

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

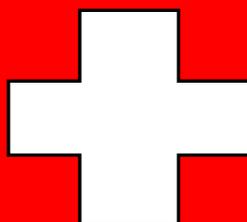
Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012
Campagna 2010

Istituto scienze della Terra
Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana

su mandato della Repubblica e Cantone del Ticino



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

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

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008-2012

Campagna 2010

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), 2011: *“Ricerche sull’evoluzione del Lago di Lugano. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2010.”*

Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (Ed.); XY 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 2010, nell'ambito delle attività di ricerca promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS). Le informazioni ottenute nel corso del 2010 permettono di aggiornare le serie storiche disponibili per i principali parametri limnologici e di descrivere le tendenze evolutive del Lago in relazione agli interventi di collettamento dei reflui e di depurazione sinora realizzati.

I 15 prelievi istantanei effettuati nel 2010 sui corsi d'acqua hanno evidenziato criticità qualitative in particolare sul fiume Bolletta, per quanto concerne le concentrazioni di azoto ammoniacale e nitroso, dei composti di fosforo e del BOD₅, e sul fiume Laveggio per l'azoto nitrico e totale.

È proseguita l'analisi dettagliata dei carichi esterni di nutrienti convogliati ai due bacini principali con l'obiettivo di verificare se ed in quale misura le opere esterne di risanamento hanno contribuito al recupero del corpo lacustre e di valutare lo scostamento dagli obiettivi di qualità prefissati dalla CIPAIS (carichi critici). Rispetto al quinquennio precedente (2003-2007), caratterizzato da una marcata scarsità di precipitazioni, il 2010 è stato contraddistinto da precipitazioni sul bacino del Lago di Lugano superiori alla media di circa il 15 %. Tale aumento si è riflesso in maniera ancora maggiore, grazie agli apporti idrici veicolati dallo scioglimento primaverile delle nevi, sia sulle portate che sui carichi di fosforo, che risultano in aumento del 30% in entrambi i bacini. Il Bolletta ha contribuito a quest'aumento convogliando a lago il carico maggiore di fosforo totale, pari a 10.8 t P a⁻¹; parimenti il Bolletta ha mostrato il carico areale più elevato con 556 mg P m⁻² a⁻¹. Gli apporti di fosforo rilevati, malgrado il ridimensionamento della componente originata dalle immissioni dirette a lago (abitanti rivieraschi e scaricatori di piena), risultano ancora superiori ai carichi critici auspicati, sia per il bacino nord (+20%), ma in particolare per quello sud (+95%).

Per quanto concerne il chimismo lacustre, nel 2010 nel bacino sud è stata rilevata una concentrazione media sulla colonna di fosforo pari a 42 mg P m⁻³, il valore più basso registrato dall'inizio del monitoraggio regolare del lago (1980). Nel bacino nord è proseguito il calo dei valori di fosforo, avviatosi con la destratificazione avvenuta nell'inverno 2004-2005, anche se ad un ritmo minore rispetto al quinquennio precedente. La concentrazione media annua sulla colonna si quasi dimezzata, passando dai 138 mg P m⁻³ del 2004 agli attuali 73

mg P m⁻³. Nel 2010 in questo bacino la buona circolazione invernale ha mantenuto l'isolinea di 4.0 g O₂ m⁻³ (limite ipossia, soglia critica) sugli 80 m di profondità. Dopo lo sprofondamento da 60 m a 110 m di profondità verificatosi durante l'anno precedente, l'isolinea di 1.0 g O₂ m⁻³ (limite anossia) si è stabilizzata a 120 m durante tutto il 2010. Al di sotto di questa profondità sono state misurate concentrazioni elevate di sostanze problematiche quali nitrito, ammonio, solfuri e metano. Nel bacino sud l'ipossia stagionale è risultata contenuta, raggiungendo in autunno i 60 m di profondità.

A livello del popolamento planctonico, il quadro del 2010 è stato caratterizzato in tutto il lago da una stabilizzazione dei valori di biomassa algale sui bassi livelli degli ultimi 5 anni, e dalla conferma della tendenza al calo della biomassa dello zooplankton da crostacei, soprattutto per quanto concerne la frazione carnivora. Fra i gruppi tassonomici algali sono state predominanti le diatomee (42%-60%), in netto calo le cloroficee (6%-8%), sostanzialmente stabili le cianoficee (10%-12%). In linea con l'evoluzione recente della componente biotica dell'ecosistema lacustre, il 2010 ha fatto registrare un nuovo calo dell'attività produttiva primaria, espressa sia come valore di produzione areale, sia soprattutto come produttività nello strato trofogeno. Tutti i parametri considerati confermano la presenza di un gradiente trofico lungo l'asse di deflusso lacustre.

Il miglioramento qualitativo delle acque tributarie e lacustri, iniziatosi negli anni '80 grazie al progressivo completamento delle misure esterne di risanamento, si è parzialmente stabilizzato nel corso del decennio successivo. I due eccezionali eventi di destratificazione e di rimescolamento delle acque del bacino nord, occorsi rispettivamente durante gli inverni 2004-2005 e 2005-2006, hanno impresso un nuovo slancio verso il completo del recupero del lago ed il conseguimento degli obiettivi di qualità, soprattutto in considerazione degli effetti sullo stato d'ossigenazione delle acque profonde e sul tenore di fosforo in entrambi i bacini. Nonostante il quasi dimezzamento della concentrazione media sulla colonna di fosforo totale nel bacino nord tra il 2004 ed il 2010, il Lago di Lugano si trova tuttora in uno stato di marcata eutrofia, la più elevata tra i grandi laghi sudalpini e svizzeri.

L'attuale quadro limnologico del Lago di Lugano, caratteristico di un corpo d'acqua eutrofo, è contraddistinto da una certa instabilità a livello di tenori di sostanze nutrienti e di composizione della biocenosi planctonica. Alla luce dei risultati presentati e discussi nel presente rapporto ed in considerazione delle incertezze legate all'evoluzione futura del corpo lacustre, si confermano le

modalità del monitoraggio svolto sinora, in grado di cogliere queste variabilità ecologiche e di evidenziare criticità qualitative contingenti.

SUMMARY

This volume reports the limnological data collected on Lake Lugano during 2010 by the Institute of Earth sciences of the University of Applied Sciences of Southern Switzerland (IST-SUPSI), in the frame of the research program promoted since 1978 by the “Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere” (CIP AIS). Information obtained in 2010 allow to update the long term records available for the different limnological parameters and to describe the trend of lake trophic evolution with respect to the external recovery measures realised until now.

Instantaneous samplings performed during 2010 on tributaries have highlighted several critical situations, in particular on river Bolletta as far as ammonium, nitrite, phosphorous and BOD₅ are concerned, and on river Laveggio with respect to nitrate and total nitrogen.

Emphasis was given to the detailed analysis of phosphorus loads to the main basins, in order to detect to what extent already realised sewer pipes and sewage treatment plants contributed to improve lake's trophic state. With respect to the last five-year period (2003-2007), which was quite dry, 2010 was characterised by 15 % higher precipitations. This increase was reflected both in discharge and phosphorus load, which augmented of an even higher percentage (+30 %), due to snowmelt, in both basins. River Bolletta has contributed to this increase conveying to the lake the largest phosphorus load (10.8 t P a⁻¹) among the tributaries. Similarly, river Bolletta has shown the highest areal load: 556 mg P m⁻² a⁻¹. The actual phosphorous load, despite the scaling down of the contribution direct to the lake, is still too high with respect to the pursued critical loads, both in the northern (+20 %) and particularly in the southern (+95 %).

As far as lake chemistry is concerned, in 2010 in the southern basin a total phosphorous concentration (weighted mean over the entire volume) of 42 mg P m⁻³ has been measured. This is the lowest valued ever measured since the beginning of the regular monitoring in 1980. In the northern basin the phosphorous reduction, started after the 2004-2005 destratification, continued also in 2010, though with a slower rate than the previous five-year period. Mean concentration over the column has almost halved, from 138 mg P m⁻³ in 2004 to

the present 73 mg P m^{-3} . In 2010 the good winter circulation maintained in the northern basin the 4.0 mg P m^{-3} isoline (hypoxia, critical threshold) at 80 m depth.

After having dropped from 60 m to 110 m depth during 2009, the 1.0 mg P m^{-3} isoline (anoxia) remained stable at about 120 m. Below this depth problematic reduced compounds have been detected, such as nitrite, ammonium, sulphide and methane. In the southern basin seasonal hypoxia has not exceeded 60 m depth.

The 2010 planktonic community was characterised by the general stabilization of the algal biomass at the low levels of the past five years, and by the persistence of the negative trend of the crustacean biomass, particularly of the carnivorous ones. Between the main taxonomic groups of phytoplankton, diatoms was predominant (42%-60%), green algae dropped strong down (6%-8%), and blue-green algae kept almost constant (10%-12%). According to the recent evolution of the biotic component of the lake ecosystem, the primary production, expressed as areal production and especially as productivity in the trophogenic layer, fell down newly during 2010. All the considered parameters confirmed the occurrence of a trophic gradient along the lake flow axis.

The qualitative improvement of tributary and lacustrine waters, due to the progressive completion of the external recovery measures started in the Eighties, has partially stabilised during the following decade. The exceptional mixing events occurred during winters 2004-2005 and 2005-2006 have impressed a new boost toward the complete recovery of the lake and the attendance of the quality target. Particularly positive have been the consequences on the oxygenation state of deep waters and on phosphorous content in both basins. Despite the nearly halving of total phosphorus concentration between 2004 and 2010 in the northern basin, Lake Lugano is still in a state of high eutrophy, the highest among Swiss and subalpine lakes.

The current limnological picture of Lake Lugano, typical for an eutrophic lake, is characterised by a certain instability as for nutrient concentrations and composition of plankton biocenosis. Considering the results presented and discussed in the present report as well as the uncertainties related to the future evolution of the lake, the monitoring programme has to be maintained with the same form, in order to highlight this ecological variability and to point out contingent criticalities.

INDICE

	pagina
RIASSUNTO - ABSTRACT	3
1. <u>INTRODUZIONE</u>	9
1.1. Prefazione	9
1.2. Simbologia e unità di misura	10
1.3. Caratteristiche morfometriche e idrologiche	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	15
2.2. Temperatura atmosferica	16
2.3. Precipitazioni	16
2.4. Intensità e direzione dei venti	18
3. <u>CARATTERISTICHE IDROLOGICHE</u>	23
3.1. Regime dei corsi d'acqua	23
3.2. Regime del livello lacustre	24
4. <u>APPORTI CHIMICI DEI TRIBUTARI</u>	27
4.1. Caratteristiche chimico-fisiche e chimiche dei tributari	27
4.2. Carichi chimici	38
4.3. Bilancio complessivo di fosforo e azoto	45
5. <u>CARATTERISTICHE FISICHE, CHIMICO-FISICHE E CHIMICHE DELLE ACQUE LACUSTRI</u>	47
5.1. Trasparenza	47
5.2. Torbidità	47
5.3. Temperatura dell'acqua	48
5.4. Bilancio termico	48
5.5. Ossigeno disciolto	50
5.6. Valore pH ed alcalinità	50
5.7. Conducibilità elettrica specifica	51
5.8. Composti del fosforo	51
5.9. Composti dell'azoto	52
5.10. Silice	53
5.11. Manganese disciolto	53
5.12. Ferro disciolto	54
5.13. Solfuri	54
5.14. Metano	54
5.15. Andamento pluriennale del fosforo totale	55

6.	<u>INDAGINI SUL FITOPLANCTON</u>	79
6.1.	Struttura dei popolamenti	79
6.2.	Variazioni della biomassa	81
6.3.	Clorofilla	84
6.4.	Produzione primaria	89
7.	<u>INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON</u>	95
7.1.	Densità dei popolamenti	95
7.2.	Biomassa zooplanctonica	96
8.	<u>CONCLUSIONI</u>	101
	<u>RINGRAZIAMENTI E BIBLIOGRAFIA</u>	105
	<u>ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI</u>	107

1. INTRODUZIONE

1.1. Prefazione

Il presente rapporto riassume i principali risultati scientifici conseguiti durante la campagna d'indagine del 2010. Si tratta del terzo anno del settimo quinquennio di ricerche limnologiche sul Lago di Lugano, promosse dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS).

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. Questa disponibilità d'informazione rappresenta un'occasione privilegiata per garantire anche in futuro una gestione integrata ed efficace delle problematiche ambientali che gravano sull'ecosistema lacustre.

Rispetto ai rapporti precedenti, nel capitolo 4 si presenta una nuova e più accurata modalità di stima dei carichi di nutrienti, che si affianca a quelle attualmente in uso basate sulla media ponderata dei dati istantanei e sui contributi settimanali rilevati con i campionatori automatici.

La prosecuzione dell'attività di monitoraggio limnologico secondo le attuali direttive dalla CIPAIS risulta indispensabile per seguire in modo appropriato l'evoluzione dei carichi eutrofizzanti (esterni ed interni) nei 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 2010 sono depositati presso la Segreteria della CIPAIS.

1.2. Simbologia e unità di misura

CHIMICA E FISICA

prof. :	profondità	[m]
m s.l.m. :	metri sul livello del mare	[m]
h :	ora	[h]
d :	giorno	[d]
m :	mese	[-]
a :	anno	[a]
Q :	portata	[m ³ s ⁻¹]
T :	temperatura	[°C]
torb :	torbidità	[FTU]
χ :	conducibilità elettrica specifica a 20°C	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]
O ₂ :	ossigeno disciolto	[g m ⁻³]
BOD ₅ :	richiesta biochimica d'ossigeno	[g m ⁻³]
pH :	valore pH	[-]
ALC :	alcalinità totale	[eq m ⁻³]
CO ₃ ²⁻ :	alcalinità da carbonati	[eq m ⁻³]
C _{in} :	carbonio inorganico totale	[g m ⁻³]
PO ₄ ³⁻ -P :	fosforo reattivo disciolto	[mg m ⁻³]
PT :	fosforo totale	[mg m ⁻³]
SiO ₂ -Si :	silicati reattivi	[g m ⁻³]
NO ₂ ⁻ -N :	azoto nitroso	[mg m ⁻³]
NO ₃ ⁻ -N :	azoto nitrico	[g m ⁻³]
NH ₄ ⁺ -N :	azoto ammoniacale	[g m ⁻³]
NT :	azoto totale	[g m ⁻³]
Fe ²⁺ :	ferro disciolto	[mg m ⁻³]
Mn ²⁺ :	manganese disciolto	[g m ⁻³]
S ²⁻ :	solfo disciolto	[mg m ⁻³]
CH ₄ :	metano	[g m ⁻³]
DOC :	carbonio organico disciolto	[g m ⁻³]
Cl ⁻ :	cloruro	[g m ⁻³]
POC :	carbonio organico particellato	[g m ⁻³]
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 secondo Secchi	[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 e sono stati installati alcuni impianti per il prelievo automatico dei campioni d'acqua sui fiumi più importanti.

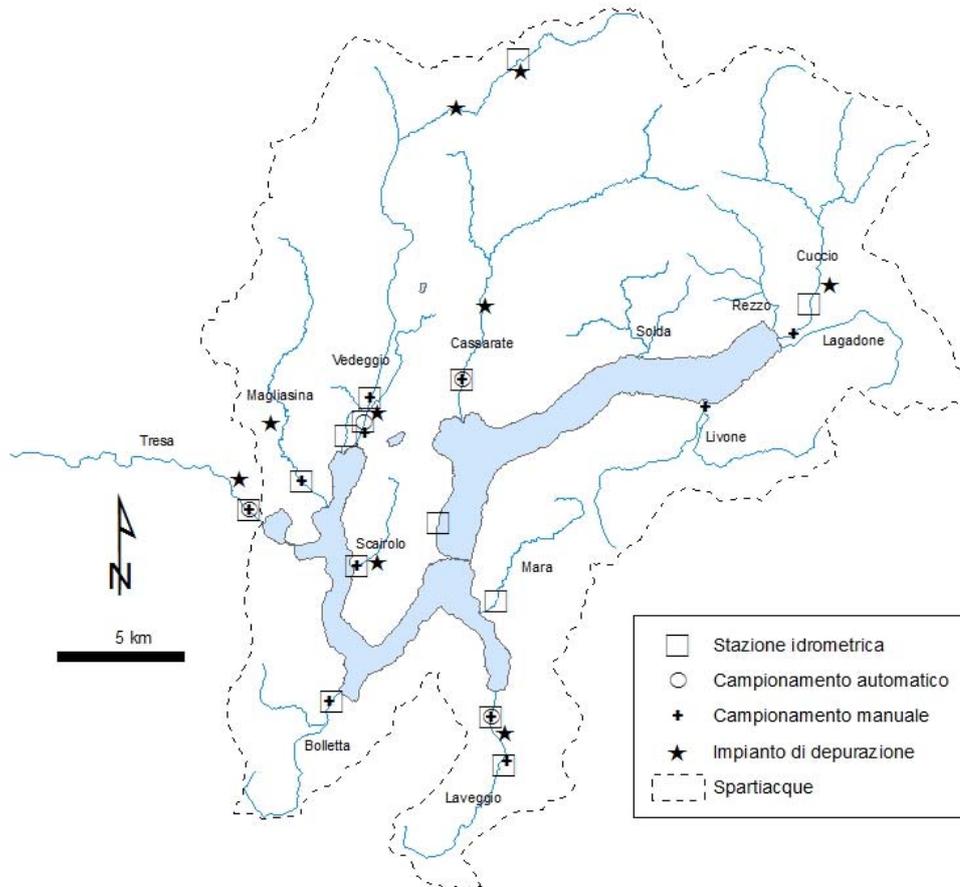


Fig. 1.1. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni idrometrografiche per la misura della portata e punti di campionamento manuale ed automatico nel bacino imbrifero.

