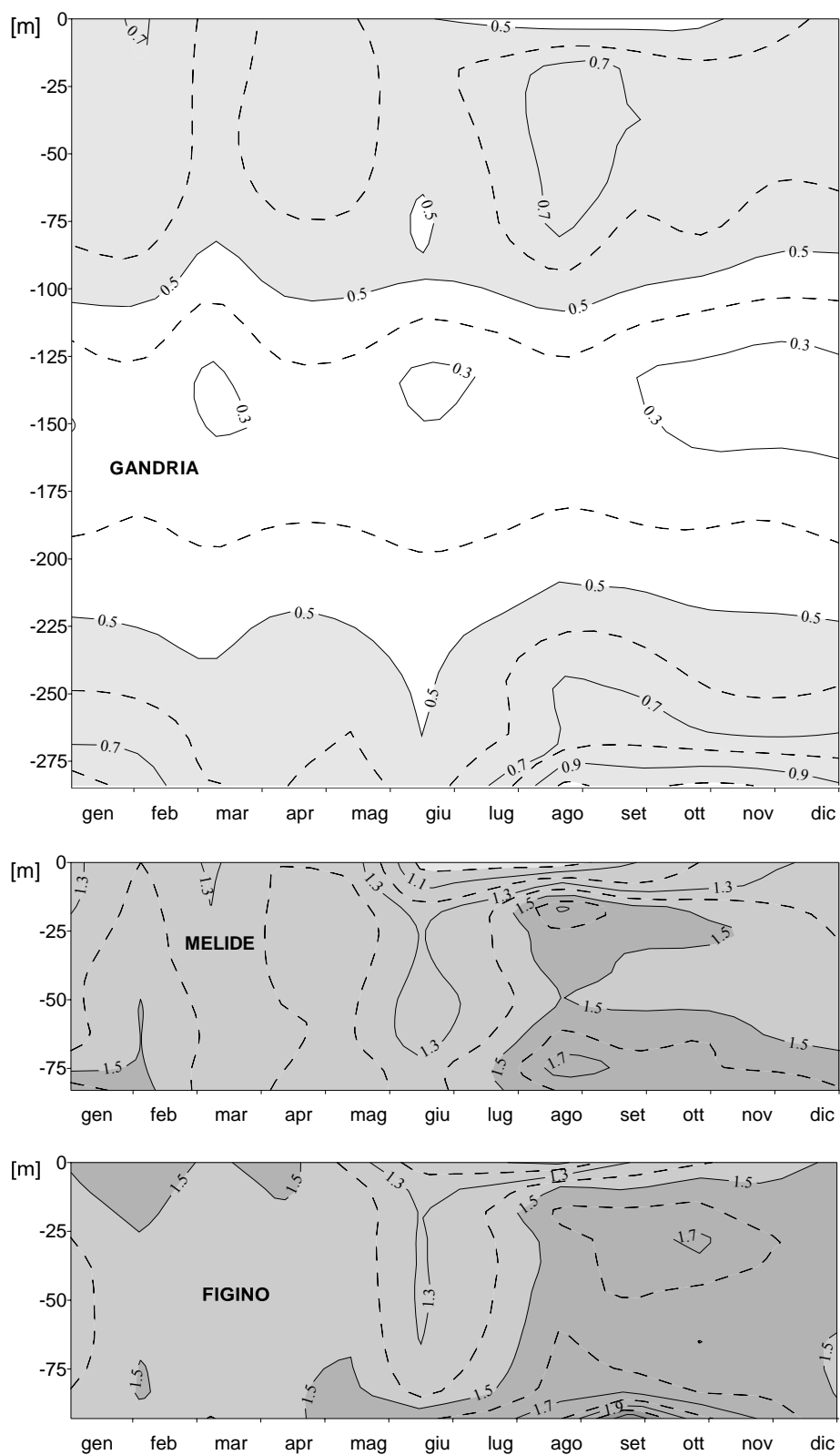


Fig. 5.8.4. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione dell'azoto totale in profondità e nel tempo [mg N L⁻¹].

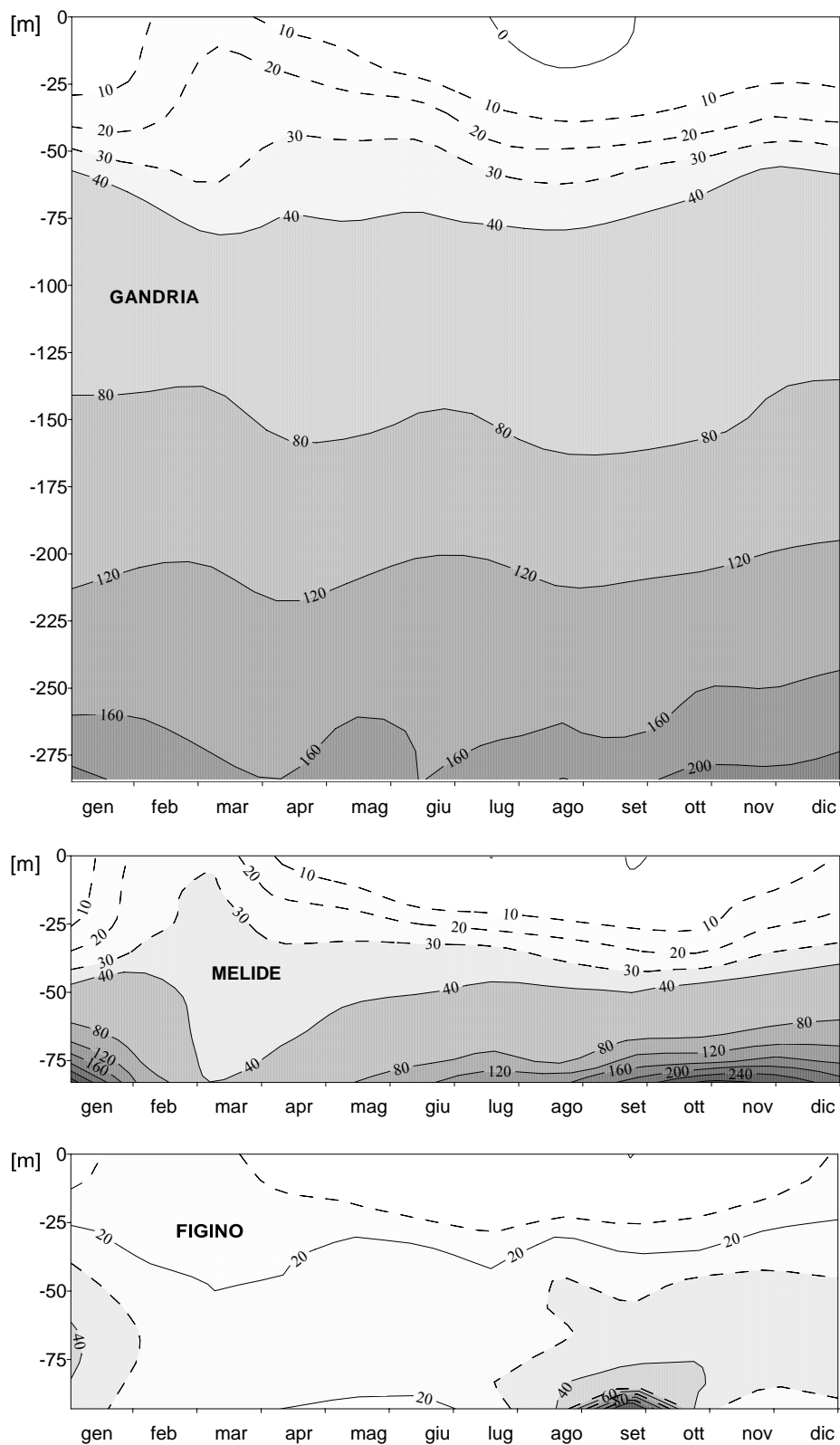


Fig. 5.9.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione del fosforo reattivo in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

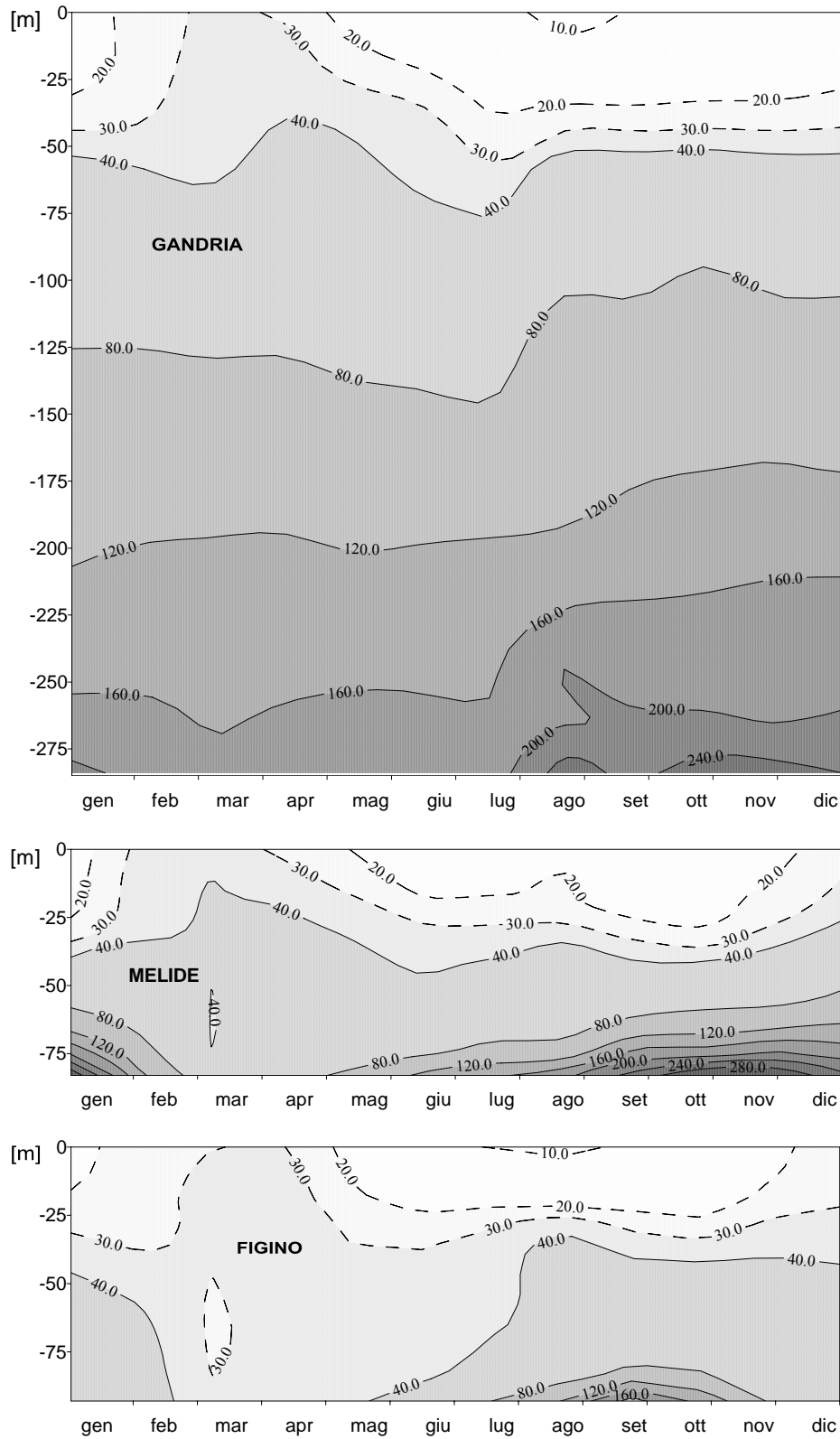


Fig. 5.9.2. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione del fosforo totale in profondità e nel tempo [$\mu\text{g P L}^{-1}$].

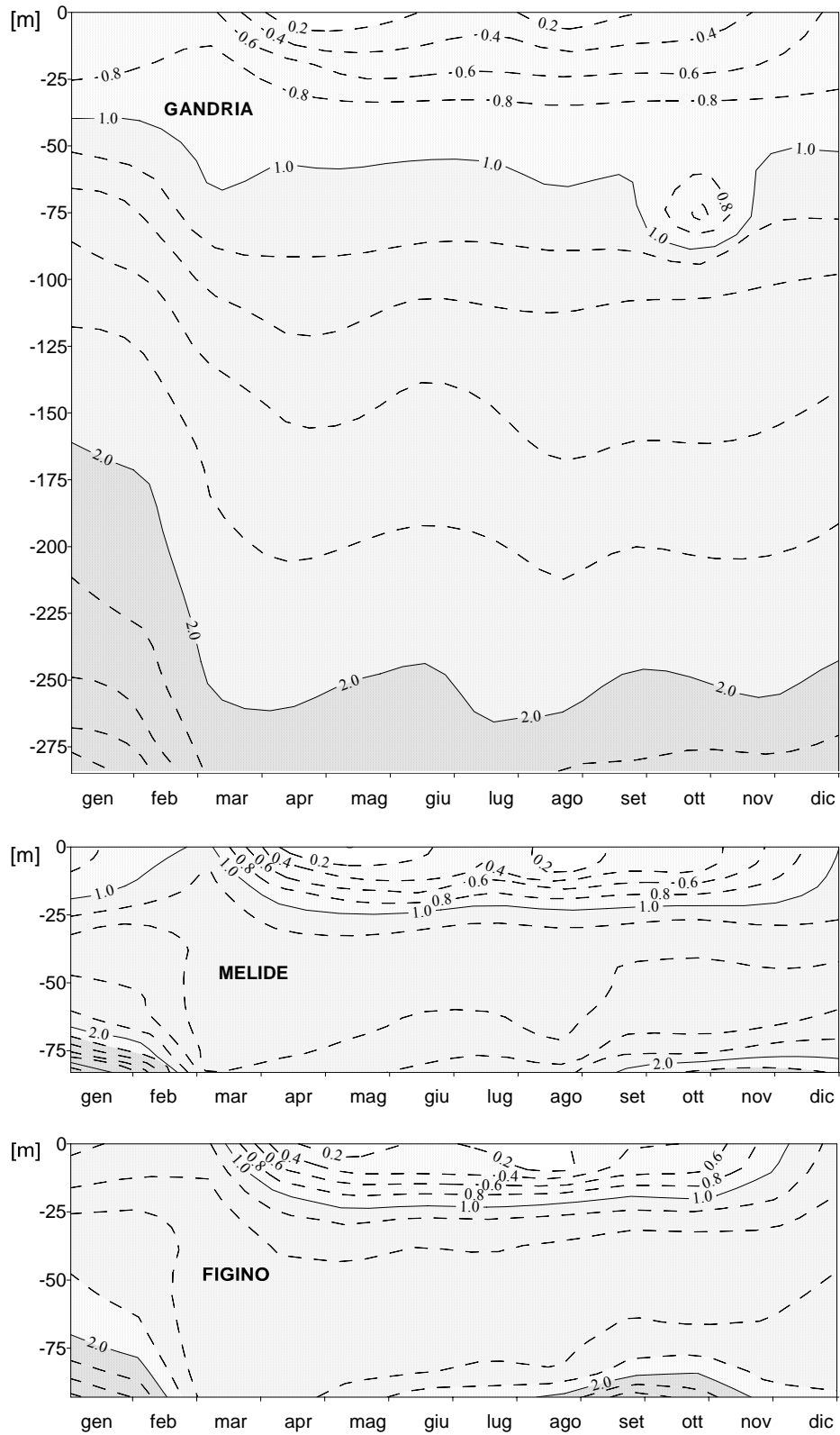


Fig. 5.10.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione della silice reattiva in profondità e nel tempo [mg Si L^{-1}].

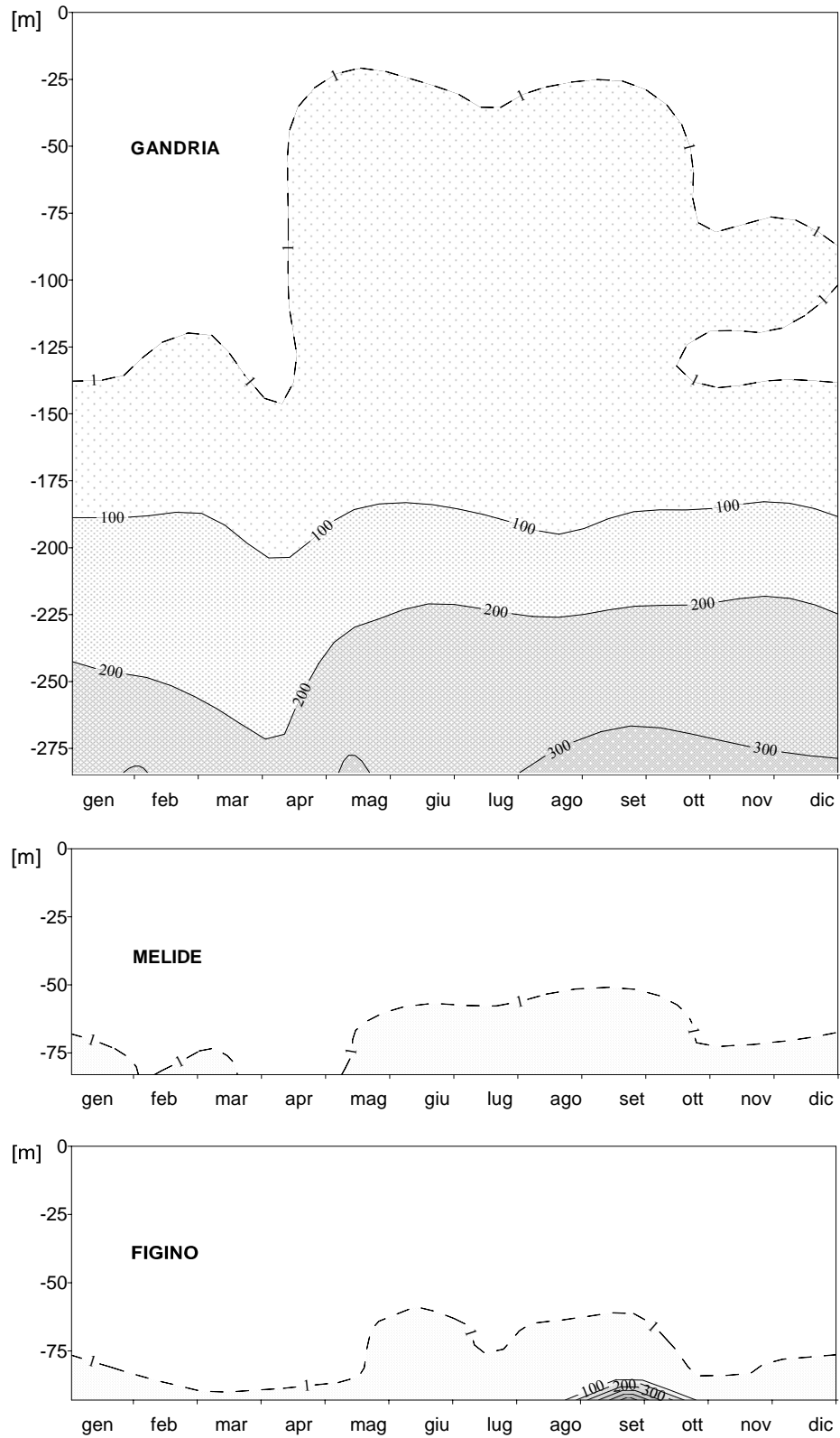
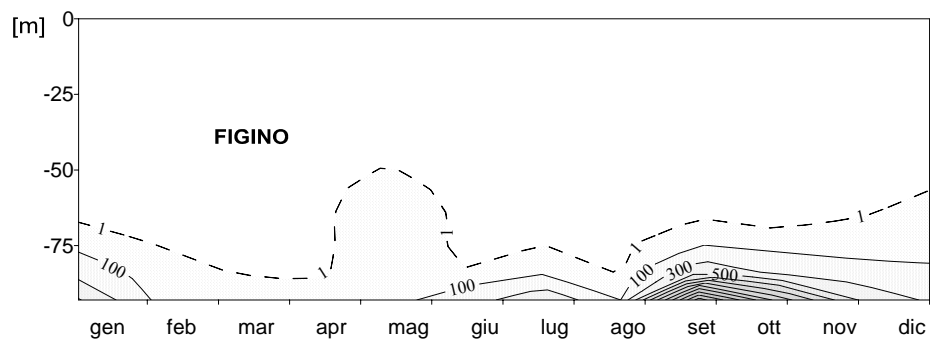
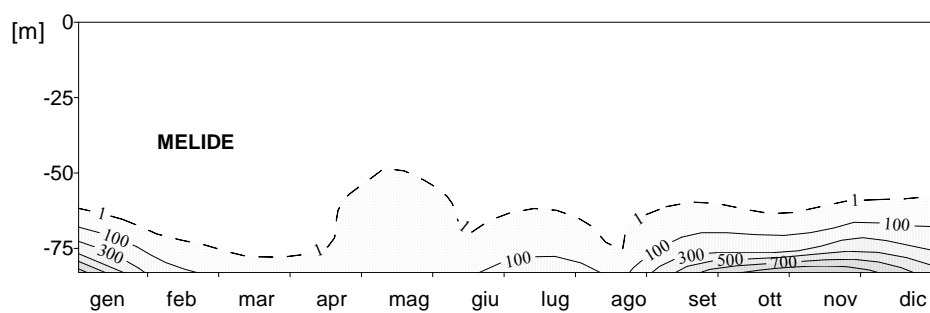
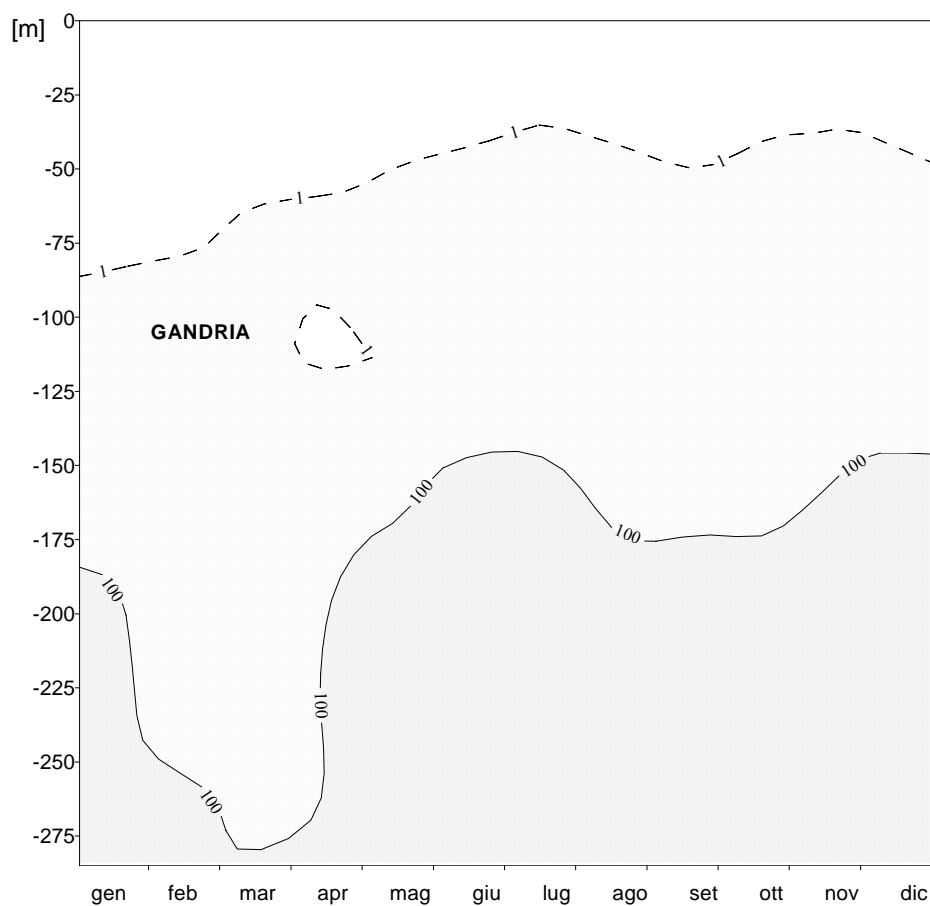


Fig. 5.11.1. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione del ferro disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].



5.11.2. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione del manganese disciolto in profondità e nel tempo [$\mu\text{g L}^{-1}$].

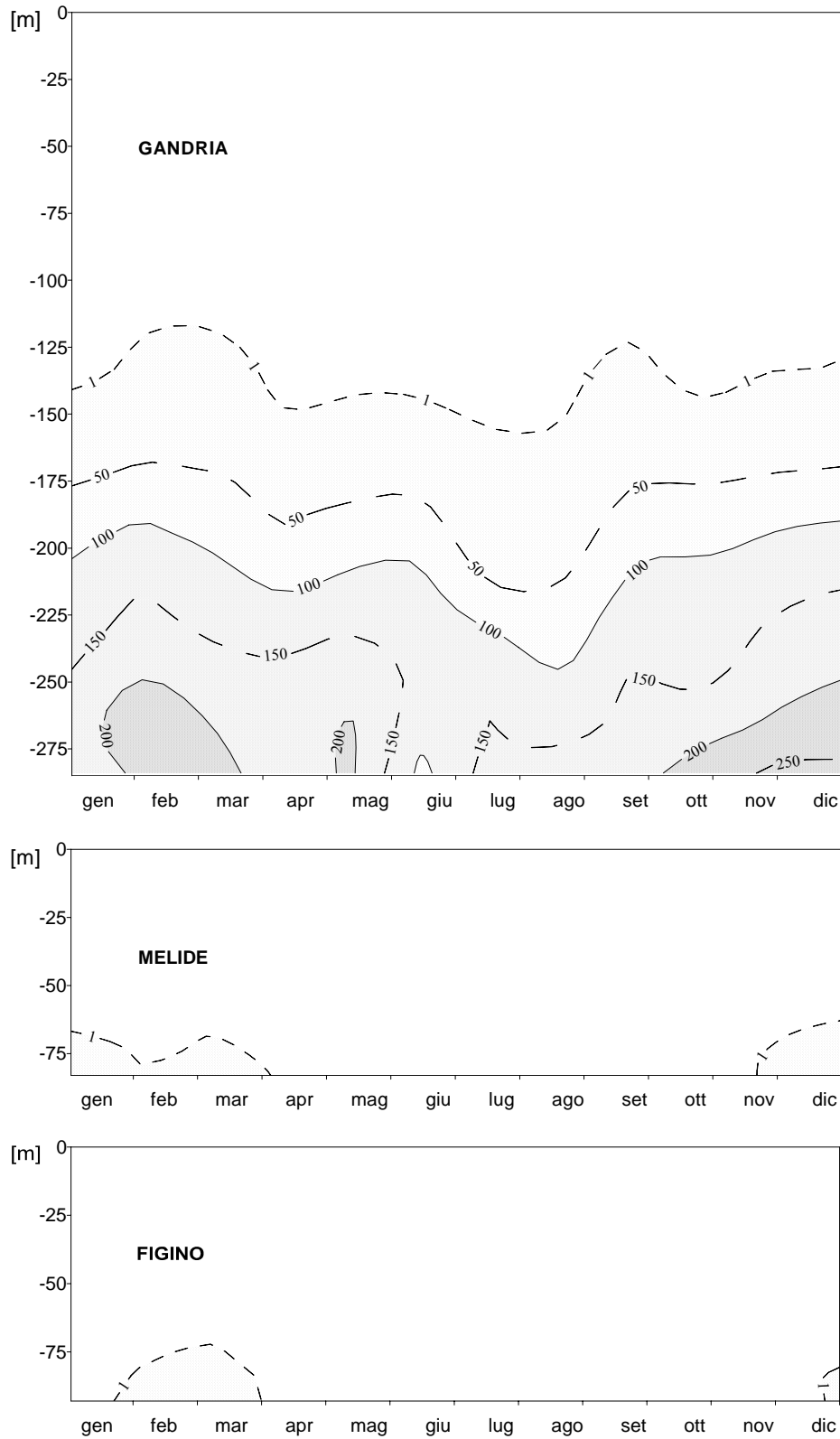


Fig. 5.11.3. Lago di Lugano, 2012: Evoluzione della concentrazione del solfuro in profondità e nel tempo [mg L⁻¹].

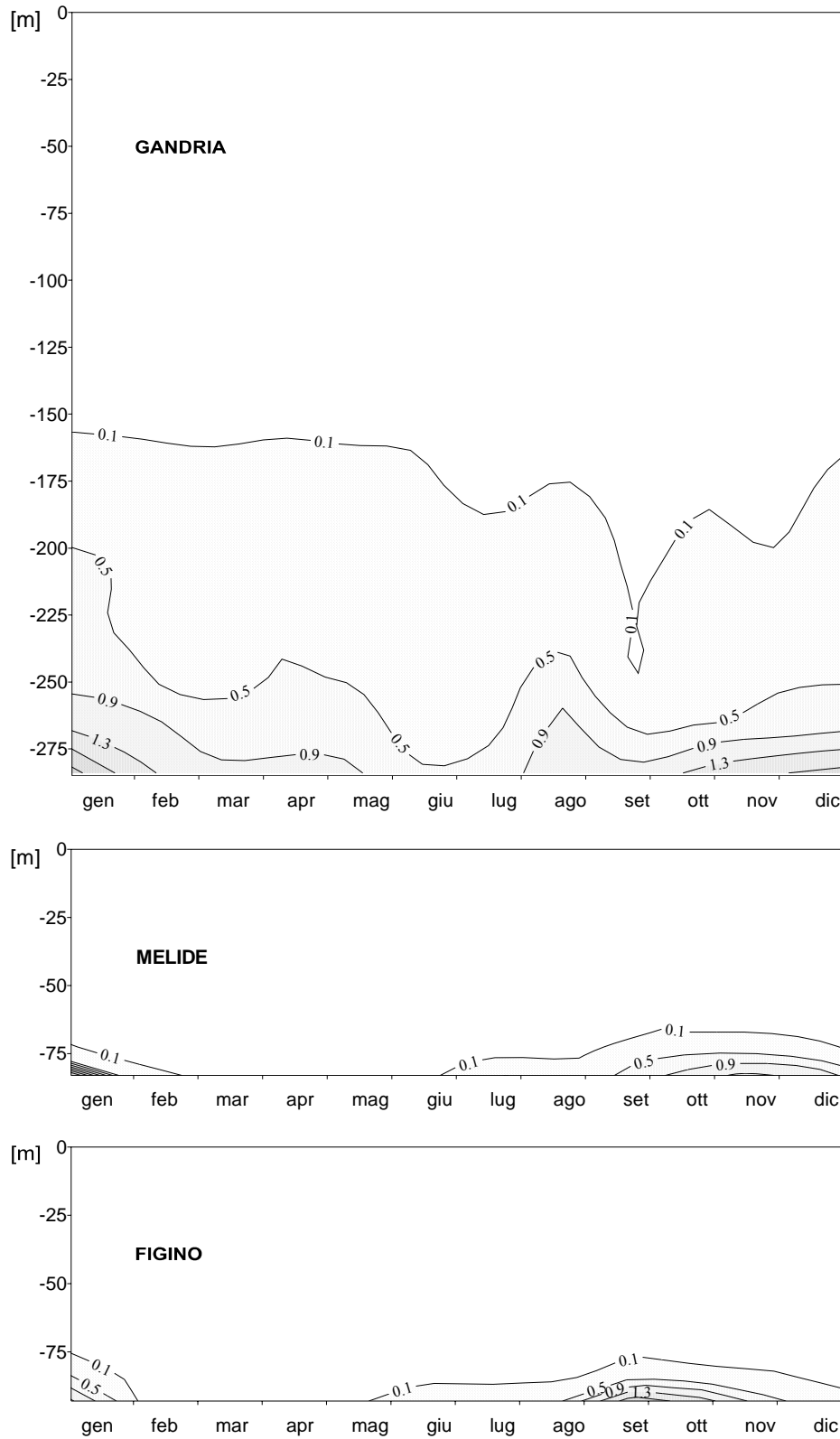


Fig. 5.11.4. Lago di Lugano, 2012: evoluzione della concentrazione del metano in profondità e nel tempo [mg L^{-1}].

6. INDAGINI SUL FITOPLANCTON

6.1. Struttura dei popolamenti

Nel corso del 2012 è continuata la raccolta dei campioni di fitoplancton nelle tre stazioni principali del lago (Gandria, Melide, Figino) secondo le modalità previste dal programma quinquennale. I campionamenti sono stati eseguiti con frequenza mensile durante tutto l'anno, e quindicinale durante il periodo primaverile, caratterizzato da una rapida successione dei popolamenti algali. Complessivamente in ogni stazione sono stati raccolti ed analizzati 16 campioni integrali sulla colonna d'acqua compresa tra 0 e 20 m.