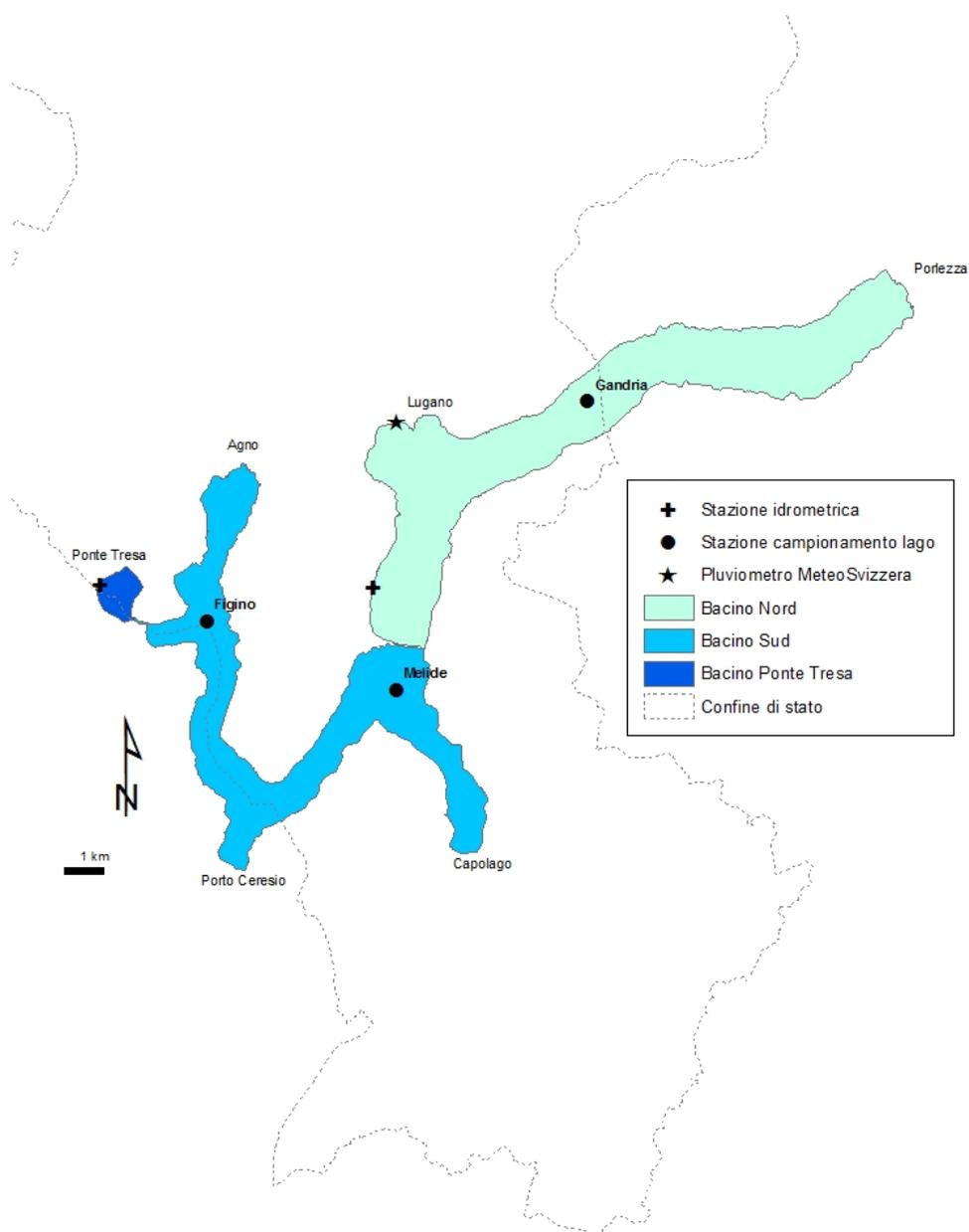


Fig. 1.2. Lago di Lugano: ubicazione delle stazioni di prelievo e di misura.

STAZIONE	Profondità	Longitudine	Latitudine	Longitudine	Latitudine
	m	CH		WGS84	
GANDRIA	285	722 219	96 234	9° 00' 56.35"	46° 00' 23.77"
MELIDE	85	717 735	88 919	8° 57' 24.44"	45° 56' 29.79"
FIGINO	94	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, 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 2010 sono stati confrontati, come di consueto, con quelli del periodo climatologico di riferimento 1961-90 [2] per quanto concerne i parametri della temperatura atmosferica e delle precipitazioni, mentre per la radiazione solare il confronto è stato esteso al trentennio 1980-2009. Per quanto riguarda l'andamento dell'intensità e della direzione dei venti si propone invece il confronto con il periodo 1986-2009, in quanto le misurazioni degli anni precedenti hanno evidenziato alcuni errori.

A livello generale, sul versante sudalpino il 2010 ha presentato temperature vicine alla norma, valori di soleggiamento leggermente al di sotto della norma e quantitativi di precipitazioni al di sopra della media nelle regioni più meridionali e leggermente deficitarie in quelle più settentrionali [3].

2.1. Radiazione solare globale

Radiazione globale totale 2010	4724 MJ m ⁻²
Radiazione - media periodo 1980-2009	4406 MJ m ⁻²

La radiazione solare a Lugano nel 2010 è risultata leggermente al di sopra della media del periodo trentennale d'osservazione (+ 7%), con un totale annuo molto simile alla media dell'ultimo decennio. Come illustrato in Fig. 2.1, i mesi da aprile a ottobre hanno fatto registrare valori di radiazione globale costantemente superiori alla media, in particolare aprile (+25%) e luglio (+21%), mentre i rimanenti mesi hanno presentato valori inferiori, soprattutto in ottobre (-24%). Anche quest'anno pertanto, come nei sette precedenti, la

quantità di radiazione disponibile durante il periodo d'attività vegetativa (marzo-ottobre) si è mantenuta su livelli elevati ($>4000 \text{ MJ m}^{-2}$) consentendo l'instaurarsi condizioni favorevoli per la crescita vegetale.

2.2. Temperatura atmosferica

Temperatura - media 2010	12.2 °C
Temperatura - media periodo 1961-1990	12.0 °C

La temperatura media annua del 2010 a Lugano, risultata solo leggermente superiore alla media del periodo di riferimento, ha fatto registrare il valore più basso degli ultimi 14 anni, ed il secondo più basso degli ultimi 23 anni. La temperatura media mensile si è situata nettamente al di sopra della norma unicamente in giugno (+ 1.3°C) e luglio (+ 2.7°C), evidenziando un leggero incremento anche in aprile (+ 0.7°C) e novembre (+ 0.5°C); per il resto dell'anno i valori non si sono discostati molto dalla media, fatta eccezione per il marcato calo nei mesi di ottobre e dicembre (- 1.0°C; Fig. 2.2). Tenuto conto del dato di dicembre 2009 (- 0.1°C), il periodo invernale d'inizio 2010 è risultato tra i più freddi degli ultimi 19 anni (superato solo dal 2006), ciò che ha favorito i processi di circolazione delle acque.

In assoluto il valore di temperatura atmosferica più elevato è stato misurato il 6 luglio (31.8 °C), mentre quello più basso il 18 dicembre (-5.0 °C).

2.3. Precipitazioni

Precipitazioni Lugano - totale 2010	1854 mm
Precipitazioni Lugano- media periodo 1961-1990	1606 mm

A Lugano, dopo il 2008 ed il 2009, anche il 2010 è stato caratterizzato da una pluviometria superiore alla media (+15%). Con 345 mm di precipitazioni maggio è risultato il mese più piovoso (+72%), mentre gennaio è risultato quello più secco, con soli 34 mm (-57%).

Escludendo il mese di maggio, il primo semestre è stato caratterizzato da situazioni per lo più deficitarie, mentre il secondo semestre ha fatto registrare valori mensili sempre superiori alla norma, e mai inferiori a 100 mm, con una punta a novembre (238 mm; +87%) ed un marcato incremento relativo in dicembre (+119%).

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).

Complessivamente l'incremento annuo è risultato ancor più elevato (circa +30%) a motivo delle abbondanti precipitazioni che hanno riguardato la parte meridionale del bacino, in particolare quello del Lavaggio, e dove diverse stazioni pluviometriche hanno fatto registrare valori superiori a 2000 mm/anno.

Tab. 2.3. Precipitazioni mensili e annuali e confronto con i valori medi pluriennali dei pluviometri nel bacino imbrifero del Lago di Lugano [mm].

Stazione	Periodo	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Lugano	2010	34.3	92.3	109.1	65.4	344.9	122.3	160.8	191.3	190.5	164.6	236.3	142.4	1854.2
	1961-1990	80	75	111	156	201	176	136	172	160	146	127	65	1606.0
	%	43%	123%	98%	42%	172%	69%	118%	111%	119%	113%	186%	219%	116%
Stabio	2010	44.7	145.4	80	98.6	407.1	130.7	71.5	215.7	254.3	212	309.5	162.1	2131.6
	1961-1990	80.3	80	114.6	151.2	186.8	141.6	112.3	156.8	130.9	147.4	123.7	65.9	1491.5
	%	56%	182%	70%	65%	218%	92%	64%	138%	194%	144%	250%	246%	143%
Isona	2010	44.6	94.6	147.8	88.4	425.2	149.6	71.8	173.4	170	172.2	272.4	134	1944.0
	1979-2010	71.9	54.1	102.4	175.7	232.7	204.5	177.2	185.4	197.2	178.1	145.2	85.3	1809.7
	%	62%	175%	144%	50%	183%	73%	41%	94%	86%	97%	188%	157%	107%
Mendrisio	2010	43.5	136.4	87.3	89.6	387.8	132	139.4	248.6	262.5	201.9	273.1	140.7	2142.8
	1983-2010	78.2	62.1	79.9	159.2	189.7	139.5	120.5	138.1	160.2	136.4	142	82.3	1488.1
	%	56%	220%	109%	56%	204%	95%	116%	180%	164%	148%	192%	171%	144%
Chiasso	2010	47.9	145.3	78.8	102.4	459.1	141.1	84.2	246.4	243.7	216	374.1	164.7	2303.7
	1988-2010	80	63.2	65.8	150.1	159.1	131.9	114.4	129.1	173.2	148.5	167.9	86.4	1469.6
	%	60%	230%	120%	68%	289%	107%	74%	191%	141%	145%	223%	191%	157%
Arosio	2010	39.2	88.2	135.5	93	362.3	156.6	87	214.2	210.3	189.1	277.8	143.8	1997.0
	1987-2010	71.8	64.4	79.2	175.3	202.6	198.9	163.4	162.9	196.6	187.0	168.0	86.3	1756.4
	%	55%	137%	171%	53%	179%	79%	53%	131%	107%	101%	165%	167%	114%
Somazzo	2010	38.8	145.3	100.1	109.4	448.7	147.7	86.2	248.1	276.2	234.8	290.2	152.1	2277.6
	1996-2010	75.7	65.3	75.8	153.1	176.1	133.7	138.1	155.4	144.6	149.2	214.8	104.4	1586.2
	%	51%	223%	132%	71%	255%	110%	62%	160%	191%	157%	135%	146%	144%
Novaggio ¹⁾	2010	39	88.6	146.4	93.4	379.4	159.6	111	198.2	222.2	175.6	255.8	141.4	2010.6
	1961-1990	82.3	82.7	121.6	181.9	225.9	191.1	157.6	183.1	179.4	180	150.4	70.1	1806.1
	%	47%	107%	120%	51%	168%	84%	70%	108%	124%	98%	170%	202%	111%
Colla ²⁾	2010	32.0	81.2	130.4	79.8	340.8	197.2	117.2	287.2	207.0	201.6	281.2	147.6	2103.2
	1979-2010	71.9	54.1	102.4	175.7	232.7	204.5	177.2	185.4	197.2	178.1	145.2	85.3	1809.7
	%	45%	150%	127%	45%	146%	96%	66%	155%	105%	113%	194%	173%	116%
Grancia ³⁾	2010	36.4	88.4	87.6	72.4	319.8	136.2	114.4	175	244	138.6	226	119	1757.8
	1961-1990	80	75	111	156	201	176	136	172	160	146	127	65	1605.0
	%	46%	118%	79%	46%	159%	77%	84%	102%	153%	95%	178%	183%	110%
Trevano ³⁾	2010	28.8	82.6	106.6	58.8	342.8	118	121.4	176.8	174.8	161.2	232.6	132.4	1736.8
	1961-1990	80	75	111	156	201	176	136	172	160	146	127	65	1605.0
	%	36%	110%	96%	38%	171%	67%	89%	103%	109%	110%	183%	204%	108%

1) periodo di riferimento della stazione di PonteTresa

2) periodo di riferimento della stazione di Isona

3) periodo di riferimento della stazione di Lugano

Nei pluviometri di Chiasso, Mendrisio e Somazzo si sono registrati valori tra i più elevati da quando si sono installate le stazioni pluviometriche.

In generale si è trattato di eventi poco intensi, distribuiti su lunghi periodi perturbati e piovosi, come nel caso dei primi 15 giorni di maggio: un tale tipo di pluviometria, esente da forti piogge intense di breve durata, non ha comportato effetti negativi sul territorio, nonostante gli elevati quantitativi totalizzati.

2.4. Intensità e direzione dei venti

Intensità dei venti - media 2010	5.75 km h ⁻¹
Intensità dei venti - media periodo 1986-2009	6.37 km h ⁻¹

Anche nel 2010 i venti hanno fatto registrare un livello d'intensità fra i più bassi dell'intero periodo d'osservazione, allungando la serie degli anni caratterizzati da una modesta attività eolica (media annua <6 km h⁻¹) iniziata nel 2006. L'andamento dei valori mensili (Fig. 2.4.1) mette in evidenza un'attività eolica superiore alla media unicamente nei mesi di maggio (+ 1.2 km h⁻¹) e dicembre (+0.8 km h⁻¹) mentre il mese di marzo, mese che nella norma risulta il più ventoso dell'anno, ha presentato un'attività eolica relativamente scarsa (-1.3 km h⁻¹), ma anche tutto 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, è risultato talmente povero di vento, da far registrare complessivamente il valore più basso degli ultimi 20 anni.

La giornata più ventosa è risultata essere il 16 maggio, con correnti provenienti dal settore N spiranti a 25 km/h in media, con punte fino a 76 km h⁻¹. Raffiche ancora più violente sono state misurate in presenza di forti correnti favoniche provenienti da nord (2 gennaio: 81 km/h; 9 dicembre: 96 km/h), come pure in occasione di temporali estivi (9 e 17 luglio: 87 – 97 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. 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 2010 la **direzione media mensile** del vento è oscillata prevalentemente attorno al settore NW, con un passaggio a W in aprile ed un'impennata a N in maggio, provocata dall'aumento delle frequenze dai settori S ed E durante gli eventi di perturbazione atmosferica. La direzione N è prevalsa anche durante il mese di dicembre, in cui il 90% dei giorni è stato caratterizzato da attività eolica dai settori NNW-N-NNE.

La **distribuzione annua** delle percentuali di frequenza della direzione dei venti, suddivisa negli otto settori principali del quadrante, è riportata nella figura 2.4.2. Il grafico del 2010 ricalca il quadro degli ultimi 7 anni, contraddistinto da un allineamento delle frequenze lungo l'asse nord-sud, pur

con una leggera riduzione dei settori SE e NW a vantaggio del settore SW. Si conferma così, anche quest'anno, lo spostamento dell'orientamento delle direzioni prevalenti, che fino al 2002 privilegiava la direttrice NW-SE.

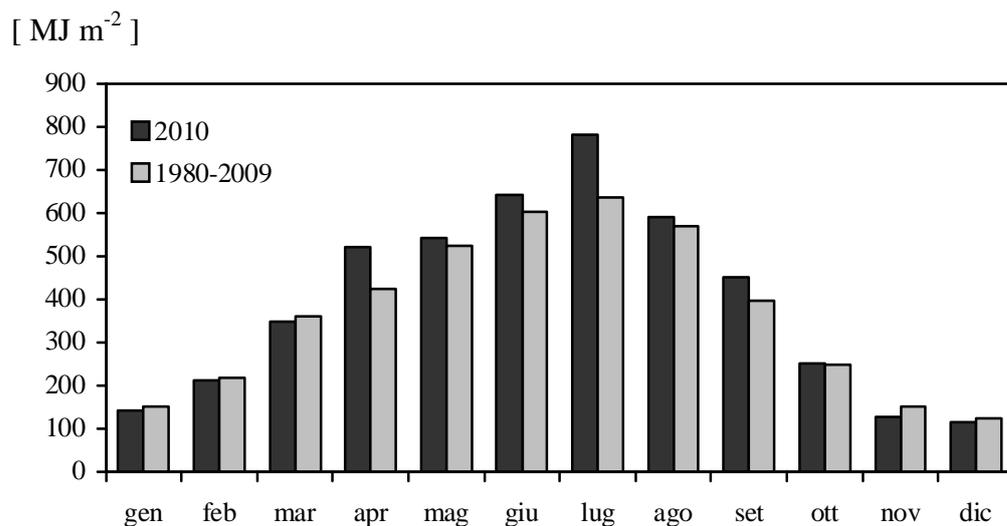


Fig. 2.1 Regime mensile della radiazione globale rilevata presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

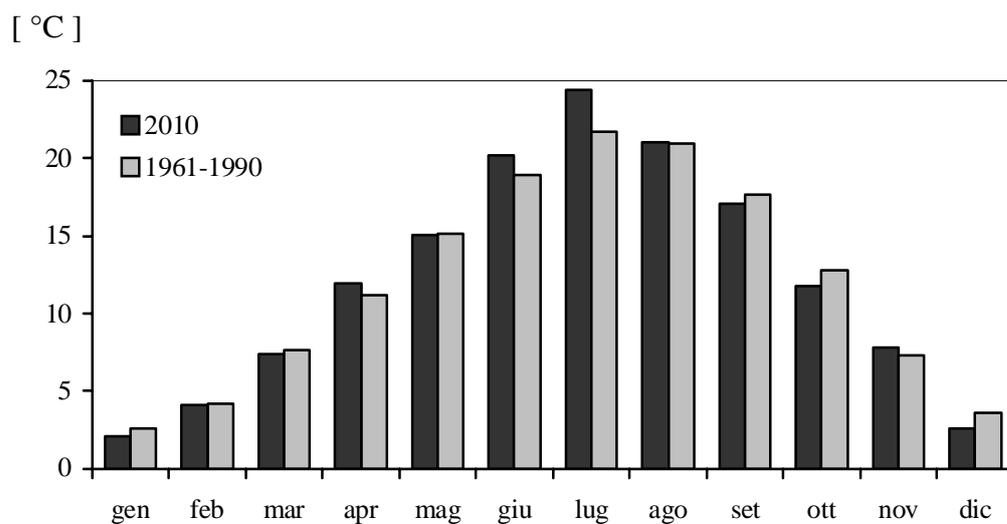


Fig. 2.2 Regime mensile della temperatura atmosferica rilevata presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

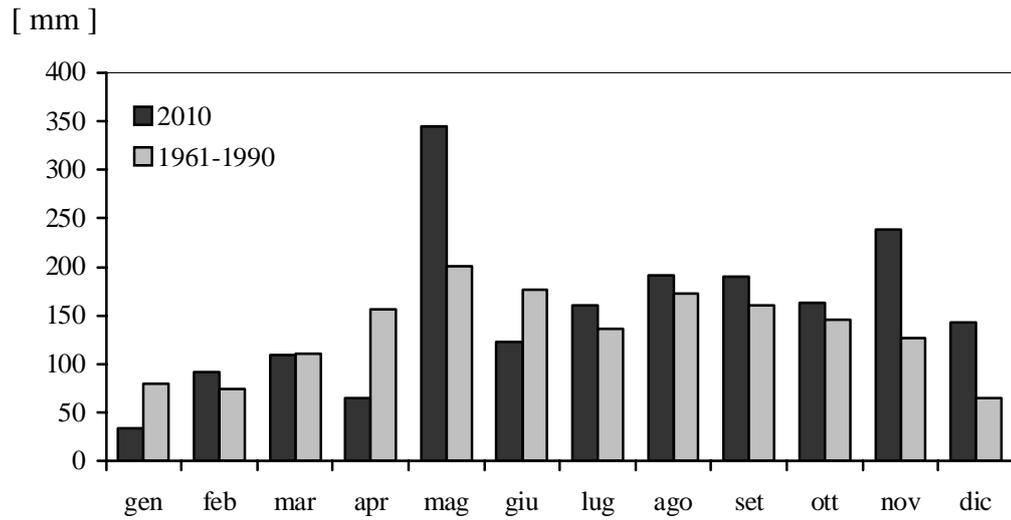


Fig. 2.3.1 Regime mensile delle precipitazioni raccolte presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

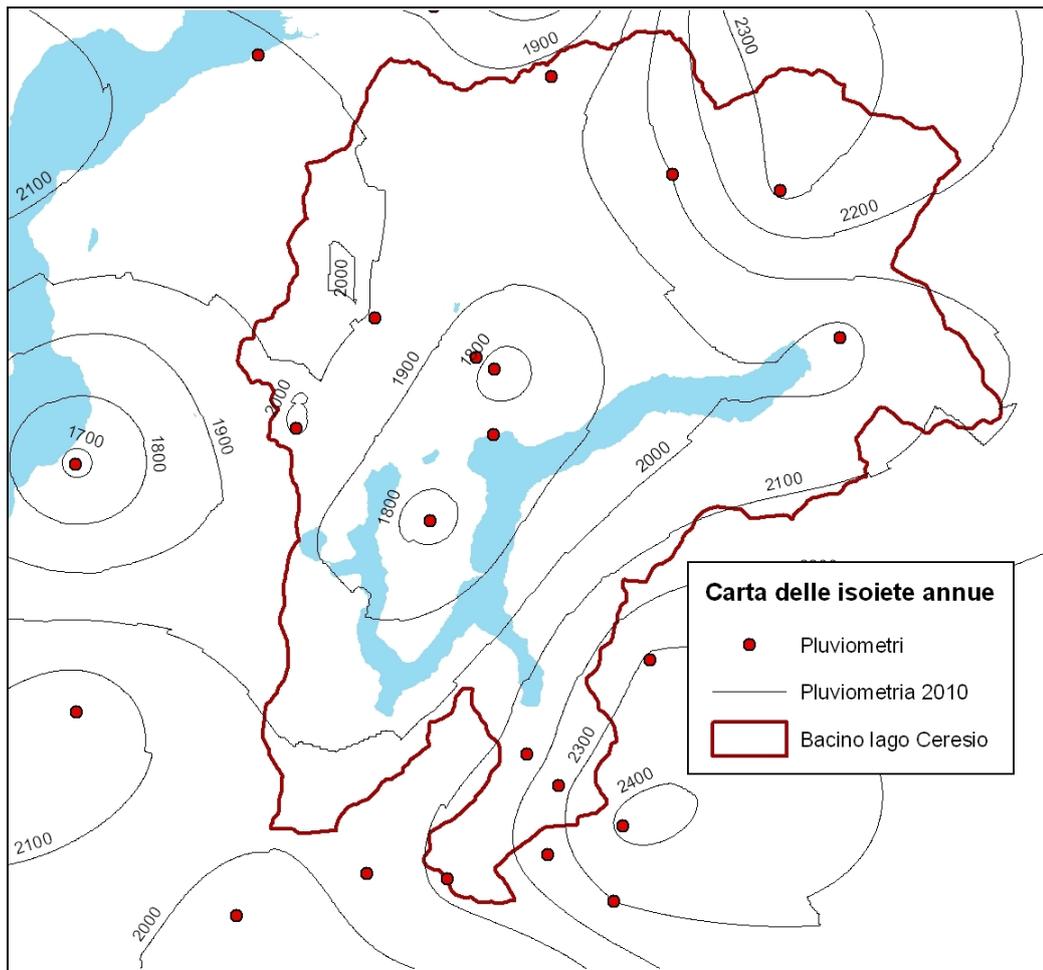


Fig. 2.3.2 Carta delle isoiete dell'anno 2010 per il bacino imbrifero del lago di Lugano.

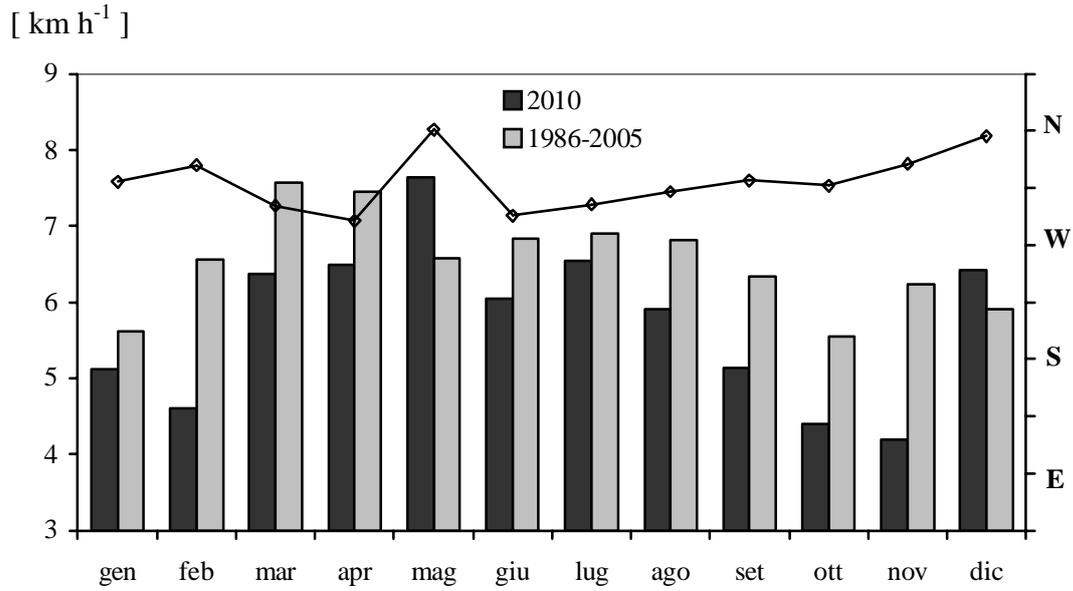


Fig. 2.4.1: Regime mensile dell'intensità dei venti (barre) e della loro direzione media (linea), rilevato presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

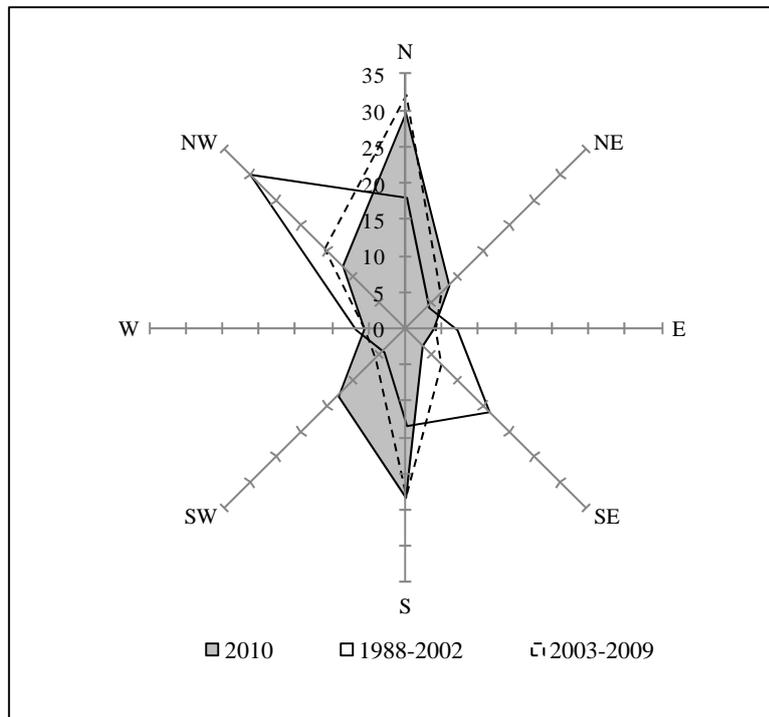


Fig. 2.4.2: Distribuzione delle percentuali di frequenza della direzione dei venti rilevate presso la stazione di Lugano-Biblioteca Cantonale.

3. CARATTERISTICHE IDROLOGICHE

3.1. Regime dei corsi d'acqua

La tabella 3.1. presenta i valori di deflusso (medie mensili e annue) dei nove corsi d'acqua controllati, relativi all'anno 2010 ed ai corrispondenti periodi di confronto.

Come riferito nel capitolo precedente, il 2010 è stato un anno con precipitazioni oltre la media, per cui le portate degli immissari hanno segnato un aumento medio del 40% rispetto alle medie pluriennali di riferimento. La portata media della Tresa è stata invece del 22% oltre la media.

Tab. 3.1. Portate medie mensili, annue e pluriennali dei corsi d'acqua controllati nel bacino imbrifero del Lago di Lugano [m³ s⁻¹].

Corso d'acqua	Periodo	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	anno
Bolletta	2010	0.67	0.79	0.76	1.05	2.76	1.16	0.43	0.62	0.70	0.75	2.89	1.30	1.16
	1986-2010	0.59	0.56	0.56	1.04	1.04	0.71	0.52	0.38	0.53	0.82	1.01	0.71	0.71
	%	113%	140%	135%	101%	264%	163%	83%	163%	132%	92%	285%	184%	164%
Cassarate	2010	1.87	1.45	2.83	4.24	9.10	2.39	1.09	2.21	1.53	1.84	7.49	4.50	3.39
	1963-2009	1.33	1.38	2.04	3.54	4.25	3.31	2.27	1.89	2.44	2.90	3.08	1.73	2.52
	%	141%	105%	139%	120%	214%	72%	48%	117%	63%	63%	243%	260%	135%
Cuccio	2010	1.30	1.06	1.54	2.61	6.21	2.11	1.10	1.86	1.62	1.72	4.31	2.33	2.32
	1986-2009	1.18	1.14	1.38	2.34	3.19	2.55	2.09	1.50	1.76	2.33	2.52	1.55	1.96
	%	110%	93%	111%	112%	195%	83%	53%	124%	92%	74%	171%	150%	118%
Laveggio	2010	1.07	1.33	1.37	1.51	3.32	1.41	1.05	1.39	1.48	1.49	3.34	2.00	1.73
	1978-2010	0.97	0.95	1.10	1.51	1.64	1.25	0.93	0.75	0.88	1.18	1.29	1.01	1.12
	%	110%	139%	124%	100%	203%	113%	113%	184%	167%	127%	259%	199%	154%
Mara	2010	0.62	0.57	0.97	1.01	2.08	0.92	0.32	0.43	0.48	0.69	2.11	1.13	0.95
	1994-2010	0.51	0.44	0.61	0.94	1.00	0.67	0.62	0.45	0.50	0.59	0.97	0.63	0.66
	%	122%	127%	160%	107%	209%	136%	51%	95%	98%	118%	217%	178%	143%
Magliasina	2010	0.89	0.75	1.40	1.79	4.48	1.20	0.40	0.68	0.70	0.85	3.38	1.70	1.52
	1980-2009	0.67	0.63	0.87	1.75	2.07	1.54	0.98	0.60	1.12	1.60	1.55	0.85	1.19
	%	133%	119%	161%	102%	216%	78%	41%	113%	63%	53%	218%	200%	128%
Scaiolo	2010	0.30	0.32	0.32	0.40	0.94	0.45	0.30	0.34	0.35	0.33	0.87	0.54	0.45
	1982-2010	0.25	0.24	0.23	0.36	0.43	0.35	0.27	0.22	0.26	0.34	0.39	0.27	0.30
	%	121%	135%	140%	110%	219%	129%	111%	155%	134%	95%	224%	200%	151%
Veduggio	2010	2.85	2.16	3.61	5.39	12.10	4.18	1.56	2.69	2.48	2.85	9.13	5.16	4.36
	1981-2009	1.75	1.55	2.12	4.76	6.30	4.57	3.16	1.98	3.32	4.36	4.19	2.40	3.38
	%	163%	139%	170%	113%	192%	91%	49%	136%	75%	65%	218%	215%	129%
Tresa	2010	22.30	15.10	17.20	31.60	70.70	25.00	20.80	19.00	15.50	22.40	58.10	27.80	28.90
	1923-2009	15.30	14.00	17.90	28.50	37.30	32.10	22.90	17.50	20.90	26.70	30.50	20.60	23.70
	%	146%	108%	96%	111%	190%	78%	91%	109%	74%	84%	190%	135%	122%

Il surplus più accentuato è stato rilevato sui corsi d'acqua meridionali (Bolletta, Mara, Laveggio e Scairolo), con una portata media annua superiore di circa il 50% rispetto alla norma. Per il Laveggio tutti i mesi dell'anno hanno avuto deflussi superiori alla media. I primi cinque e gli ultimi due mesi dell'anno sono risultati con deflussi medi superiori alla media per tutti i tributari.

Gli unici mesi leggermente deficitari sono risultati quelli estivi, in particolare luglio in cui la portata è risultata mediamente del 30% in meno rispetto alla norma. Nei quattro mesi di aprile, maggio, novembre e dicembre è per contro defluito più del 50% del volume complessivo annuo.

Nonostante i deflussi medi siano risultati elevati, in nessun tributario si sono verificati eventi di piena significativi.

3.2. Regime del livello lacustre

L'altezza media del livello lacustre, registrata a Melide Ferrera nel 2010 è stata di 270.57 m s.l.m. risultando di 8 cm superiore a quella del periodo di riferimento (1965-2009: 270.49 m s.l.m.).

Il minimo assoluto è stato toccato il 6 settembre con 270.26 m s.l.m., mentre la punta massima, pari a 271.22 m s.l.m., è stata raggiunta il 14 maggio al termine di un evento pluviometrico prolungato (15 giorni consecutivi con precipitazioni) caratterizzato da un apporto tra i 300 ed i 400 mm di pioggia. L'escursione massima per il 2009 è stata di 96 cm (Fig. 3.3.).

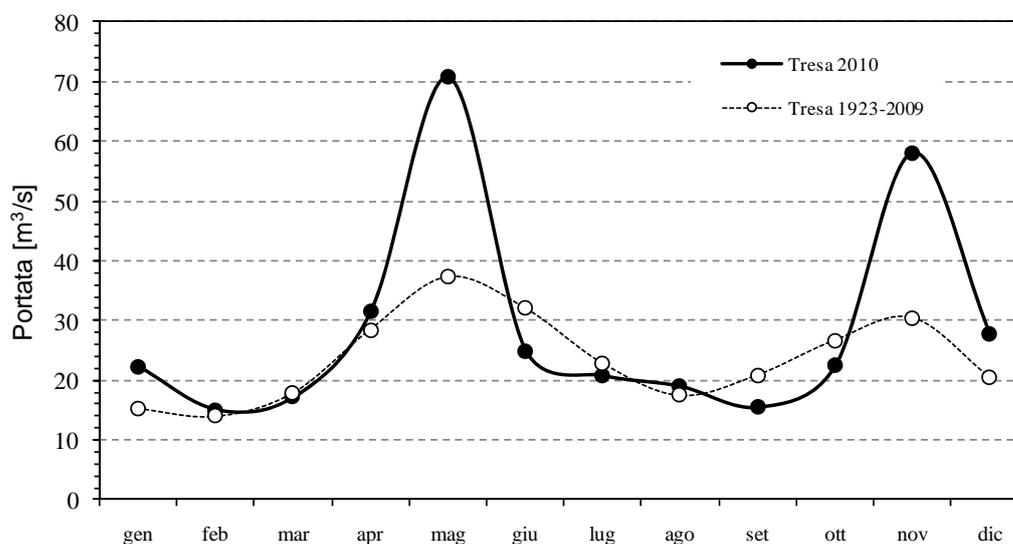


Fig. 3.1. Regime mensile dei deflussi del fiume Tresa (emissario) nel 2010 e nel periodo di riferimento (1923-2009). Si noti che, a partire dal 1963 la portata dell'emissario risulta modificata artificialmente dalla regolazione.

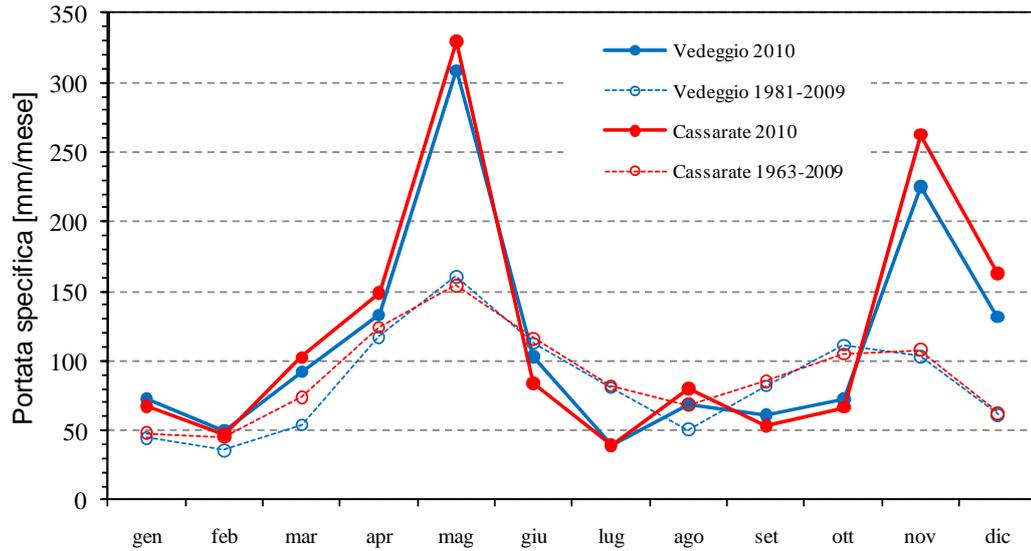


Fig. 3.2. Regime mensile dei deflussi specifici (portata per unità di superficie del bacino imbrifero) dei fiumi Vedeggio (principale immissario del bacino sud) nel 2010 e nel periodo di riferimento (1981-2009) e Cassarate (principale immissario del bacino nord) nel 2010 e nel periodo di riferimento (1963-2009).