Anche quest'anno l'evoluzione stagionale del popolamento fitoplanctonico ha presentato differenze significative tra i due bacini del lago, con valori di densità che spesso evidenziano un gradiente lungo l'asse di deflusso del lago, da Gandria a Figino. In generale si osserva inoltre una diminuzione sia del numero delle specie che hanno raggiunto elevate punte di sviluppo, sia dell'entità delle punte stesse.

L'anno si è aperto con una coda della fase di fioritura delle cianofitiche, iniziata nel tardo autunno dell'anno precedente [14]. In seguito, come di consueto, il periodo vegetativo ha preso avvio con un rapido sviluppo di specie piccole dimensioni appartenenti ai gruppi tassonomici tipicamente primaverili (quest'anno prevalentemente diatomee e criptofitiche), accompagnate da diatomee di grosse dimensioni, soprattutto nel bacino nord. La successiva fase di chiarificazione delle acque (maggio-giugno) ha favorito lo sviluppo di specie filamentose (cianofitiche e xantofitiche) negli strati più profondi dell'epilimnio, mentre il periodo estivo ha evidenziato valori relativamente modesti per il gruppo tradizionalmente predominante (clorofitiche). Gli ultimi mesi dell'anno sono stati contraddistinti da una forte ripresa delle cianofitiche filamentose, in particolare nel bacino nord e nella stazione adiacente del bacino sud (Melide).

L'analisi dei principali gruppi tassonomici nel 2012 ha evidenziato per le **cianofitiche** una marcata ripresa nel bacino nord, una crescita più contenuta a Melide, ed una sostanziale stabilità a Figino. In tutto il lago la specie più abbondante è risultata *Planktothrix rubescens*, che ha avuto una prima importante fase di sviluppo in giugno, in tutto il lago, ed una seconda, ancora più intensa, da ottobre a dicembre, a Gandria, e solo in dicembre a Melide. Questa specie è stata accompagnata da *Aphanizomenon flos-aquae*, che dopo essersi mantenuta su livelli molto modesti durante quasi tutto l'anno, ha fatto registrare nel mese di novembre una punta di densità molto rilevante.

Ad eccezione della coda della fioritura di *Gomphosphaeria aponina* in gennaio, sopra menzionata, le specie coccali di questo gruppo (*Chroococcales*) sono risultate poco rilevanti, limitandosi ad un'unica breve fase di sviluppo di *Snowella lacustris* in settembre.

Come di consueto, le **diatomee** hanno rappresentato la componente predominante nel corso del primo semestre, dapprima prevalentemente con specie centriche (marzo) e quindi con specie pennate (seconda metà di marzo-seconda metà di maggio). Fra le centriche unicamente le specie piccole (*Stephanodiscus parvus/minutulus*) hanno raggiunto elevati valori di densità, crescenti da Gandria a Figino, mentre quelle di grosse dimensioni (in primis la

specie coloniale filamentosa *Alaucoseria islandica ssp. helvetica*) sono rimaste su livelli decisamente modesti, soprattutto nel bacino sud, con valori in calo da Gandria a Figino. Fra le specie pennate, accanto ad *Asterionella formosa* che ha avuto la sua fase di massimo sviluppo in maggio (nettamente più marcata nel bacino nord), quella che ha dominato il quadro fitoplanctonico del 2012 è stata *Fragilaria crotonensis*, presente in quantitativi molto elevati tra marzo (bacino nord) e aprile (bacino sud), e, a varie riprese fino ad ottobre, ancora abbondante nei mesi successivi, ma solo nelle due stazioni del bacino sud. Nel bacino nord, infatti, durante il secondo semestre questo gruppo non ha più raggiunto valori di densità di rilievo.

Analogamente all'anno precedente, è risultato molto contenuto il popolamento delle **cloroficee**, la cui fase principale di sviluppo si manifesta nel periodo estivo: valori di densità degni di nota sono stati registrati nel bacino nord solo tra luglio e settembre, mentre nelle stazioni del bacino sud da maggio ad ottobre. La specie predominante è risultata *Sphaerocystis schræteri*, che ha avuto il suo massimo sviluppo tra agosto e settembre, con punte di densità ($>10^6$ cell. l⁻¹) crescenti da Gandria a Figino. Oltre ad essa, ma su livelli decisamente inferiori, va menzionata la specie clorococcale *Celastrum polychordum*, presente soprattutto nei campioni di agosto (Gandria e Melide) e di ottobre (Figino).

Le **criptoficee** hanno avuto nel genere *Rhodomonas* il loro principale rappresentante: la prima fase di sviluppo, che generalmente coincide con l'inizio del periodo vegetativo, si è limitata quest'anno al mese di marzo, durante il quale sono stati raggiunti valori di densità di un certo rilievo solo a Gandria e Melide. In seguito questo genere ha fatto registrare una seconda punta di sviluppo in giugno a Melide ed in luglio a Gandria, mentre a Figino le densità si sono mantenute elevate da maggio ad agosto.

Per quanto concerne i restanti gruppi, si sono mantenute su livelli molto modesti sia le **coniugatoficee** che le **crisoficee**, mentre le **peridinee** hanno fatto registrare solo brevi fasi di moderato sviluppo in marzo a Figino (genere *Gymnodinium*) ed in luglio a Gandria (*Ceratium hirundinella*). Più rilevante è stato il contributo delle **xantoficee**, con la specie filamentosa *Tribonema sp.*, che ha fatto registrare la sua fase di massimo sviluppo puntualmente nel corso del mese di maggio, confermando durante la sua breve comparsa le elevate punte di densità degli ultimi anni ($>10^6$ cell. l⁻¹).

La tabella 6.1., che riporta i valori di densità delle principali specie fitoplanctoniche nel corso del 2012, illustra in modo sintetico le analogie e le differenze più significative fra le tre stazioni campionate, sia sotto l'aspetto della composizione tassonomica che della successione cronologica.

Tab. 6.1. Lago di Lugano, 2012: sviluppo delle principali specie di fitoplancton nello strato 0-20 m (densità in 10^6 cellule l^{-1}).

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
gennaio	Planktothrix rubescens (21.2)	Gomphosphaeria aponina (4.3)	Gomphosphaeria aponina (1.2)
marzo	Stephanodiscus parvus/min. (4.6) Aulacoseria islandica helv. (0.7) Fragilaria crotonensis (1.3) Rhodomonas (1.0) Limnothrix sp. (24.8)	Stephanodiscus parvus/min. (7.9) Aulacoseria islandica helv. (0.2) Cyclotella radiosa (0.1) Rhodomonas (0.8)	Stephanodiscus parvus/min. (11.9) Aulacoseria islandica helv. (0.2) Cyclotella radiosa (0.1) Rhodomonas (0.4)
aprile	Stephanodiscus parvus/min. (4.6)	Fragilaria crotonensis (1.4)	Fragilaria crotonensis (1.9) Cyclotella radiosa (0.1)
maggio	Tribonema (1.9) Asterionella formosa (1.0)	Tribonema (1.6) Asterionella formosa (0.3) Fragilaria crotonensis (1.3)	Tribonema (1.3) Asterionella formosa (0.2) Fragilaria crotonensis (1.6) Rhodomonas (0.7)
giugno	Planktothrix rubescens (13.6) Limnothrix sp. (17.4) Fragilaria crotonensis (0.4)	Planktothrix rubescens (14.0) Fragilaria crotonensis (0.4) Rhodomonas (1.5)	Planktothrix rubescens (7.2) Fragilaria crotonensis (0.7) Rhodomonas (0.7)
luglio	Sphaerocystis schroeteri (0.5) Rhodomonas (1.5)	Sphaerocystis schroeteri (0.2)	Sphaerocystis schroeteri (0.3) Rhodomonas (0.7)
agosto	Sphaerocystis schroeteri (1.6) Coelastrum polychordum (0.4)	Sphaerocystis schroeteri (2.9) Coelastrum polychordum (0.1) Willea sp. (0.2) Fragilaria crotonensis (0.8)	Sphaerocystis schroeteri (3.0) Willea sp. (0.3) Fragilaria crotonensis (0.6) Rhodomonas (0.8) Snowella lacustris (0.3)
settembre	Sphaerocystis schroeteri (1.1) Snowella lacustris (0.7)	Sphaerocystis schroeteri (1.1) Snowella lacustris (0.5)	Sphaerocystis schroeteri (1.7) Snowella lacustris (0.1)
ottobre	Planktothrix rubescens (25.3)	Sphaerocystis schroeteri (0.7) Fragilaria crotonensis (0.3)	Sphaerocystis schroeteri (0.5) Coelastrum polychordum (0.1) Fragilaria crotonensis (0.5)
novembre	Planktothrix rubescens (31.2) Aphanizomenon flos-aquae (2.3)	Aphanizomenon flos-aquae (3.1)	Aphanizomenon flos-aquae (3.1)
dicembre	Planktothrix rubescens (30.7)	Planktothrix rubescens (19.1)	

6.2. Variazioni della biomassa

Nella figura 6.2.1. è rappresentata la successione temporale dei valori di biomassa algale presente nello strato 0-20 m nel corso del biennio. Il contributo dei principali gruppi tassonomici è deducibile dalle singole curve cumulate, la superiore delle quali corrisponde al valore totale (peso fresco da biovolume).

I valori di **biomassa media annua** (**Gandria: 1.50; Melide: 1.11; Figino: 1.07 $g\ m^{-3}$**) sono risultati molto in linea con quelli degli anni precedenti nel bacino sud, ma in netto rialzo nel bacino nord. Determinante ai fini di questa tendenza è stato il popolamento delle cianofitiche, che nel 2012 è risultato in forte crescita nella stazione di Gandria, in leggero aumento a Melide, e sostanzialmente stabile a Figino. Anche se sotto questo aspetto le tre stazioni appaiono ordinate su di un gradiente trofico decrescente lungo l'asse di deflusso del lago, la frazione di biomassa costituita dalle diatomee (predominanti in primavera) e dalle clorofitiche (caratteristiche del periodo estivo) evidenzia un andamento opposto.

Le curve delle tre stazioni di campionamento presentano un andamento sincrono fino alla fine di maggio, per poi proseguire in modo diversificato nei due bacini nel corso del secondo semestre, soprattutto in seguito al differente sviluppo del popolamento di cianofitee, come accennato sopra.

Come si può facilmente osservare dalla grafica, il contributo principale alla biomassa fitoplanctonica primaverile è stato fornito dalle diatomee, che hanno fatto registrare la principale fase di crescita nella seconda metà del mese di marzo, coincisa con il raggiungimento dei massimi annui (Gandria: 3.37; Melide: 2.31; Figino: 3.22 g m⁻³).

Nel bacino nord a partire da giugno i valori si sono mantenuti relativamente elevati (>1 g m⁻³) grazie alla progressiva colonizzazione degli strati epilimnici profondi da parte delle cianofitee filamentose (*Planktothrix rubescens*; cfr. Fig. 6.3.1.) che si sviluppano più in profondità, adattate a basse condizioni luminose, che possono sfruttare i nutrienti ancora disponibili nella zona metalimnica, in prossimità del termocline.

Nelle stazioni del bacino sud il secondo semestre è stato segnato da due brevi momenti di ripresa delle diatomee (agosto, ottobre) e da un più consistente sviluppo del popolamento di clorofitee: i valori complessivi di biomassa sono comunque risultati costantemente inferiori a Melide rispetto a Gandria, ed a Figino rispetto a Melide.

Da notare pure che in questo bacino la breve fase di crescita dell'unica specie delle xantofitee (*Tribonema sp.*, riportata graficamente nella categoria "altre") ha raggiunto il suo massimo con 15 giorni d'anticipo rispetto al bacino nord.

Sotto l'aspetto della composizione percentuale della biomassa algale (valore medio annuo, Fig. 6.2.2.), il quadro del 2012 evidenzia un forte incremento della frazione delle cianofitee nella stazione di Gandria, passate a costituire oltre la metà della biomassa totale (57%) a scapito soprattutto di diatomee, criptofitee (10%) e xantofitee (2%), un loro moderato aumento a Melide (33%), ed una situazione sostanzialmente stabile a Figino (20%).

Le diatomee sono quindi passate a costituire il secondo gruppo tassonomico del lago sia a Gandria (15%) sia a Melide (26%), mentre mantengono la predominanza a Figino (37%).

Le criptofitee si attestano al terzo posto (10-15%), ma vedono ridursi a pochi punti percentuali il loro margine di vantaggio sulle peridinee (9-12%).

Le clorofitee presentano nel bacino sud una sostanziale tenuta attorno ai modesti livelli degli ultimi anni (7-8%), mentre hanno fatto registrare un ulteriore calo nella stazione di Gandria (3%).

Pur rappresentando complessivamente una frazione poco rilevante (<2%), al momento del loro massimo sviluppo le xantofitee sono arrivate a costituire il secondo gruppo del lago a Gandria (27%) ed a Figino (26%), e addirittura il gruppo principale a Melide (43%).

6.3. Clorofilla

Quale fondamentale complemento nelle indagini sull'evoluzione dei popolamenti fitoplanctonici, nel corso del 2012 sono proseguite le analisi sul contenuto di clorofilla *a* nelle acque epilimniche del lago. Come di consueto i campioni d'acqua

sono stati prelevati lungo la colonna d'acqua compresa tra la superficie e 20 m, sia a 11 profondità discrete, sia in modo integrale.

- Distribuzione spazio-temporale della clorofilla nel Lago di Lugano.

La figura 6.3.1. presenta le isolinee delle concentrazioni di clorofilla *a*, misurata mensilmente ad undici profondità discrete tra 0 e 20 m, nelle stazioni di Gandria, Melide e Figino. Per poter meglio seguire l'evoluzione della biocenosi planctonica durante la fase di stagnazione estiva delle acque, dal mese di maggio fino alla fine d'ottobre la raccolta di campioni lungo il profilo verticale ha assunto una frequenza quindicinale.

La distribuzione spazio-temporale dei valori di clorofilla, che rispecchia l'andamento dei popolamenti fitoplanctonici rilevato nello strato 0-20 m (cfr. Fig. 6.2.1.), evidenzia come la fase più intensa dello sviluppo algale (legata alle diatomee) si sia verificata durante il periodo primaverile, ed abbia riguardato soprattutto i primi 10 m della colonna d'acqua: essa è risultata breve ma molto marcata in tutto il lago, e concentrata nella seconda metà di marzo. E' durante questo momento dell'anno che le concentrazioni di clorofilla hanno raggiunto il loro massimo in tutte le stazioni (Gandria: 37; Melide: 23, Figino: 23 mg m⁻³).

Dalla fine d'aprile si osserva nel bacino nord un drastico calo dei valori che ha riguardato però unicamente gli strati superficiali (0-10 m). Questa situazione, indotta inizialmente dalla rapida sedimentazione delle grosse diatomee ed dall'incremento dell'attività di grazing da parte dello zooplancton erbivoro, si è protratta fino alla fine del periodo vegetativo, a motivo della scarsità di nutrienti nello strato trofogeno. I due momenti caratterizzati da elevate concentrazioni nello strato inferiore dell'epilimnio (10-20 m), il primo a fine maggio ed il secondo in agosto, sono verosimilmente da ricondurre rispettivamente alla fase conclusiva di sviluppo delle diatomee, ed alla punta di massimo sviluppo delle cloroficee. A partire da agosto si assiste ad una distribuzione sempre più omogenea dei valori nell'intero strato campionato, come conseguenza del progressivo raffreddamento e conseguente rimescolamento della colonna d'acqua superficiale, e della fase di crescita autunnale delle cianoficee (*Planktothrix rubescens*).

Per quanto riguarda il bacino sud, dopo l'intensa fase di crescita primaverile, in entrambe le stazioni i valori di clorofilla hanno fatto registrare momenti di ripresa, (più evidenti a Figino), dapprima in maggio-giugno, prevalentemente nella fascia medio bassa dell'epilimnio (5-15 m), e successivamente in luglio-agosto, nell'intera zona eufotica. Nel corso dell'ultimo trimestre, in accordo con l'andamento del popolamento delle cianoficee, i tenori di clorofilla sono risultati in progressiva diminuzione lungo l'asse di deflusso del lago.

A titolo di confronto, nella figura 6.3.2. è riportato il dettaglio grafico delle isolinee dei valori di torbidità lungo la colonna d'acqua dell'epilimnio (strato 0-20 m; cfr. §5.2.): i dati utilizzati sono stati rilevati con frequenza quindicinale, con un intervallo di misura di 0.5 m. Questo parametro permette di rilevare la distribuzione lungo la colonna d'acqua del materiale particellato, costituito in larga misura dalla biomassa fitoplanctonica.

I dati rilevati nel corso del 2012 confermano la presenza delle principali fasi di sviluppo del fitoplancton: quella delle diatomee primaverili a fine marzo, che ha

provocato un forte intorbidimento degli strati superficiali, quella rilevante di luglio-agosto, legata alle cloroficee estive, e quella del periodo autunnale, riscontrabile soprattutto a Gandria, con la colonizzazione dell'intero strato da parte delle cianoficee filamentose.

A questi segnali si aggiunge, in particolare nella stazione di Figino, quello presumibilmente originato dal particellato di origine alluvionale proveniente dai due importanti tributari (Vedeggio, Magliasina) durante il mese di novembre, caratterizzato da forti precipitazioni.

E' inoltre da supporre che gli elevati valori di torbidità rilevati nel periodo di luglio-agosto siano da mettere in relazione con la sovrapposizione del segnale fitoplanctonico a di quello prodotto dalla precipitazione biogenica di cristalli di calcite (indotta dall'elevata attività fotosintetica nelle acque superficiali; $\text{pH} > 8.4$). Questa interpretazione trova conferma nell'improvviso incremento dei valori di torbidità sull'intera colonna d'acqua in tutte le stazioni campionate, durante 15-30 giorni (cfr. Fig. 5.2.1.).

- Andamento della clorofilla *a* nei campioni integrali (strato 0-20 m).

Nella figura 6.3.3. sono rappresentati graficamente i valori di concentrazione della clorofilla *a* nei campioni integrali, prelevati con frequenza quindicinale durante tutto l'anno nello strato tra 0 e 20 m.

I valori misurati presentano un'elevata correlazione con le curve della biomassa algale (Fig. 6.2.1.), a conferma della validità di questo parametro quale indicatore complementare nello studio dei popolamenti fitoplanctonici.

Le punte primaverili, che costituiscono in tutte le stazioni il massimo annuo (**Gandria: 16 mg m⁻³, Melide: 10, Figino: 12**), coincidono con la fase iniziale di sviluppo primaverile delle diatomee, e si situano in linea con i valori degli ultimi anni a Gandria, mentre hanno fatto registrare un forte calo nelle due stazioni del bacino sud, scendendo ai livelli più bassi dell'intero periodo d'indagine.

Nel corso dell'estate, soprattutto in luglio-agosto, le curve della clorofilla evidenziano una fase di crescita importante che non trova riscontro nell'andamento dei popolamenti algali a causa della minor frequenza di campionamento di quest'ultimi: gli elevati valori riscontrati sono comunque da mettere in relazione con il maggior contenuto specifico di questo pigmento nel fitoplancton estivo (cloroficee) rispetto a quello tardo autunnale (cianoficee).

Nella stazione di Gandria, ed in misura più contenuta anche a Melide, gli ultimi mesi dell'anno sono stati caratterizzati da una nuova fase di crescita dei valori, legata al consolidamento del popolamento di cianoficee filamentose (cfr. Tab. 6.1.)

Analogamente a quanto osservato a proposito dei massimi annui, anche le concentrazioni **medie annue** di clorofilla del 2012 (**Gandria: 6.7 mg m⁻³, Melide: 5.4, Figino: 5.4**) hanno fatto registrare una buona tenuta nel bacino nord, mentre sono vistosamente calate in entrambe le stazioni del bacino sud, raggiungendo i minimi assoluti dell'intero periodo d'osservazione.

6.4. Produzione primaria

- Radiazione fotosintetica e strato trofogeno

La misura della radiazione fotosintetica viene utilizzata ai fini della stima della produzione primaria giornaliera, calcolata secondo la relazione di Gächter [21]. L'applicazione di tale relazione richiede condizioni d'irraggiamento solare sufficienti durante il periodo di misura in situ. Per una corretta stima dei dati mensili di produzione risulta quindi opportuno confrontare le condizioni d'irraggiamento rilevate durante le giornate di prelievo con il corrispondente valore medio mensile. Come si può osservare dalla figura 6.4.1., durante il periodo vegetativo si è avuto un unico valore nettamente deficitario rispetto alla media, in occasione della misura di settembre a Figino; inoltre l'irraggiamento è risultato sotto la media per le misure effettuate a Gandria da aprile a maggio, ed a Figino in aprile e luglio, mentre a Melide nelle giornate di misura le condizioni sono risultate sempre favorevoli.

Considerando l'effetto di compensazione dovuto alle misure di produzione effettuate in giornate con valori d'irraggiamento superiori alla media, si può supporre che il dato annuo di produzione possa risultare sovrastimato a Gandria (in misura contenuta: +5%), ed a Melide (in misura più consistente: +20%), e sottostimato per la stazione di Figino (-10%).

Determinante ai fini dell'attività produttiva algale è la quantità di radiazione fotosintetica disponibile lungo la colonna d'acqua. I risultati delle misure mensili di trasmissione percentuale della radiazione fotosintetica sul profilo verticale sono rappresentati sotto forma d'isolinee nella figura 6.4.2., in cui il limite inferiore della zona eufotica, definito quale profondità in cui si misura l'1% della luce superficiale ($Z_{1\%}$), è evidenziato dalla linea in grassetto.

Nella stazione di Gandria la profondità di penetrazione della luce ha raggiunto il suo massimo ($Z_{1\%} = 19.5$ m) nel corso del mese di febbraio, in concomitanza con la fase di circolazione invernale della colonna d'acqua. Con l'avvento del periodo vegetativo i valori sono calati rapidamente, dapprima stabilizzandosi in prossimità del termocline (12.5-15 m) fino a luglio, e quindi, a partire da agosto, in una fascia più superficiale (9-11 m). Lo spessore della zona eufotica ha toccato il suo minimo nell'ultimo mese dell'anno (8.5 m), durante l'importante fase di crescita del popolamento algale di *Planktothrix rubescens* (cfr. § 6.1.).

Le due stazioni del bacino sud presentano invece un andamento più costante dei valori $Z_{1\%}$: per effetto della risospensione di materiale dagli strati profondi in seguito al completo rimescolamento della colonna d'acqua, il massimo invernale d'inizio anno è risultato modesto (Melide: 13.6 m; Figino 14.1 m), nel caso di Melide, addirittura inferiore al valore di luglio (14.8 m). Dopo il forte calo in agosto, legato alla fase di sviluppo delle cloroficee fitoplanctoniche, ed in cui si sono registrati i minimi annui per entrambi le stazioni (Melide: 8.9 m; Figino: 7.4 m), lo spessore della zona eufotica si è mantenuto costantemente attorno a valori più elevati (12-13 m), fatta eccezione per il mese d'ottobre a Figino (9.8 m).

Come negli anni precedenti il **valore medio annuo** di $Z_{1\%}$ delle tre stazioni campionate presenta un andamento decrescente lungo l'asse di deflusso del lago, in accordo con il gradiente del potenziale trofico riscontrato nello strato produttivo: i valori del 2012 (**Gandria: 12.5 m, Melide: 12.4 m, Figino: 11.3**

m) evidenziano anche un ulteriore riavvicinamento delle prime due stazioni, dovuto principalmente alla progressiva compressione della zona eufotica registrata a Gandria negli ultimi anni. Questa tendenza generale trova conferma anche nei valori di **trasparenza media annua** delle acque lacustri, misurata con il disco di Secchi (**Gandria: 6.4 m, Melide: 6.4 m, Figino: 6.1 m**): rispetto agli anni precedenti questo parametro è risultato ancora in calo a Gandria, in leggera ripresa a Melide, e stabile a Figino.

- Produzione giornaliera ed annua

Nella Fig. 6.4.3. è riportato l'andamento dell'attività fotosintetica del fitoplancton, rilevata mensilmente nelle tre stazioni principali del lago nel corso del 2012. Sulla base delle misure effettuate in situ è stato calcolato sia il valore giornaliero di produzione primaria, corrispondente alla rata d'assimilazione del carbonio per unità di superficie lacustre (linea continua, $\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$), sia quello della produttività all'interno dello strato trofogeno, corrispondente alla rata d'assimilazione del carbonio per unità di volume (linea tratteggiata, $\text{g C m}^{-3} \text{d}^{-1}$). Quest'ultimo dato permette di confrontare ambienti trofici differenti in quanto indipendente dallo spessore dello strato produttivo.

Dalle curve dei valori mensili è possibile rilevare come l'attività produttiva del fitoplancton è ripartita con grande intensità già in marzo, soprattutto nelle stazioni del bacino sud dove ha fatto registrare la punta massima annua ($2.2 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Nel bacino nord, invece, la fase primaverile è risultata più contenuta, e la produzione areale ha raggiunto la sua massima intensità solo successivamente, a due riprese: in giugno ($2.1 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ed in agosto ($2.0 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

Le principali differenze tra le stazioni emergono nell'andamento dei valori del periodo estivo (giugno-settembre), che si sono mantenuti elevati a Gandria ($1.6\text{-}2.1 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$), costantemente su discreti livelli a Melide ($1.3\text{-}1.8 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$), e tendenzialmente in diminuzione a Figino (da 1.9 a $0.8 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

Valori di produttività elevati ($>0.18 \text{ g C m}^{-3} \text{d}^{-1}$) sono stati misurati in marzo nel bacino sud, ed in agosto in tutte le stazioni del lago: nel primo caso essi riflettono la distribuzione crescente dei valori di densità del popolamento delle piccole diatomee centriche lungo l'asse del lago, mentre nel secondo coincidono con l'intensa fase di sviluppo delle cloroficee estive, contemporaneamente in tutto il lago (cfr. § 6.1.).

Complessivamente il 2012 ha fatto registrare anche per i parametri d'attività produttiva primaria un livellamento fra i valori rilevati nelle tre stazioni lacustri, ed ha confermato la generale ripresa del livello trofico osservata negli ultimi anni. Questo vale sia per quanto riguarda i valori annui della **produzione areale** (stimata come di consueto sulla base delle 12 misure giornaliere effettuate a scadenza mensile) che hanno fatto registrare in tutto il lago un notevole incremento e che risultano allineati lungo un gradiente decrescente da **Gandria** ($446 \text{ g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$) a **Melide** ($429 \text{ g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$), fino a **Figino** ($400 \text{ g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$), sia per quelli della produttività (**Gandria: 37.1 g C m⁻³ a⁻¹; Melide: 35.2; Figino: 38.2**), in forte crescita soprattutto a Gandria e Figino. Data l'elevata variabilità dei valori nei singoli anni, una valutazione più consistente di questi parametri deve essere tuttavia formulata con estrema prudenza, e confrontando preferibilmente periodi pluriennali di dati.

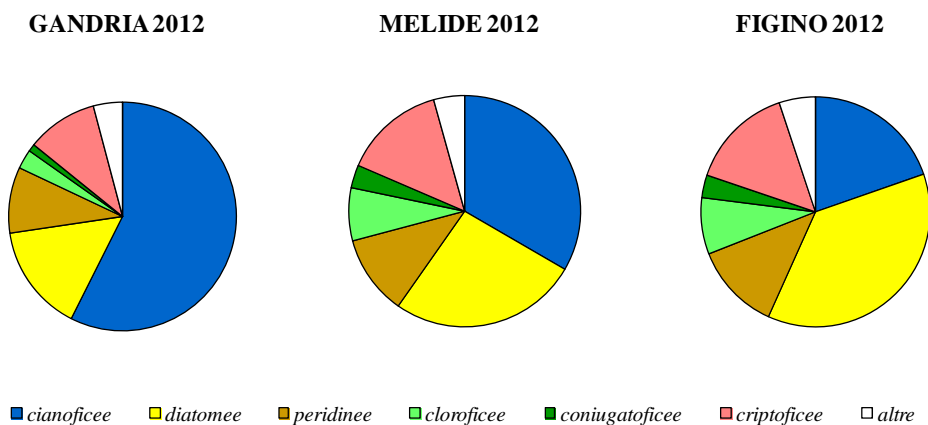


Fig. 6.2.2. Lago di Lugano, 2012: composizione della biomassa media annua del fitoplancton.

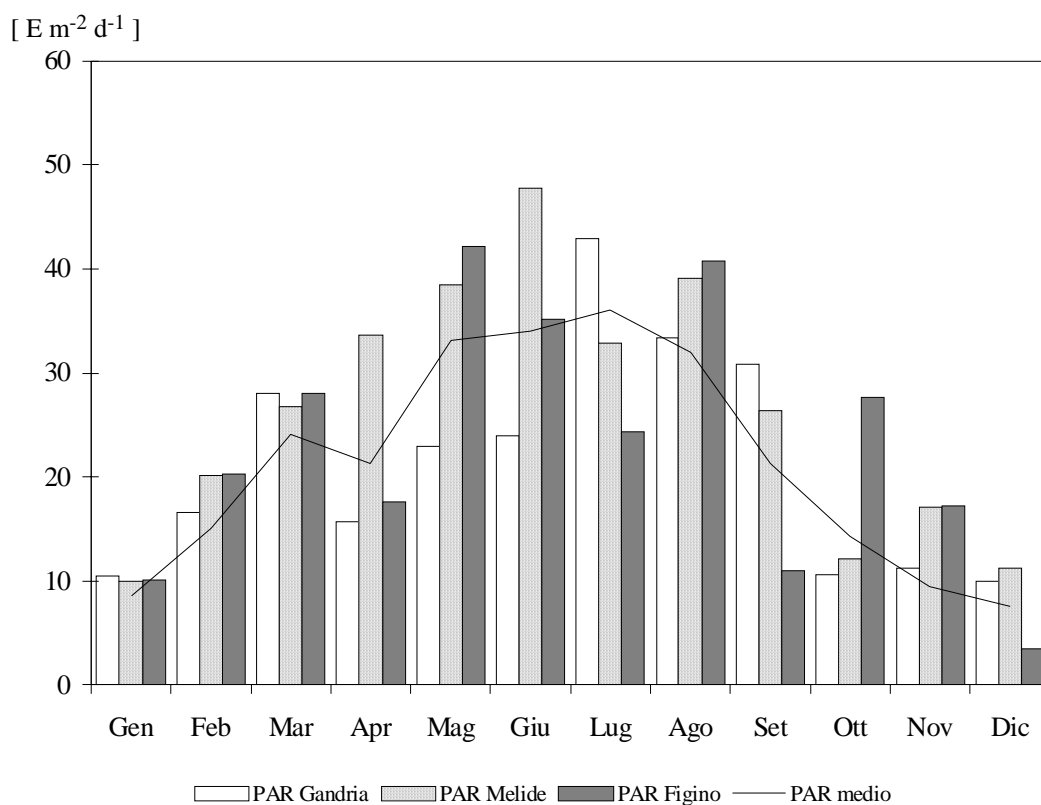


Fig. 6.4.1. Lago di Lugano, 2012: confronto tra i valori PAR medi mensili (linea continua) ed i valori PAR giornalieri dei giorni di campionamento nelle stazioni di Gandria, Melide e Figino.

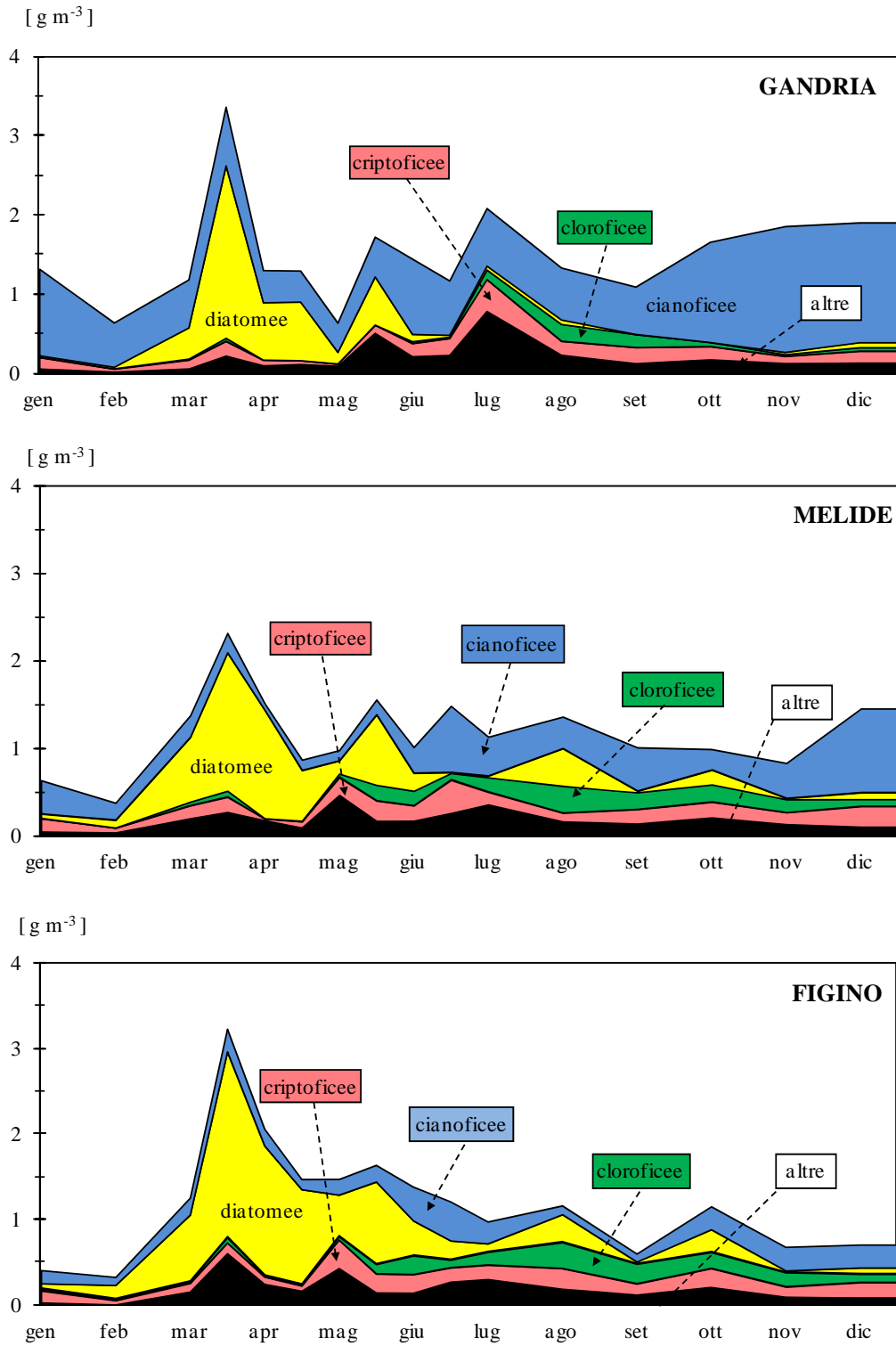


Fig. 6.2.1. Lago di Lugano, 2012: andamento delle biomasse cumulate del fitoplancton (peso fresco).

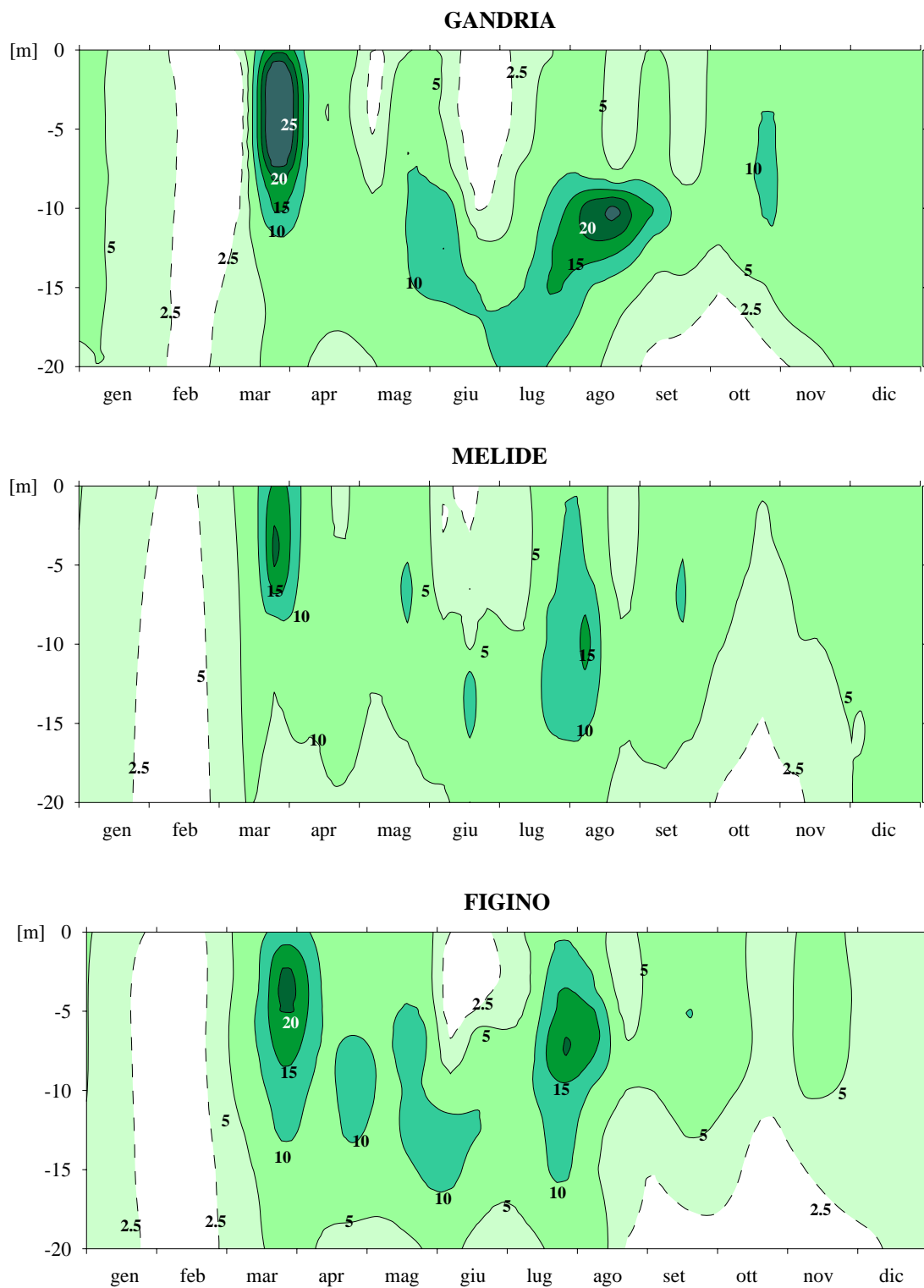


Fig. 6.3.1. Lago di Lugano, 2012: isolinee della clorofilla *a* [mg m^{-3}]

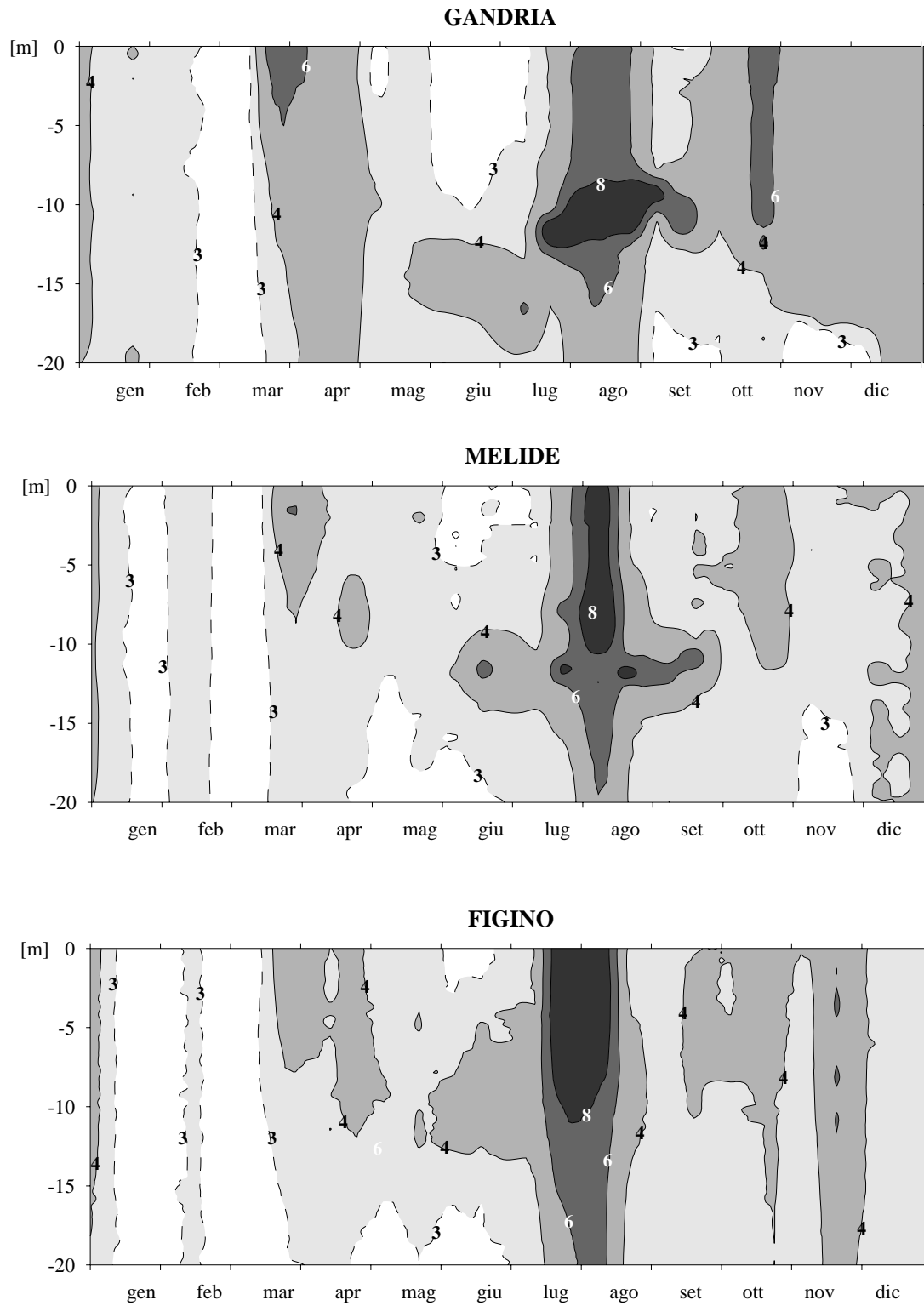


Fig. 6.3.2. Lago di Lugano, 2012: isolinee dei valori di torbidità dell'acqua [FTU]

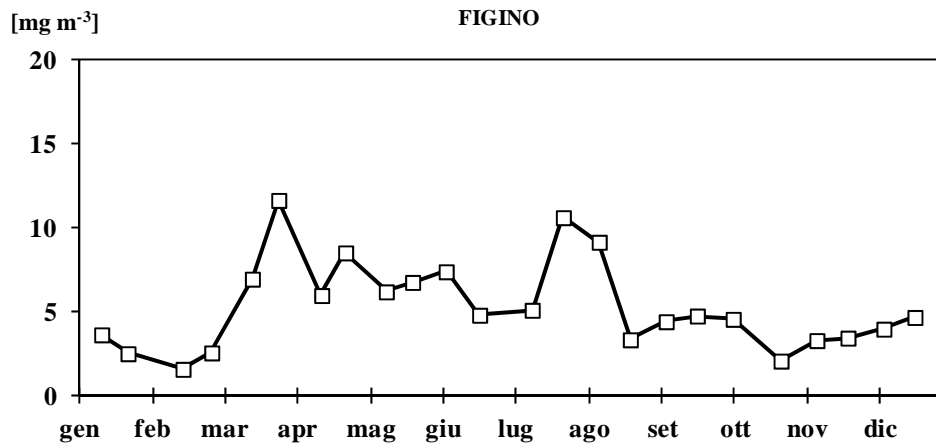
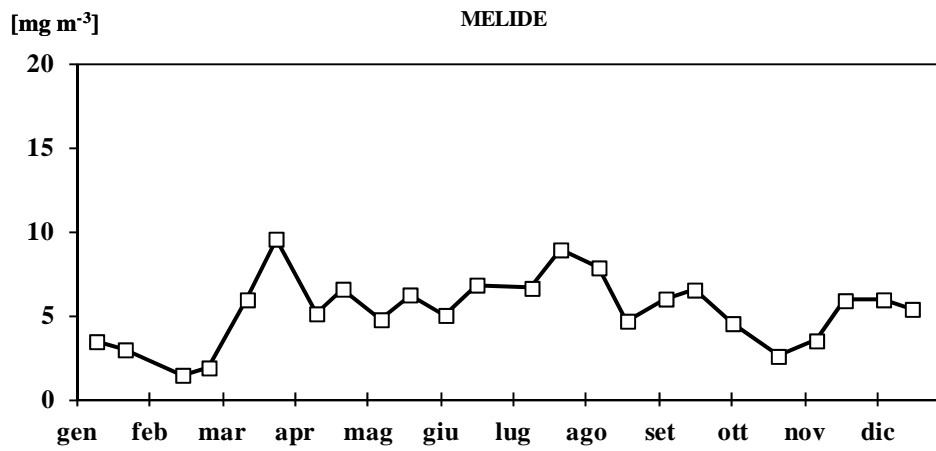
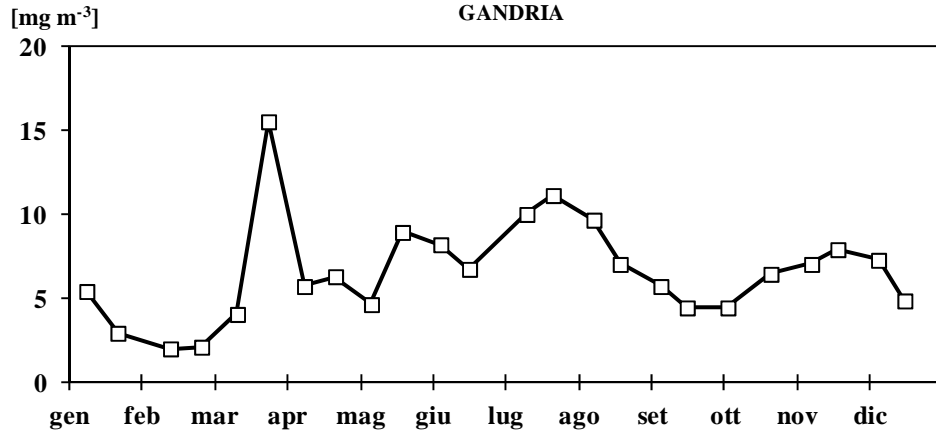


Fig. 6.3.3. Lago di Lugano, 2012: andamento della clorofilla *a* nello strato 0-20 m [mg m⁻³].

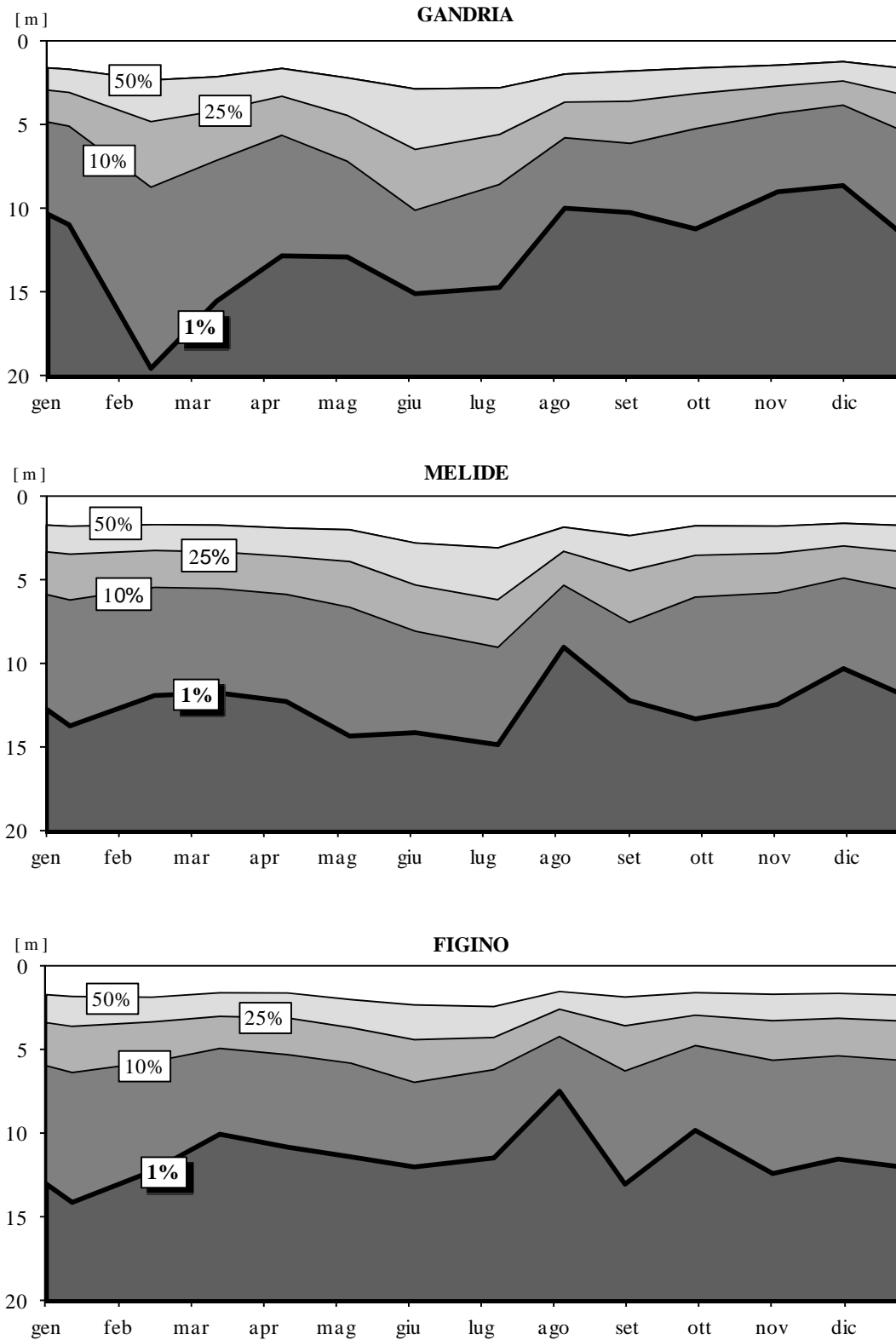


Fig. 6.4.2. Lago di Lugano, 2012: isolinee della trasmissione della radiazione fotosintetica [% PAR].

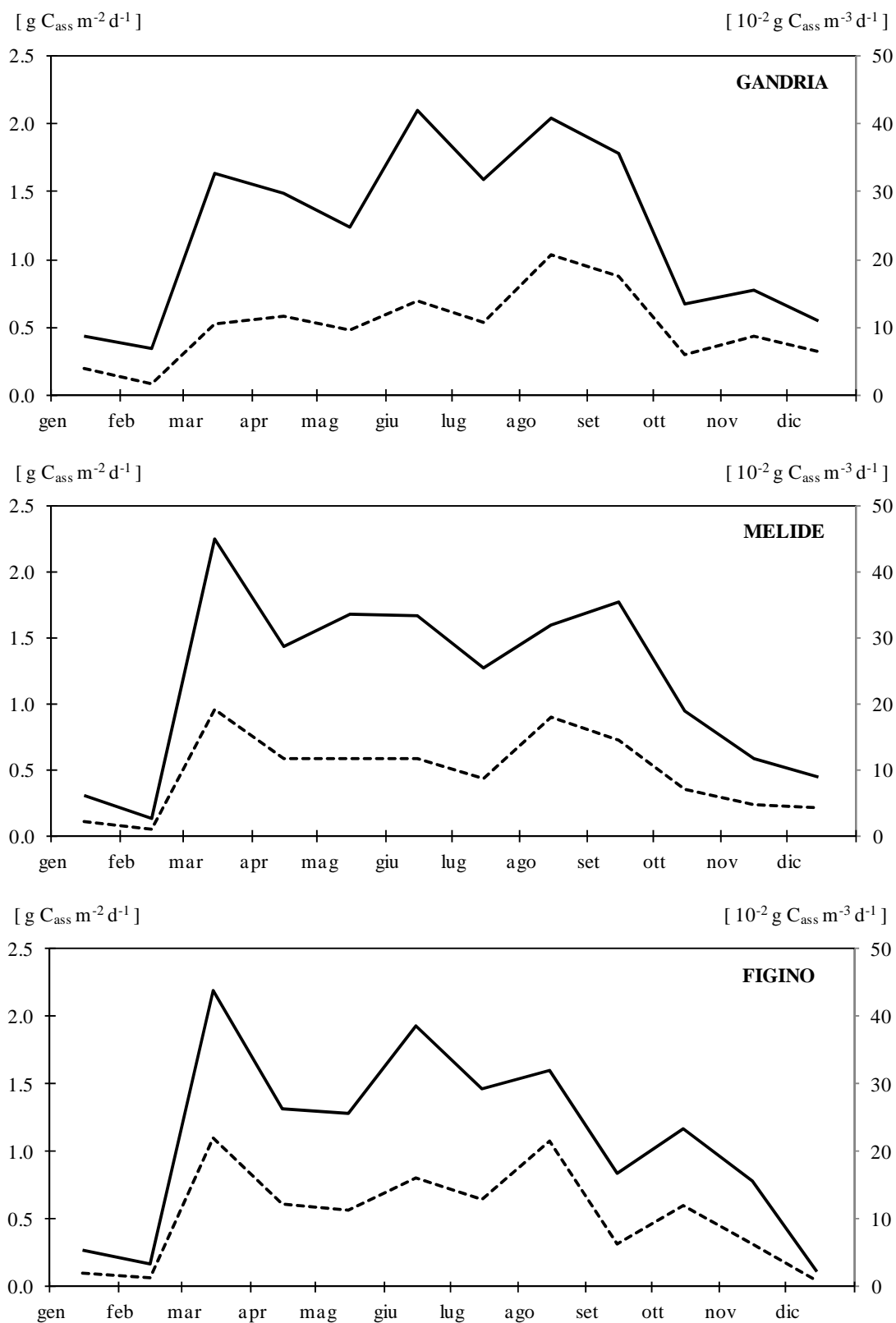


Fig. 6.4.3. Lago di Lugano, 2012: andamento della produzione primaria areale (linea continua; $g C_{ass} m^{-2} d^{-1}$) e della produttività nello strato trofogeno (linea tratteggiata; $g C_{ass} m^{-3} d^{-1}$).

7. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON

Le indagini sui popolamenti zooplanctonici sono proseguite nelle tre stazioni principali del Lago di Lugano nel corso del 2012. I campionamenti sono stati effettuati con frequenza mensile durante tutto l'anno, ed intensificati nel periodo tra marzo e giugno, inserendo quattro prelievi supplementari per meglio seguire la rapida dinamica della biocenosi pelagica all'inizio del periodo vegetativo. L'analisi dei campioni, raccolti secondo le metodologie già utilizzate negli anni precedenti, prevede, per i principali gruppi tassonomici, il conteggio delle singole specie e la misura del loro biovolume unitario medio, sulla cui base viene calcolato il dato di biomassa (peso secco; cfr. [22]).

Assieme ai risultati del 2012 vengono presentati anche quelli del 2011, per i quali non era stato possibile effettuare le analisi in tempo utile ai fini della pubblicazione nel rapporto dell'anno precedente. Per mantenere la consueta struttura editoriale i due anni vengono trattati separatamente, modificando di conseguenza la numerazione dei paragrafi e delle figure con le prime due lettere dell'alfabeto (a. per il 2011; b. per il 2012).

7.1. a. Densità dei popolamenti nel 2011

Nella Fig. 7.1.a. è riportato l'andamento dei valori cumulati di densità dello zooplancton da crostacei rilevati nel 2011, suddivisi tra le due principali categorie tassonomiche presenti nel lago: i cladoceri (area bianca) ed i copepodi (area grigia); all'interno dei copepodi le quote relative ai ciclopidi ed ai calanoidi sono contraddistinte da due diverse tonalità.

Sulla base della media annuale, il numero totale d'individui, determinato principalmente dal popolamento dei copepodi ciclopidi, è risultato simile fra le tre stazioni, confermandosi leggermente più elevato nella stazione di Melide (Gandria: 0.89; Melide: 1.13; Figino 0.88×10^6 ind m^{-2}).

L'andamento stagionale presenta a Gandria una prima punta di densità già nella prima metà d'aprile, con un importante contributo dei cladoceri (43%), seguita dalla punta di maggio, costituita quasi esclusivamente da copepodi (95%), e dalla punta principale di settembre (1.77×10^6 ind m^{-2}), in cui i copepodi ciclopidi hanno costituito la frazione predominante (59%).

A Melide la prima punta di rilievo si osserva solo in maggio, al momento di maggior sviluppo dei copepodi calanoidi (41%); essa è seguita da due ulteriori punte di densità: la principale in agosto, molto sviluppata (2.55×10^6 ind m^{-2}), e la successiva in ottobre, entrambe legate ad fasi di sviluppo contemporanee dei ciclopidi (attorno al 55%) e dei cladoceri (attorno al 30%).

L'andamento di Figino è risultato estremamente ridotto durante i primi 4 mesi dell'anno: i popolamenti hanno iniziato a svilupparsi solo dalla fine di aprile, ma poi i valori complessivi di densità sono andati costantemente crescendo fino a toccare il loro massimo in agosto (1.85×10^6 ind m^{-2}), sostenuti dall'importante contributo dei cladoceri estivi (46%), il cui popolamento è risultato consistente fino all'inizio d'ottobre.

Come di consueto i **copepodi** hanno costituito la frazione più abbondante, soprattutto in forza dell'elevato numero di forme larvali (naupli) e giovanili (copepoditi). Fra i ciclopidi, *Cyclops abyssorum* ha fatto registrare un generale calo, mantenendosi in tutto il lago su livelli modesti, mentre sono risultati in crescita sia *Thermocyclops crassus*, particolarmente abbondante in settembre a Gandria e da agosto a ottobre a Melide, sia *Mesocyclops leuckartii*, anche se su livelli più contenuti, il cui massimo sviluppo è stato osservato in settembre a Gandria, in ottobre a Melide, in novembre a Figino.

L'unico rappresentante dei calanoidi, *Eudiaptomus gracilis*, si è mantenuto in tutto il lago su livelli di densità piuttosto costanti durante il periodo vegetativo, con fasi di maggior sviluppo tra maggio e giugno.

Favorito dalla disponibilità di forme fitoplanctoniche edibili (clorococchi estive), il popolamento dei **cladoceri** ha presentato la sua principale fase di sviluppo nel corso del secondo semestre, raggiungendo però solo a Melide, in agosto, valori di densità di un certo rilievo. Nella stazione di Gandria si osserva un'ulteriore punta in aprile grazie al contributo di *Daphnia hyalina*, specie che nel bacino sud è risultata per altro estremamente scarsa. Un buon sviluppo ha invece presentato la specie *Diaphanosoma brachiurum*, soprattutto nelle stazioni del bacino sud dove ha toccato i massimi di densità agosto, e si è mantenuta abbondante fino in ottobre. Sui consueti livelli di densità si è mantenuto il genere *Bosmina* (rappresentato dalle due specie: *Eubosmina coregoni* e *Bosmina longirostris*), la cui principale fase di sviluppo, (agosto-ottobre), ha fatto registrare valori decrescenti da Gandria a Figino.

Il popolamento di *Leptodora kindtii*, l'unico cladocero carnivoro del lago, ha evidenziato un forte incremento unicamente nel bacino nord, dove ha raggiunto il suo massimo nella seconda metà del mese di giugno.

7.1.b. Densità dei popolamenti nel 2012

Nella Fig. 7.1.b. è riportato l'andamento dei valori cumulati di densità dello zooplancton da crostacei rilevati nel 2012, suddivisi tra le due principali categorie tassonomiche presenti nel lago, analogamente a quanto descritto per il 2011.

Sulla base della media annuale, il numero totale d'individui, determinato principalmente dal popolamento dei copepodi ciclopidi, è risultato molto simile all'anno precedente (Gandria: 0.85; Melide: 1.03; Figino 0.88×10^6 ind m^{-2}), pur presentando un andamento stagionale molto differente.

Per quanto riguarda la stazione di Gandria va evidenziato il notevole ritardo con cui tutti i gruppi zooplanctonici considerati hanno iniziato la loro fase di crescita, rimasta di fatto latente fino alla fine d'aprile. I valori di densità totale sono poi andati crescendo progressivamente fino a raggiungere il loro massimo annuo (2.04×10^6 ind m^{-2}) all'inizio d'agosto: in tutta questa fase di crescita il principale contributo (40-60%) è stato costantemente fornito dai copepodi ciclopidi, mentre la frazione dei calanoidi è risultata rilevante in maggio giugno (>30%). I cladoceri si sono mantenuti costantemente su buoni livelli fino alla fine del periodo vegetativo, giungendo a superare a più riprese la soglia del 35% del numero totale d'individui.

Nelle due stazioni del bacino sud la fase di crescita dello zooplancton è invece iniziata con molto anticipo, in particolare a Melide, dove si riscontra una prima punta di densità già verso la metà di marzo. In questa stazione va evidenziato il notevole contributo dei copepodi calanoidi e dei cladoceri lungo l'intero periodo primaverile, che si sono alternati attorno alla soglia del 40% del totale, facendo raggiungere nella prima metà di maggio il massimo annuo di densità (1.92×10^6 ind m^{-2}). Dopo un repentino crollo dei valori nella seconda metà di giugno, il popolamento dei crostacei zooplanctonici si è rapidamente ripreso, sostenuto dapprima in larga misura dai ciclopidi (59-63%), e a partire da settembre anche dai cladoceri (30-35%).

A Figino l'andamento dei valori primaverili ricalca quello di Melide, pur su livelli decisamente inferiori, soprattutto a motivo del modesto sviluppo di cladoceri e calanoidi. In questo periodo l'unica punta di rilievo è legata ad una fase di sviluppo dei cladoceri (38%). Il valore massimo di densità (1.73×10^6 ind m^{-2}) è stato raggiunto solo all'inizio d'agosto, grazie al preponderante contributo dei copepodi ciclopidi (87%). Infine, nei due mesi successivi il popolamento zooplanctonico è stato sostenuto da una discreta fase di ripresa dei cladoceri (33-34%).

I **copepodi** continuano a rappresentare la componente numerica principale del lago per l'abbondanza di individui allo stadio larvale (naupli) e giovanile (copepoditi). Fra i ciclopidi, *Cyclops abyssorum* si è mantenuto su livelli modesti, tranne che a Melide, dove ha costituito un'importante quota di densità durante l'intero periodo primaverile. Più consistente è risultato in tutto il lago lo sviluppo delle due specie estive (*Thermocyclops crassus*, *Mesocyclops leuckartii*), che hanno raggiunto contemporaneamente il loro massimo in agosto.

Anche se poco rilevante quantitativamente, assume particolare interesse il ritrovamento, in marzo-aprile a Melide, di alcuni individui di *Cyclops vicinus*, una nuova specie di copepodi ciclopidi, identificata per la prima volta nella storia delle indagini limnologiche sul Lago di Lugano.

L'unica specie di calanoidi presente nel lago, *Eudiaptomus gracilis*, ha presentato la fase di maggior sviluppo in giugno nel bacino nord, ed in maggio nel bacino sud; nella stazione di Melide si osserva inoltre una sua ulteriore, importante punta di densità già nel corso del mese di marzo.

Il popolamento dei **cladoceri** ha presentato valori di densità generalmente modesti in tutto il lago, fatta eccezione per una discreta fase di sviluppo di *Daphnia hyalina* a Melide, in aprile, ed ad una sostanziale tenuta del genere *Bosmina* (*Eubosmina coregoni* e *Bosmina longirostris*), la cui principale fase di sviluppo si è verificata in agosto nel bacino nord, ed in ottobre nel bacino sud. Per la specie *Bosmina longirostris* va evidenziata, nella stazione di Figino, la presenza di un'ulteriore, estemporanea punta di densità già alla fine d'aprile.

Molto deficitario è risultato il popolamento di *Diaphanosoma brachium*, le cui punte di massimo sviluppo sono risultate fra le più basse dell'intero periodo d'osservazione, in tutte le stazioni.

Il popolamento di *Leptodora kindtii*, finora l'unico cladocero carnivoro del lago, si è mantenuto sui consueti livelli nel bacino sud, mentre nel bacino nord, dopo la forte crescita dell'anno precedente, ha fatto registrare un ulteriore

incremento che ha portato a raddoppiare il valore massimo annuo di densità, osservato sempre nel mese di giugno.