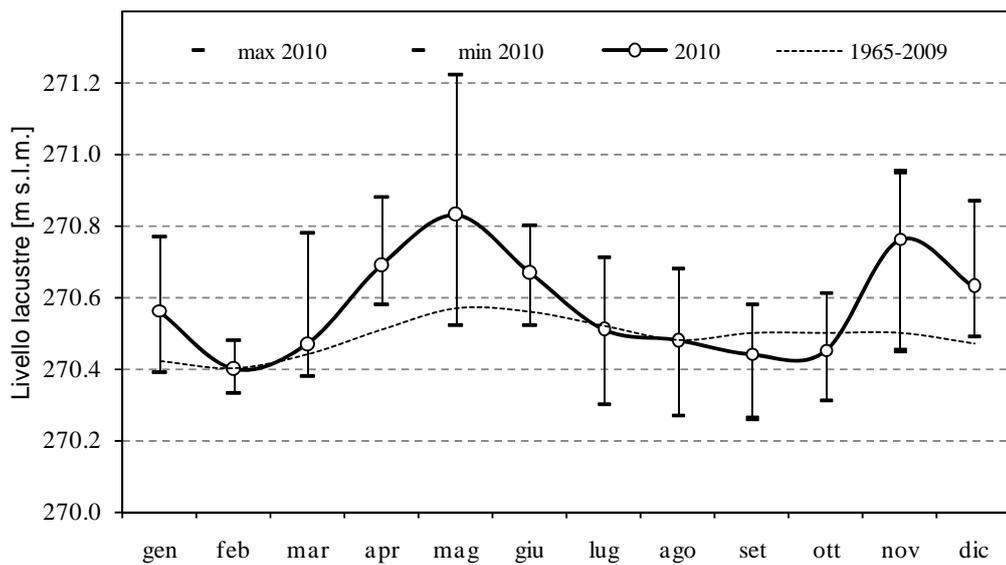


Fig. 3.3. Lago di Lugano, 2010: regime mensile (o) e valori estremi (-) del livello lacustre, e confronto con periodo di riferimento.

4. APPORTI CHIMICI DEI TRIBUTARI

4.1. Caratteristiche chimico-fisiche e chimiche dei tributari

Nelle figure 4.1.3a.-e. sono rappresentati graficamente i principali valori statistici (mediana, 25%ile, 75%ile, massimo e minimo) per tutti i parametri indagati sui nove tributari, nel corso del 2010. Rispetto agli anni precedenti nel presente rapporto vengono presentati e discussi i dati concernenti lo ione cloruro (fig. 4.1.3f.).

La curva di frequenza delle portate medie giornaliere annue (Fig. 4.1.1.) rilevate al momento dei campionamenti istantanei, mostra che i 15 prelievi effettuati su Tresa e Veduggio sono rappresentativi del regime idrologico annuale (dati UFAM: www.hydrodaten.admin.ch). Durante i campionamenti (Fig. 4.1.3a.) sul Tresa sono stati rilevati la mediana più alta ($20.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) ed il massimo annuale, raggiunto a metà maggio ($94.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) in occasione di intense precipitazioni (cfr. paragrafo 2.3.). Segue il Veduggio con una mediana di $3.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mentre il deflusso minore tra i fiumi campionati è stato misurato sullo Scairolo ($0.28 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Per i rimanenti fiumi i valori sono risultati compresi tra 0.6 e $2.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

I valori di temperatura nel 2010 hanno mostrato forti escursioni (Fig. 4.1.3a.) legate all'andamento stagionale della temperatura atmosferica (cfr. paragrafo 2.2.). Sul Tresa lo scarto tra valore massimo e minimo è stato di 21.6°C , mentre sugli altri tributari l'escursione termica è risultata compresa tra 12.0°C (Laveggio) e 20.8°C (Cassarate). La temperatura mediana più elevata è stata rilevata sullo Scairolo (13.9°C), mentre la punta massima, pari a 26.4°C , è stata misurata nel Tresa durante il prelievo di luglio. Il minimo assoluto è stato per contro misurato in febbraio sul Magliasina (1.2°C). Le misurazioni dell'UFAM effettuate in continuo sul Tresa a Ponte Tresa-Rocchetta riportano un massimo di 27.5°C il 16 luglio e un minimo di 5.1°C il 5 febbraio (Fig. 4.1.2.).

La conducibilità elettrica normata a 20°C (Fig. 4.1.3a.) indica la presenza di ioni disciolti ed è correlata in particolare con l'andamento dell'alcalinità (vedi paragrafo successivo). Il Laveggio presenta la mediana più elevata ($521 \mu\text{S cm}^{-1}$), seguito dai tributari Scairolo, Livone Bolletta e con valori di $370\text{-}390 \mu\text{S cm}^{-1}$. Nei rimanenti cinque fiumi, le mediane sono oscillate tra 100 e $220 \mu\text{S cm}^{-1}$. Il massimo annuale è stato rilevato a fine aprile sul Laveggio ($647 \mu\text{S cm}^{-1}$), che ha pure mostrato la maggiore variazione di conducibilità: $393 \mu\text{S cm}^{-1}$ tra massimo e minimo annuale.

I valori d'alcalinità più elevati, con mediane comprese tra 2.4 e 4.0 eq m^{-3} , sono stati misurati, al pari della conducibilità, su Laveggio, Livone, Bolletta e Scairolo (Fig. 4.1.3b.), fiumi che drenano bacini costituiti prevalentemente da rocce calcaree. Le alcalinità più basse ($<1.0 \text{ eq m}^{-3}$) sono state registrate per contro negli affluenti Cassarate, Veduggio, Cuccio e Magliasina che raccolgono l'acqua da bacini imbriferi con roccia madre cristallina. L'emissario Tresa occupa una posizione intermedia con un valore mediano pari a 1.76 eq m^{-3} . Le oscillazioni più marcate sono state osservate su Laveggio, Bolletta e Scairolo con escursioni annue comprese tra 1.5 e 2.5 eq m^{-3} e possono essere ricondotte in particolare ai singoli eventi di pioggia intensa che hanno caratterizzato i prelievi di aprile e novembre. Durante questi episodi le portate elevate hanno avuto un effetto diluente abbassando i valori di alcalinità.

Il valore pH (Fig. 4.1.3b.) mostra un andamento simile all'alcalinità, ad eccezione dell'emissario Tresa che, a motivo del suo ruolo di emissario lacustre, ha fatto registrare una mediana elevata, pari a 8.42 unità. Il valore mediano più alto è stato riscontrato sul Livone con 8.47, mentre sul Veduggio è stato per contro misurato il valore più basso: 7.52. Gli altri tributari presentano mediane pH comprese tra 7.8 e 8.3. I minimi ed i massimi annuali sono stati rilevati rispettivamente in novembre sul Veduggio (7.28) e in giugno sul Tresa (8.82). Su quest'ultimo fiume, l'elevata variabilità annuale (escursione di 0.95 unità) è da ricondursi alla marcata attività fotosintetica nell'epilimnio lacustre.

L'ossigeno disciolto (Fig. 4.1.3b.) ha mostrato concentrazioni regolarmente superiori a $8.0 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$. Cassarate, Cuccio e Magliasina hanno presentato forti escursioni annuali, nell'ordine dei $5\text{-}7 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$. Nel loro insieme i fiumi risultano dunque ben ossigenati durante tutto l'anno, con una evidente correlazione negativa tra temperatura e concentrazione di ossigeno.

Più critiche dal profilo qualitativo si confermano le concentrazioni dei composti azotati disciolti (Fig. 4.1.3c.).

Per quanto concerne l'azoto nitroso, composto dannoso per la fauna ittica già a partire da concentrazioni di 20 mg N m^{-3} , nel Bolletta sono stati misurati valori estremi per mediana (53 mg N m^{-3}) e massimo annuale (229 mg N m^{-3} a fine aprile). Tuttavia il massimo annuale, pari a 326 mg N m^{-3} è stato misurato sul Cassarate il 15 marzo ed è riconducibile a difficoltà gestionali contingenti riscontrate presso l'impianto di depurazione situato a monte. Negli altri corsi d'acqua le concentrazioni mediane si sono mantenute tra 3 mg N m^{-3} (Veduggio) e 12 mg N m^{-3} (Scairolo). Su Cassarate e Bolletta sono state registrate le maggiori escursioni dei valori annui, pari rispettivamente a 325 e 202 mg N m^{-3} . Per l'azoto nitrico i fiumi Scairolo e Laveggio hanno mostrato mediane molto elevate rispetto agli altri tributari, rispettivamente di 5.44 g N m^{-3} e di 5.77 g N m^{-3} . Su questo secondo tributario è stato rilevato a fine aprile il valore massimo, pari a 10.01 g N m^{-3} . Gli altri fiumi hanno presentato valori mediani compresi tra 0.79 (Cuccio) e 3.36 g N m^{-3} (Veduggio).

Nel caso dell'azoto ammoniacale il Bolletta si è riconfermato come il fiume più problematico con una mediana di 0.56 g N m^{-3} , mentre sugli altri corsi d'acqua le concentrazioni sono risultate più contenute e comprese tra 0.02 (Scairolo) e 0.05 g N m^{-3} (Cuccio). Il massimo annuale di 2.22 g N m^{-3} è stato misurato a fine aprile sul Bolletta, fiume che ha pure mostrato l'escursione più marcata dei valori (2.1 g N m^{-3}).

La situazione dell'azoto totale (Fig. 4.1.3d.) rispecchia quella dell'azoto nitrico, che ne costituisce la componente principale (ca. il 75 %); i valori più elevati sono stati registrati nel Laveggio con una mediana di 6.92 g N m^{-3} . Segue lo Scairolo con 6.60 g N m^{-3} , mentre i rimanenti fiumi presentano valori compresi tra 1.20 (Cuccio) e 4.50 g N m^{-3} (Veduggio). Sul Laveggio è stata inoltre registrata a luglio la concentrazione massima annuale: 17.00 g N m^{-3} .

Particolare attenzione va prestata ai composti del fosforo, parametro determinante per lo stato di eutrofizzazione del Ceresio e degli stessi tributari.

I tenori più elevati di fosforo reattivo (Fig. 4.1.3d.) sono stati misurati nel Bolletta (mediana: 157 mg P m^{-3} ; massimo annuale a metà settembre: 371 mg P m^{-3}) e nel Livone (mediana di 76 mg P m^{-3}). I valori mediani degli altri sei tributari si sono risultati inferiori situandosi al di sotto di 30 mg P m^{-3} .

Per quanto riguarda il fosforo totale (Fig. 4.1.3d.), il valore ammissibile nei tributari è stato calcolato partendo dai carichi critici dei due bacini lacustri [4] e dai valori di deflusso, assumendo una situazione di mesotrofia nel bacino nord (conseguimento degli obiettivi di qualità). Nel Bolletta è stata registrata la mediana più elevata, pari a 223 mg P m^{-3} , valore che supera di oltre sei volte quello auspicato per il bacino sud (35 mg P m^{-3}); sia in questo tributario che nel Livone le concentrazioni di fosforo totale hanno superato i rispettivi limiti di riferimento in occasione di tutti i prelievi. Degli altri affluenti Cuccio e Laveggio hanno presentato mediane superiori ai rispettivi valori di riferimento. Il massimo assoluto dell'anno (708 mg P m^{-3}) è stato misurato a fine aprile nel Bolletta.

I valori mediani di carbonio organico disciolto (DOC; Fig. 4.1.3e.) sono risultati generalmente inferiori a 2.0 g C m^{-3} , ad eccezione del Bolletta che ha presentato la mediana più elevata, pari a 2.09 g C m^{-3} e le escursioni di valore più pronunciate: 3.2 g C m^{-3} tra massimo e minimo. Sempre sul Bolletta a fine aprile è stato riscontrato il massimo assoluto, pari a 4.57 g C m^{-3} .

Per quanto concerne la domanda biochimica d'ossigeno (BOD_5 ; Fig. 4.1.3e.), si evidenzia nuovamente il Bolletta per i suoi valori elevati (mediana di $4.31 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$); si tratta infatti di un parametro che riflette le elevate concentrazioni di azoto ammoniacale e nitroso, carbonio organico e altre sostanze ridotte. Sugli altri corsi d'acqua i valori sono risultati compresi tra 1.0 (Vedeggio) e $1.62 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ (Laveggio). Sul Bolletta in novembre è stato misurato il massimo assoluto ($20.12 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$).

Le concentrazioni più elevate dei silicati reattivi (Fig. 4.1.3e.), parametro terrigeno non legato alla pressione antropica, sono state registrate nello Scairolo (mediana: 4.46 g Si m^{-3}) il cui bacino imbrifero è costituito prevalentemente da porfiriti. Su questo affluente è stato misurato a metà ottobre anche il massimo annuale (6.32 g Si m^{-3}). Le concentrazioni più basse di silice sono state rilevate nell'emissario Tresa (mediana: 0.68 g Si m^{-3}), in seguito alla sua assimilazione da parte delle diatomee fitoplanctoniche nell'epilimnio lacustre; il minimo annuale nell'emissario (0.27 g Si m^{-3}) è stato infatti riscontrato ad inizio maggio durante le fioriture di diatomee. I valori mediani degli altri tributari sono risultati compresi tra 2.18 (Livone) e 4.15 g Si m^{-3} (Bolletta).

Il cloruro è un indicatore importante di pressioni antropiche sui corpi idrici; la sua presenza ad elevate concentrazioni è riconducibile principalmente all'impiego di sale sulle strade per garantire la viabilità invernale, allo spandimento di concimi e all'utilizzo di flocculanti contenenti cloro negli impianti di depurazione delle acque (IDA) per l'abbattimento del fosforo. Un esempio classico di tali prodotti aggreganti è il policloruro d'alluminio, utilizzato di routine negli IDA situati sul bacino imbrifero del Ceresio. Il cloruro è tossico per i vegetali, in particolare le alghe, a concentrazioni superiori a 200 g Cl m^{-3} . I tributari esaminati presentano concentrazioni assai inferiori a questa soglia (Fig. 4.1.3f.): il valore massimo assoluto è risultato pari a 47.2 g Cl m^{-3} ed è stato rilevato sul Laveggio a fine aprile. Lo stesso fiume ha presentato la maggiore concentrazione mediana (26.8 g Cl m^{-3}), seguito da Scairolo e Bolletta con rispettivamente 24.3 e 19.8 g Cl m^{-3} . Gli altri corsi d'acqua hanno presentato mediane inferiori, comprese tra 2.75 (Cuccio) e $14.12 \text{ g Cl m}^{-3}$ (Vedeggio).

Per una stima precisa dei carichi di nutrienti (*in primis* azoto e fosforo totali) trasportati da Tresa e Laveggio sono stati monitorati con dei campionatori automatici gli andamenti settimanali cumulati di azoto e fosforo totali. I campioni vengono raccolti in continuo tramite prelievo automatico proporzionale alla portata e sono conservati a 5°C. I valori settimanali hanno evidenziato forti escursioni di valore (Figg. 4.1.4.), in particolare le concentrazioni di fosforo, non rilevabili con i soli campionamenti istantanei mensili. I campionamenti automatici consentono infatti di integrare episodi di carico elevato di nutrienti provenienti, ad esempio, da industrie, scaricatori di piena o impianti di depurazione. Parimenti permettono di ridimensionare punte estemporanee di carico registrate durante i campionamenti istantanei in occasione delle piene, evitando che questi ultimi siano rappresentativi di tutto il mese.

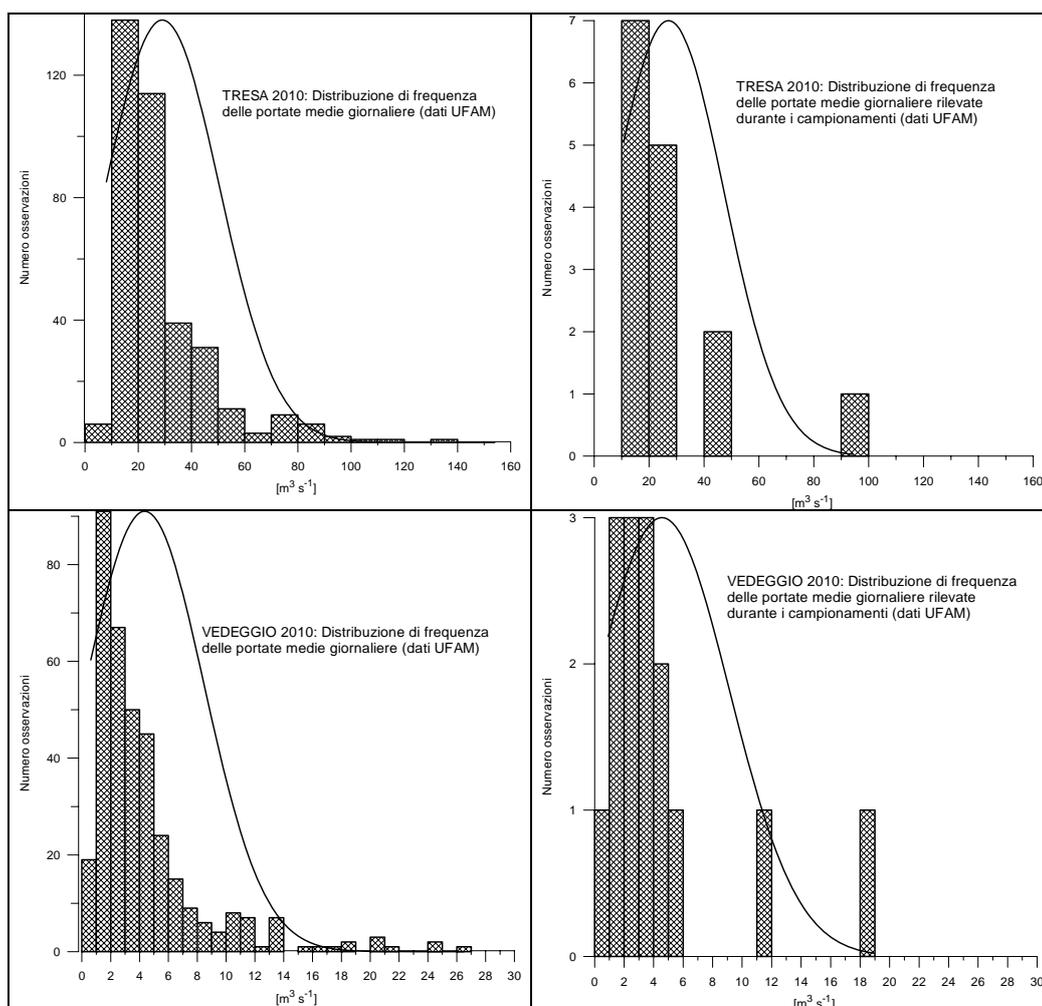


Fig. 4.1.1. Lago di Lugano, 2010: curve di frequenza delle portate medie giornaliere sui fiumi Tresa e Vedeggio; confronto tra l'intero set di dati annuale (a sinistra) e le 15 portate rilevate durante i campionamenti (dati UFAM).

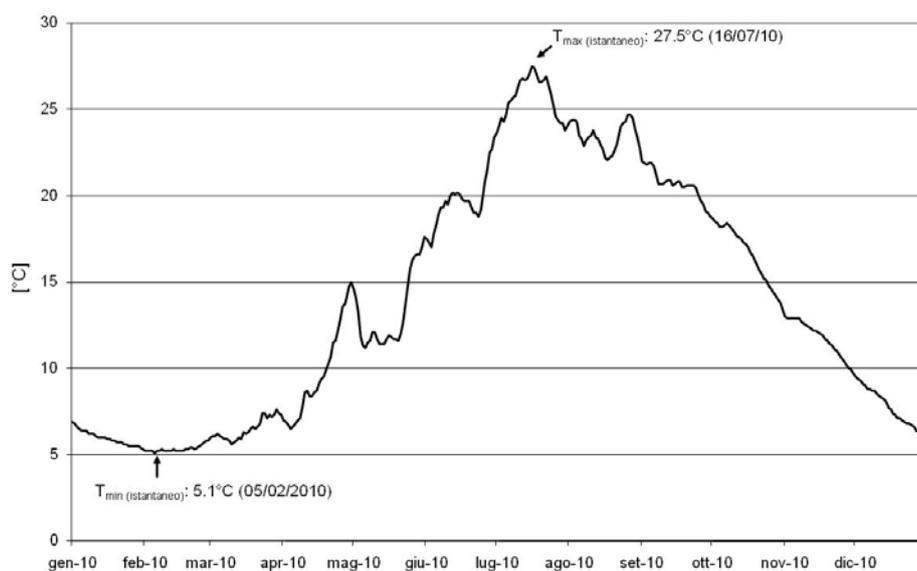


Fig. 4.1.2. Lago di Lugano, 2010: andamento della temperatura media giornaliera nel fiume Tresa a Ponte Tresa, località Rocchetta (dati UFAM).

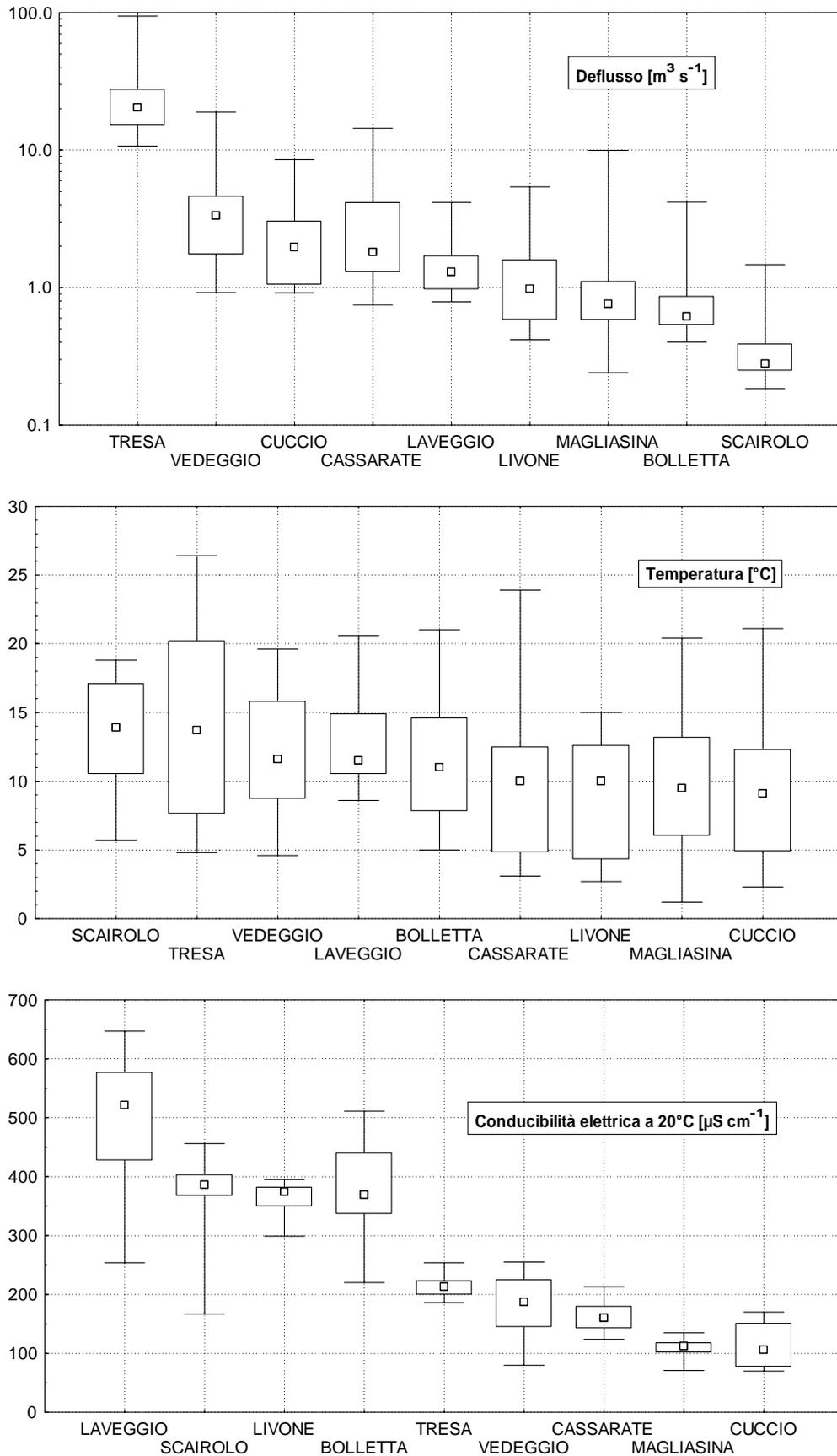


Fig. 4.1.3a. Lago di Lugano, 2010: valori statistici notevoli per i tributari campionati: mediana, 25%ile, 75%ile, valori minimo e massimo.

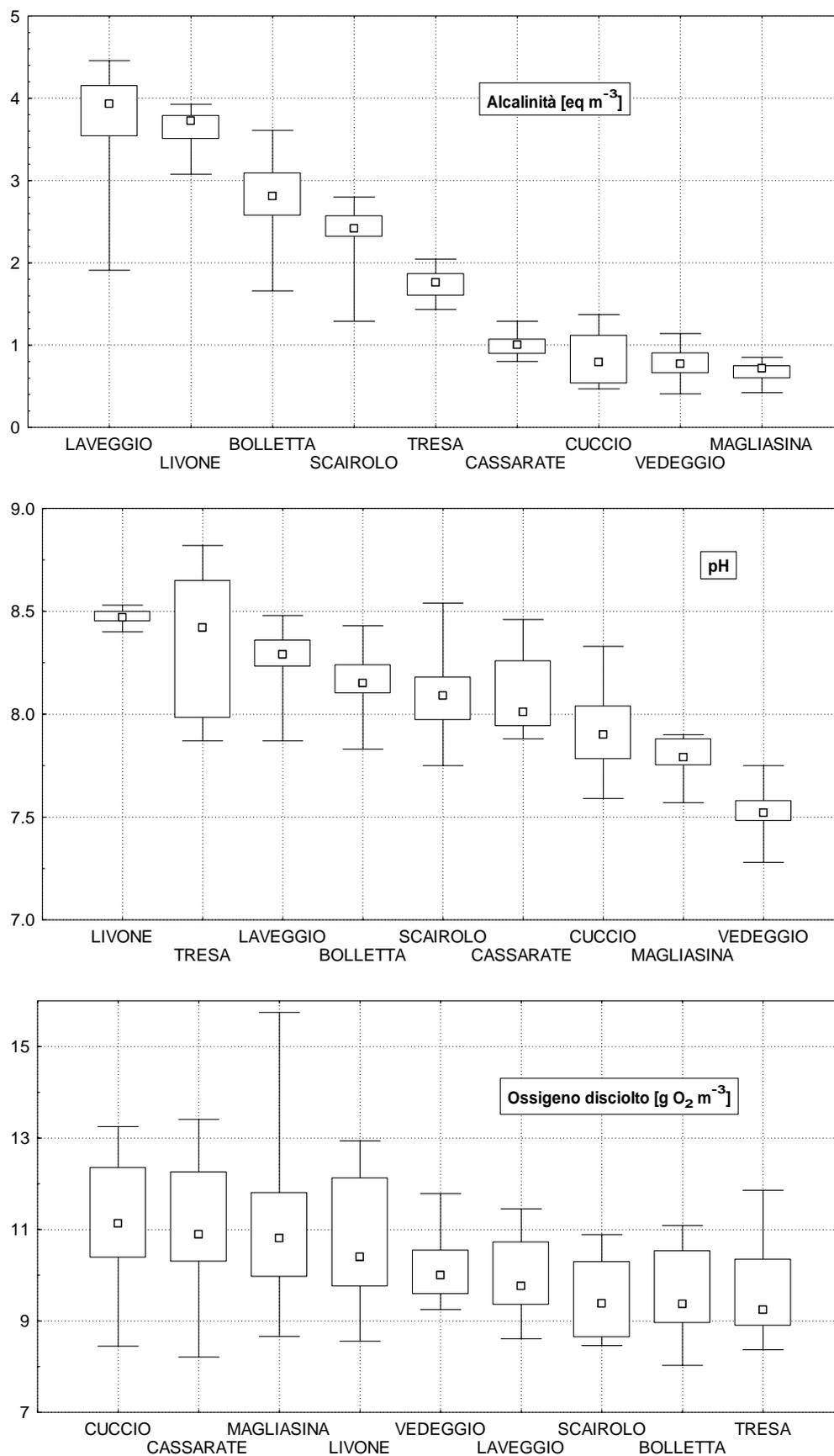


Fig. 4.1.3b. Lago di Lugano, 2010: valori statistici notevoli per i tributari campionati: mediana, 25%ile, 75%ile, valori minimo e massimo.

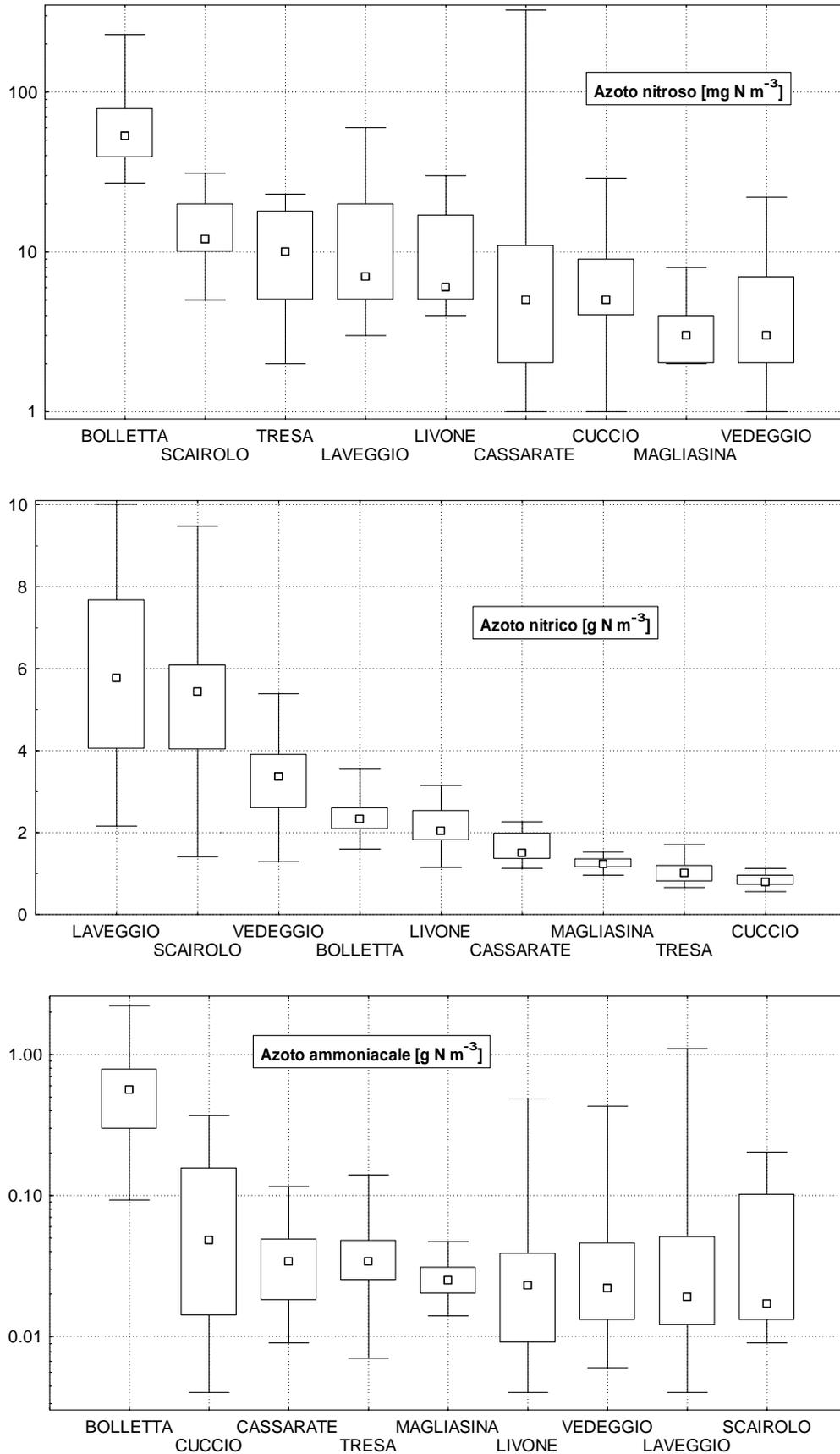


Fig. 4.1.3c. Lago di Lugano, 2010: valori statistici notevoli per i tributari campionati: mediana, 25%ile, 75%ile, valori minimo e massimo.

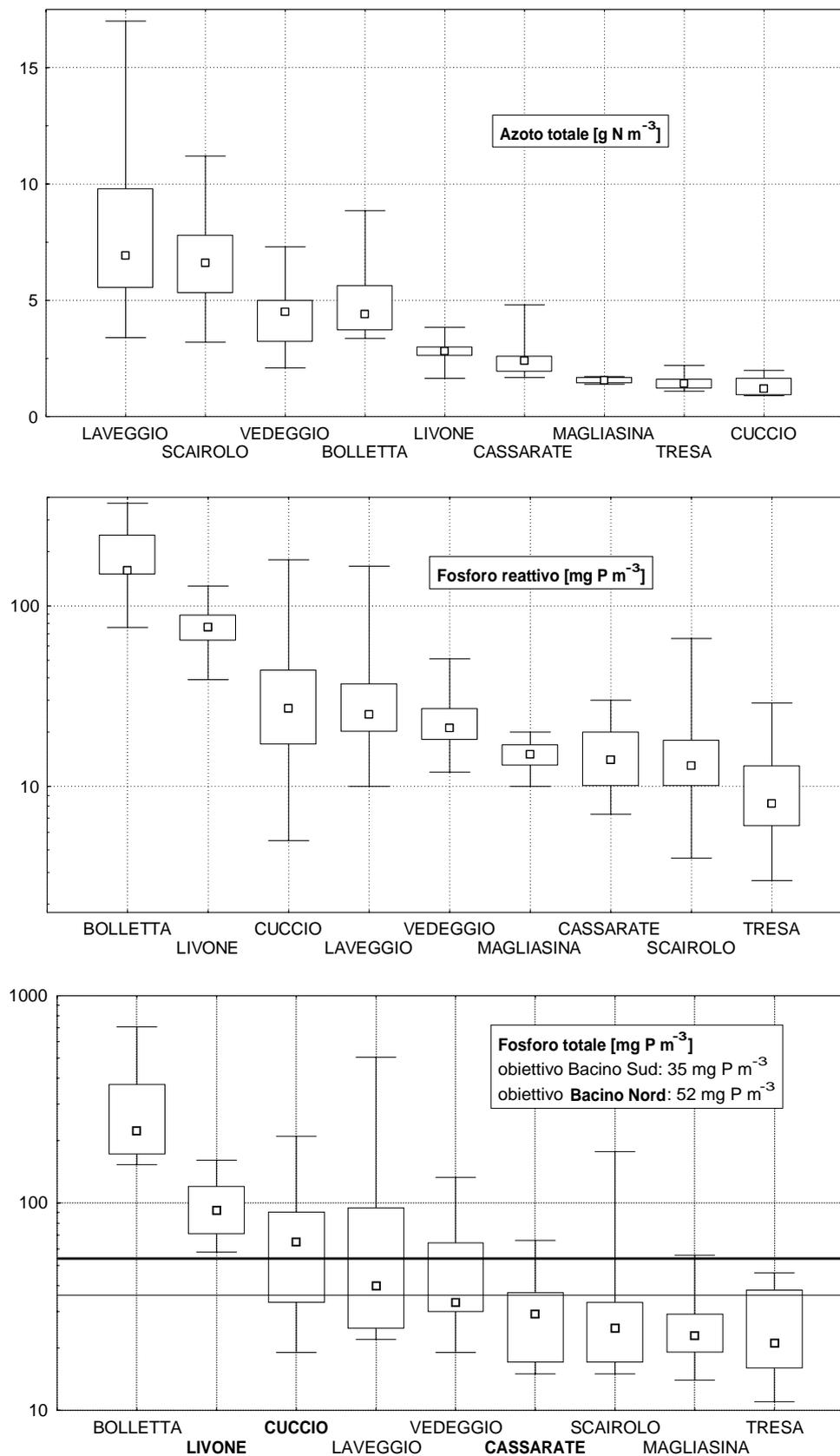


Fig. 4.1.3d. Lago di Lugano, 2010: valori statistici notevoli per i tributari campionati: mediana, 25°ile, 75°ile, valori minimo e massimo. Nel grafico relativo al fosforo totale i tributari del bacino nord sono indicati in grassetto.