Anche per i cladoceri il 2012 ha portato una straordinaria novità, rappresentata dalla prima comparsa nella storia del lago della specie carnivora *Bythotrephes longimanus*, di cui sono stati identificati singoli individui nel campione di novembre a Gandria, e nei campioni di dicembre a Melide e Figino.

7.2.a. Biomassa zooplanctonica nel 2011

In accordo con la generale stabilizzazione dei valori di densità dei popolamenti zooplanctonici, i valori **medi annui** di biomassa rilevati nelle 3 stazioni sono risultati simili all'anno precedente, pur evidenziando un ulteriore leggero calo a Gandria ed una moderata ripresa a Figino, dove erano scesi ai minimi dell'intero periodo d'osservazione (**Gandria: 2.5 g m⁻²; Melide: 2.8 g m⁻²; Figino 2.2 g m⁻²**).

Come illustrato dall'andamento stagionale dei valori (Fig. 7.2.a), i valori massimi annuali sono stati misurati in momenti diversi nei due bacini lacustri, ed hanno raggiunto livelli di rilievo unicamente in quello nord.

A Gandria, infatti, la punta più elevata è stata misurata già in aprile (9.2 g m⁻²), mentre le due successive, in progressivo calo di entità, in giugno (5.2 g m⁻²) e settembre (3.4 g m⁻²). Nel bacino sud le fasi di sviluppo principali della biomassa risultano spostate nel secondo semestre, con punte massime contenute, più a Figino (4.2 g m⁻²) che a Melide (5.6 g m⁻²), entrambi in agosto.

Anche se durante la maggior parte del periodo vegetativo il contributo principale alla biomassa zooplanctonica è stato fornito dai cladoceri, in particolare da *Daphnia hyalina* (in aprile e giugno a Gandria; in aprile, maggio, luglio, ottobre a Melide; in aprile, ottobre a Figino) con il supporto di *Diaphanosoma brachiurum* (solo nel bacino sud, in agosto) e delle Bosmine (agosto-ottobre, in tutto il lago), un'importante apporto è venuto anche dai calanoidi (*Eudiaptomus gracilis*), che tra maggio e giugno (e in misura minore fino ad ottobre nel bacino sud) sono giunti momentaneamente a costituire la frazione prevalente della biomassa totale (a Gandria fino al 56%, a Melide fino al 59%, a Figino fino al 67%).

Considerando la struttura della catena alimentare lacustre, i due gruppi di crostacei zooplanctonici analizzati (copepodi, cladoceri) possono essere suddivisi in base al loro ruolo funzionale (erbivori e carnivori). Mentre la biomassa erbivora è costituita prevalentemente dai cladoceri e dai copepodi calanoidi, per i carnivori si tratta soprattutto degli stadi adulti dei copepodi ciclopidi.

La curva della successione temporale delle due componenti (valori percentuali; Fig. 7.3.a) permette di evidenziare la dinamica stagionale nelle tre stazioni di campionamento, in tutte le quali la quota della componente erbivora risulta costantemente predominante (in media attorno all'80%) rispetto ai carnivori. All'interno degli erbivori durante il primo semestre si osserva un'alternanza di prevalenza fra copepodi (marzo, maggio-giugno) e cladoceri (marzo-aprile); in

seguito questi due gruppi tendono a stabilizzarsi su livelli equivalenti fino alla fine del periodo vegetativo.

La percentuale massima raggiunta dai copepodi carnivori sull'arco dell'anno è risultata simile in tutte le stazioni (36%), anche se solo a Gandria questa punta ha avuto luogo all'interno del periodo vegetativo (luglio). La quota dei cladoceri carnivori si è invece mantenuta modesta in tutto il lago: al momento di massimo sviluppo il contributo di questa categoria è risultato comunque maggiore nel bacino nord (6%) rispetto a quello sud (3-4%).

Complessivamente, sulla base dei dati raccolti nel corso del 2011 si osserva da una parte un aumento della biomassa dei produttori primari (fitoplancton) nelle stazioni di Gandria e Melide, e dall'altra un aumento della componente zooplanctonica erbivora a Figino, ciò che ha comportato una tendenza al livellamento della struttura trofica nelle tre stazioni campionate, come evidenziato dallo stretto ambito di variazione dei valori percentuali per le tre componenti trofiche analizzate (fitoplancton: 66-71%; zooplancton erbivoro: 24-28%; zooplancton carnivoro: 5-6%).

7.2.b. Biomassa zooplanctonica nel 2012

Nonostante il livello numerico dei popolamenti sia rimasto sostanzialmente stabile, i valori **medi annui** di biomassa del 2012 (**Gandria: 2.2 g m⁻²; Melide: 3.0 g m⁻²; Figino 2.4 g m⁻²**) si sono mantenuti simili all'anno precedente solo a Melide, mentre sono risultati per il terzo anno consecutivo in leggera crescita a Figino, ed in calo a Gandria: in quest'ultima stazione sono stati avvicinati i minimi dell'intero periodo d'osservazione.

Come illustrato dall'andamento stagionale (Fig. 7.2.b), i valori massimi annuali sono stati misurati in momenti diversi nelle tre stazioni, raggiungendo livelli di un certo rilievo unicamente a Melide.

A Gandria lo sviluppo tardivo dello zooplancton, accompagnato dall'estrema esiguità del popolamento di cladoceri, ha caratterizzato l'inizio del periodo vegetativo. A partire da maggio i valori di biomassa si sono mantenuti costantemente su discreti livelli fino ad ottobre, raggiungendo in giugno il massimo annuo (4.7 g m⁻²); durante questo periodo il principale contributo è stato fornito da *Daphnia hyalina* assieme ai ciclopidi *Thermocyclops crassus* e *Mesocyclops leuckartii*, accompagnati dapprima da *Eudiaptomus gracilis* (maggio-giugno), e successivamente dalle Bosmine (agosto-settembre).

Una forte dinamica dei valori primaverili ha invece contraddistinto la stazione di Melide, dove alla prima fase di sviluppo, già in marzo ne sono seguite altre tre, a scadenza mensile, la principale delle quali in aprile (7.3 g m⁻², massimo annuo). Anche in questa stazione il principale contributo alla biomassa zooplanctonica è venuto dal popolamento di *Daphnia hyalina*, mantenutosi su elevati livelli per tutto il periodo vegetativo tranne un breve calo nella seconda metà di giugno; ad esso si è aggiunto il costante supporto dei due gruppi di copepodi, rimasto comunque sempre in un ambito contenuto (ciclopidi: 13-37%; calanoidi: 10-35% della biomassa complessiva), tranne in sporadiche occasioni.

La stazione di Figino presenta un'unica punta primaverile, che coincide con il massimo annuale (5.4 g m^{-2}), seguita da un andamento piuttosto stabile dei valori fino al termine del periodo vegetativo ($2.4\text{-}3.7 \text{ g m}^{-2}$). Il principale contributo alla biomassa zooplanctonica è stato fornito da *Daphnia hyalina*, il cui popolamento, fatta eccezione per il mese d'aprile, non ha fatto registrare punte di rilievo. Fra gli altri cladoceri presenti hanno contribuito in misura modesta anche le Bosmine e *Diaphanosoma brachiurum*, tra settembre e ottobre. La quota di biomassa costituita dai copepodi è risultata consistente solo per brevi periodi: in maggio- giugno per quanto riguarda i calanoidi (30-50%), e in agosto per quanto riguarda i ciclopoidi (38%).

La curva della successione temporale dei due livelli della catena alimentare lacustre riferibili allo zooplancton (valori percentuali di erbivori, carnivori; Fig. 7.3.b) mette in evidenza l'assoluta preponderanza della componente erbivora durante l'intero periodo vegetativo (75-95%); la quota dei carnivori è risultata rilevante (30-45%) solo durante i mesi invernali, e fino a metà aprile nella stazione di Gandria, dove la fase di sviluppo dei popolamenti zooplanctonici è iniziata con notevole ritardo.

La struttura della catena alimentare lacustre che emerge dal confronto dei valori medi annui rilevati nel 2012 evidenzia un ulteriore calo della componente erbivora a Gandria (1.8 g m^{-2}), ed un incremento della stessa a Melide (2.5 g m^{-2}) e a Figino (2.0 g m^{-2}) rispetto all'anno precedente; per quanto concerne i carnivori, i valori sono rimasti sostanzialmente stabili e simili nelle tre stazioni ($0.4\text{-}0.5 \text{ g m}^{-2}$).

In seguito alla progressiva crescita della biomassa fitoplanctonica negli ultimi anni nel bacino nord, i rapporti tra le componenti trofiche nelle tre stazioni risultano attualmente caratterizzati da una quota di produttori primari (fitoplancton) decrescente dal bacino nord (Gandria: 77%) al bacino sud (Melide: 65%; Figino 75%), una quota di consumatori primari (erbivori) in corrispondente crescita (Gandria: 19%; Melide: 30%; Figino 26%), ed una quota di consumatori secondari (carnivori) simile in tutto il lago (4-5%).

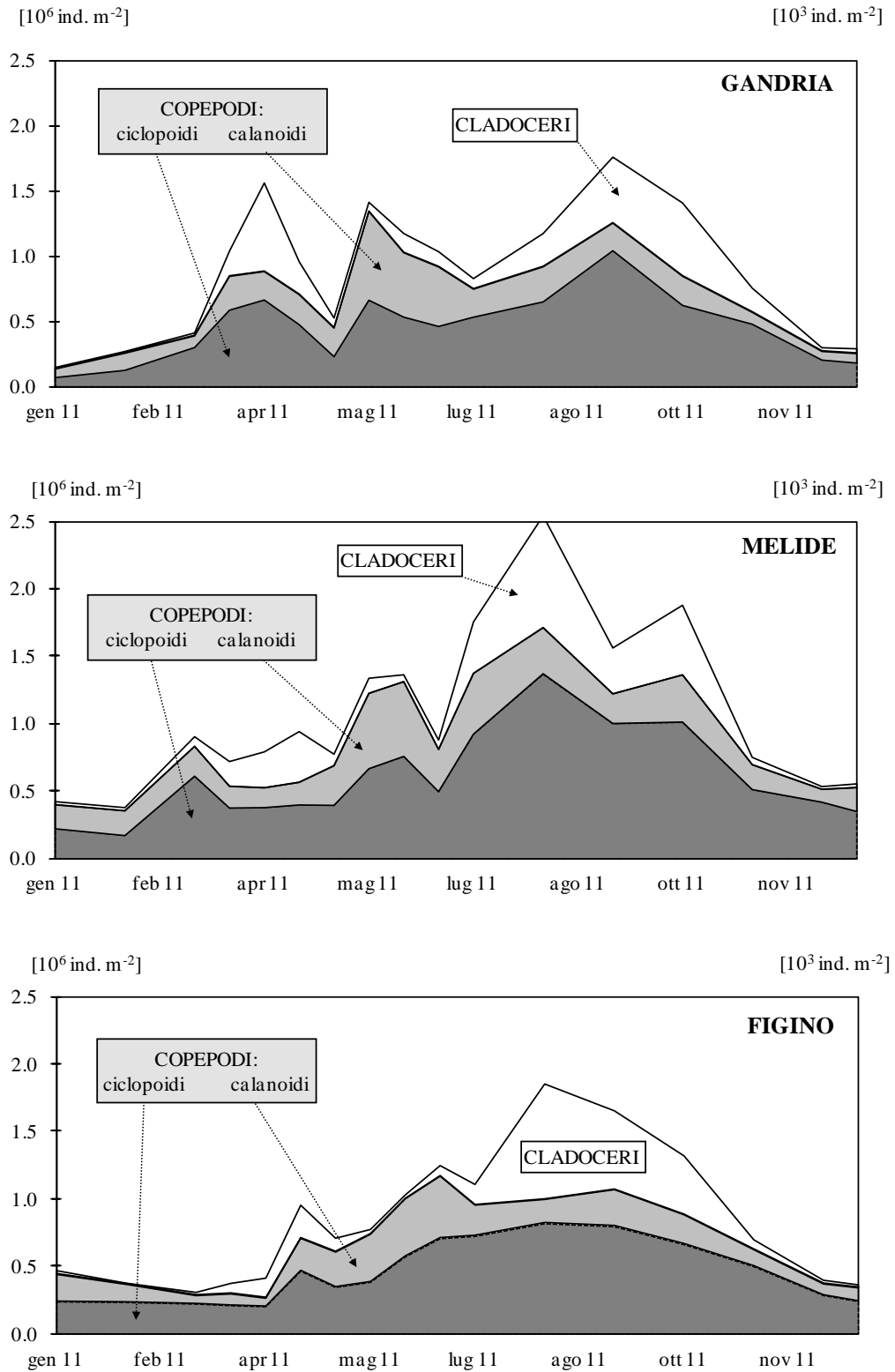


Fig. 7.1.a Lago di Lugano, 2011: andamento della densità cumulata dello zooplancton da crostacei.

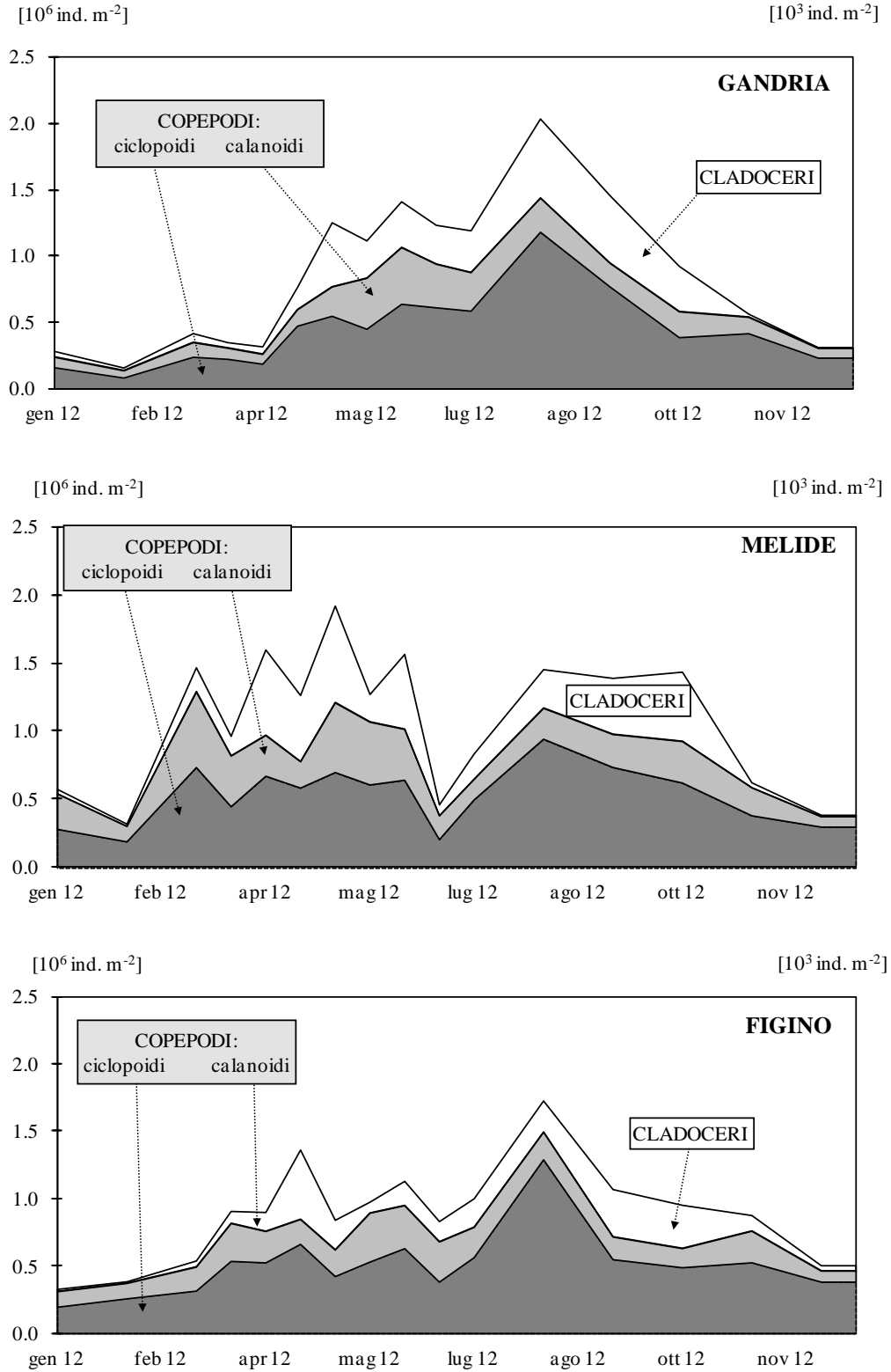


Fig. 7.1.b Lago di Lugano, 2012: andamento della densità cumulata dello zooplancton da crostacei.

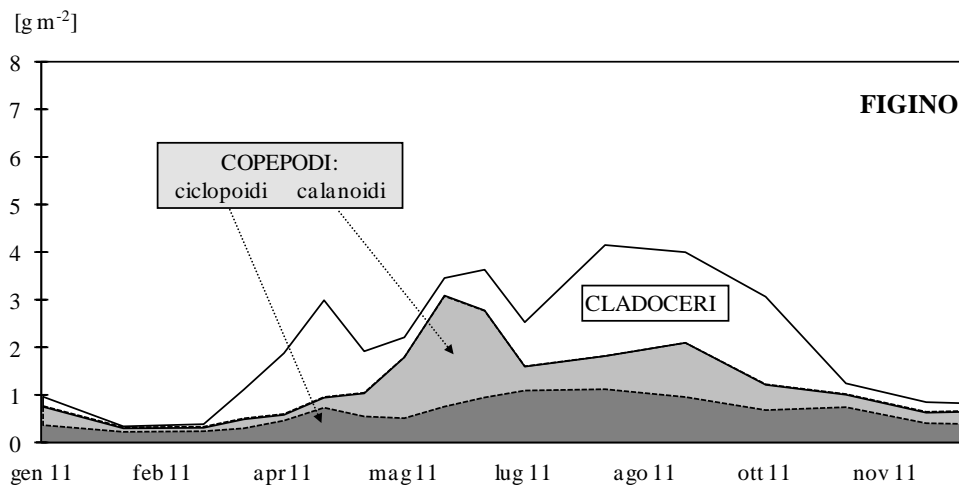
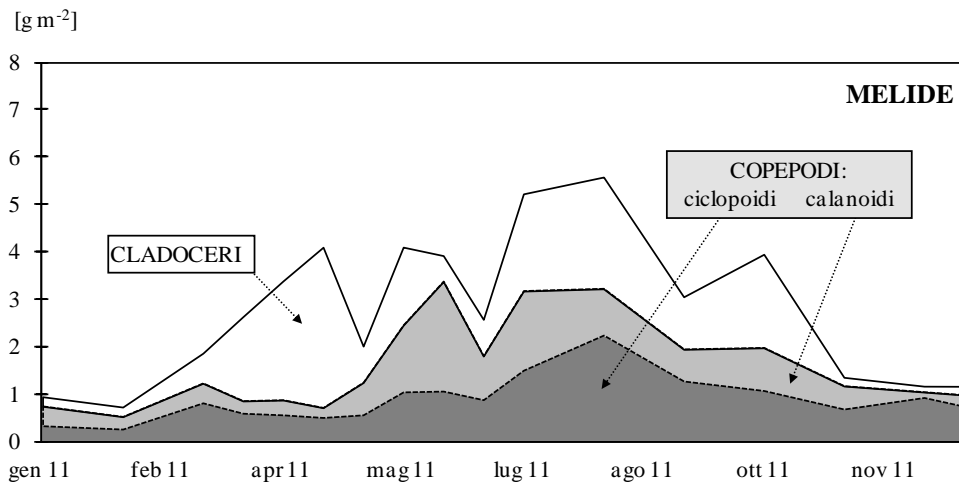
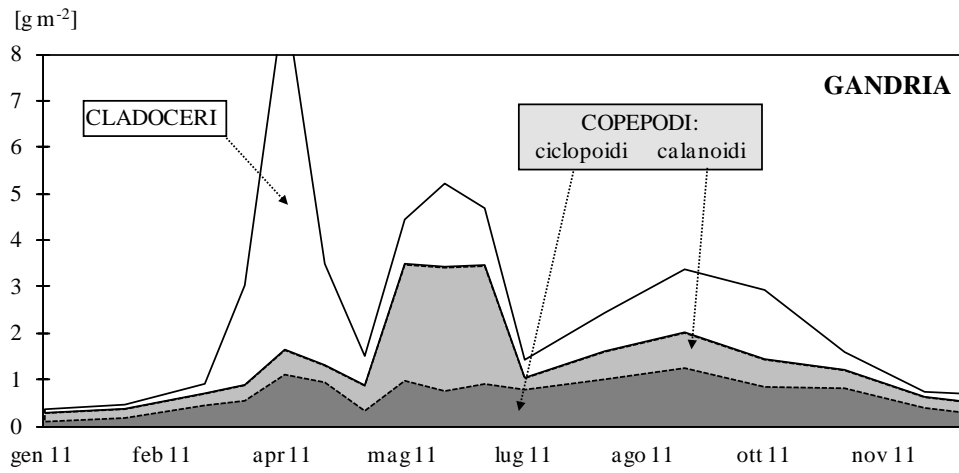


Fig. 7.2.a Lago di Lugano, 2011: andamento della biomassa cumulata dello zooplancton da crostacei (peso secco).

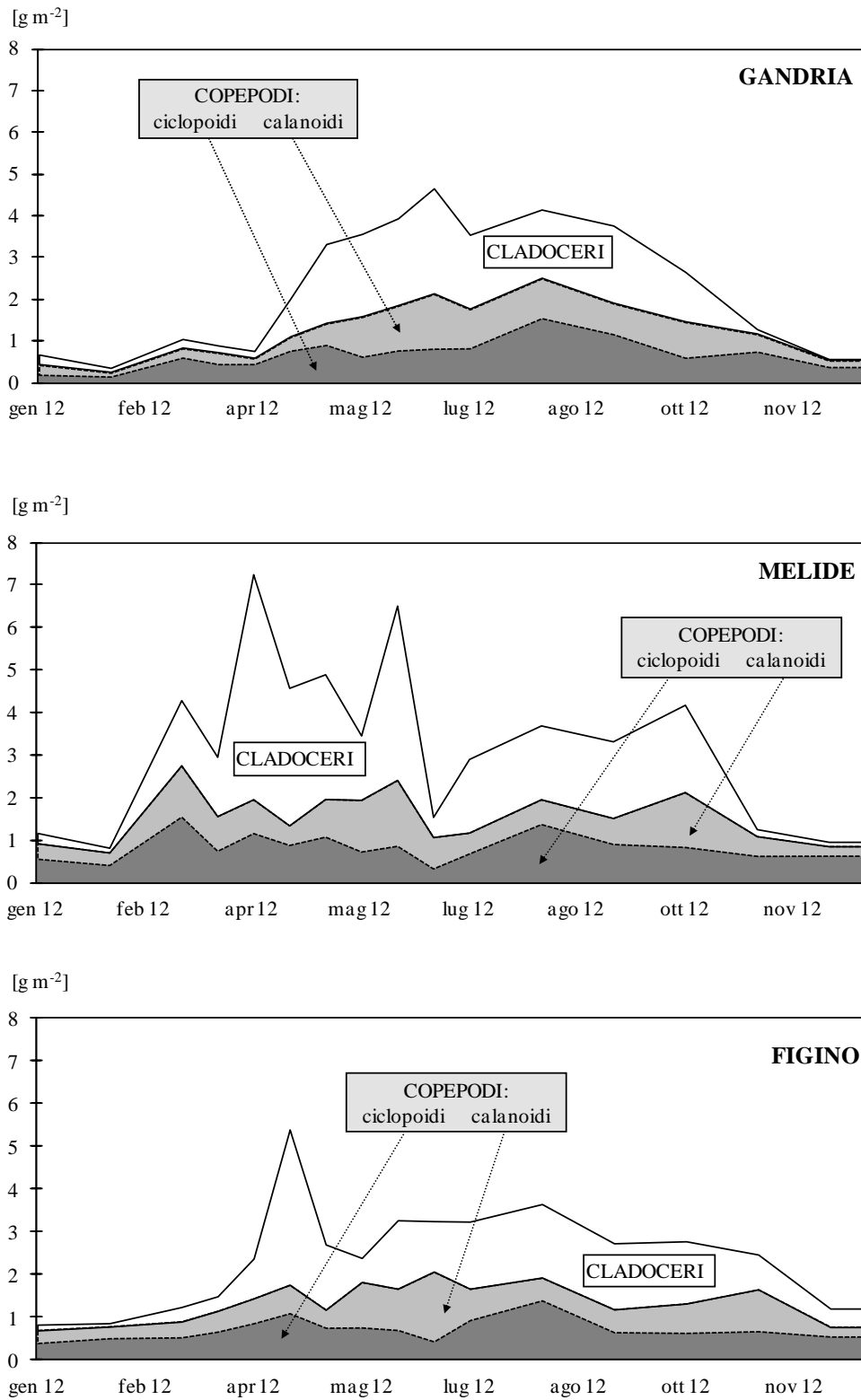


Fig. 7.2.b Lago di Lugano, 2012: andamento della biomassa cumulata dello zooplancton da crostacei (peso secco).

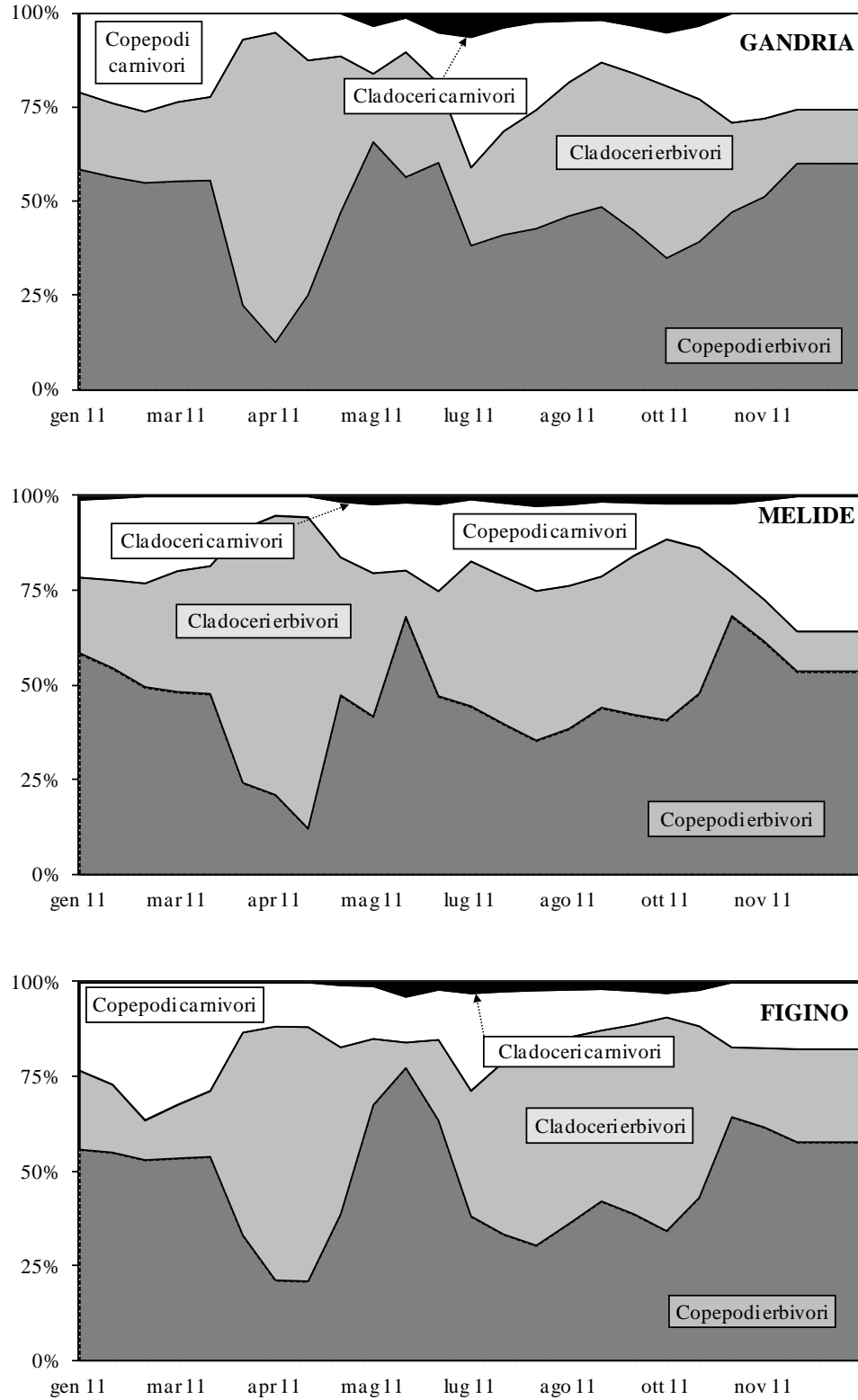


Fig. 7.3.a Lago di Lugano, 2011: andamento percentuale della biomassa dello zooplankton erbivoro e carnivoro (peso secco).

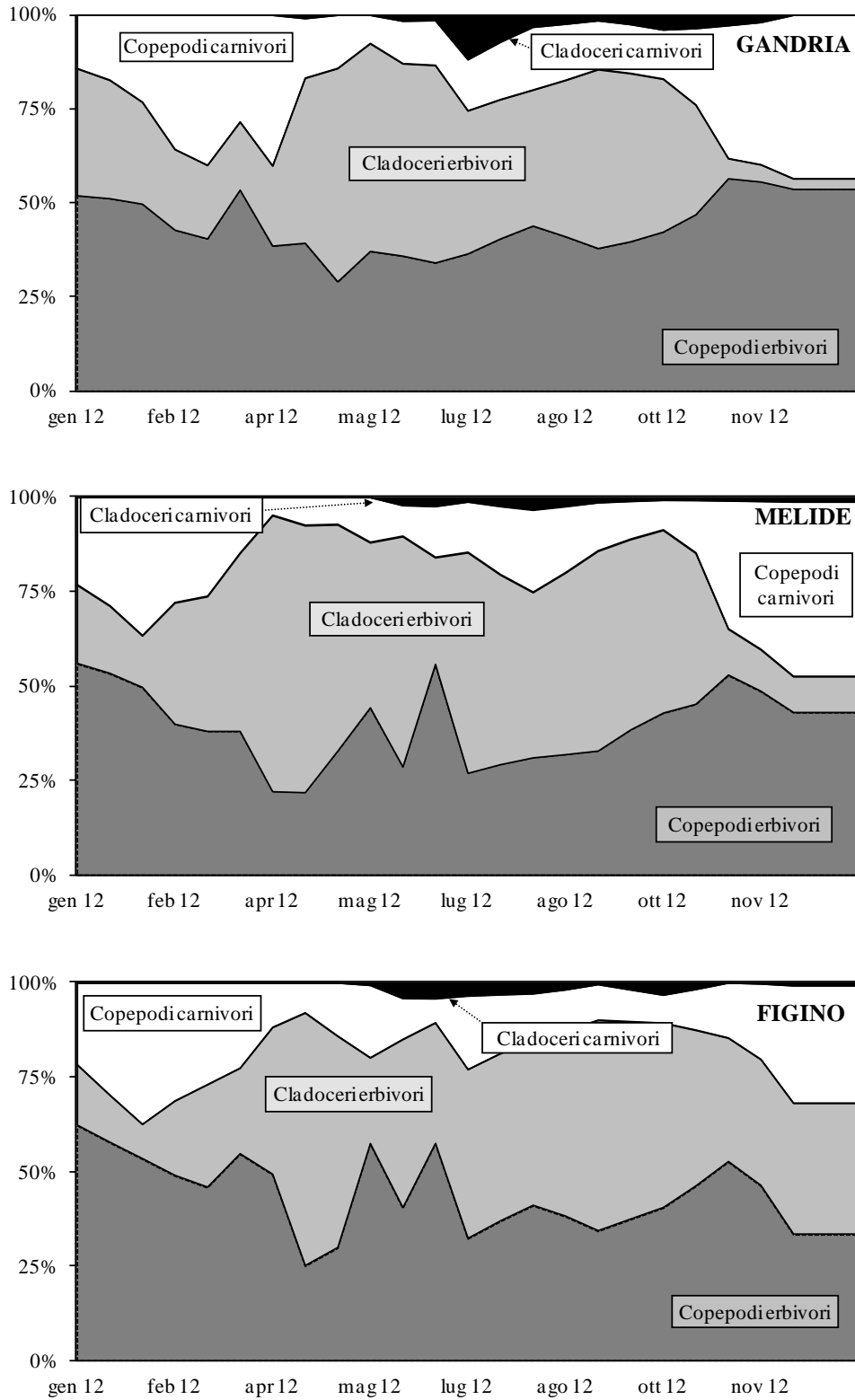


Fig. 7.3.b Lago di Lugano, 2012: andamento percentuale della biomassa dello zooplankton erbivoro e carnivoro (peso secco).