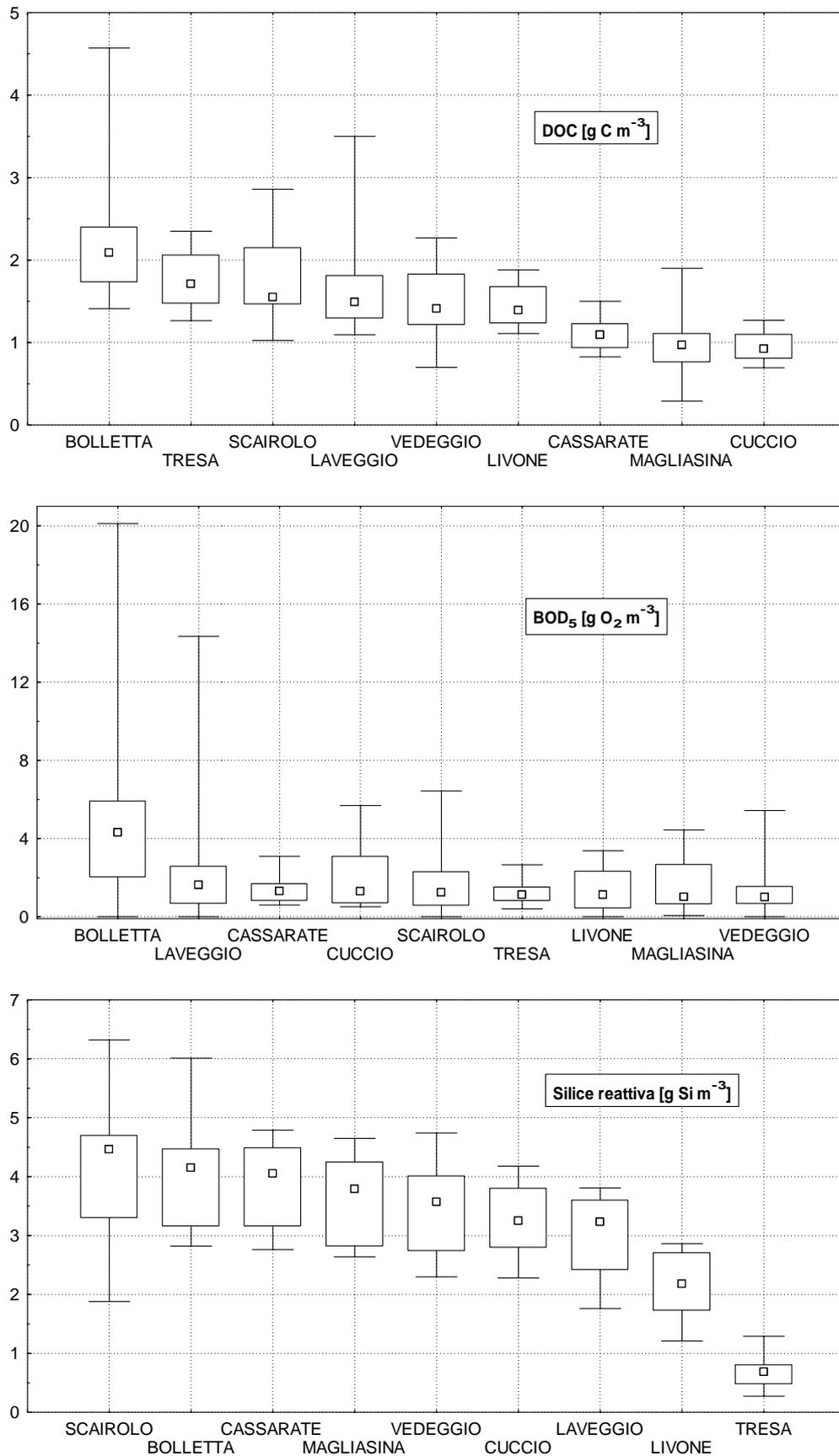


Fig. 4.1.3e. Lago di Lugano, 2010: valori statistici notevoli per i tributari campionati: mediana, 25°ile, 75°ile, valori minimo e massimo.

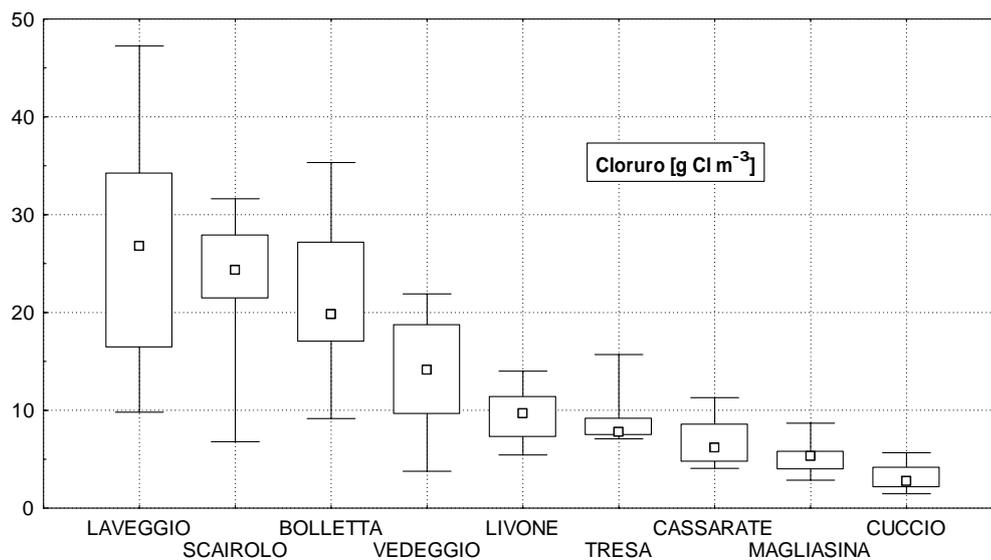


Fig. 4.1.3f. Lago di Lugano, 2010: valori statistici notevoli per i tributari campionati: mediana, 25%ile, 75%ile, valori minimo e massimo.

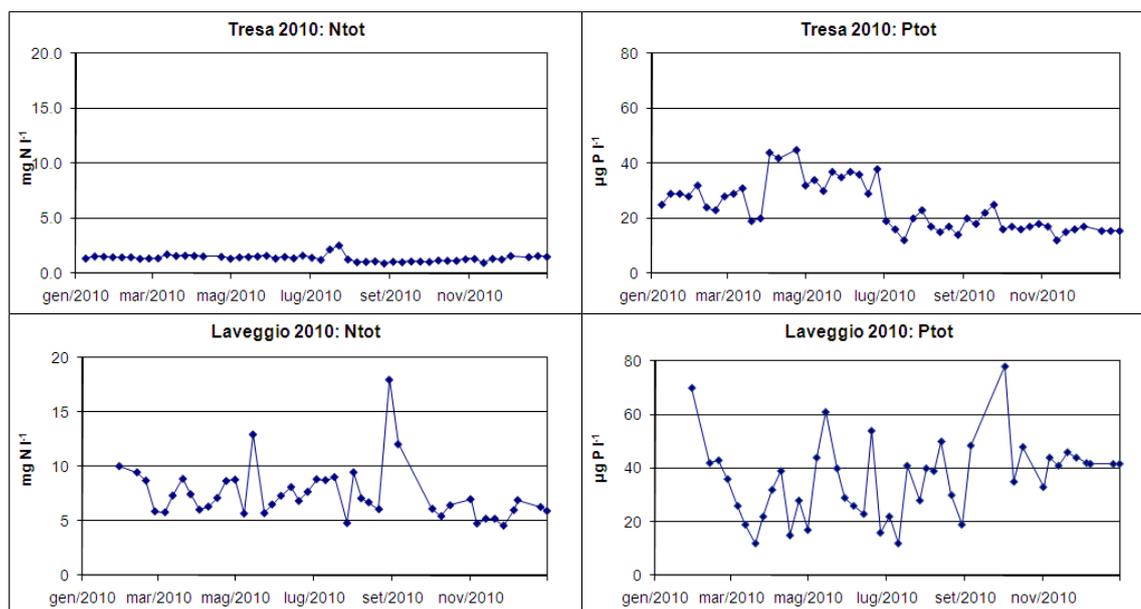


Fig. 4.1.4.: Lago di Lugano, 2010: andamento settimanale delle concentrazioni di azoto e fosforo totali nei fiumi Tresa e Laveggio. (campionamento in continuo).

4.2. Carichi chimici

Per gli affluenti principali, nonché per gli emissari del bacino nord (diga di Melide) e sud (fiume Tresa), gli apporti annuali dei singoli parametri (Tab. 4.2.1., Figg. 4.2.1. e 4.2.2) sono stati stimati utilizzando i valori istantanei di concentrazione e di deflusso giornaliero (**media ponderata**). Un'eccezione è costituita dal Laveggio, dove, durante il prelievo istantaneo di novembre caratterizzato da precipitazioni molto intense, sono stati misurati 505 mg P m^{-3} di fosforo totale ed una portata giornaliera di $4.16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Tale concentrazione istantanea è stata utilizzata senza alcuna modifica per tutte le valutazioni di tipo qualitativo (vedi Fig. 4.1.3d.), mentre per evitare importanti sovrastime nella stima del carico annuale del Laveggio il dato istantaneo di novembre è stato sostituito dal valore prodotto nella stessa settimana dal campionatore automatico: 46 mg P m^{-3} a fronte di una portata media settimanale di $4.01 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Fig. 4.1.4).

Tra gli immissari si evidenzia che Vedeggio e Bolletta hanno convogliato a lago i carichi più elevati per la maggior parte dei parametri. Il Bolletta ha apportato i carichi più elevati di fosforo ortofosfato (5.3 t P a^{-1}) e totale (10.8 t P a^{-1}), azoto nitroso (2.2 t N a^{-1}), azoto ammoniacale (21.9 t N a^{-1}) e richiesta biochimica d'ossigeno (BOD_5 ; $249 \text{ t O}_2 \text{ a}^{-1}$); il Vedeggio i maggiori carichi di azoto totale (461 t N a^{-1}), azoto nitrico (343 t N a^{-1}), silicati reattivi (410 t Si a^{-1}), ossigeno disciolto ($1'402 \text{ t O}_2 \text{ a}^{-1}$) e carbonio organico disciolto (DOC; 234 t C a^{-1}). Tramite il Laveggio è invece giunto al Lago il maggiore quantitativo di carbonio inorganico ($2'225 \text{ t a}^{-1}$).

L'apporto areale dai singoli bacini drenanti consente una valutazione sull'effettivo stato qualitativo dei singoli corsi d'acqua (Tab. 4.2.2 e Figg. 4.2.3 e 4.2.4). Rispetto alla tabella 4.2.1. sul Vedeggio non si registra più alcun massimo. Il Bolletta presenta invece i maggiori carichi areali di fosforo ortofosfato e totale (rispettivamente 272 e $556 \text{ mg P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), azoto nitroso e ammoniacale (rispettivamente $115 \text{ mg N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ e $1.12 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), carbonio organico disciolto DOC ($4.8 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), silice ($6.6 \text{ g Si m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e BOD_5 ($12.8 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Nel bacino del Laveggio si registrano invece i maggiori carichi areali di azoto nitrico e totale (rispettivamente 8.9 e $12.8 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e di ossigeno ($18.5 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

Per il fosforo totale, i carichi areali ammissibili CIPAIS, stimati per il recupero del Lago di Lugano [4], sono stati superati di 13 volte sul Bolletta e di quasi 3 volte sullo Scairolo. Dei corsi d'acqua monitorati, solo il Cassarate presenta carichi areali inferiori ai limiti auspicati per il risanamento trofico del Lago. I carichi in eccesso possono essere ricondotti agli apporti residui in uscita dagli impianti di depurazione (vedi tab. 4.2.3), agli sversamenti degli scaricatori di piena e agli abitanti non allacciati agli impianti di depurazione. L'anno 2010 ha presentato precipitazioni superiori alla media ed è quindi probabile che gli scaricatori di piena siano entrati in funzione di frequente. Bisogna inoltre considerare che in caso di pioggia l'apporto di acque chiare agli impianti di depurazione ne riduce l'efficienza depurativa.

Confrontando l'apporto complessivo annuo di nutrienti algali con i carichi generati dai quattro maggiori IDA in territorio svizzero sui rispettivi ricettori (dati forniti dai gestori degli impianti; tab. 4.2.3) emerge che per il fosforo totale il contributo dagli IDA oscilla tra l'8% ed il 34%.

Trattandosi di IDA moderni e performanti percentuali di quest'ordine di grandezza indicano che gli apporti da altre fonti (diffusa, erosiva, scaricatori di piena) sono limitati oppure che il ricettore ha una portata limitata in rapporto al carico dell'IDA. Per quanto attiene l'azoto totale i contributi degli IDA sono più consistenti, fino al 57 %. Si tratta di percentuali elevate, dovute al fatto che i quattro impianti non denitrificano, o solo parzialmente, le proprie acque. Un simile trattamento non è infatti richiesto dalla legislazione elvetica per il sud delle Alpi [5].

I carichi di fosforo totale ed azoto totale calcolati in base alle concentrazioni dei campioni settimanali cumulati, raccolti con i **campionatori automatici** (vedi paragrafo 4.1.) fungono da riferimento e da confronto del dato fornito dal campionamento istantaneo.

Rispetto agli anni precedenti, i carichi sono stati stimati anche mediante **regressioni non lineari** eseguite su dati di concentrazione e portata istantanei e applicate ai valori giornalieri di portata. L'utilizzo di regressioni non lineari dovrebbe garantire infatti una maggiore accuratezza nella stima dei carichi rispetto all'utilizzo della media ponderata [6].

A decorrere dal presente rapporto viene introdotto il confronto tra i carichi di nutrienti stimati a partire dalla media ponderata sulle concentrazioni (istantanee e settimanali cumulate) e i carichi stimati mediante regressioni non lineari. Fino al termine del programma quinquennale 2008-2012, al fine di mantenere una coerenza nell'analisi dei dati, la discussione sui carichi verrà tuttavia ancora svolta sulla base dei carichi stimati mediante media ponderata.

In tab. 4.2.4 è presentato il confronto tra i valori dei carichi calcolati sulla base dei dati relativi ai tre metodi di stima dei carichi: media ponderata (MP), regressione non lineare (R) e campionatore automatico (CA; solo su Tresa e Laveggio). Per quanto riguarda i carichi di azoto totale e fosforo totale, i risultati delle stime eseguite con i diversi metodi per l'anno 2010 presentano differenze dell'ordine di +/- 30%.

Per il fiume Tresa, i carichi di azoto totale e fosforo totale stimati sia con la media ponderata che con le funzioni di regressione sono molto vicini ai carichi stimati a partire dai campioni raccolti dai campionatori automatici: l'utilizzo delle funzioni di regressione sovrastima il carico transitato del 16% per il fosforo totale e del 6% per l'azoto totale, la media ponderata rispettivamente del 14% e dell'11%. Trattandosi di un emissario, le concentrazioni di nutrienti all'incile del fiume Tresa non subiscono cambiamenti radicali e repentini, di conseguenza la stima dei carichi a partire da pochi dati istantanei risulta in genere piuttosto accurata.

Nonostante il Laveggio abbia carattere torrentizio, entrambi i metodi sottostimano solo leggermente i carichi di azoto totale trasportati (media ponderata - 6%; regressione -13%). Per quanto riguarda il fosforo i due metodi

di stima forniscono invece prestazioni peggiori, sovrastimando più ampiamente i carichi (media ponderata +30%; regressione +22%).

Nel caso della stima del fosforo per il Laveggio, il metodo della media ponderata fornisce una prestazione peggiore rispetto alle regressioni non lineari, nonostante il valore di concentrazione rilevato a novembre pari a 505 mgP m^{-3} sia stato sostituito dal valore medio rilevato nel campione cumulato raccolto dal campionatore automatico nella stessa settimana. Senza tale correzione il metodo della media ponderata avrebbe stimato a 7.8 tP/anno il carico trasportato dal Laveggio nel 2010, accentuando ulteriormente la sovrastima (+ 240% rispetto al carico da campionatore automatico). In confronto al metodo della media ponderata, le regressioni danno meno peso ai cosiddetti “outliers” e sono perciò meno influenzate da valori anomali.

Tab. 4.2.1. Lago di Lugano, 2010: carichi per corso d'acqua [$t a^{-1}$]

	C _{in}	PO ₄ -P	PT	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NT	SiO ₂ -Si	O ₂	BOD ₅	DOC
Cassarate	1'179	1.8	4.3	1.8	141	5	256	398	1'190	186	134
Cuccio	586	2.1	4.7	0.5	56	6	87	230	816	132	76
Livone ¹	1'847	3.0	4.1	0.5	78	4	108	91	479	50	70
Diga Melide	10'475	4.3	8.2	1.8	110	5	261	187	4'312	-	-
Bolletta	982	5.3	10.8	2.2	79	22	174	128	352	249	94
Laveggio	2'225	1.6	3.0	1.1	258	14	371	149	535	202	106
Magliasina	298	0.7	2.0	0.1	51	1	70	147	520	50	70
Scairolo	360	0.5	1.1	0.2	52	1	75	49	133	36	30
Vedeggio	1'017	3.8	8.9	1.0	343	14	461	410	1'402	228	234
Tresa	19'414	9.8	26.7	13.4	1'070	57	1'472	538	8'975	1'358	1'724

¹ valore di deflusso estrapolato dal Cassarate

Tab. 4.2.2. Lago di Lugano, 2010: carichi areali per corso d'acqua [$g m^{-2} a^{-1}$; (*) $mg m^{-2} a^{-1}$].

	C _{in}	PO ₄ -P	PT	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NT	SiO ₂ -Si	O ₂	BOD ₅	DOC
		(*)	(*)	(*)							
Cassarate	16.0	24	58	24	1.9	0.07	3.5	5.4	16.1	2.5	1.8
Cuccio	10.9	40	87	9	1.0	0.11	1.6	4.3	15.2	2.5	1.4
Livone ¹	60.4	97	134	16	2.5	0.12	3.5	3.0	15.6	1.6	2.3
Diga Melide	35.2	14	28	6	0.4	0.02	0.9	0.6	14.5	-	-
Bolletta	50.4	272	556	115	4.0	1.12	8.9	6.6	18.1	12.8	4.8
Laveggio	77.0	55	105	37	8.9	0.48	12.8	5.2	18.5	7.0	3.7
Magliasina	8.7	21	58	4	1.5	0.03	2.0	4.3	15.2	1.5	2.1
Scairolo	37.1	48	116	20	5.4	0.14	7.7	5.0	13.7	3.7	3.1
Vedeggio	10.9	41	96	11	3.7	0.16	5.0	4.4	15.1	2.4	2.5
Tresa	31.6	16	44	22	1.7	0.09	2.4	0.9	14.6	2.2	2.8

¹ valore di deflusso estrapolato dal Cassarate

Tab. 4.2.3. Lago di Lugano, 2010: 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.

Impianto di depurazione acque	Fiume ricettore	PT	NT
Lugano (Bioggio)	Vedeggio	2.77 (31 %)	263 (57 %)
Medio Cassarate (Cadro)	Cassarate	0.36 (8 %)	22 ¹ (9 %)
Mendrisio (Rancate)	Laveggio	1.03 (34 %)	178 ¹ (48 %)
Pian Scairolo (Barbengo)	Scairolo	0.18 (16 %)	38 (51 %)

¹ stimato come somma NH₄⁺ + NO₃⁻

Tab. 4.2.4. Lago di Lugano, 2010: carichi di azoto totale [t N a⁻¹] e fosforo totale [t P a⁻¹] nei bacini nord (BN) e sud (BS), stimati con 3 diversi metodi: MP = Media Ponderata, R = regressione non lineare, CA = Campionatore Automatico. Tra parentesi è indicato lo scostamento percentuale rispetto alla stima a partire dai dati di concentrazione rilevati nei campioni cumulati prelevati mediante campionatore automatico.

	CARICO AZOTO			CARICO FOSFORO		
	MP	R	CA	MP	R	CA
Cassarate	255.8	261.1	-	4.3	4.2	-
Cuccio	87.4	86.4	-	4.7	5.1	-
Livone	108.4	111.3	-	4.1	4.6	-
Vedeggio	461.3	532.4	-	8.9	10.4	-
Magliasina	69.6	77.3	-	2.0	1.9	-
Laveggio	371.0 (-6%)	343.9 (-13%)	395.2	3.0 (+30%)	2.8 (+22%)	2.3
Bolletta	173.7	175.8	-	10.8	9.6	-
Scairolo	75.0	78.1	-	1.1	1.1	-
Tresa	1472.2 (+11%)	1401.7 (+6%)	1325.7	26.7 (+14%)	27.3 (+16%)	23.5

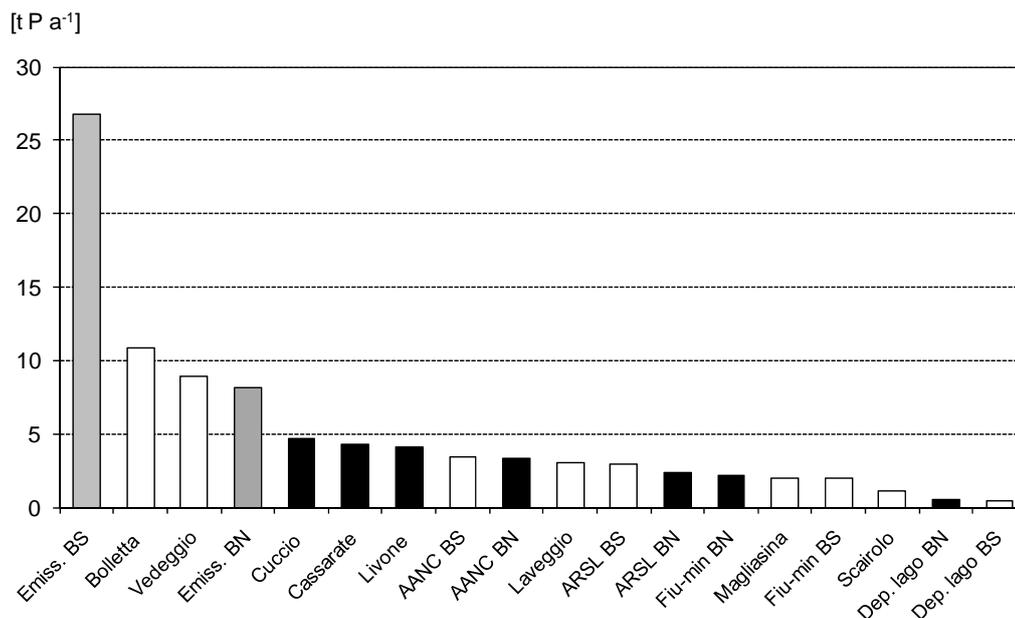


Fig. 4.2.1. Lago di Lugano, 2010: apporti al lago di fosforo totale. Gli istogrammi in nero si riferiscono alle fonti di carico del bacino nord, quelli in bianco al bacino sud, mentre in grigio sono indicati gli emissari. (AANC: apporto areale non campionato; ARSL: abitanti rivieraschi e scaricatori a lago; Fiu-min: fiumi minori; Dep. lago: deposizioni sul lago).

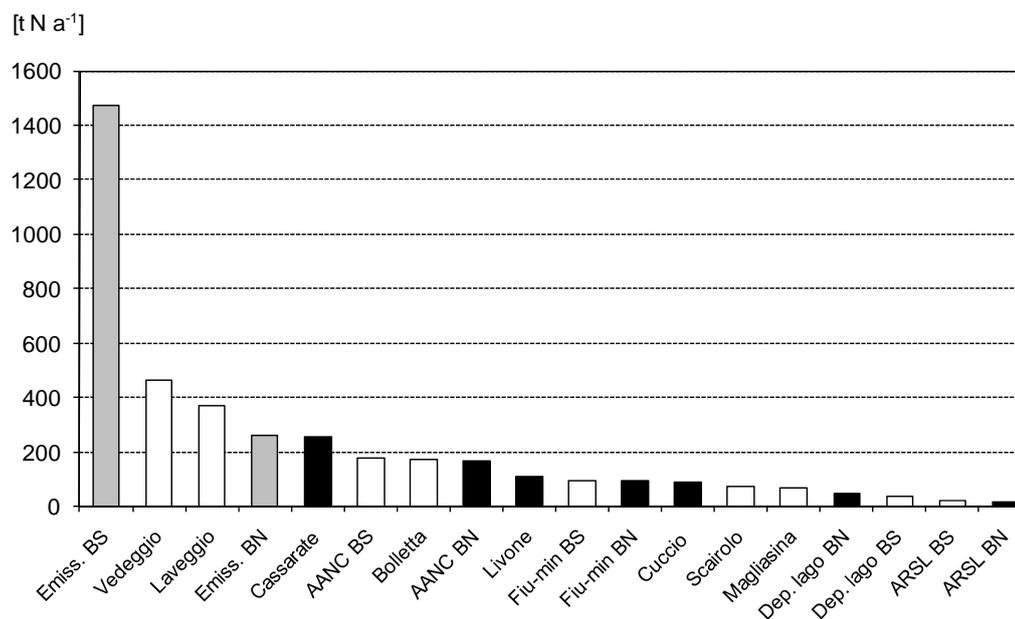


Fig. 4.2.2. Lago di Lugano, 2010: apporti al lago d'azoto totale. Gli istogrammi in nero si riferiscono alle fonti di carico del bacino nord, quelli in bianco al bacino sud, mentre in grigio sono indicati gli emissari. (AANC: apporto areale non campionato; ARSL: abitanti rivieraschi e scaricatori a lago; Fiu-min: fiumi minori; Dep. lago: deposizioni sul lago).

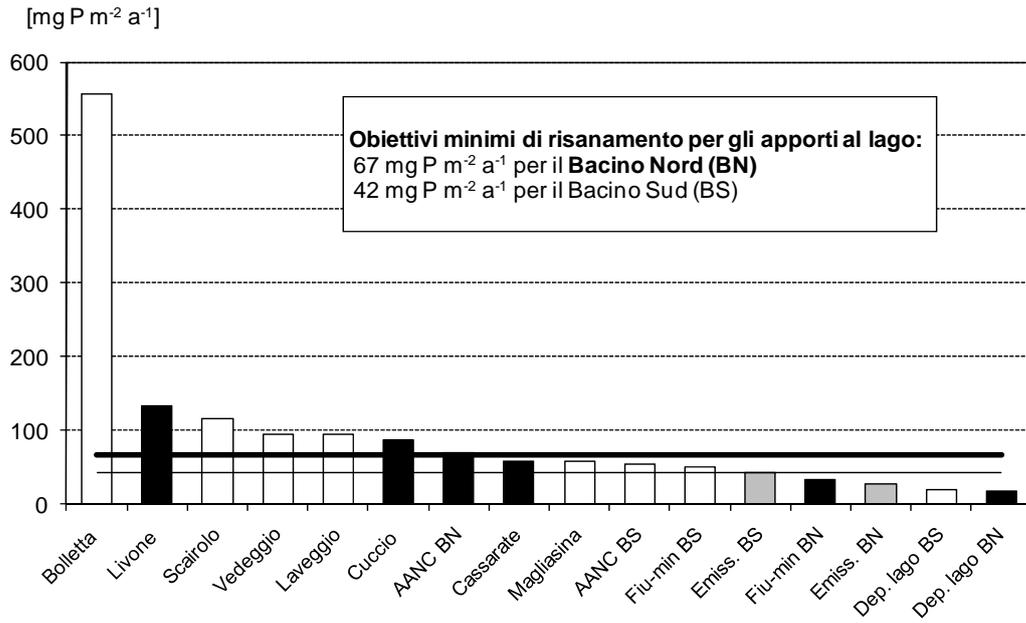


Fig. 4.2.3. Lago di Lugano, 2010: carichi areali di fosforo totale.
 (AANC: apporto areale non campionato; Fiu-min: fiumi minori; Dep.lago: deposizioni sul lago).

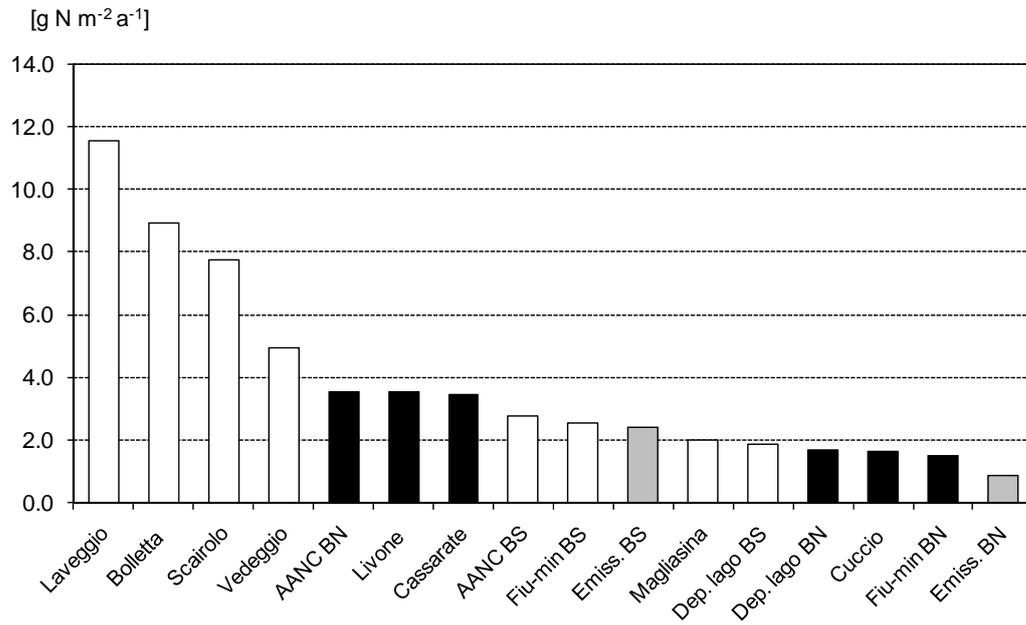


Fig. 4.2.4. Lago di Lugano, 2010: carichi areali d'azoto totale.
 (AANC: apporto areale non campionato; Fiu-min: fiumi minori, Dep.lago: deposizioni sul lago).

4.3. Bilancio complessivo di fosforo e azoto

I principali nutrienti algali (azoto e fosforo) sono stati oggetto di un bilancio di massa dettagliato. Oltre alle fonti di carico riportate nel paragrafo 4.2. sono stati considerati gli apporti dovuti alle deposizioni atmosferiche e quelli originati dall'area non campionata, dagli apporti rivieraschi e dagli scaricatori di piena a lago (ARSL) (Tab. 4.3; Figg. 4.2.1 e 4.2.2).

Rispetto agli anni precedenti l'apporto derivante dagli ARSL è stato ridefinito in base a dati di allacciamento alla rete fognaria recenti [6].

Il carico ARSL è stato definito sommando il carico teorico derivante dagli abitanti equivalenti non allacciati alla rete fognaria (L_{na}) presenti nella fascia rivierasca al carico teorico sversato dagli scaricatori di piena (L_{sdp}) nella fascia rivierasca.

$$ARSL = L_{na} + L_{sdp}$$

Il carico di nutrienti derivante dalla popolazione non allacciata alla rete fognaria (L_{na}) è stato calcolato sottraendo al numero di abitanti equivalenti (AE) della fascia rivierasca (AE_{tot}) il numero di AE allacciati alla rete fognaria (AE_a) e moltiplicando tale valore per la produzione annua procapite teorica di nutrienti (P_{pc}). Si è considerato che solo l'80% del carico teorico prodotto alla fonte arriva ai corpi idrici riceventi, mentre il 20% viene abbattuto durante il passaggio attraverso il suolo [7].

$$L_{na} = 0.8 \times (AE_{tot} - AE_a) \times P_{pc}$$

Il carico di nutrienti proveniente dagli scaricatori di piena nella fascia rivierasca è stato stimato supponendo che circa il 10% del carico di nutrienti prodotto dagli AE allacciati alla rete fognaria di tipo misto (AE_a) nella fascia rivierasca venga sversato dagli scaricatori di piena.

$$L_{sdp} = 0.1 \times AE_a \times P_{pc}$$

Si stima che annualmente, in media, circa 4.3 t di fosforo totale e 32.5 t di azoto totale vengano riversate dagli scaricatori di piena delle fasce rivierasche. Gli abitanti non allacciati alla rete fognaria nella fascia rivierasca apporterebbero invece al lago di Lugano circa 1 t di fosforo totale e 7.4 t di azoto totale all'anno.

La nuova stima del carico ARSL è stata utilizzata anche per ricalcolare retroattivamente i carichi complessivi di fosforo totale e azoto totale del quinquennio 2003-2007.

Nel 2010 l'apporto complessivo di fosforo totale equivale a 21.4 t P a⁻¹ per il bacino nord ed a 42.7 t P a⁻¹ per il bacino sud. Rispetto al quinquennio 2003-2007, il 2010 ha visto un maggiore apporto di fosforo totale (+30 % in entrambi i bacini).

Il Cuccio è il tributario che ha veicolato il maggior carico di fosforo al bacino nord, mentre al bacino sud gli apporti maggiori sono giunti a lago dal Bolletta e dal Vedeggio. Il carico esportato nel 2010 dall'emissario Tresa è risultato essere

pari a 26.7 t P a⁻¹, mentre i carichi esportati dal bacino nord verso il bacino sud sono stimati essere pari a 8.2 t P a⁻¹.

Gli apporti d'azoto sono stati superiori alla media quinquennale (2003-2007), con 779 t N a⁻¹ (+27%) nel bacino nord, e 1'744 t N a⁻¹ (+36%) nel bacino sud. I carichi più rilevanti sono provenuti dal Cassarate (256 t N a⁻¹) per il bacino nord e dal Vedeggio (461 t N a⁻¹) per il bacino sud.

Le aree campionate del bacino nord rappresentano il 37% dell'intero bacino imbrifero: da esse è stato veicolato circa il 70% degli apporti di entrambi i nutrienti. Della quota rimanente, un contributo rilevante è fornito, per il fosforo, anche dalle aree non campionate (15%) e dagli apporti rivieraschi e dagli scaricatori a lago della rete fognaria (ARSL) che veicolano al bacino nord l'11% del carico di fosforo.

Nel bacino sud viene controllato direttamente l'86% dell'area del bacino imbrifero, dal quale viene convogliato al lago circa l'85% del carico di fosforo e di azoto. Le quote rimanenti provengono prevalentemente dalle aree non campionate (10% di azoto, 8% di fosforo) e, per il fosforo, anche dagli ARSL (7%).

Tab. 4.3. Lago di Lugano, 2010: bilancio dei carichi dell'azoto totale [t N a⁻¹] e del fosforo totale [t P a⁻¹] nei bacini nord (BN) e sud (BS).

	CARICO AZOTO		CARICO FOSFORO	
	BN	BS	BN	BS
Cassarate	255.8	-	4.3	-
Cuccio	87.4	-	4.7	-
Livone ¹	108.4	-	4.1	-
Vedeggio	-	461.3	-	8.9
Magliasina	-	69.6	-	2.0
Laveggio	-	371.0	-	3.0
Bolletta	-	173.7	-	10.8
Scairolo	-	75.0	-	1.1
Apporto da BN	-	261.4	-	8.2
Fiumi minori	95.1	96.1	2.2	1.9
Aree campionate	546.7	1'508.1	15.2	36.0
Area non campionata ²	167.6	178.1	3.3	3.4
Totale areale emerso	714.4	1'686.2	18.5	39.4
ARSL ³	17.8	22.1	2.4	2.9
Deposizioni sul lago	46.6	37.6	0.5	0.4
Totale bacino imbrifero	778.8	1'745.9	21.4	42.7
Carichi in uscita	261.4	1'472.2	8.2	26.7
Variazione contenuto ⁴	+ 220.2	+ 35.7	- 3.5	- 3.2

¹ valore di deflusso estrapolato dai fiumi Cassarate e Cuccio

² carico estrapolato dai fiumi minori

³ apporti rivieraschi e contributo scaricatori di piena a lago

⁴ rispetto all'anno precedente

5. CARATTERISTICHE FISICHE, CHIMICO-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. La scelta di monitorare tre stazioni è stata effettuata in considerazione delle marcate diversità geomorfologiche ed idrochimiche esistenti nel lago e sul suo bacino imbrifero.

5.1. Trasparenza

A Gandria la trasparenza delle acque (Fig. 5.1.) ad inizio febbraio è risultata massima (15.5 m). I valori sono poi rapidamente diminuiti in concomitanza con l'inizio del periodo vegetativo, raggiungendo un minimo di 4.4 m in aprile. Ai primi di maggio è stata osservata una pronunciata fase di chiarificazione delle acque, indotta dall'attività dello zooplancton erbivoro, che ha temporaneamente innalzato la trasparenza a 10.1 m. Dopo un costante calo, culminato con il minimo annuale a fine luglio (2.7 m), i valori sono gradualmente aumentati per toccare ad inizio dicembre 12.8 m.