8. ANDAMENTO LIMNOLOGICO SUL LUNGO PERIODO

Da oltre 30 anni il Lago di Lugano è oggetto di regolari indagini limnologiche, che si prefiggono di verificarne lo stato qualitativo delle acque, e di seguirne l'evoluzione dello stato trofico in relazione alle misure di risanamento intraprese sul suo bacino imbrifero. Nell'esecuzione delle ricerche si sono avvicendati dapprima il Centro Comune di Ricerca CCR-Euratom d'Ispra (1972-1979), e quindi l'Amministrazione Cantonale del Ticino tramite il Laboratorio Studi Ambientali (LSA; dal 1980 al 1982 presso l'Istituto Cantonale Batteriosierologico e dal 1983 al 2007 presso la Sezione Protezione Aria, Acqua e Suolo). A partire dal 2008 l'esecuzione delle indagini è stata affidata all'Istituto Scienze della Terra (IST-SUPSI) tramite mandato cantonale di prestazione. Nel corso delle diverse tappe dell'attività di ricerca, sono state in parte modificate il numero e l'ubicazione delle stazioni, le modalità di prelievo, ed i metodi d'indagine. Dal momento che non tutti i parametri indagati posseggono lo stesso grado di continuità e di confrontabilità, i risultati presentati in seguito fanno riferimento per i corsi d'acqua alla serie temporale 1976-2012, e per i rilevamenti pelagici alla serie dei più omogenea a disposizione, corrispondente al periodo d'indagine (1980)-1983-2012.

8.1. Meteorologia

Utilizzando i parametri che più direttamente influenzano le vicende limnologiche del lago (cfr. Cap. 3) è possibile caratterizzare, nei tratti essenziali, l'andamento meteorologico del periodo pluriennale d'indagine (1980-2012).

La serie cronologica dei valori medi annui di **temperatura dell'aria** (Fig. 8.1.a.) presenta, a partire dal 1980 fino ad oggi, una costante tendenza all'aumento, culminata nel massimo del 2003 (13.8 °C). In questa finestra di tempo l'incremento annuo, (+0.049 °C a⁻¹), non si è manifestato però in maniera uniforme: esso è risultato particolarmente elevato negli anni '80 (+0.086 °C a⁻¹), per poi calare nel decennio successivo (+0.015 °C a⁻¹) e ridursi ulteriormente nel primo decennio di questo secolo (2000-2009; +0.009 °C a⁻¹). Di fatto a partire dal 2003 i valori annui sembrano essersi stabilizzati, presentando con due punte massime sempre inferiori a 13.6 °C, e con un minimo molto vicino a quelli rilevato negli anni '90 (12.2 °C). Questa tendenza è confermata anche dall'andamento degli incrementi medi termici nei singoli quinquenni d'indagine CIP AIS, che dopo un forte balzo iniziale tra il 1983-87 ed il 1988-92 (+ 0.5 °C), si sono mantenuti su livelli più contenuti (+0.2 /+0.3 °C) durante i tre periodi successivi (1993-2007), e sono addirittura diventati negativi tra il 2003-07 ed il 2008-12 (-0.1 °C).

Un elemento importante ai fini dei processi di rimescolamento invernale del lago è costituito dal raffreddamento delle sue acque durante il periodo dicembre-febbraio: a questo scopo è riportato in grafico anche l'andamento della temperatura media di questo trimestre, che rispetto al dato annuo evidenzia una tendenza all'aumento meno marcata sull'arco dello stesso periodo d'osservazione (1980-2012: + 0.022 °C a⁻¹). Analogamente a quanto osservato per il dato annuo, le medie invernali presentano un andamento decennale caratterizzato da una fase di forti incrementi

durante gli anni '80 (+0.127 °C a⁻¹) e '90 del secolo scorso (+0.100 °C a⁻¹), ed una fase di stabilizzazione durante il primo decennio del secolo corrente (-0.002 °C a⁻¹). A livello delle medie quinquennali è da sottolineare il fatto che, dopo aver raggiunto i massimi tra il 1993-97 ed il 1998-2002 (4.5 °C), i valori hanno invertito la tendenza, fino a scendere, nell'ultimo periodo d'indagine (2008-12: 4.0 °C) al di sotto del periodo 1988-92 (4.2 °C).

Analogamente a quanto osservato per la temperatura, anche la **radiazione globale** (Fig. 8.1.b.) presenta un andamento tendenzialmente in crescita, come evidenziato dalle medie dei successivi decenni (1980-89: 4107; 1990-1999: 4382; 2000-2010: 4729 MJ m⁻² a⁻¹). Anche nel caso di questo parametro si possono notare indizi di una stabilizzazione dei valori a partire dal 2007, tutti compresi in una stretta fascia d'oscillazione (4700-5100 MJ m⁻²). In particolare nel corso dell'ultimo quinquennio (2008-12) sono stati misurati 3 dei 4 totali annui, come pure 4 dei 5 totali sul periodo vegetativo, più elevati dell'intero periodo d'indagine, a conferma di condizioni d'irraggiamento particolarmente favorevoli ai fini dell'attività produttiva vegetale.

Per quanto riguarda il regime delle **precipitazioni** (Fig. 8.1.c.) si può osservare che il valore medio complessivo, calcolato sull'arco dell'intero periodo d'indagine (1980-2012: 1559 mm) risulta molto simile al dato di riferimento normale (1961-1990: 1545 mm), anche se l'andamento dei valori nei singoli periodi quinquennali, sostanzialmente stabile fino al 1997, presenta un'alternanza di due periodi molto umidi (1998-2002: 1792 mm; 2008-2012: 1663 mm) intercalati da un quinquennio decisamente siccitoso (2003-2007: 1187 mm).

Nel corso dell'ultimo quinquennio è stato misurato il valore annuo più elevato dell'intero periodo d'osservazione (2008: 2188 mm), ma anche uno dei più bassi (2011: 1179 mm). I quantitativi di precipitazioni misurati durante il periodo vegetativo (marzo-ottobre) sono risultati sostanzialmente stabili (70-75% del totale annuo), e spesso concentrati in eventi puntiformi nei mesi di maggio e luglio, con conseguenti ripercussioni sugli apporti di sostanze nutrienti al lago da parte dei tributari.

Sull'arco dell'intero periodo d'indagine l'**intensità del vento** (Fig. 8.1.d.) presenta valori medi annui tutti compresi tra 5 e 7 km h⁻¹, anche se dall'andamento pluriennale si evidenzia una fase di crescita iniziale, culminata nel massimo del 1991 (7.1 km h⁻¹), seguita da una sostanziale stabilizzazione dei valori fino al 2001 (6.1-6.9 km h⁻¹), e da una successiva fase calante che ha fatto registrare, per ben due volte nel corso dell'ultimo quinquennio, valori minimi mai registrati in precedenza (2008, 2011: 5.2 km h⁻¹).

Particolarmente interessante risulta invece l'andamento dell'intensità dei venti durante il periodo di maggior raffreddamento del corpo lacustre, che coincide generalmente con il primo trimestre dell'anno. Infatti, assieme all'intensità del raffreddamento invernale, l'attività eolica costituisce l'elemento determinante dei processi di rimescolamento della colonna d'acqua. Anche sotto questo aspetto il quinquennio appena concluso è stato caratterizzato da valori generalmente modesti (<6.4 km h⁻¹), e dal minimo assoluto dell'intero periodo, nel 2011 (4.3 km h⁻¹), ciò che indubbiamente ha favorito la ripresa della tendenza meromittica nel bacino nord del lago.

8.2. Andamento idrologico nei fiumi e nel lago

Per minimizzare i disturbi dovuti a captazioni o immissioni di reflui urbani o industriali, l'analisi dell'evoluzione a lungo termine delle condizioni idrologiche (e termiche, vedi § 8.2) dei fiumi si è concentrata su tre corsi d'acqua caratterizzati da un modesto insediamento urbano nel bacino imbrifero, ovvero il Cuccio, il Cassarate e la Magliasina. Per questi corsi d'acqua, informazioni sulle portate mensili sono disponibili dal 1963 (Cassarate), 1980 (Magliasina) o 1986 (Cuccio). L'evoluzione delle portate è stata analizzata mediante un modello di regressione:

$$Q_d = \beta_0 + \beta_1 \times t + \varepsilon$$

Dove “ Q_d ” è la portata media mensile destagionalizzata [$m^3 s^{-1}$], “ t ” è il tempo [giorni] e “ ε ” è l'errore. I valori di portata sono stati trasformati (\log_{10}) per normalizzarne la distribuzione prima di essere destagionalizzati mediante divisione dei valori mensili per l'Indice Stagionale.

Per Cuccio e Magliasina il modello è risultato non significativo. Per contro, per il Cassarate, β_1 è risultato negativo ($P < 0.05$), indicando una tendenza alla diminuzione della portata (Fig. 8.2.1.). Poiché questa tendenza si è manifestata in un solo corso d'acqua, si possono ragionevolmente escludere cause climatiche. Probabilmente la diminuzione della portata è dovuta alla crescente diversione delle acque reflue dei paesi del bacino del Cassarate verso il bacino del Vedeggio, tramite l'IDA di Bioggio.

L'evoluzione del livello del lago durante il periodo dal 1928 al 2012 a Melide-Ferrera è illustrata nella Fig. 8.2.2. I cambiamenti più evidenti riguardano la stabilizzazione del livello medio, l'aumento dei livelli minimi e la diminuzione dei livelli massimi dopo il 1963, anno a partire dal quale il lago viene regolato artificialmente.

8.3. Andamento termico nei fiumi e nel lago

Per i corsi d'acqua selezionati per quest'analisi sono disponibili misure di temperatura “spot” (frequenza circa mensile) a partire dal 1976 (Fig. 8.3.1.). L'evoluzione della temperatura è stata valutata grazie a un modello di regressione che tiene conto sia di una tendenza lineare che di cicli stagionali sovrapposti a questa tendenza:

$$T = \beta_0 + \beta_1 \times t + \beta_2 \times \sin(2 \times \pi \times t) + \beta_3 \times \cos(2 \times \pi \times t) + \varepsilon$$

Dove “ T ” è la temperatura dell'acqua [$^{\circ}C$], “ t ” è il tempo [anni] e “ ε ” è l'errore.

Per tutti i corsi d'acqua presi in esame, il termine che denota la tendenza lineare (β_1) si è rivelato positivo e significativo ($P < 0.001$), indicando un'evoluzione verso acque mediamente più calde. I tassi di incremento (β_1) sono stati pari a $0.06 \text{ }^{\circ}C \text{ anno}^{-1}$ nella Magliasina e nel Cassarate, e a $0.04 \text{ }^{\circ}C \text{ anno}^{-1}$ nel Cuccio. Ovvero, nei 37 anni trascorsi dall'inizio delle indagini, la temperatura è aumentata di circa $2.2 \text{ }^{\circ}C$ nella Magliasina e nel Cassarate e di circa $1.5 \text{ }^{\circ}C$ nel Cuccio. Un'analisi di approfondimento suggerisce che il riscaldamento è attribuibile quasi interamente alle

oscillazioni climatiche sull'Atlantico settentrionale (North Atlantic Oscillation e Atlantic Multidecadal Oscillation), che sono state in fase crescente per gran parte del periodo in esame.

L'evoluzione delle condizioni termiche lacustri dal 1972 è stata analizzata per le stazioni di Gandria nel bacino nord e di Figino nel bacino sud, utilizzando lo stesso modello di regressione applicato all'analisi dei corsi d'acqua. Per l'analisi del lago, la colonna d'acqua è stata suddivisa in tre strati: lo strato 0-5 m, che include acque normalmente ben rimescolate (epilimniche), lo strato 0-30 m, che comprende l'epilimnio e il termoclino, e lo strato 50 m-fondo, che comprende l'ipolimnio [vedi 23].

L'analisi ha messo in evidenza una tendenza al riscaldamento delle acque epilimniche sia a Gandria che a Figino (tassi di incremento=0.05 °C anno⁻¹ a Gandria e 0.06 °C anno⁻¹ a Figino; Fig. 8.3.2.). La temperatura media dello strato comprendente l'epilimnio e il metalimnio, caratterizzato da una forte eterogeneità termica, non ha mostrato tendenze statisticamente significative. Le temperature ipolimniche hanno mostrato evoluzioni altalenanti, precludendo così l'analisi di tendenze lineari o monotoniche. Particolarmente interessante è stata la fase di riscaldamento dell'ipolimnio a Gandria iniziata negli anni 1980 e culminata negli anni delle circolazioni del bacino nord (2004-2006; Fig. 8.3.2.). E' possibile che la fase di accumulo di calore nell'ipolimnio abbia contribuito a ridurre il gradiente termico tra fondo e superficie e creare instabilità nella struttura termica delle acque, contribuendo all'insieme dei fattori (tra cui degli inverni freddi e ventosi, vedi [23]) che hanno causato l'eccezionale episodio di circolazione dell'inverno 2005-2006.

8.4. Chimica dei corsi d'acqua

Per seguire l'evoluzione della qualità delle acque dei corsi d'acqua e dei carichi di nutrienti convogliati nel Lago di Lugano sono state analizzate le tendenze (*i*) delle concentrazioni di alcalinità totale, fosforo totale, domanda biochimica di ossigeno (BOD₅) e ammonio, che fungono da indicatori dello stato acido-base, dello stato trofico, della saprobietà e del grado di tossicità delle acque correnti, e (*ii*) dei carichi di fosforo e azoto, che determinano lo stato trofico del lago. Per ciascun parametro, la tendenza durante il periodo 1978-2012 (concentrazioni) o 1983-2012 (carichi) è stata individuata attraverso l'interpolazione di una funzione di smoothing (LOWESS; grado di smoothing=0.5) sulle serie temporali. Inoltre, per stabilire se i carichi di fosforo e azoto sono cambiati nel tempo, questi carichi, suddivisi per bacino, sono stati analizzati con il test di Mann-Kendall.

Qualità delle acque. Nel periodo in esame, l'alcalinità è rimasta stabile o ha teso a crescere lievemente nei tributari in cui questo parametro ha origine quasi soltanto naturale, ovvero il Cassarate, il Cuccio, il Livone e la Magliasina (Fig. 8.4.1.a.). Seppur modeste, le tendenze all'aumento nella Magliasina e nel Livone potrebbero indicare un aumento dei processi di weathering nel bacino imbrifero, dovuto al riscaldamento climatico (vedi § 8.3). Nei tributari Bolletta, Laveggio, Scairolo e Vedeggio l'alcalinità ha (ha avuto) origine in misura sostanziale anche da effluenti urbani e industriali. In questi tributari, l'analisi ha messo in evidenza un'evoluzione unimodale (Laveggio, Scairolo e Vedeggio) o una leggera tendenza all'aumento (Bolletta). Nell'emissario Tresa l'alcalinità ha mostrato una sostanziale stabilità a

lungo termine, a cui è sovrapposto un ciclo stagionale, dovuto alla precipitazione estiva di carbonati nel lago (vedi Capitolo 5).

Le concentrazioni di fosforo, BOD₅ e ammonio riflettono la pressione antropica sul bacino imbrifero e –a grandi linee– mostrano tendenze comparabili (Figg. 8.4.1.b-d.). Nei tributari con bacini poco antropizzati, cioè la Magliasina, il Cuccio e, in parte, il Livone, questi parametri, sempre relativamente bassi in valore assoluto, sono rimasti stabili oppure sono lievemente decresciuti. Il Livone rappresenta un caso anomalo, poiché a dispetto di basse concentrazioni di BOD₅ e ammonio ha mostrato un tenore di fosforo elevato, che per di più ha accennato a crescere negli ultimi ~15 anni. Le ragioni di questa tendenza, a noi ignote, meriterebbero indagini aggiuntive. In confronto, in quasi tutti i tributari sottoposti a forte pressione antropica, cioè il Cassarate, il Laveggio, lo Scairolo e il Vedeggio, le concentrazioni medie di questi parametri sono state alte nella prima parte del periodo considerato, mentre in seguito hanno mostrato una tendenza alla diminuzione, seppur secondo tempistiche diverse. Il Bolletta costituisce un caso a parte. Questo tributario subisce una forte pressione antropica, ma contrariamente agli altri in condizioni simili non ha mostrato alcuna tendenza al miglioramento. Infine, nell'emissario Tresa sia il fosforo che il BOD₅ sono apparsi in lenta diminuzione, a comprova di un progressivo risanamento del livello trofico del bacino sud (vedi § 8.5).

Malgrado il complessivo miglioramento dei valori medi degli indicatori della qualità delle acque, valori critici si manifestano ancora diffusamente, ma in modo episodico. Per esempio, picchi elevati (al di sopra delle soglie OPAC) di BOD₅ e ammonio si verificano ancora nella maggior parte dei corsi d'acqua che subiscono una forte pressione antropica, presumibilmente a causa della fuoriuscita di acque reflue da scaricatori di piena durante periodi di forti precipitazioni.

Carichi di nutrienti. I carichi di fosforo convogliati dai tributari maggiori (Fig. 8.4.2.a.) mostrano una tendenza alla diminuzione, in particolare nel bacino sud (test di Mann-Kendall; BN: $Z=-1.84$, $Q=-0.25$, $P<0.1$; BS: $Z=-4.07$, $Q=-1.3$, $P<0.001$). Tuttavia, la maggior parte della diminuzione ha avuto luogo prima della fine degli anni 1990. In seguito le tendenze sembrano essersi assestate su valori ancora elevati. Nel quinquennio 2008-2012 la media dei carichi totali (dovuti a tributari e altre fonti, vedi Capitolo 4) è stata pari a 24 t P a^{-1} nel bacino nord e 34 t P a^{-1} nel bacino sud, a confronto di obiettivi posti rispettivamente a 18 t P a^{-1} e 22 t P a^{-1} .

La variazione temporale dei carichi di fosforo ha due componenti. La prima componente è la diminuzione a lungo termine (rappresentata dalla funzione di smoothing, vedi Fig. 8.4.2.), dovuta con ogni probabilità al miglioramento della rete di depurazione delle acque reflue. La seconda componente è la variabilità attorno a questa tendenza. Questa variabilità è spiegata in parte dalle precipitazioni. Ossia, i carichi di fosforo sono stati superiori ai valori attesi in base alla tendenza a lungo termine in anni con forti precipitazioni e inferiori in anni con deboli precipitazioni. Il rallentamento della rata di diminuzione dei carichi medi negli ultimi ~3 quinquenni (Fig. 8.4.2.) risulta dal fatto che mentre i carichi in anni poco piovosi hanno continuato a calare, quelli in anni piovosi sono rimasti essenzialmente costanti nel tempo. Se, come pare probabile, i carichi elevati di fosforo in concomitanza di anni piovosi sono dovuti a un'eccessiva immissione di acque reflue nei tributari mediante scaricatori di piena, un'aggiuntiva riduzione dei carichi potrebbe essere raggiunta tramite una migliore separazione tra acque scure e acque chiare nelle condutture pubbliche.

I carichi totali di azoto (Fig. 8.4.2.) convogliati dai tributari maggiori, contrariamente ai carichi di fosforo, mostrano una tendenza all'aumento (bacino nord: $Z=2.34$, $Q=4.7$, $P<0.05$; bacino sud: $Z=2.11$, $Q=11.9$, $P<0.05$). Questa tendenza può avere diverse cause, tra cui un aumento della saturazione dei suoli dovuta a deposizioni atmosferiche. Tuttavia, nel bacino del Lago di Lugano, questa tendenza si è manifestata soprattutto in tributari che subiscono una forte pressione antropica (Bolletta, Cassarate e Laveggio), ciò che suggerisce un maggiore inquinamento diretto, di provenienza urbana o industriale.

8.5. Chimica delle acque lacustri

Per seguire l'evoluzione delle condizioni chimiche del lago durante il periodo 1983-2012 sono stati considerati quattro parametri correlati allo stato trofico: l'ossigeno disciolto, il fosforo, l'azoto e la silice. Le analisi sono state eseguite per le stazioni di Gandria e Figino, rappresentanti, rispettivamente, i bacini nord e sud del lago. Per ciascuna stazione, inoltre, le concentrazioni di queste sostanze sono state analizzate per strati. A Gandria, il lago è stato suddiviso negli strati 0-20m (corrispondente allo strato produttivo), 20-100 m e 100-285 m. A Figino, il lago è stato suddiviso negli strati 0-20 m e 20-93 m. Anche in questo caso, per evidenziare l'evoluzione a lungo termine delle concentrazioni sono state interpolate delle funzioni di smoothing (LOWESS; grado di smoothing=0.2, considerato l'andamento complesso di alcuni parametri).

Ossigenazione delle acque. Nel bacino nord, che è tendenzialmente meromittico, lo strato profondo (100-285 m) è stato anossico fino all'inverno 2004-2005, quando si è verificata la prima circolazione totale dall'inizio del programma di monitoraggio (Fig. 8.5.1.). In seguito, questo strato si è parzialmente ossigenato, e l'ossigenazione, seppur modesta (concentrazioni $< 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), è persistita fino al presente. Nello strato produttivo (0-20 m) l'ossigenazione non ha mostrato una tendenza netta, ma piuttosto un avvicendamento di fasi di crescita (fine anni 1980-metà anni 1990, 2006-presente) e fasi di decrescita (1983-fine anni 1980, metà anni 1990-2006). Nello strato intermedio, vi è stata una tendenza alla diminuzione fino alle circolazioni, a cui ha fatto seguito una fase di aumento.

Nel bacino sud, che è monomittico, le differenze di ossigenazione tra strato produttivo (0-20 m) e strato profondo (20-93 m) sono state meno accentuate che nel bacino nord. In questo bacino l'ossigenazione media ha mostrato una leggera tendenza all'aumento nello strato produttivo.

Concentrazione di fosforo totale. Nel bacino nord, l'evoluzione della concentrazione di fosforo è stata fortemente influenzata dalle circolazioni del periodo 2004-2006 [24]. Si possono distinguere quattro fasi (Fig. 8.5.2.). Durante la prima fase, conclusasi verso la fine degli anni 1990, la concentrazione di fosforo ha teso a diminuire tra 0 m e 100 m e ad aumentare nello strato profondo (100-285 m). Durante la seconda fase, conclusasi al sopravvenire delle circolazioni, le tendenze si sono invertite, ovvero le concentrazioni sono aumentate tra 0 m e 100 m e diminuite nello strato profondo. Queste tendenze documentano un flusso di fosforo dal fondo verso la superficie, e quindi una parziale erosione del chemioclino negli anni precedenti le circolazioni [16]. Durante la terza fase, che coincide con le circolazioni del 2004-

2006, la concentrazione fosforo si è bruscamente omogeneizzata sulla colonna d'acqua. Infine, durante la quarta fase la concentrazione è tornata a diminuire tra 0 m e 100 m e ad aumentare nello strato profondo. La prima fase è probabilmente da ascrivere alla corrispettiva diminuzione del carico esterno (vedi § 8.4). La seconda fase suggerisce che nel bacino nord si è sviluppato un carico interno (Capitoli 4 e 5) che ha prevalso nel determinare la concentrazione di fosforo tra 0 m e 100 m fino alle circolazioni del 2004-2006. Lo sviluppo di un carico interno, e la saltuarietà dei fenomeni di circolazione e di erosione del termoclino in questo bacino hanno slegato le concentrazioni di fosforo nelle acque lacustri dal carico esterno (Fig. 8.5.3), rendendone la loro evoluzione instabile e difficile da prevedere.

Nel bacino sud, il fosforo ha mostrato una chiara tendenza alla diminuzione sia nello strato produttivo che nello strato profondo. In questo bacino, grazie alla circolazione regolare, le concentrazioni di fosforo nel lago sembrano dipendere più direttamente dai carichi esterni [16]. La diminuzione della concentrazione di fosforo riflette quindi la parallela diminuzione dei carichi di fosforo convogliati dai tributari maggiori (Fig. 8.5.3.; § 4.3).

La concentrazione di fosforo nello strato produttivo è il parametro che più spesso controlla la produttività algale durante la stagione vegetativa ed è quindi un indicatore dello stato trofico di un lago. Nürnberg [25] ha proposto di classificare i laghi come oligotrofici se le concentrazioni di TP sono $< 10 \mu\text{g P L}^{-1}$, eutrofici se sono $> 30 \mu\text{g P L}^{-1}$ e mesotrofici per valori intermedi. La soglia tra meso- e eutrofia, $30 \mu\text{g P L}^{-1}$, corrisponde anche all'obiettivo del risanamento trofico del lago. Secondo questa classificazione, il bacino nord è passato da condizioni prevalentemente eutrofiche negli anni 1980 a condizioni prevalentemente mesotrofiche negli anni 1990. Sul finire degli anni 1990, poi, l'apparente sviluppo di un carico interno ha riportato il bacino nord verso condizioni fortemente eutrofiche, culminate nelle circolazioni dell'inverno 2005-2006 (circolazione totale) e dell'anno successivo. Nell'ultimo quinquennio si è assistito a una nuova stabilizzazione del livello trofico attorno a condizioni di mesotrofia. L'evoluzione dello stato trofico del bacino sud è stata più regolare e si riassume in un graduale passaggio da condizioni eutrofiche (e spesso iper-eutrofiche) a condizioni che oscillano tra eutrofia e mesotrofia (Fig. 8.5.4.).

Concentrazione di azoto totale. Sia nel bacino nord che nel bacino sud, le concentrazioni di azoto appaiono più omogenee sulla colonna d'acqua rispetto alle concentrazioni di fosforo (Fig. 8.5.5.). Ciò suggerisce che, negli strati produttivi, l'azoto è rimosso da attività biologiche in minor misura rispetto a fosforo e silicio, perché presente in esubero rispetto alla domanda biologica e perché può essere ottenuto dall'atmosfera da parte del plancton stesso (alcuni cianobatteri).

Nel bacino nord, le concentrazioni di azoto sono state in crescita fino al 2002, in seguito sono calate fino al 2007-2009, e infine hanno ripreso a crescere fino al presente. Nel bacino sud le concentrazioni di azoto hanno presentato una fase di forte crescita fino alla fine degli anni 1980, cui ha fatto seguito un periodo in cui le concentrazioni hanno oscillato attorno un valore mediamente stabile, pari a $\sim 1.5 \text{ mg N L}^{-1}$. In entrambi i casi, queste tendenze ricalcano da vicino l'evoluzione dei carichi convogliati dai tributari maggiori (Fig. 8.5.3.). Nel Lago di Lugano, quindi, le concentrazioni di azoto dipendono soprattutto dagli apporti esterni.

Concentrazione di silice. Il profilo della concentrazione della silice (Fig. 8.5.6.) ricorda quello della concentrazione di fosforo, mostrando valori più alti negli strati profondi, dove la silice viene disciolta e accumulata, e inferiori negli strati produttivi, dove viene assimilata da diatomee e precipitata. Anche l'evoluzione temporale delle concentrazioni nei due bacini ricorda l'evoluzione del fosforo. Nel bacino nord, dopo una fase di stabilità, la silice ha teso a diminuire nello strato 100-285 m e ad aumentare tra 0 m e 100 m, suggerendo, come per il fosforo, un flusso dai sedimenti verso l'alto. Questa fase è stata interrotta dalle circolazioni del 2004-2006, grazie alle quali le concentrazioni si sono temporaneamente omogeneizzate sulla colonna d'acqua. In seguito, il flusso di silice si è invertito, portando ad un accumulo negli strati profondi e a una perdita negli strati intermedi e superficiali. Nel bacino sud, le concentrazioni di silice non mostrano tendenze nette a lungo termine.

Modelli di bilancio. Per ottenere previsioni sull'evoluzione futura delle concentrazioni di fosforo nel lago, sono stati applicati modelli di bilancio di massa sviluppati per laghi con sedimenti anossici [15]. Il primo modello stima la concentrazione media annuale di fosforo, TP_{ann} , in condizioni di equilibrio ("steady state"):

$$TP_{ann} = [(L_{ext} + L_{int})/q_s] \times (1 - R_{sed})$$

dove: L_{ext} = carico esterno [$mg\ P\ m^{-2}$], L_{int} = carico interno [$mg\ P\ m^{-2}$], q_s = carico idraulico [m], pari a 12.04 m per il bacino nord e 35.66 m per il bacino sud, e R_{sed} = ritenzione di TP dovuta a sedimentazione, assunta pari a 0.71.

Nei laghi stratificati, la concentrazione di fosforo che determina lo stato trofico è la concentrazione nell'epilimnio durante la stagione vegetativa [15, 16]. Questa concentrazione varia tra un valore massimo $TP_{epi,max}$ (in seguito a circolazione) e un valore minimo $TP_{epi,min}$ (in seguito a stratificazione), i quali possono essere stimati grazie ai seguenti modelli:

$$TP_{epi,max} = (L_{ext}/q_s) \times (1 - R_{sed}) + L_{int}/q_s$$

$$TP_{epi,min} = (L_{ext}/q_s) \times (1 - R_{sed})$$

Infine, il tempo che permetterebbe al lago di raggiungere un equilibrio tra un nuovo livello di carico esterno e la concentrazione di fosforo nelle acque lacustri è stata stimata grazie al modello seguente [26]:

$$T_{95\%} = 3 \times \tau \times (1 - R_{meas})$$

Dove: $T_{95\%}$ = tempo necessario a raggiungere il nuovo equilibrio al 95% [anni], τ = tempo di ricambio delle acque [anni] e T_{meas} = Ritenzione di TP misurata, calcolata come uscite:entrate.

Questi modelli sono stati usati per determinare: (i) quali concentrazioni di fosforo potrebbero essere attese nel lago se i carichi esterni si stabilizzassero sui valori presenti e si giungesse a condizioni di equilibrio; (ii) qual è il carico esterno che permetterebbe al lago di raggiungere la concentrazione di fosforo posta come obiettivo di risanamento, pari a $30\ \mu g\ P\ L^{-1}$; e (iii) quanto tempo ci vorrebbe per

giungere a nuove condizioni di equilibrio in seguito a una stabilizzazione dei carichi. Un'importante fonte di incertezza nell'applicare questi modelli concerne i carichi interni, perché è difficile prevederne l'evoluzione futura. Tuttavia, si possono ipotizzare degli intervalli plausibili. Nel bacino nord, un carico interno elevato è stato raggiunto nel 2006 (723 mg P m^{-2}), quando la circolazione ha ridistribuito le forti concentrazioni ipolimniche sulla colonna d'acqua. Il carico minimo è probabilmente nullo, e potrebbe verificarsi qualora la stratificazione dovesse impedire la risalita di fosforo dai sedimenti agli strati superficiali. Nel bacino sud, il valore massimo durante il quinquennio 2008-2012, 2442 mg P m^{-2} , rappresenta probabilmente un valore alto (media quinquennale= 1082 mg P m^{-2}), mentre il carico minimo potrebbe ipoteticamente scendere a 0 mg P m^{-2} qualora gli strati profondi mantenessero condizioni ossiche tutto l'anno.

I risultati dei modelli (Tabella 8.5.1.) mostrano che i carichi esterni attuali (medie sul periodo 2008-2012) permetterebbero di raggiungere una concentrazione media annua di fosforo variabile tra 19 e $36 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel bacino nord, e tra 16 e $36 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel bacino sud, a dipendenza del carico interno.

Le concentrazioni epilimniche massime potrebbero mantenere valori elevati, fino a $79 \mu\text{g P L}^{-1}$ e $84 \mu\text{g P L}^{-1}$, corrispondenti a condizioni di eutrofia, se i carichi interni restassero invariati. Il raggiungimento della concentrazione obiettivo ($\text{TP}_{\text{ann}}=30 \mu\text{g P L}^{-1}$) richiederebbe carichi esterni compresi tra 14 t e 34 t nel bacino nord e tra 25 t e 75 t nel bacino sud, sempre a dipendenza dei carichi interni. Lo scenario più plausibile è che i carichi interni calino lentamente in futuro, anche a seguito di una drastica riduzione dei carichi esterni. Quindi, se le stime sono accurate, solo carichi esterni di 14 t nel bacino nord e 25 t nel bacino sud garantirebbero il raggiungimento degli obiettivi di risanamento prima di un ipotetico esaurimento dei carichi interni.

In seguito a una stabilizzazione dei carichi, il tempo per raggiungere un nuovo equilibrio al 95% è stato stimato a ~14.0 anni per il bacino nord e ~1.8 anni per il bacino sud. Per il bacino nord, tuttavia, questo tempo ha un valore dubbio, perché le acque sono quasi sempre stratificate e il ricambio concerne spesso solo una parte del volume del lago. Il tempo reale dipenderà dalla frequenza delle circolazioni in futuro, che è difficile da prevedere.

I modelli di carico usati per queste previsioni possono stimare solo concentrazioni e carichi medi su un periodo di tempo lungo (decenni), assumono che i tutti i parametri siano stati stimati accuratamente e producono risultati migliori quando applicati a gruppi di laghi piuttosto che a laghi singoli. L'incertezza riguardante la stima di alcuni parametri (per esempio R_{sed} e L_{ext}) e l'applicazione a un singolo lago devono far considerare i risultati con cautela. I carichi obiettivo calcolati con questi modelli non devono quindi essere considerati come traguardi definitivi, ma come strumenti di gestione che andranno affinati nel tempo in base ai risultati e all'evoluzione della comprensione delle dinamiche del lago.

Al di là dei limiti dei modelli impiegati, l'incertezza riguardante i tempi di raggiungimento degli obiettivi qualitativi delle acque lacustri rimane legata anche all'evoluzione pressione antropica sul bacino imbrifero: nella prospettiva di un aumento della densità insediativa è necessario prevedere un adeguamento delle capacità di eliminazione del carico esterno gravante sul lago, sia tramite il potenziamento degli impianti, sia tramite il completamento e ammodernamento dell'attuale sistema di raccolta delle acque reflue.

Tabella 8.5.1. Lago di Lugano: bilancio di massa del fosforo totale.

- A) Concentrazioni di fosforo totale che potrebbero essere raggiunte con i carichi esterni attuali. (TP_{ann} =concentrazione media annuale; $TP_{epi,min}$ =concentrazione epilimnica minima; $TP_{epi,max}$ =concentrazione epilimnica massima).
- B) Carichi esterni necessari per raggiungere la concentrazione obiettivo ($30 \mu\text{g P L}^{-1}$), intesa sia come concentrazione media annua (TP_{ann}) o come massima epilimnica ($TP_{epi,max}$).

A)	Carico esterno [mg P m ⁻²], ([t])	Carico interno [mg P m ⁻²]	TP_{ann} [$\mu\text{g P L}^{-1}$]	$TP_{epi,min}$ [$\mu\text{g P L}^{-1}$]	$TP_{epi,max}$ [$\mu\text{g P L}^{-1}$]
Bacino Nord	776 ¹ (21)	723 ² (scenario max)	36	19	79
	776 ¹ (21)	0 (scenario min)	19	19	19
Bacino Sud	1938 ¹ (39)	2442 ³ (scenario max)	36	16	84
	1938 ¹ (39)	0 (scenario min)	16	16	16

¹media 2007-2012²valore durante 2006, anno di massima circolazione³massimo 2007-2012

B)	Carico esterno [mg P m ⁻²], ([t])	Carico interno [mg P m ⁻²]	TP_{ann} [$\mu\text{g P L}^{-1}$]	$TP_{epi,max}$ [$\mu\text{g P L}^{-1}$]
Bacino Nord	523 (14)	723 ² (scenario max)	30	
	1246 (34)	0 (scenario min)	30	
	-1248	723 ² (scenario max)		30
Bacino Sud	1246 (34)	0 (scenario min)		30
	1247 (25)	2442 ³ (scenario max)	30	
	3689 (75)	0 (scenario min)	30	
	-4732	2442 ³ (scenario max)		30
	3689 (75)	0 (scenario min)		30

²valore durante 2006, anno di massima circolazione³massimo 2007-2012

8.6. Popolamento planctonico delle acque lacustri

L'andamento pluriennale dei valori di biomassa planctonica nelle tre stazioni principali del Lago di Lugano, suddivisa nella componente vegetale (FITO) e in quella animale (ZOO), è riportato nella Fig 8.6.1.

La raccolta regolare dei dati è iniziata nel 1981 nelle stazioni di Lugano (bacino nord) e Agno (bacino sud); a partire dal 1983 i campionamenti sono stati effettuati nelle attuali tre stazioni di misura (Gandria per il bacino nord; Melide e Figino per il bacino sud): data la prossimità delle stazioni di Lugano e di Agno con le due stazioni appartenenti allo stesso sottobacino lacustre (rispettivamente Gandria e Figino) i risultati dei primi due anni d'indagine sono stati integrati nella serie storica delle nuove stazioni. Allo scopo di facilitare il confronto fra le componenti della catena alimentare, le concentrazioni della biomassa fitoplanctonica (peso fresco da biovolume; g m^{-3}) sono stati trasformati sotto forma di valore areale (peso secco, g m^{-2}), tenendo conto dello spessore dello strato campionato (0-20 m) ed assumendo un fattore 0.25 per il rapporto tra peso secco e peso fresco del fitoplancton [27].

A livello quantitativo la svolta più significativa nella biocenosi planctonica del lago nel corso dell'ultimo trentennio ha avuto luogo alla fine degli anni '80, quando nel giro di un biennio (1988-1989) in tutto il lago la biomassa vegetale si è ridotta del 50-60%, mentre quella animale è aumentata del 35-60% [28]. Questo profondo cambiamento non può non essere messo in relazione con la ricomparsa dei copepodi calanoidi (con la specie *Eudiaptomus gracilis*) nelle acque del lago dopo circa 30 anni di latitanza, che ha certamente contribuito ad incrementare la pressione di grazing sul popolamento fitoplanctonico.

Durante gli anni successivi, e almeno fino al 2005, l'andamento del fitoplancton è rimasto sostanzialmente stabile, mostrando solo un accenno di ripresa negli anni 2001-2002 a Gandria e Melide. Nello stesso periodo la biomassa dello zooplancton ha evidenziato maggiori oscillazioni interannuali, assieme alla tendenza ad un incremento della componente carnivora, evidente soprattutto a partire dalla seconda metà degli anni '90: quest'ultimo elemento ha rappresentato un chiaro indizio di miglioramento della struttura trofica della biocenosi lacustre. Negli ultimi anni, a fronte di una sostanziale stabilità su bassi livelli della biomassa vegetale, in tutte le stazioni del lago si è osservato un progressivo calo del popolamento zooplanctonico, sia nella sua componente erbivora che carnivora, fino a raggiungere i livelli minimi dell'intero periodo d'indagine.

Un secondo evento che ha profondamente marcato l'evoluzione trofica del lago è stato senz'altro il biennio di profondo rimescolamento della colonna d'acqua nel bacino nord (2005, 2006), non solo a motivo del massiccio incremento del carico interno in questo stesso bacino, ma anche dei suoi riflessi sul bacino sud, situato a valle. Interessante notare come questo evento è stato preceduto, e in un certo senso preparato, da una fase di trasferimento interno dei nutrienti accumulati negli strati più profondi, che nel corso del quinquennio 1998-2002 ha iniziato a risalire progressivamente verso la zona produttiva [29]. Si è pertanto tenuto conto di queste importanti tappe evolutive per analizzare in modo più dettagliato gli elementi di cambiamento più significativi del periodo d'indagine, sulla base della composizione della biocenosi vegetale ed animale pelagica del lago.

Per quanto concerne il quadro fitoplanctonico (Fig. 8.8.2.), il profondo mutamento osservato alla fine degli anni '80 aveva riguardato anche la composizione qualitativa del popolamento algale, con il passaggio, in tutte le tre stazioni, dal predominio assoluto delle cianofite (40-50% della biomassa totale) ad una situazione di riequilibrio con le diatomee nelle stazioni di Gandria e Melide (28-30%), e di leggero predominio delle diatomee a Figino (35%) nel periodo 1989-2005; parallelamente, era stata osservata una netta crescita percentuale sia delle clorofite (14-16%), sia delle criptofite (10-12%). Rispetto a questa situazione, il quadro dell'ultimo periodo (2006-2012) presenta evidenti cambiamenti, di cui gli elementi più significativi sono costituiti, da una parte, dall'ulteriore compressione della quota delle cianofite in tutto il lago, i cui valori risultano in progressivo calo lungo l'asse di delusso del lago (Gandria: 21%; Melide 16%; Figino: 13%), e d'altra parte dall'espansione della quota delle diatomee nel bacino sud (che presentano valori in crescita lungo l'asse di delusso; Gandria: 29%; Melide 33%; Figino: 43%), assieme al raddoppio della quota delle peridinee (con valori simili in tutte le stazioni: 11-12%).

Dopo le profonde modifiche osservate in seguito al reinsediamento stabile dei calanoidi (*Eudiaptomus gracilis*), assenti per oltre un trentennio, la finestra centrale

del periodo trentennale d'indagini (1989-2002) ha definitivamente sancito la presenza stabile di questo gruppo di copepodi nelle acque del Lago di Lugano, con una quota percentuale di biomassa simile in tutte le stazioni (21-23%), e tra i cladoceri la scomparsa di *Daphnia cucullata*. La quota di questa specie è stata completamente riassorbita da *Daphnia hyalina*, che nonostante le importanti fluttuazioni interannuali dei suoi popolamenti (fino ad un ordine di grandezza) ha mantenuto anch'essa valori percentuali simili in tutto il lago (28-29%). L'arrivo dei calanoidi ha comportato anche un ridimensionamento del popolamento di ciclopidi, molto drastico a Gandria (da 55% a 36%), più contenuto a Melide (da 43% a 38%), e solo modesto a Figino (da 39 a 35%), ed è coinciso con il crollo del popolamento del gruppo *Bosmina/Eubosmina* nelle stazioni del bacino sud (rappresentate graficamente nella categoria "diversi Cladoceri").

Sotto l'aspetto della composizione percentuale della biomassa zooplanctonica gli ultimi anni del periodo d'indagine (2006-2012) hanno fatto registrare solo dei piccoli assestamenti, riguardanti in particolare la tendenza alla riduzione della quota di ciclopidi (più marcata nel bacino nord), ed una leggera ripresa di *Daphnia hyalina* in tutto il lago. Invece l'aspetto sicuramente più rilevante di questo periodo è costituito dalla comparsa di due nuove specie, finora mai riscontrate nel Lago di Lugano: il copepode ciclopoide *Cyclops vicinus* (di cui sono stati identificati alcuni esemplari nella stazione di Melide in marzo del 2012), ed il cladocero carnivoro *Bythotrephes longimanus*, (di cui sono stati individuati singoli individui nei campioni di novembre 2012 a Gandria, e dicembre 2012 a Melide e Figino). Sarà ora importante seguire lo sviluppo di questi nuovi popolamenti, anche in vista del loro potenziale influsso sulla struttura trofica della biocenosi planctonica del lago.

8.7. Produzione primaria e strato trofogeno delle acque lacustri

L'evoluzione delle condizioni trofiche nei due bacini principali del Lago di Lugano nel corso del trentennio d'indagine, legata strettamente all'andamento dei tenori di fosforo nei diversi strati della colonna d'acqua, e in particolare nell'epilimnio (Figg. 8.5.2. e 8.5.4), si è manifestata non solo in una modifica quantitativa e qualitativa della biocenosi planctonica nel suo complesso, come confermato dai valori ottenuti tramite campionamento integrale della colonna d'acqua (per il fitoplancton: 0-20 m, per lo zooplancton: 0-50 m), ma anche in una diversa distribuzione verticale della biomassa vegetale nello strato superficiale nel quale si svolgono i processi fotosintetici (strato trofogeno, Z1%). Ai fini di un'interpretazione più dettagliata dei risultati forniti dal monitoraggio pluriennale, atta a definire le tendenze evolutive del quadro trofico lacustre, sono stati messi a confronto alcuni tra i principali parametri legati all'attività produttiva primaria (trasparenza delle acque, spessore dello strato trofogeno, clorofilla *a* nello strato trofogeno, produzione areale, produttività sul volume) rilevati nelle tre stazioni di campionamento. A questo scopo è sembrato utile ripercorrere la storia recente del lago seguendo le tappe marcate dai successivi periodi quinquennali d'indagine fissati dalla Commissione, introducendo unicamente una modifica per quanto riguarda il primo periodo considerato (1983-1987), che è stato prolungato di un anno a motivo dei profondi cambiamenti intervenuti nella biocenosi lacustre nel corso del 1988 (Tab. 8.9.). Il rapido miglioramento osservato non solo a livello della catena alimentare (biomassa planctonica), ma anche per quanto riguarda le condizioni luminose subacquee (vedi valori di trasparenza e Z_{1%}),

e l'efficienza dei processi produttivi primari (produzione areale e produttività sul volume), si è mantenuto sostanzialmente stabile per un decennio. Negli ultimi due quinquenni tutti questi indicatori, tranne la produzione areale, che evolve in controtendenza all'aumento di spessore dello strato produttivo ($Z_{1\%}$), hanno confermato il miglioramento progressivo dello stato trofico delle acque, in particolare per quanto riguarda le stazioni del bacino sud. Tale miglioramento si manifesta pure nel riavvicinamento dei valori fra le stazioni dei due bacini, tradizionalmente disposti lungo un gradiente trofico crescente lungo l'asse di deflusso, da Gandria a Figino.

Pur tenendo conto della variabilità interannuale, determinata anche dalle oscillazioni dei parametri meteoroclimatici nei singoli anni, l'andamento pluriennale dei parametri trofici analizzati testimonia il lento ma progressivo recupero dello stato qualitativo delle acque del Lago di Lugano.

Tab. 8.7. Lago di Lugano, 1983-2012: evoluzione dei principali parametri legati alla produzione primaria.
 (*) valore medio annuo.

TRASPARENZA (*) [m]	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
1983-1988	4.5	3.5	3.3
1989-1992	6.4	5.5	4.9
1993-1997	5.8	5.2	4.5
1998-2002	6.2	5.4	4.7
2003-2007	7.7	6.9	6.0
2008-2012	7.4	6.6	5.9
STRATO TROFOGENO (Z_{1%}) (*) [m]	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
1983-1988	9.7	7.5	7.0
1989-1992	13.5	10.5	9.7
1993-1997	12.1	10.1	9.3
1998-2002	12.0	10.2	9.1
2003-2007	13.0	12.2	10.9
2008-2012	14.1	12.3	11.0
CLOROFILLA a (strato trofogeno) (*) [mg m⁻³]	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
1983-1988	12.0	18.2	19.1
1989-1992	6.8	9.7	10.6
1993-1997	8.5	11.6	13.4
1998-2002	9.7	10.4	11.5
2003-2007	7.7	9.4	10.3
2008-2012	7.0	7.6	8.7
PRODUZIONE AREALE [g C m⁻² a⁻¹]	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
1983-1988	377	414	469
1989-1992	260	336	325
1993-1997	297	314	356
1998-2002	300	317	336
2003-2007	352	342	343
2008-2012	342	343	322
PRODUTTIVITA' SUL VOLUME [g C m⁻³ a⁻¹]	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
1983-1988	52.5	76.9	95.3
1989-1992	22.4	43.4	48.4
1993-1997	28.7	41.1	45.9
1998-2002	29.3	37.7	44.2
2003-2007	33.5	34.6	37.3
2008-2012	29.8	30.8	33.1

Evoluzione portata

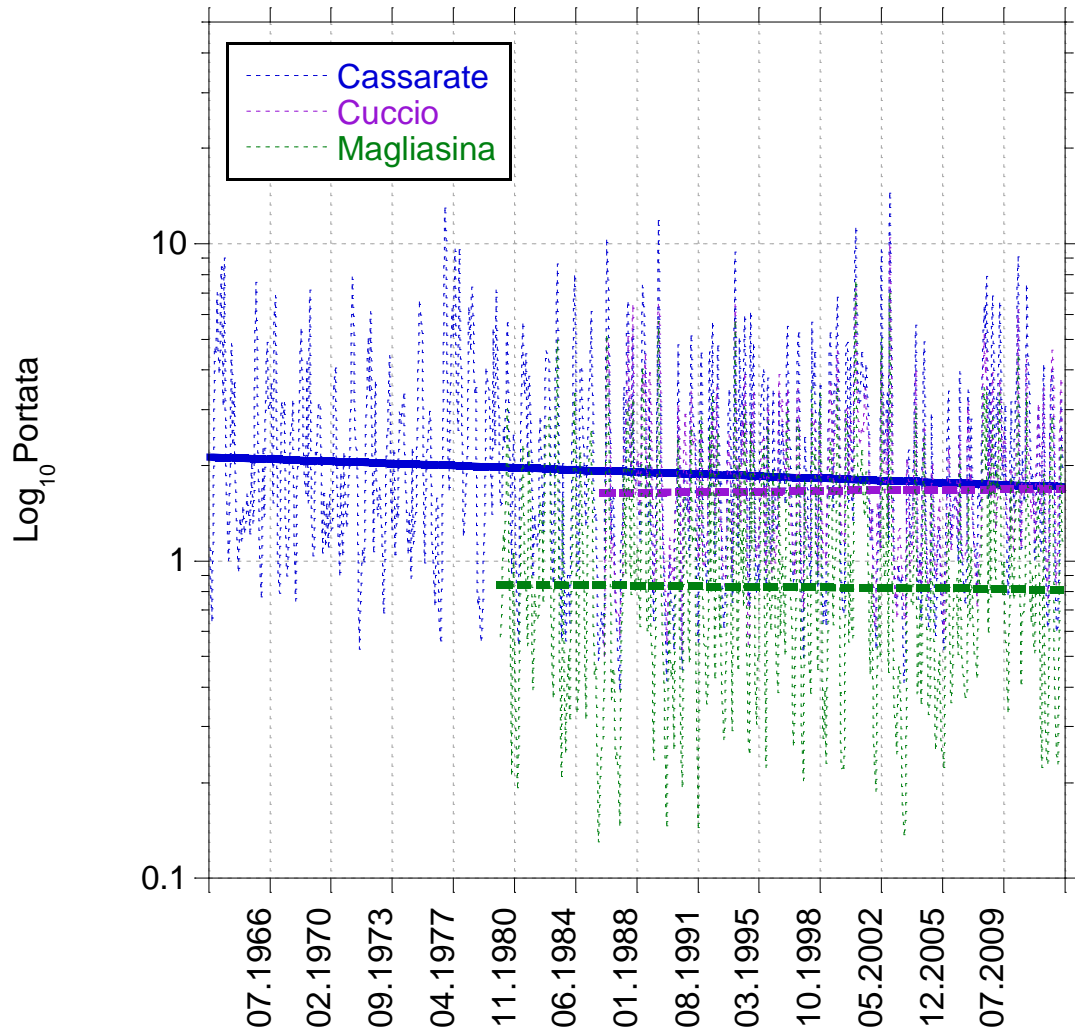


Fig. 8.2.1. Lago di Lugano: evoluzione della portata di tre tributari maggiori durante il periodo 1963-2012.

Le linee interpolate illustrano la tendenza a lungo termine. Si noti che i valori di portata [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] sono stati trasformati (\log_{10}) per normalizzarne la distribuzione.

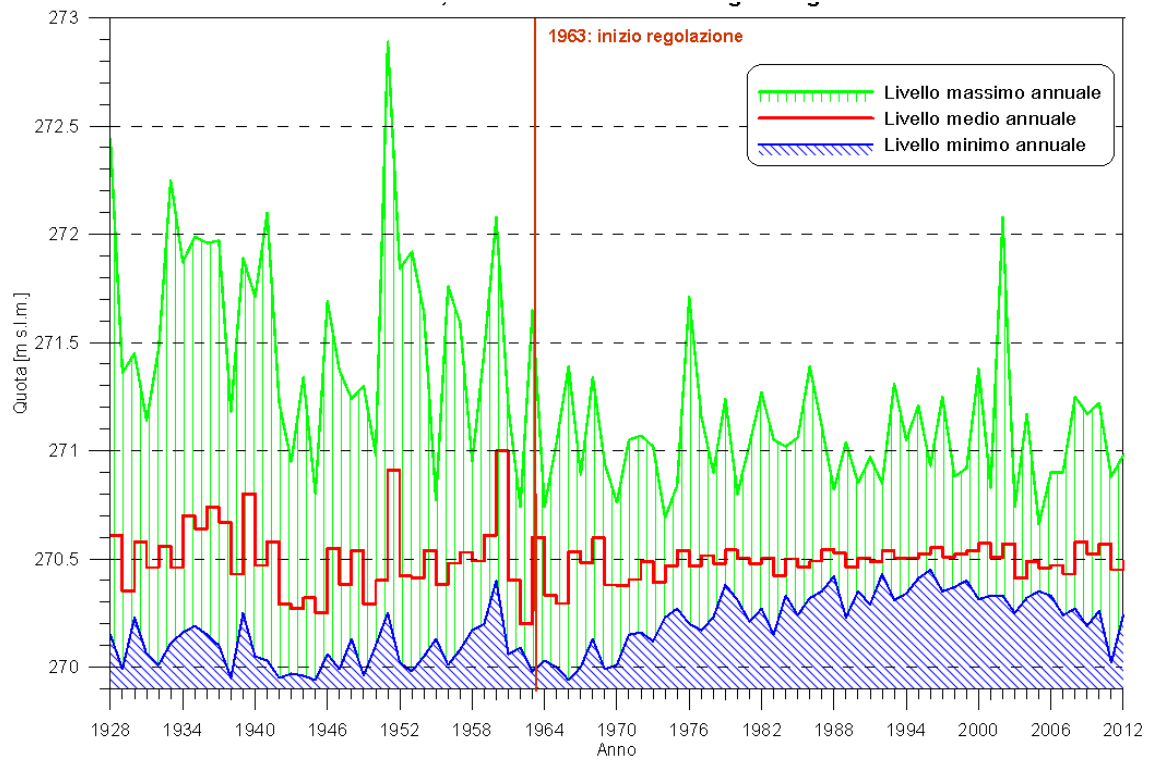


Fig. 8.2.2. Lago di Lugano: livelli minimi, medi e massimi annuali del livello lacustre a Melide-Ferrera durante il periodo 1928-2012.

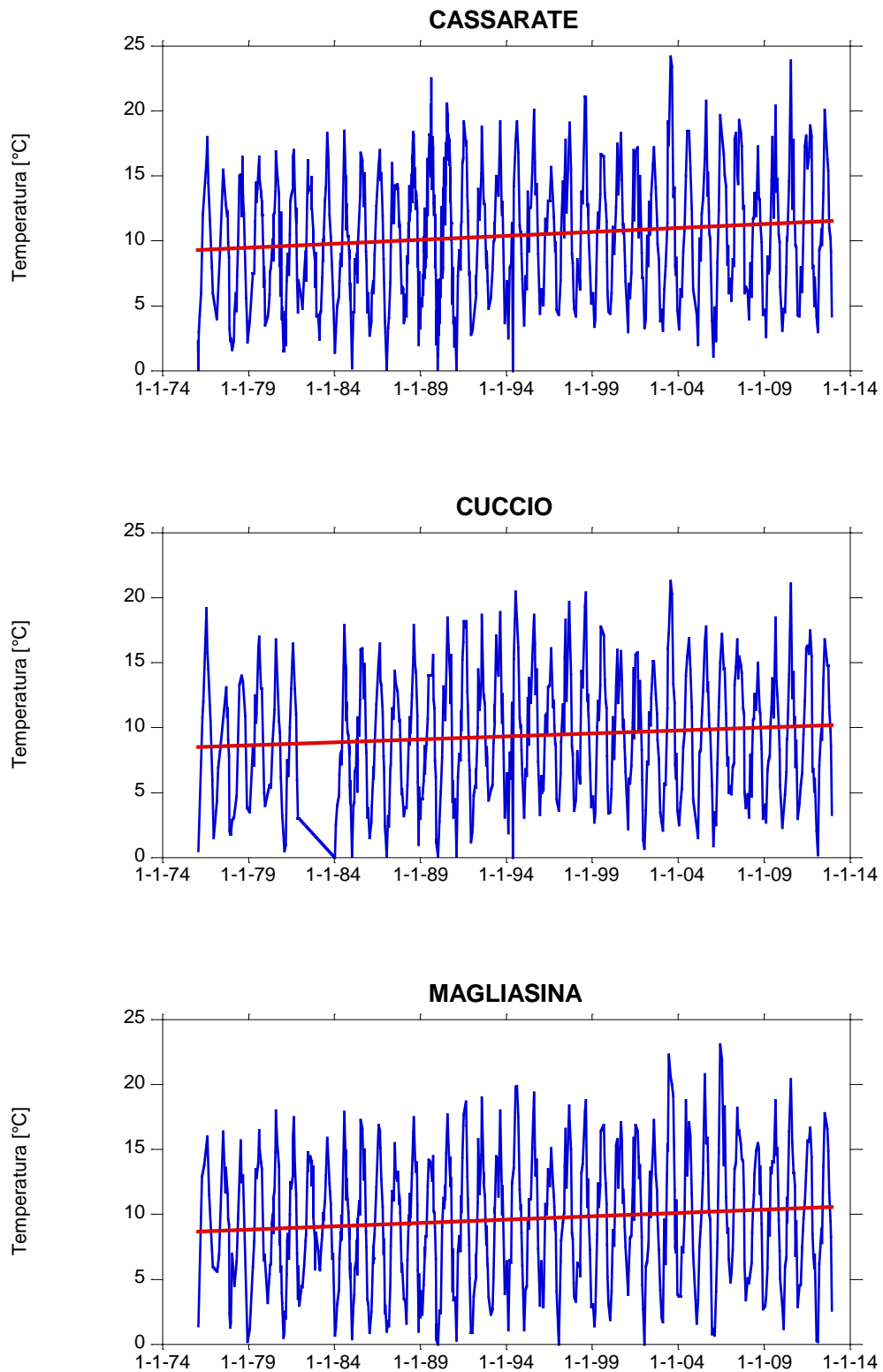


Fig. 8.3.1. Lago di Lugano: evoluzione della temperatura delle acque di tre tributari maggiori durante il periodo 1976-2012. Le linee interpolate illustrano la tendenza a lungo termine.

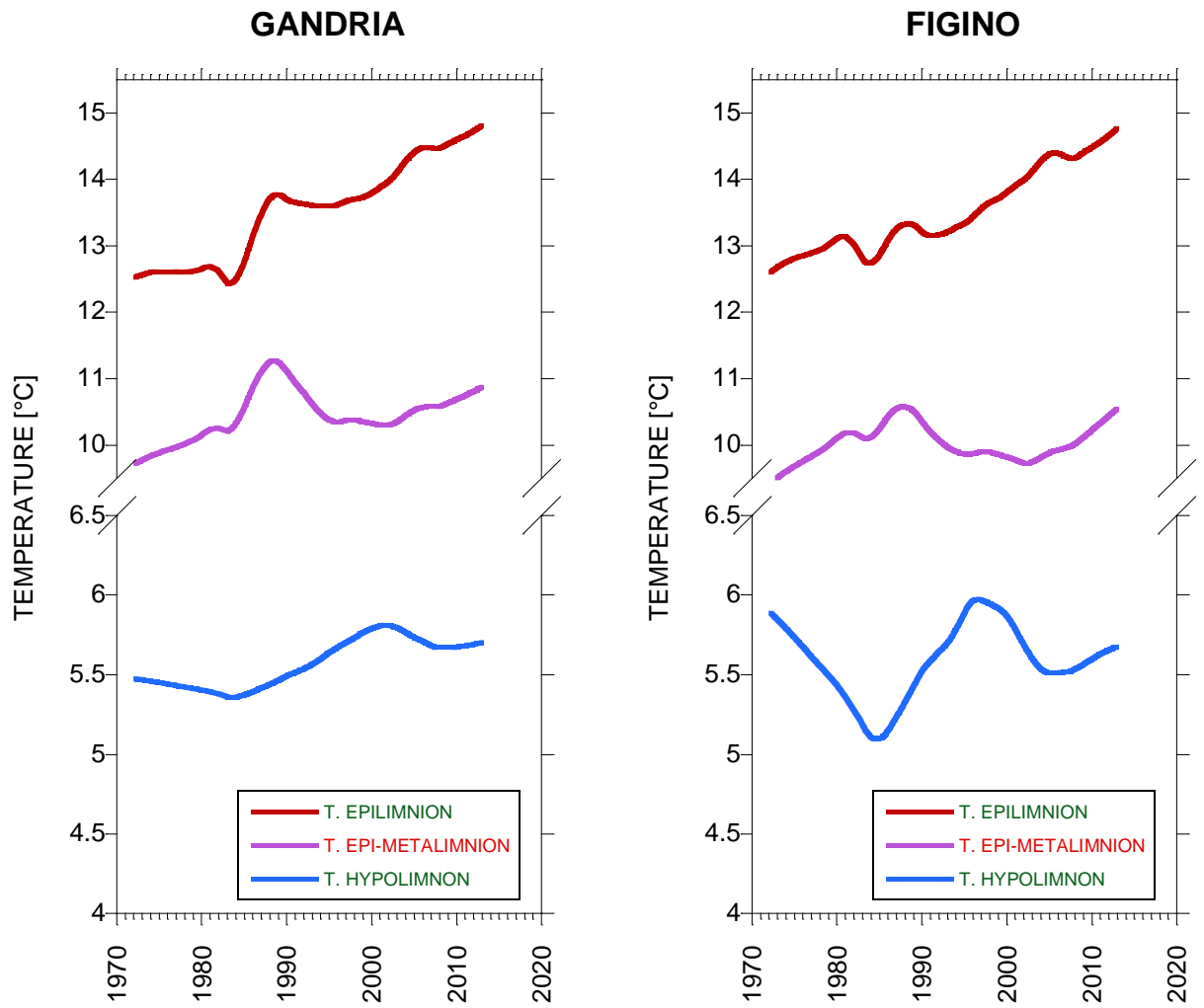


Fig. 8.3.2. Lago di Lugano: evoluzione della temperatura delle acque lacustri a Gandria (BN) e Melide (BS) durante il periodo 1972-2012.

Per chiarezza si sono rappresentate solo le funzioni di smoothing LOWESS (grado di smoothing=0.3) che illustrano l'andamento destagionalizzato della temperatura. Epilimnio=0-5 m; epi+metalimnio=0-30 m; ipolimnio=50 m-fondo.

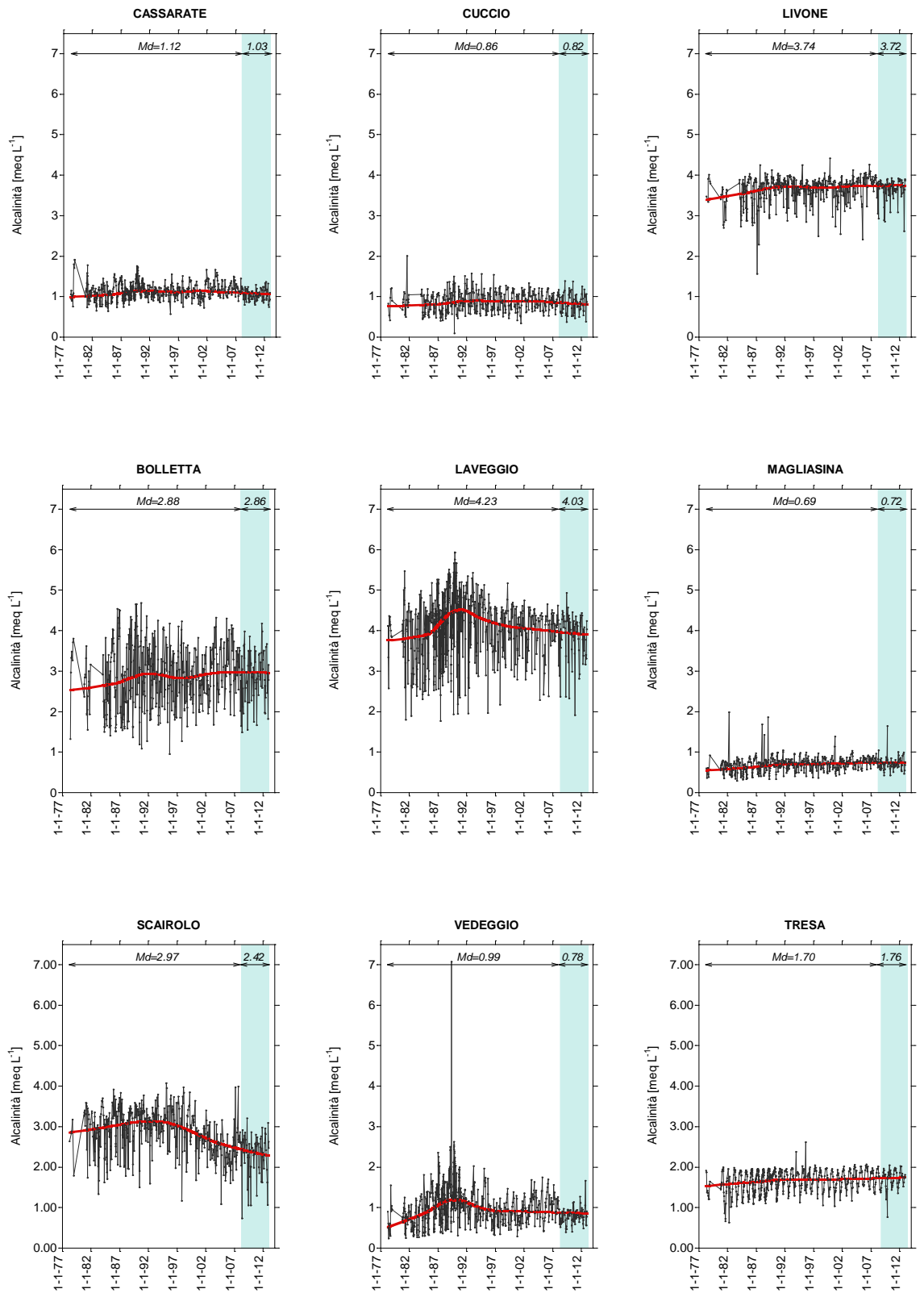


Fig. 8.4.1.a. Lago di Lugano: evoluzione dell'alcalinità nei maggiori tributari e nell'emissario (Tresa) durante il periodo 1978-2012 [Md=mediana].

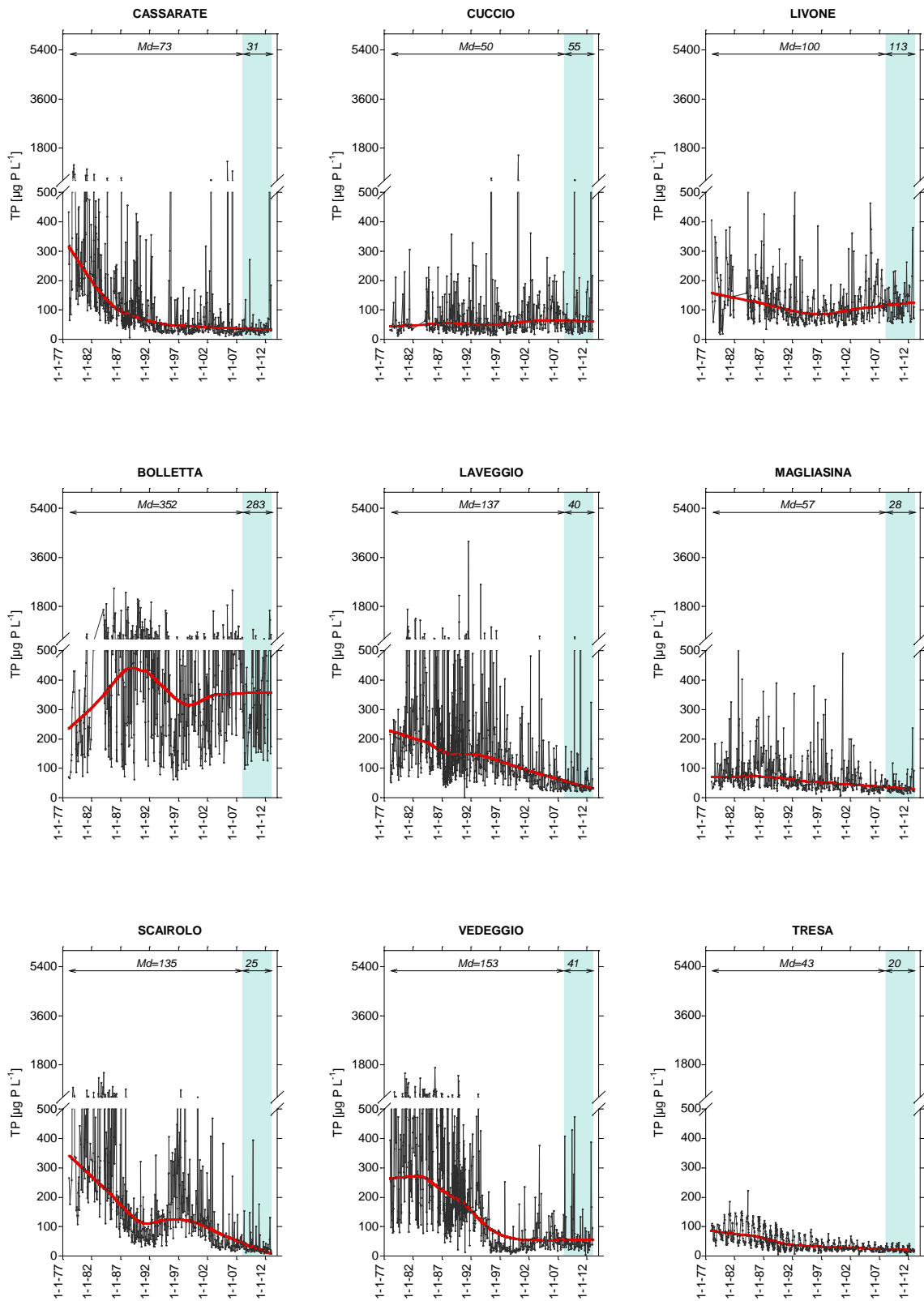


Fig. 8.4.1.b. Lago di Lugano: evoluzione della concentrazione di fosforo totale nei maggiori tributari e nell'emissario (Tresa) durante il periodo 1978-2012 [Md=mediana].

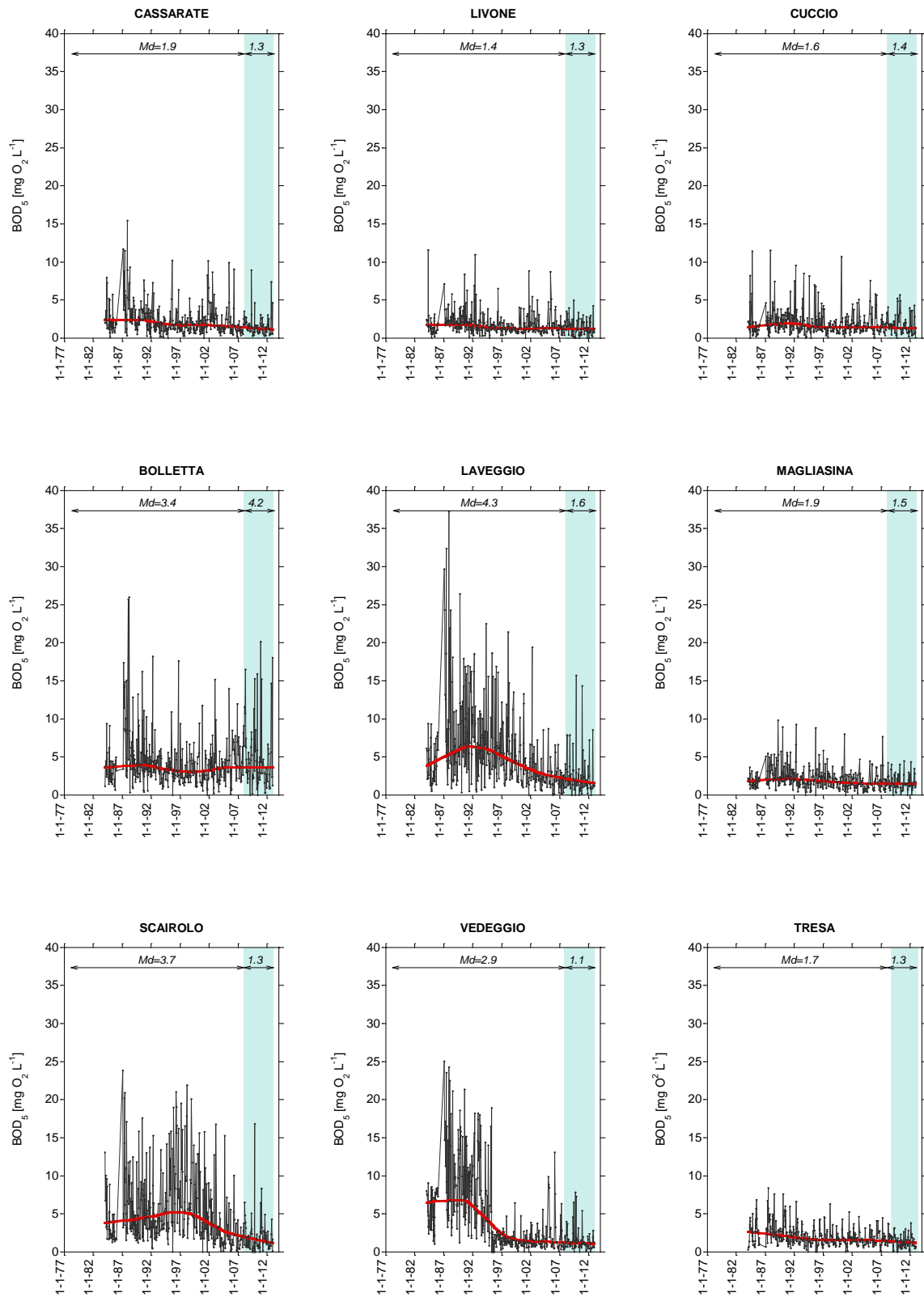


Fig. 8.4.1.c. Lago di Lugano: evoluzione della domanda biochimica di ossigeno nei maggiori tributari e nell'emissario (Tresa) durante il periodo 1978-2012 [Md=mediana].

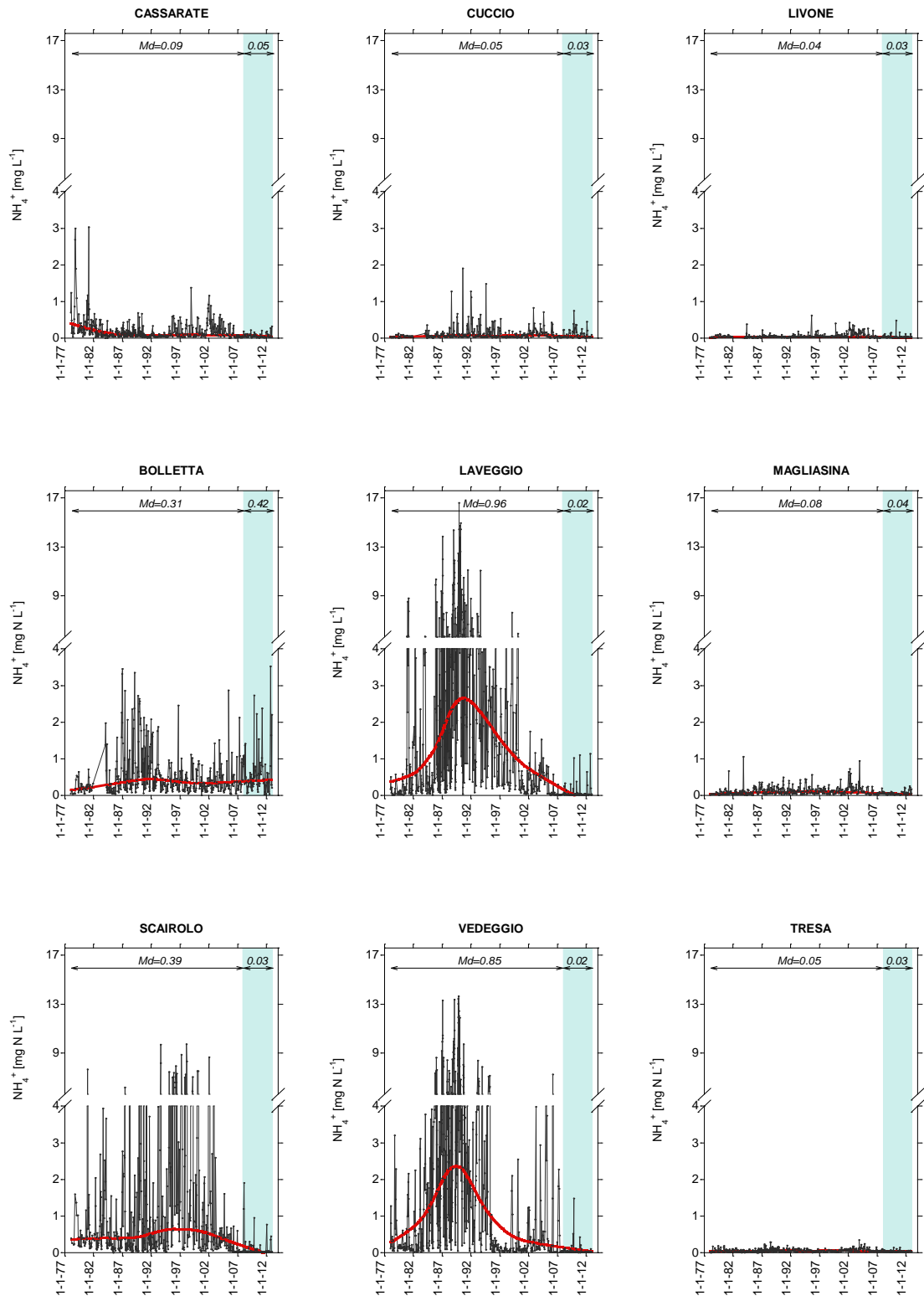


Fig. 8.4.1.d. Lago di Lugano: evoluzione dell'ammonio nei maggiori tributari e nell'emissario (Tresa) durante il periodo 1978-2012 [Md=mediana].

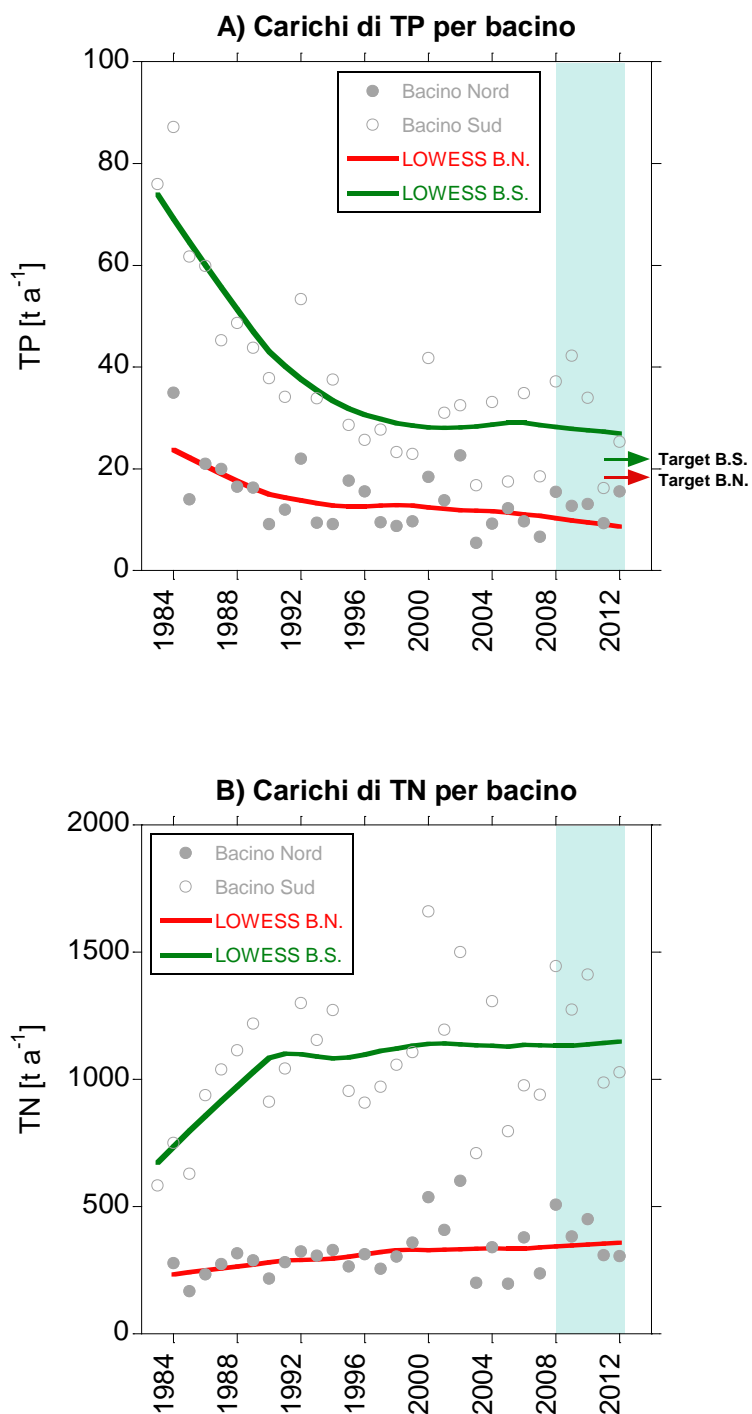


Fig. 8.4.2. Lago di Lugano: carichi di fosforo totale e azoto totale portati ai due bacini dai tributari maggiori durante il periodo 1983-2012.

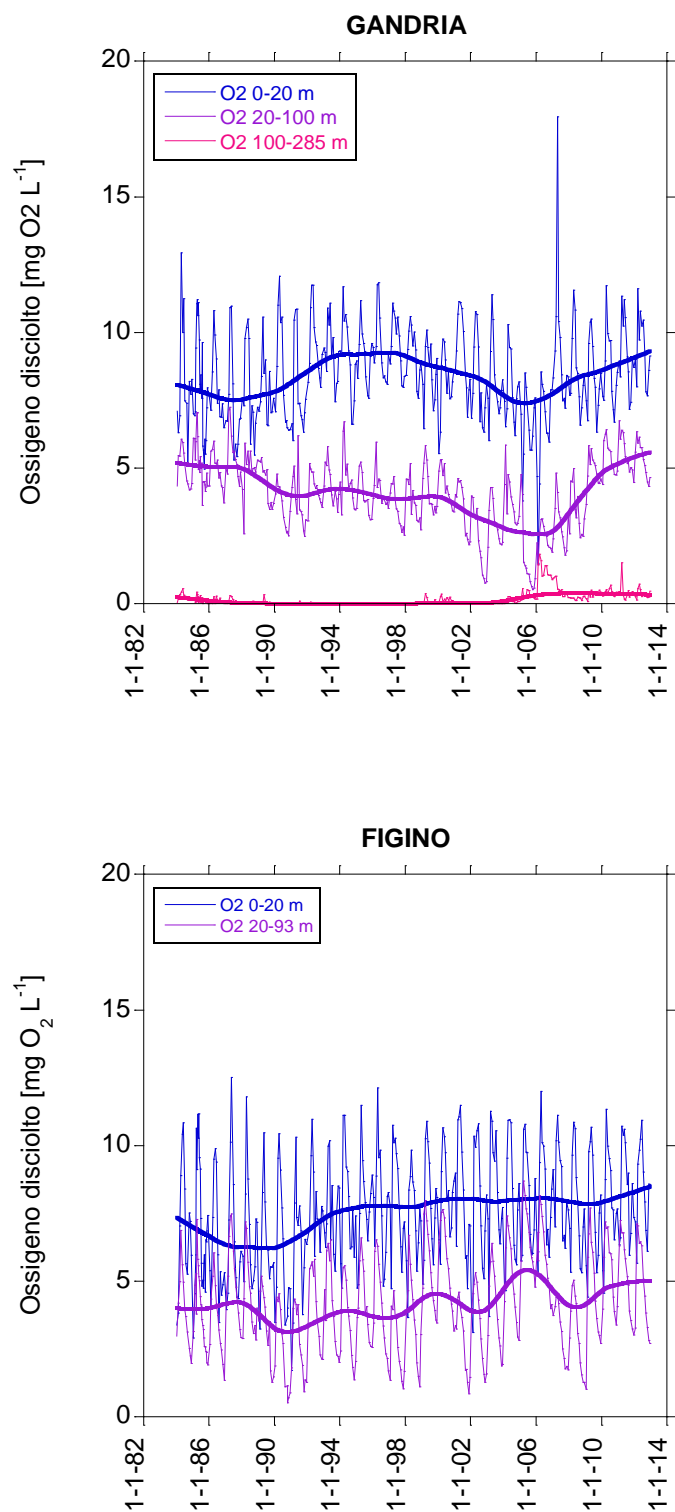


Fig. 8.5.1. Lago di Lugano: concentrazioni di ossigeno a Gandria (BN) e Figino (BS) durante il periodo 1984-2012.

Le linee rappresentano i valori mensili e una funzione di smoothing LOWESS interpolata (linea più spessa).

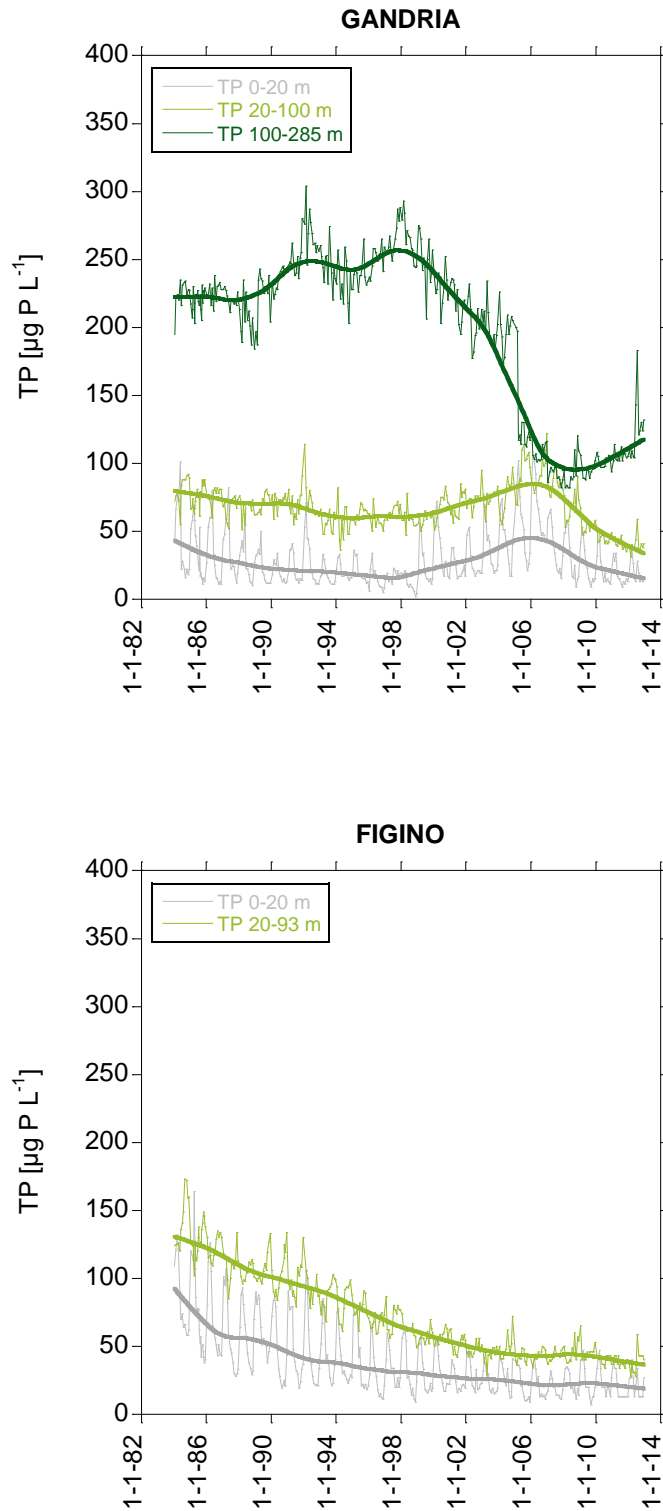


Fig. 8.5.2. Lago di Lugano: concentrazioni di fosforo totale a Gandria (BN) e Figino (BS) durante il periodo 1984-2012.

Le linee rappresentano i valori mensili e una funzione di smoothing LOWESS interpolata (linea più spessa).

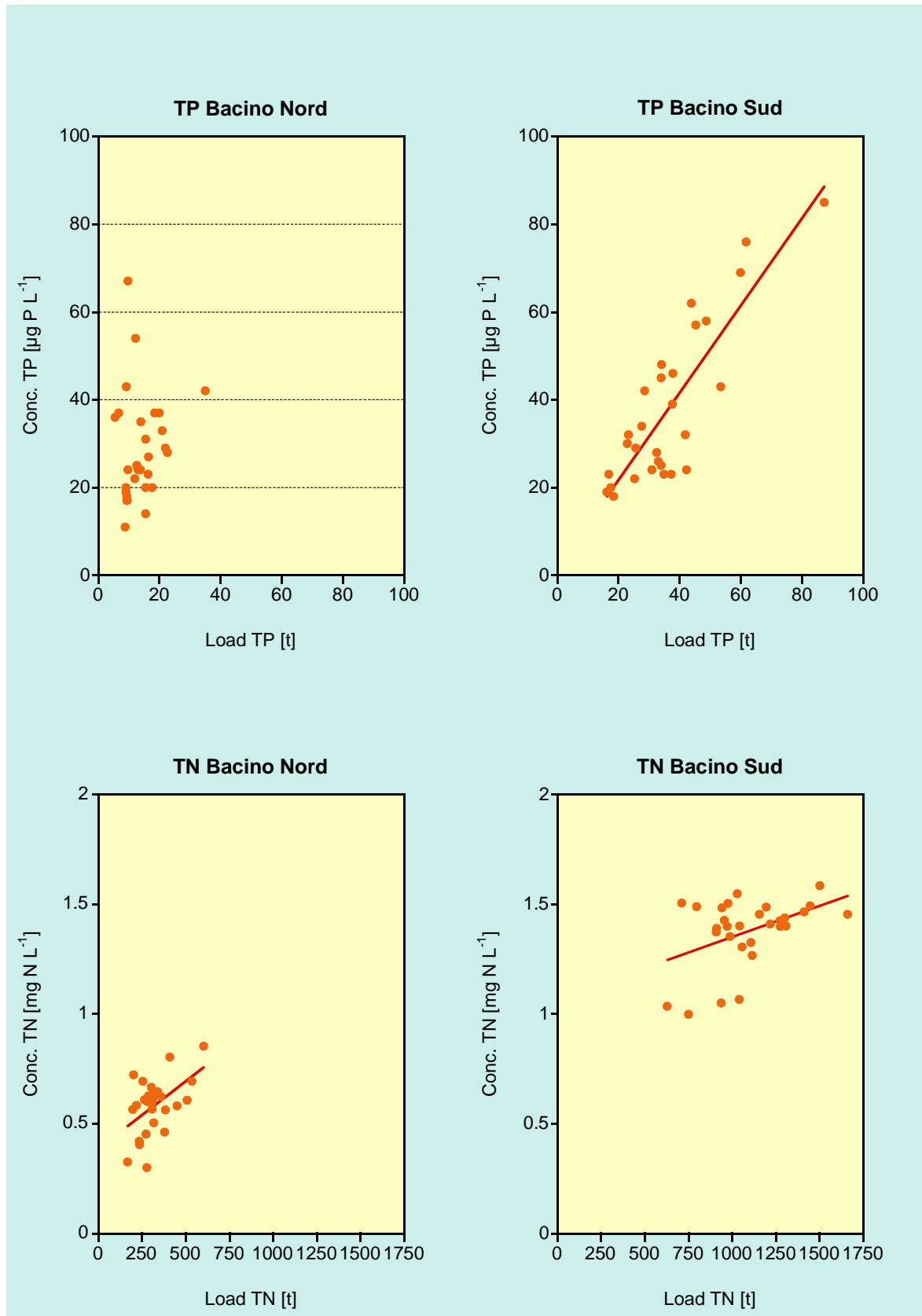


Fig. 8.5.3. Lago di Lugano: relazione tra carichi esterni (“load”) e concentrazioni di fosforo totale e azoto totale (strato 0-20 m) a Gandria (BN) e Figino (BS) durante il periodo 1984-2012.

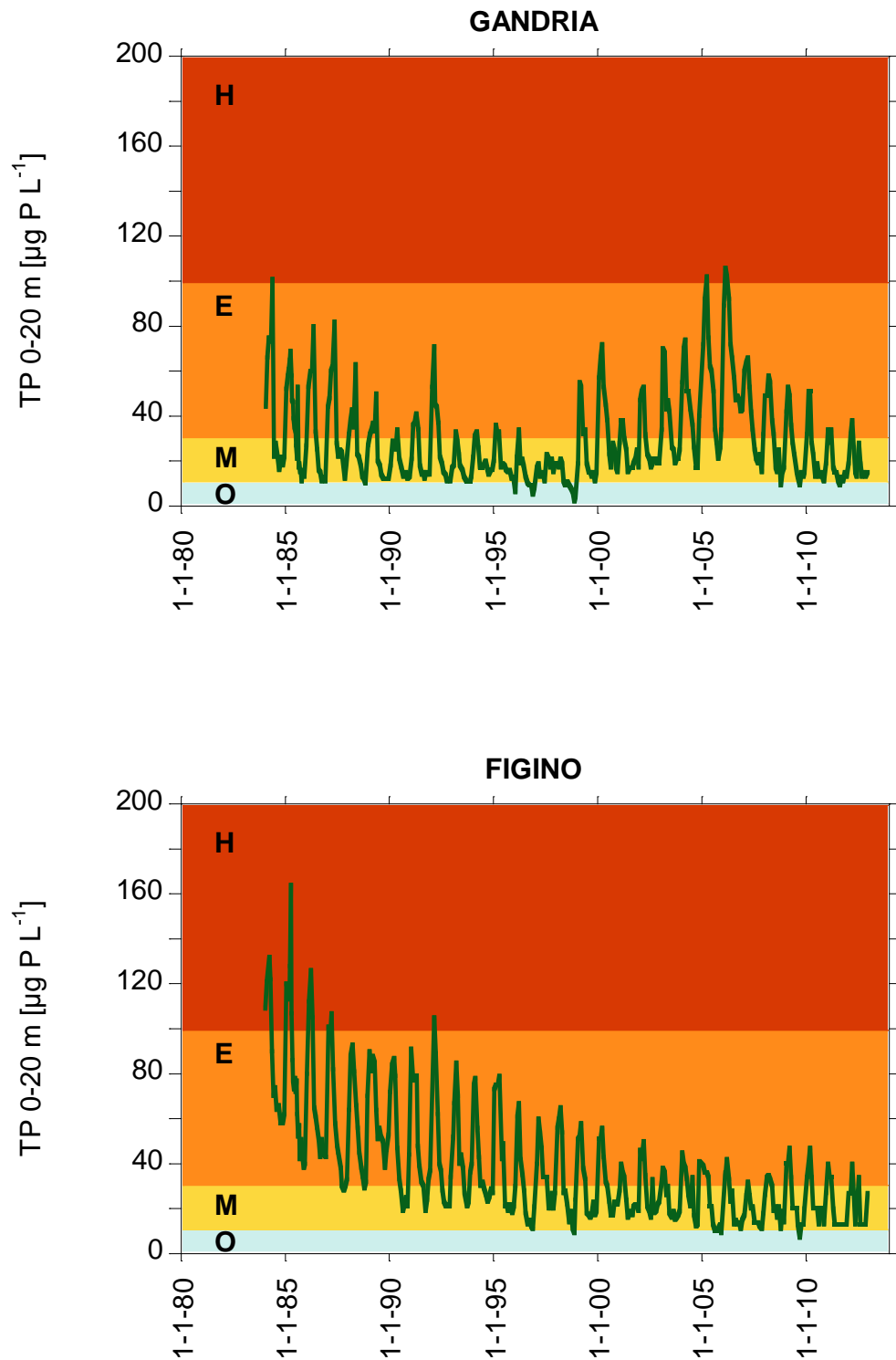


Fig. 8.5.4. Lago di Lugano: concentrazioni di fosforo totale nello strato produttivo (0-20 m) a Gandria (BN) e Figino (BS) durante il periodo 1984-2012. In colore sono rappresentate classi di livello trofico (H=ipertrofia, E=eutrofia, M=mesotrofia, O=oligotrofia; secondo [25]).

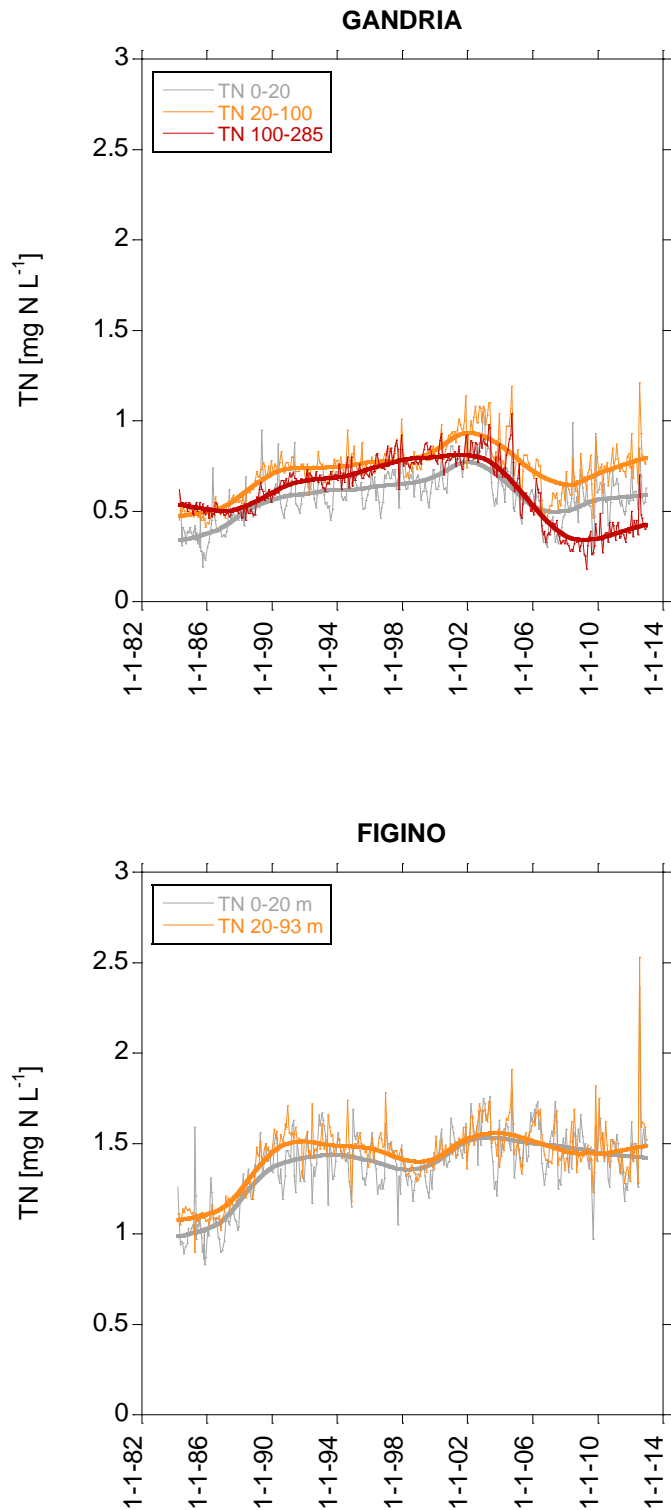


Fig. 8.5.5. Lago di Lugano: concentrazioni di azoto totale a Gandria (BN) e Figino (BS) durante il periodo 1984-2012.

Le linee rappresentano i valori mensili e una funzione di smoothing LOWESS interpolata (linea più spessa).

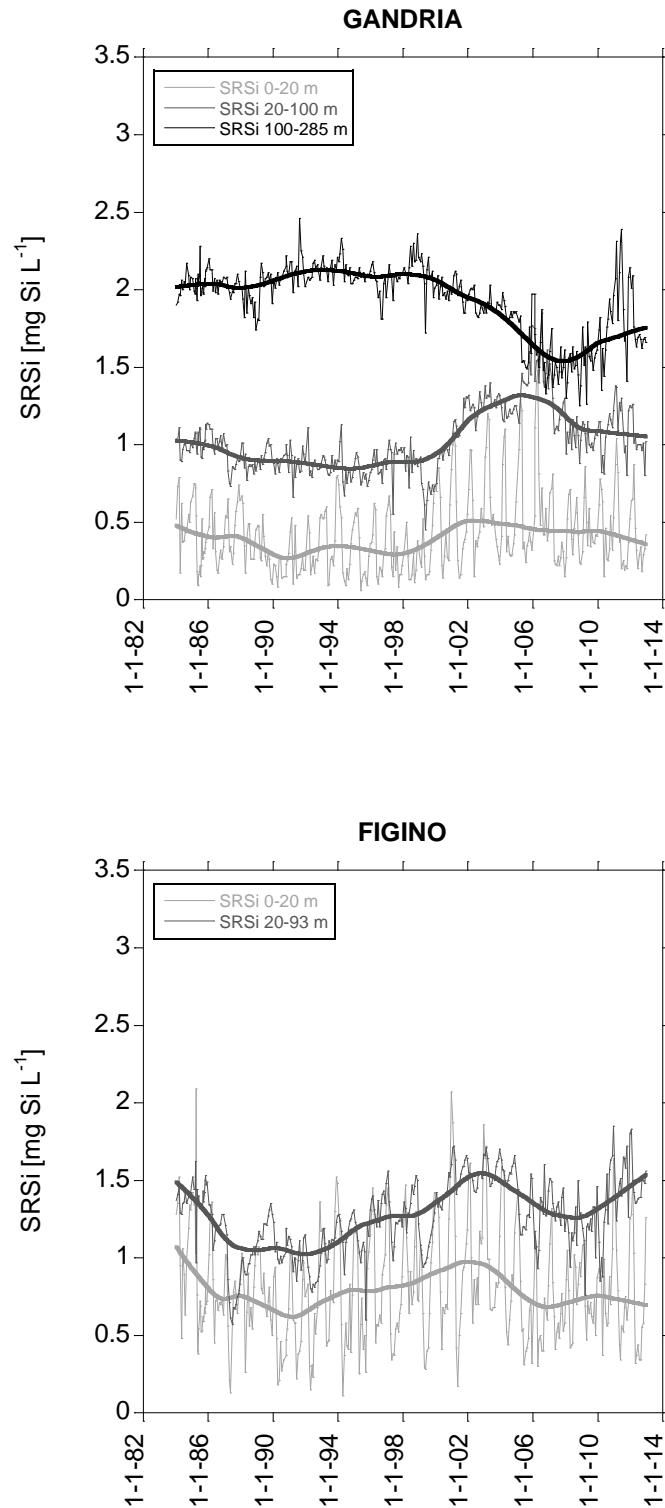


Fig. 8.5.6. Lago di Lugano: concentrazioni di silice a Gandria (BN) e Figino (BS) durante il periodo 1984-2012.

Le linee rappresentano i valori mensili e una funzione di smoothing LOWESS interpolata (linea più spessa).

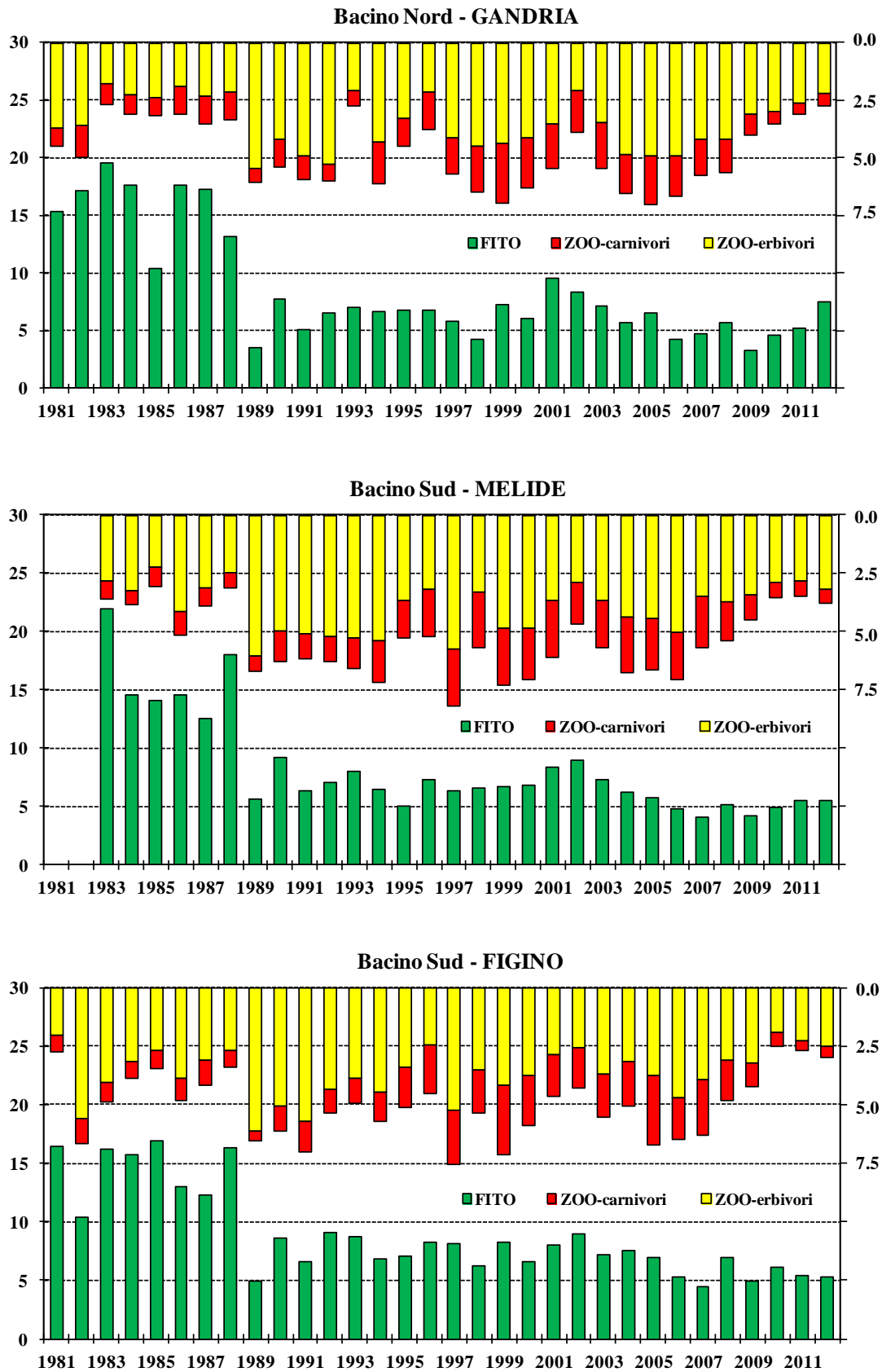


Fig. 8.6.1. Lago di Lugano, 1981-2012: andamento della biomassa planctonica [g m^{-2} ; peso secco].

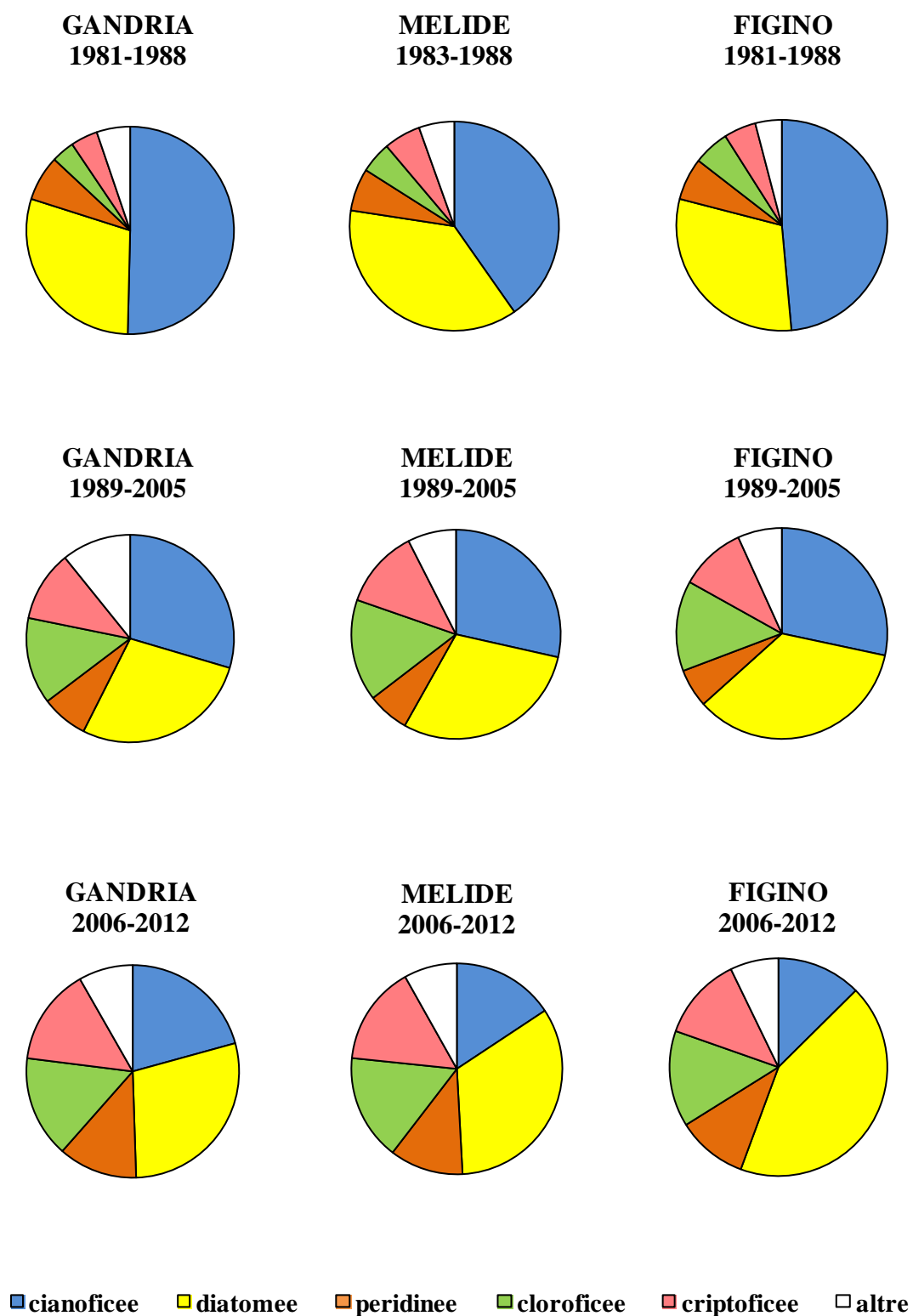


Fig. 8.6.2. Lago di Lugano, 1981-2012: evoluzione della composizione percentuale della biomassa fitoplanctonica.

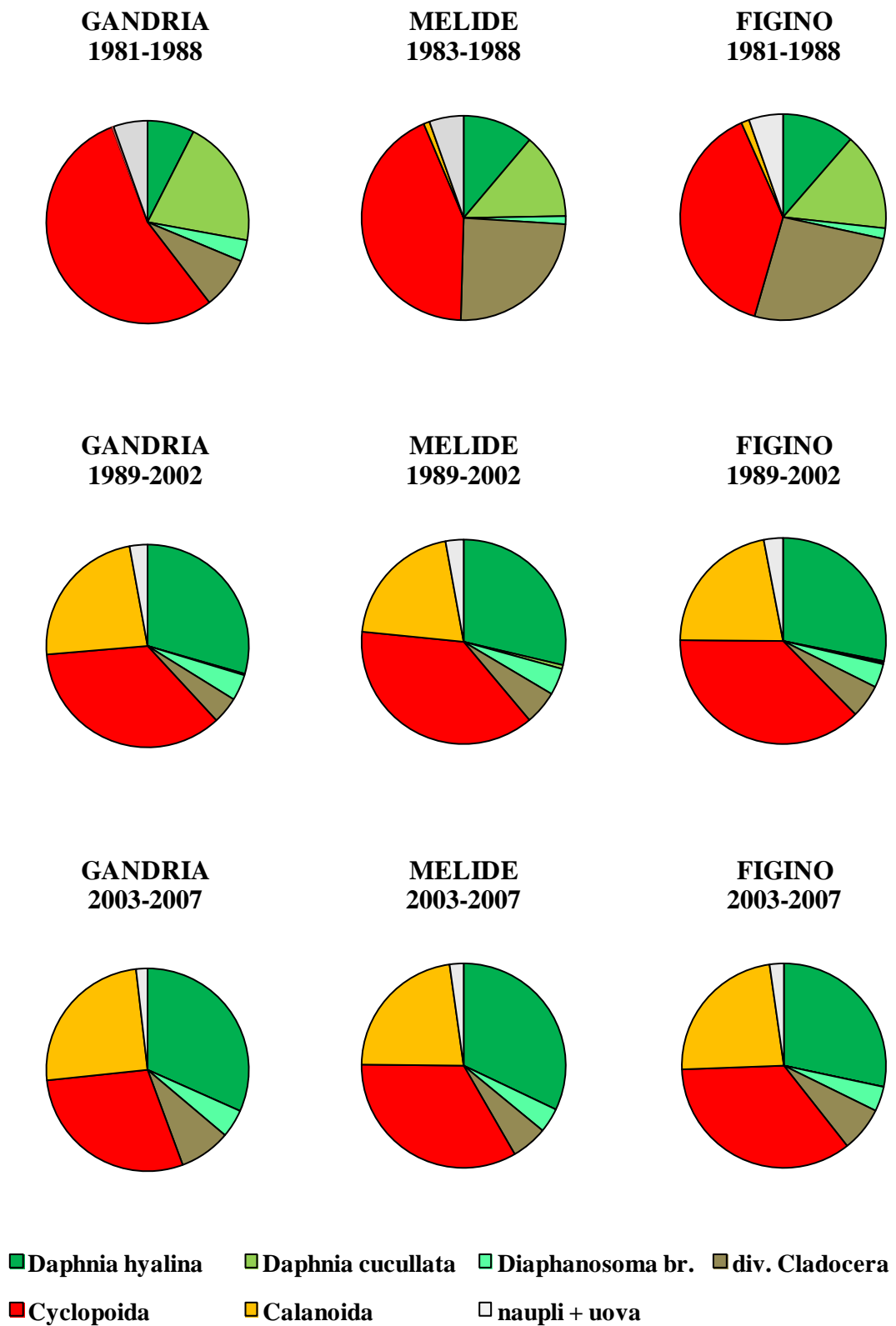


Fig. 8.6.3. Lago di Lugano, 1981-2012: evoluzione della composizione percentuale della biomassa zooplanctonica.

9. CONCLUSIONI

Al termine di un nuovo quinquennio d'indagini sul Lago di Lugano è utile fare il punto sulle sue attuali condizioni qualitative e sulle prospettive di sviluppo del suo stato trofico, in relazione alle misure di risanamento tuttora in atto. Grazie alla regolare attività di monitoraggio limnologica è stato possibile seguire durante oltre 30 anni le risposte dell'ecosistema lacustre ai cambiamenti di origine sia antropica che naturale, in costante interazione. Fra i vari fattori evolutivi, hanno svolto un ruolo fondamentale l'abbattimento del carico esterno delle sostanze nutrienti (tramite le opere di depurazione e le misure alla fonte), come pure i processi interni al corpo idrico (a livello fisico, chimico e biologico) che influenzano la struttura trofica del lago.

La quota preponderante degli apporti esterni viene monitorata direttamente sui principali **corsi d'acqua**. Dall'inizio delle indagini fino al recente quinquennio (2008-2012) la qualità delle acque dei tributari del Lago di Lugano ha mostrato una chiara tendenza al miglioramento. La quasi totalità dei tributari, soggetti a forti pressioni antropiche, è passata da uno stato di compromissione severa della qualità delle acque a uno stato in cui l'inquinamento cronico è, al più, moderato. Tuttavia ancora in quest'ultimo quinquennio il risanamento è rimasto incompleto per almeno due ragioni: la prima concerne il tributario Bolletta, che continua a presentare uno stato cronico di inquinamento, e rimane tuttora gravemente inquinato, veicolando al lago il carico specifico areale di fosforo più elevato; la seconda è legata al fatto che anche negli altri tributari, malgrado il contenimento del carico cronico, si verificano ancora quasi ovunque episodi di inquinamento, o per lo meno di superamento dei limiti qualitativi prefissati. Il superamento dei limiti avviene generalmente in occasione di forti precipitazioni (entrata in funzione di scaricatori di piena e di altri manufatti legati al sistema misto) o nei mesi invernali (nitrificazione inibita in alcuni impianti di depurazione).

Come per la qualità delle acque, l'analisi dell'evoluzione dei carichi di nutrienti offre un bilancio in chiaroscuro. Sebbene i carichi di fosforo siano notevolmente calati dall'inizio delle ricerche e siano ormai vicini agli obiettivi di risanamento, la diminuzione pare essersi frenata negli ultimi 2-3 quinquenni. Inoltre, accresciuti carichi di azoto, anche se probabilmente meno influenti sullo stato trofico rispetto ai carichi di fosforo, potrebbero alterare il ciclo dell'azoto in ambiente lacustre, con conseguenze ancora da chiarire.

Per questi motivi va mantenuto un monitoraggio accurato su questi corsi d'acqua, sia tramite campionamenti istantanei mirati, sia utilizzando campionatori automatici in continuo, laddove il carico veicolato (attuale o potenziale) risulta elevato.

Per quanto riguarda il **chimismo delle acque lacustri**, l'evoluzione del loro stato qualitativo è risultata piuttosto eterogenea nello spazio e nel tempo.

Nel bacino sud, grazie alla riduzione dei carichi esterni di fosforo, vi è stata una corrispettiva diminuzione delle concentrazioni epilimniche di fosforo e un miglioramento dell'ossigenazione, che sottendono una diminuzione del livello trofico. Tuttavia, anche in quest'ultimo quinquennio (2008-2012) continuano a

sussistere sintomi di eutrofia, quali gli elevati valori di concentrazione di fosforo alla circolazione ($> 30 \mu\text{g P L}^{-1}$) e la scarsa ossigenazione (o addirittura anossia) dell'ipolimnio durante la stratificazione estiva.

L'evoluzione dello stato delle acque del bacino nord risulta maggiormente influenzata da dinamiche interne (carico interno di fosforo e profondità di rimescolamento invernale), ed è stata marcata soprattutto dalla momentanea scomparsa della barriera meromittica dopo la completa circolazione della colonna d'acqua negli inverni 2005 e 2006. Di conseguenza non si è verificata una risposta lineare alla diminuzione dei carichi esterni, comunque già vicini ai limiti di risanamento previsti. Sul lungo termine il livello trofico di questo bacino non ha mostrato tendenze al miglioramento, rimanendo elevato durante tutto l'ultimo quinquennio.

Tenuto conto degli apporti di fosforo attualmente riversati nel lago, i valori di concentrazione previsti dai modelli di calcolo per gli obiettivi di risanamento (mesotrofia) potranno verosimilmente essere raggiunti solo in seguito a un esaurimento (o almeno una forte riduzione) del carico interno. Nel frattempo, ciò potrebbe avvenire solo tramite un'ulteriore riduzione del carico esterno ($\leq 14 \text{ t P a}^{-1}$ per il bacino nord, e $\leq 25 \text{ t P a}^{-1}$ per il bacino sud).

Il quadro della **biocenosi planctonica** dell'ultimo quinquennio rispecchia le tendenze evolutive nei due bacini, avviati entrambi verso un progressivo avvicinamento ai livelli trofici prospettati, pur trovandosi in condizioni strutturali e di carico esterno nettamente differenziate. Dopo la prima importante reazione alla diminuzione del carico esterno, caratterizzata dal ribaltamento dei rapporti di biomassa fra la componente vegetale e quella animale del plancton lacustre all'inizio degli anni '90 del secolo scorso, e seguita da un lungo periodo di sostanziale stabilità all'interno della catena alimentare pelagica (1989-2008), i rapporti fra queste due componenti planctoniche sono nuovamente entrati durante quest'ultimo quinquennio in una fase di cambiamento: a fronte di una stabilizzazione in tutto il lago (ma in particolare nel bacino sud) dei valori di fitoplancton attorno ai livelli minimi dell'intero periodo d'indagine, la biomassa dei crostacei zooplanctonici (sia erbivori che carnivori) è diminuita rapidamente nel giro di pochi anni, avvicinandosi anch'essa i minimi storici, e mostrando deboli segnali di ripresa unicamente nelle stazioni del bacino sud.

In accordo con la recente tendenza evolutiva stanno rispondendo anche gli altri parametri correlati con la biocenosi algale, quali il tenore di clorofilla e la penetrazione della luce nello strato trofogeno, la trasparenza delle acque, e la produttività primaria, che nell'ultimo quinquennio hanno confermato la tendenza al miglioramento del livello trofico in tutte le stazioni esaminate.

Riguardo al popolamento fitoplanctonico, a livello dei principali gruppi tassonomici i dati dell'ultimo quinquennio confermano la progressiva diminuzione della quota percentuale di cianofiticee in tutto il lago, a vantaggio soprattutto delle diatomee, ed in misura minore anche delle peridinee e criptofiticee. Notevoli fluttuazioni si osservano a livello dello sviluppo delle singole specie predominanti, a testimonianza del livello di elevata instabilità e di forte dinamica dei popolamenti che caratterizzano la biocenosi pelagica del Lago di Lugano.

Come già accennato, il quadro recente del popolamento zooplanctonico del lago conferma la tendenza alla diminuzione per alcune categorie tassonomiche tradizionalmente predominanti, quali i ciclopidi e la *Daphnia hyalina*, mentre presenta segnali di ripresa per il popolamento del gruppo *Bosmina/Eubosmina*. Anche se quantitativamente irrilevante, riveste un notevole interesse, in prospettiva delle sue potenziali conseguenze a livello della catena alimentare pelagica, la comparsa nel di due nuove specie zooplanctoniche nel corso del 2012: il copepode ciclopoide *Cyclops vicinus* ed il cladocero *Bythotrephes longimanus*, grande predatore carnivoro. Questo straordinario ritrovamento, oltre ad aprire nuovi scenari nell'evoluzione futura ed arricchire il patrimonio di conoscenze di questo ecosistema lacustre, sostiene e stimola gli sforzi dell'attività monitoraggio limnologico, indispensabile strumento per la salvaguardia e la gestione sostenibile del nostro ambiente naturale.

In conclusione è possibile affermare che il Lago di Lugano, dopo aver toccato il suo massimo livello di degrado alla fine degli anni '70, ed aver intrapreso nel corso degli ultimi 30 anni un cammino di progressivo risanamento, si trova attualmente a dover compiere un ulteriore passo per completare il suo pieno recupero qualitativo. Le conoscenze raccolte durante la lunga serie temporale d'indagini sul Lago di Lugano promosse dalla CIP AIS, che hanno costituito la premessa indispensabile per orientare le strategie di risanamento, risultano oggi ancor più determinanti per completare e gestire anche in futuro il suo recupero qualitativo .

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano l'Ufficio federale dell'ambiente, l'Ufficio federale di meteorologia e climatologia (MeteoSvizzera) ed i gestori degli impianti di depurazione di Lugano, Mendrisio, Pian Scairolo e Cassarate per la cortese fornitura dei dati.

Un particolare ringraziamento va al responsabile del Laboratorio della Sezione Protezione Aria, Acqua e Suolo (UMAM-SPAAS), dott. Giuseppe Ranieri, per la costante collaborazione, come pure al Dott. Hans Rudolf Bürgi, per il competente supporto nelle analisi dello zooplancton.

BIBLIOGRAFIA

- [1] ISTITUTO SCIENZE DELLA TERRA (IST), 2013. Annuario idrologico del Cantone Ticino 2012.
- [2] METEOSVIZZERA, 2013. Rapporto sul clima 2012. Ufficio federale di meteorologia e climatologia MeteoSvizzera, Zurigo.
- [3] EPA (United States Environmental Protection Agency). 2012. Water quality standards for surface waters. Disponibile presso: <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/>
- [4] DODDS W.K., 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. *Journal of the North American Benthological Society* 22:171–181.
- [5] DODDS W.K., J.R. JONES & E.B. WELCH, 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32: 1455–1462.
- [6] KECK F. & F. LEPORI, 2012. Can we predict nutrient limitation in streams and rivers? *Freshwater Biology* 57: 1410–1421.
- [7] CIP AIS (Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere), 1994. Controllo dei carichi di fosforo gravanti sui corpi idrici comuni italo-svizzeri. Gruppo di Lavoro “Interventi di risanamento”; Gruppo di lavoro “Ricerca e stato delle acque”; Milano.
- [8] GORDON N.D., T.A. MCMAHON, B.L. FINLAYSON, C.J. GIPPEL & R.J. NATHAN, 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- [9] CFS (Consiglio Federale Svizzero). 1998. Ordinanza sulla protezione delle acque. Disponibile presso: http://www.admin.ch/ch/i/rs/814_201/index.html
- [10] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2012. Canadian environmental quality guidelines. Disponibile presso: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/>
- [11] MWLAP (Ministry of Water, Land and Air Protection, Government of British Columbia), 2001. Water Quality Criteria for Nitrogen (Nitrate, Nitrite, and Ammonia). Overview Report. Disponibile presso: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/nitrogen/>
- [12] CAMARGO J.A. & A. ALONSO, 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International* 32: 831-849.
- [13] BEALE E.M.L. 1962. Some uses of computers in operational research. *Industrielle Organisation* 31: 27-28.
- [14] CIP AIS (Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere), 2011. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Istituto scienze della Terra, Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana.
- [15] NUERNBERG G.K., 2009. Assessing internal phosphorus load - Problems to be solved. *Lake and Reservoir Management* 25: 419 - 432.
- [16] NUERNBERG G.K., 1998. Prediction of annual and seasonal phosphorus concentrations in stratified and polymictic lakes. *Limnology and Oceanography* 43: 1544-1552.

- [17] CIPAIS (Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere), 1988. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Laboratorio Studi Ambientali, Sezione Protezione Aria e Acqua, Dipartimento del Territorio, Cantone Ticino.
- [18] CARSON R.E. & J. SIMPSON, 1996. *A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods*. North American Lake Management Society. 96 pp.
- [19] LIVINGSTONE D. & D.M. IMBODEN, 1989. Annual heat balance and equilibrium temperature of Lake Aegeri, Switzerland. *Aquatic Sciences* 51: 351-369.
- [20] RAGOTZKIE R.A., 1978. Heat budgets of lakes. pp. 1-19 In *Lakes Chemistry Geology Physics* (A. Lerman, editore), Springer-Verlag, New York.
- [21] GÄCHTER R., 1972. Die Bestimmung der Tagesraten der planktischen Primärproduktion: Modelle und in-situ-Messungen. *Schweiz. Z. Hydrol.* 34: 211-244.
- [22] DUMONT H.J., I. VAN DE VELDE & S. DUMONT, 1975. The Dry Weight Estimate of Biomass in a Selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the Plankton, Periphyton and Benthos of Continental Waters. *Oecologia* 19: 75-97.
- [23] LIVINGSTONE D.M., 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Clim. Change* 57: 205-225.
- [24] CIPAIS (Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere), 2007. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Ufficio Depurazione delle Acque, Sezione Protezione Aria e Acqua, Dipartimento del Territorio, Cantone Ticino.
- [25] NUERNBERG G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *J. Lake Reservoir Management* 12: 432-447.
- [26] ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 1982. Eutrophication of waters monitoring, assessment, and control. OECD. Paris.
- [27] BÜRGI H.R., P. WEBER & H. BACHMANN, 1985. Seasonal variations in the trophic structure of phyto-and zooplankton communities in lakes in different trophic states. *Schweiz. Z. Hydrol.* 47/2: 197-224.
- [28] BARBIERI A. & M. SIMONA, 1997. Trophic evolution of Lake Lugano following recovery intervention. *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.*, 61: 73-91.
- [29] SIMONA, M., 2003. Winter and spring mixing depths affect the trophic status and composition of phytoplankton in the northern meromictic basin of Lake Lugano. *J. Limnol.*, 62 (2): 190-206.

COORDINATORE DEL PROGETTO

Dipl. sc.nat. Marco Simona limnologo

AUTORI

Dipl. sc.nat. Marco Simona limnologo
 Dr. sc. nat. Fabio Lepori idrobiologo
 Ing. Maurizio Pozzoni idrologo

COLLABORATORI

Dr. sc. nat. Mauro Veronesi limnologo
 Dr. sc. nat. Hans Rudolf Bürgi idrobiologo

Sig. Stefano Beatrizotti tecnico natante
 Sig. Stefano Rioggi tecnico
 Sig.^{ra} Paola Da Rold-Lanfranchi laboratorista
 Sig. David Fontana laboratorista
 Sig. Attilio Pirolini laboratorista
 Sig.^{ra} Claudia Sartori laboratorista
 Sig.^{ra} Manuela Simoni laboratorista

PRELIEVO CAMPIONATORI AUTOMATICI

Sig.^{ra} Viviana Regazzoni

INDIRIZZO DEGLI AUTORI

ISTITUTO SCIENZE DELLA TERRA
 SCUOLA UNIVERSITARIA PROFESSIONALE
 DELLA SVIZZERA ITALIANA
 Campus Trevano
 CH - 6952 Canobbio
 Tel. +41 58 666 62 00 Fax +41 58 666 62 09
 ist@supsi.ch

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

Segretariato:

ing. Giuseppe Amadore
c/o Regione Piemonte
Via Principe Amedeo, 17
I - 10123 Torino (Italia)
Tel: +39 011 432 16 12
Fax: +39 011 432 46 32
E-mail: cipais@regione.piemonte.it
www.cipais.org