Per quanto riguarda il bacino sud, l'andamento della trasparenza è stato simile nelle due stazioni, con trasparenze mediamente maggiori di circa 1 m a Melide. In questa stazione sono stati rilevati un massimo annuale di 12.3 m (dicembre) ed un minimo di 2.6 m (fine luglio). Durante la fase di chiarificazione delle acque (aprile/maggio) la trasparenza è aumentata di 2-3 m, incremento nettamente inferiore a quello osservato a Gandria.

Il valore medio annuo del 2010, calcolato su 24 osservazioni, è stato di 8.3 m a Gandria, 7.0 m a Melide, e 6.0 m a Figino, per cui si riconferma il gradiente trofico, in aumento nel senso di deflusso del lago. Tale gradiente si manifesta anche a livello di escursione annua della trasparenza, che ha raggiunto 12.8 m a Gandria, 9.7 m a Melide e 7.8 m a Figino.

5.2. Torbidità

Nella figura 5.2. è riportata graficamente la distribuzione spazio-temporale dei valori della torbidità espressi in FTU (Formazine Turbidity Units), rilevata ogni 50 cm con la sonda multiparametrica.

Nello strato epilimnico l'andamento della torbidità nei tre siti è simile, e si distinguono le punte legate allo sviluppo stagionale del fitoplancton. In particolare in estate sono soprattutto le cloroficee a determinare forti torbidità (cfr. Fig. 6.2.1.). Per tutto il mese di luglio le acque superficiali sono apparse torbide e di colore turchese in seguito alla precipitazione biogenica della calcite indotta dalle fioriture algali. Il fenomeno si è protratto per un periodo insolitamente lungo in quanto i cristalli di calcite erano di dimensioni molto ridotte, rimanendo quindi in sospensione più a lungo.

Gradienti significativi di torbidità sono stati rilevati nel bacino sud negli strati sovrastanti il sedimento (fino a circa 10 m dal fondo), dove i valori sono in

aumento nel corso del secondo semestre, parallelamente allo sviluppo dell'anossia (cfr. Fig. 5.5.) e all'intensificarsi di fenomeni ossidoriduttivi all'altezza dell'ossiclino.

5.3. Temperatura dell'acqua

Nella figura 5.3. sono rappresentate le isoterme ottenute in base alle misurazioni quindicinali effettuate ogni 50 cm con la sonda multiparametrica.

In seguito ad un inverno 2009-2010 freddo e con scarsa attività eolica (cfr. paragrafi 2.2. e 2.4.) il rimescolamento delle acque è stato importante, toccando i 120 m di profondità nel bacino nord (100 m nel 2009) e risultando completo in quello sud, al pari del 2009.

Nel bacino nord il progressivo sprofondamento dell'isoterma di 5.7 °C dai 160 m di gennaio ai 200 m di dicembre conferma il costante riscaldamento degli strati profondi.

I minimi dell'anno in superficie sono stati misurati in febbraio (5.60 °C a Gandria, 5.52 °C a Melide e 5.59 °C a Figino), risultando fino a 0.28 °C inferiori rispetto al 2009. La fase di rapido riscaldamento dell'epilimnio dovuta al crescente irraggiamento solare è iniziata in aprile ed è proseguita fino a metà luglio, quando in superficie sono stati raggiunti i valori massimi dell'anno: 26.00 °C a Gandria, 26.89 °C a Melide e 27.80 °C a Figino. La successiva fase di raffreddamento si è svolta in modo regolare fino a dicembre, con gradienti di temperatura più marcati rispetto al periodo di riscaldamento.

5.4. Bilancio termico

Il modello di bilancio termico considera unicamente gli scambi di calore tra l'atmosfera e la superficie lacustre senza tenere conto degli scambi termici dovuti alle diverse componenti del bilancio idrico (tributari, emissario, piogge). La quantità di calore totale Q_t scambiata da ogni bacino con l'atmosfera è la somma di diverse componenti, secondo l'equazione [8]:

$$Q_t = Q_s - Q_r - Q_b - Q_h - Q_e$$

dove:

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)

R = rapporto di Bowen (necessario per stima Q_h)

Q_t = calore scambiato ogni mese dal bacino.

Nel calcolo del calore di evaporazione Q_e è stato seguito il metodo descritto da Livingstone e Imboden [9].

Le tabelle 5.4.1., 5.4.2. e 5.4.3. riportano i valori medi mensili delle componenti del bilancio termico (misurati in $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$) rispettivamente per il bacino nord

(Gandria) ed i sottobacini di Melide e Figino. Il valore Q_t dell'ultima colonna delle tabelle è il flusso termico del lago, calcolato a partire dalle variazioni di temperatura rilevate nel lago, e non come risultante dell'equazione riportata sopra.

Le figure 5.4.a rappresentano graficamente l'andamento delle principali componenti per i tre bacini, Q_n , Q_h e Q_e . Quando il valore Q_h è negativo il lago acquista calore per conduzione, cioè l'aria ha mediamente una temperatura maggiore dell'acqua. In primavera-inizio estate (marzo-luglio) nel lago si osserva un limitato apporto di calore per conduzione, mentre per la parte rimanente dell'anno si registra una perdita dall'acqua all'aria. Q_e è sempre positivo con flussi maggiori in estate, compresi tra 5 e 10 MJ m⁻² d⁻¹.

Quando Q_n è maggiore di (Q_e+Q_h) si ha un accumulo di calore nel lago, mentre dove è minore si ha una perdita: l'acqua si è riscaldata da marzo ad agosto, mentre durante gli altri mesi si è raffreddata.

Nel bacino nord lo scambio di energia con l'atmosfera ha comportato nel corso del 2010 un guadagno di 1'538.4 MJ m⁻² ed una perdita di -1'180.4 MJ m⁻² che corrisponde ad un saldo annuale di 357.9 MJ m⁻². Per il sottobacino di Melide il guadagno risulta di 1'508.3 MJ m⁻² e la perdita di -1'249.5 MJ m⁻², per un saldo positivo di 258.9 MJ m⁻². Nel sottobacino di Figino l'accumulo netto di calore è stato di circa 234.8 MJ m⁻² (guadagno: 1'502.8 MJ m⁻²; perdita: 1'268.0 MJ m⁻²).

Questi saldi positivi vanno interpretati come un guadagno netto di calore da parte della superficie lacustre verso l'atmosfera e non come una variazione del contenuto calorico della massa lacustre. Per allestire l'effettivo bilancio termico del lago è necessario considerare anche gli apporti di calore dei tributari e delle precipitazioni, le perdite dovute all'emissario ed all'evaporazione. Si può comunque ipotizzare che il saldo tra gli apporti di calore dal bacino imbrifero, compresi quelli veicolati da un bacino lacustre all'altro, e le perdite dall'emissario sia dello stesso ordine di grandezza, ma di segno opposto, delle perdite di calore verso l'atmosfera calcolate separatamente per i tre bacini. Infatti i profili di temperatura alla circolazione non differiscono tra loro in modo significativo.

Le figure 5.4.b rappresentano le isolinee dei flussi di calore all'interno dei tre (sotto-)bacini durante l'anno 2010, calcolate a partire dai profili quindicinali di temperatura. Le aree a fondo blu rappresentano una perdita di calore, mentre le aree a fondo rosso rappresentano un guadagno di calore.

Nel bacino nord il flusso di calore entrante negli strati superficiali è iniziato a marzo e si è protratto fino a settembre. Terminata la circolazione, anche gli strati profondi hanno manifestato una lieve tendenza all'accumulo di calore durante l'anno; da maggio ad agosto si sono registrati alcuni episodi di raffreddamento sulla colonna, da ricondursi ad eventi di piena o di intensa attività eolica.

Nel bacino sud si osserva una perdita di calore dell'intera colonna d'acqua che si conclude a fine febbraio. Il riscaldamento degli strati superficiali si protrae fino ad agosto-settembre, mentre l'ipolimnio prosegue il suo aumento di calore fino alla seconda metà di dicembre fino a quando si verifica la destratificazione della colonna d'acqua.

5.5. Ossigeno disciolto

La figura 5.5. riporta l'andamento della concentrazione d'ossigeno disciolto rilevato con la sonda multiparametrica, i cui valori vengono regolarmente confrontati con quelli di laboratorio (metodo di Winkler), ottenendo una discreta corrispondenza tra le due serie di dati ($\pm 5\%$), in particolare sopra i $2 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$.

Nel bacino nord il massimo assoluto dell'anno è stato misurato a fine maggio a 8.5 m di profondità (14.7 g m^{-3}). L'isolinea corrispondente al valore di $4.0 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$, sotto la quale le condizioni d'ossigenazione sono considerate critiche (area in grigio), è calata in inverno da 80 a 110 m. Questa isolinea è poi risalita nel corso dei mesi successivi fino a stabilizzarsi nuovamente alla profondità iniziale 80 m. La profondità minima della barriera anossica (concentrazioni di ossigeno inferiori a 1.0 g m^{-3}) di 130 m è stata raggiunta in marzo, al termine della circolazione invernale.

Il completo rimescolamento invernale delle acque del bacino sud ha fatto sì che a fine febbraio l'intera colonna d'acqua risultasse ben ossigenata, con valori omogenei di $7-8 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$. A partire da maggio si è sviluppata a partire dal fondo l'isolinea di $4.0 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$, che si è progressivamente innalzata, toccando i 60 m di profondità in autunno. Nel 2010 si è riscontrato a 20 m un minimo metalimnico molto ridotto rispetto agli anni precedenti e circoscritto alla seconda metà di ottobre. Durante il periodo vegetativo le acque superficiali si sono arricchite d'ossigeno, facendo segnare valori massimi a luglio: $19.1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ a 8 m a Melide e $19.7 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ a 6 m a Figino. Si tratta di valori estremamente elevati, ma in sintonia con i dati di torbidità (vedi paragrafo 5.2) riscontrati a luglio alle stesse profondità, che indicano una presenza massiccia di alghe planctoniche in forte sviluppo.

5.6. Valore pH ed alcalinità

In tutto il lago le maggiori variazioni del valore pH (Fig. 5.6.1.) e dell'alcalinità (Fig. 5.6.2.) sono state rilevate all'interno dello strato trofogeno, e sono legate all'andamento annuale dall'attività fotosintetica algale. Un gradiente verticale dei valori pH sulla colonna d'acqua si è instaurato già a partire da marzo, mentre l'alcalinità, essendo un parametro più conservativo, ha iniziato a ridursi significativamente solo in maggio.

Nel bacino nord, il pH superficiale più elevato dell'anno è stato riscontrato in luglio con un valore di 8.89, mentre nell'ipolimnio esso si è mantenuto tra 7.6 e 7.9. L'alcalinità ha raggiunto in agosto un minimo annuo di 1.42 eq m^{-3} in superficie. Sotto i 20 m di profondità l'alcalinità ha mostrato un debole gradiente con valori in crescita da 2.2 e 2.6 eq m^{-3} .

Per quanto concerne l'epilimnio del bacino sud i valori massimi di pH e minimi d'alcalinità sono stati misurati nella stazione di Figino, con rispettivamente 8.99 (in settembre) e 1.44 eq m^{-3} (in agosto). A partire da maggio, nell'ipolimnio del bacino sud si sono instaurati deboli gradienti verticali d'alcalinità e pH legati a fenomeni di mineralizzazione della materia organica nel sedimento.

5.7. Conducibilità elettrica specifica

L'andamento della conducibilità (Fig. 5.7.) presenta analogie con quello del pH e dell'alcalinità (Figg. 5.6.1. e 5.6.2). In febbraio sono stati osservati nei primi 100 m valori omogenei intorno a $230\text{-}240 \mu\text{S cm}^{-1}$, a riprova di una buona circolazione invernale delle acque.

Nell'epilimnio di Gandria, a partire da aprile, l'assimilazione dei nutrienti e del carbonio inorganico (bicarbonato) da parte del fitoplancton ha progressivamente ridotto i valori della conducibilità che, a 0.4 m di profondità, è passata da 230 ai $168 \mu\text{S cm}^{-1}$ di agosto. Dalla profondità di 20 m fino al fondo i valori sono risultati compresi tra 230 e $250 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Nell'epilimnio del bacino sud la conducibilità si è gradualmente ridotta dai $240 \mu\text{S cm}^{-1}$ di aprile fino a toccare in agosto in superficie un minimo di $176 \mu\text{S cm}^{-1}$. Da maggio i valori ipolimnici del bacino sud hanno mostrato un leggero aumento che ha portato, sul fondo, a valori massimi in ottobre di $318 \mu\text{S cm}^{-1}$ a Melide e di $282 \mu\text{S cm}^{-1}$ a Figino.

5.8. Composti del fosforo

L'andamento stagionale del fosforo nei tre siti campionati è caratterizzato da concentrazioni epilimniche massime in febbraio e da un progressivo calo nei mesi successivi in concomitanza con lo sviluppo dei popolamenti fitoplanctonici.

Nel bacino nord il rimescolamento invernale ha portato in febbraio a concentrazioni omogenee di fosforo totale (Fig. 5.8.2) intorno a 50 mg P m^{-3} all'interno dei primi 75 m. Oltre questa profondità si è mantenuto un gradiente in crescendo verso il basso con concentrazioni in prossimità del fondo in aumento nel corso dell'anno dai 155 mg P m^{-3} di febbraio ai 218 mg P m^{-3} di novembre (massimo annuale). Nell'epilimnio l'attività algale ha progressivamente ridotto le concentrazioni di questo nutriente dai 50 mg P m^{-3} di febbraio al minimo annuo di novembre (9 mg P m^{-3}). Sotto i 40 m il fosforo ortofosfato (Fig. 5.8.1.) costituisce il 70-90% del fosforo totale, mentre negli strati superiori il suo contributo percentuale si riduce fino al 20%, in seguito alla produzione di biomassa algale e all'organizzazione di fosforo disciolto.

Nel bacino sud il tenore di fosforo totale ha raggiunto, in marzo, valori omogenei sull'intera colonna: 55 mg P m^{-3} a Melide e 45 mg P m^{-3} a Figino. Il consumo della frazione disciolta da parte del fitoplancton è stato accompagnato, anche nell'epilimnio di questo bacino, da una progressiva riduzione dei valori di fosforo totale, il cui minimo annuale è stato registrato in agosto: 10 mg P m^{-3} . Negli strati profondi, il rilascio del fosforo dai sedimenti anossici durante la fase di stagnazione si è interrotto a marzo durante la circolazione invernale ed è risultato molto più marcato a Melide rispetto a Figino. Le concentrazioni massime di fosforo totale sono state misurate a due metri dal fondo, in novembre a Melide (353 mg P m^{-3}) e in ottobre a Figino (93 mg P m^{-3}). Nell'epilimnio del bacino sud la percentuale di fosforo reattivo sul totale è passata dal 70-80 % di febbraio a meno del 20 % durante il periodo vegetativo (luglio-agosto). Sotto i 30 m la quota di ortofosfato è risultata compresa tra 80 e 90 %. Tuttavia a Figino durante il secondo semestre al di sotto dei 70 m il

fosforo particellato è aumentato fino a costituire il 35-40 % del totale, probabilmente in seguito all'adsorbimento del fosforo disciolto sugli idr/ossidi di ferro e manganese precipitati all'altezza dell'ossiclino.

5.9. Composti dell'azoto

Tra le forme d'azoto presenti nelle acque lacustri, quelle inorganiche disciolte (nitrico: Fig. 5.9.1.; nitroso: Fig. 5.9.2.; ammoniacale: Fig. 5.9.3.) hanno costituito una frazione importante, in particolare nel bacino sud, dove la percentuale è variata dal 60 all'80 %. Nel bacino nord i composti azotati disciolti rappresentavano una frazione minore, oscillante tra il 20 ed il 70 %, ad indicare la predominanza della forma particellata organica. Le maggiori fluttuazioni quantitative dell'azoto totale sono dipese in particolare dall'andamento delle concentrazioni delle componenti nitrica ed ammoniacale, presenti con una dinamica complementare l'una all'altra.

Nel bacino nord l'azoto nitrico è stato rilevato fino a 150 m di profondità a concentrazioni inferiori a $0.5 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-3}$, mentre quello ammoniacale era presente solo nell'ipolimnio anossico, sotto i 150 m. In estate nei primi 5 m il primo si è ridotto al di sotto dei limiti di detezione in seguito alla sua assimilazione da parte del fitoplancton, mentre il secondo ha mantenuto gradienti verticali crescenti verso il fondo (da 0.1 a $0.5 \text{ g NH}_4\text{-N m}^{-3}$). Concentrazioni significative di azoto nitroso sono state rilevate sporadicamente in tutta la colonna d'acqua, con valori prossimi a $20 \text{ mg NO}_2\text{-N m}^{-3}$ e riconducibili al metabolismo planctonico.

Le isolinee relative all'andamento dell'azoto totale nel bacino nord (Fig. 5.9.4.) hanno rispecchiato la dinamica delle sue due componenti principali: nell'epilimnio le concentrazioni estive sono scese in seguito all'organizzazione dell'azoto nitrico nel fitoplancton e alla successiva perdita di biomassa per sedimentazione, toccando in agosto 0.23 g N m^{-3} . Nello strato di fondo il rilascio dell'azoto ammoniacale dal sedimento ha contribuito ad aumentare i valori di azoto totale portandoli a 0.92 g N m^{-3} in novembre sopra il sedimento. Il massimo annuale è stato misurato sempre in novembre a 20 m di profondità con 1.11 g N m^{-3} . La fascia compresa tra 130 e 170 m di profondità ha costituito durante tutto l'anno un pozzo per l'azoto totale riconducibile presumibilmente a processi di denitrificazione o anammox che avvengono in condizioni ipossiche [10].

Il bacino sud presenta in febbraio, al termine della circolazione, tenori d'azoto nitrico quasi uniformi sull'intera colonna ($1.1 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-3}$) e inferiori rispetto all'anno precedente di circa il 20%. Da marzo a settembre si assiste ad una costante riduzione dei valori epilimnici, con un minimo in agosto di $0.29 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-3}$ a Melide e $0.56 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-3}$ a Figino. Con il consolidamento della stratificazione termica e l'instaurarsi di condizioni d'anossia nell'ipolimnio, a partire da giugno anche negli strati in prossimità del sedimento si osserva una progressiva diminuzione dei valori di questo ione. In ottobre e novembre, a Melide, l'azoto nitrico ha fatto segnare la concentrazione più bassa ($0.20 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-3}$) a due metri dal fondo. All'interno dello strato anossico, le isolinee dell'azoto ammoniacale presentano un andamento complementare a quelle della

frazione nitrica. Le punte di ammonio sono state misurate nei punti di massima profondità, in novembre a Melide ($0.90 \text{ g NH}_4\text{-N m}^{-3}$) e in ottobre a Figino ($0.61 \text{ g NH}_4\text{-N m}^{-3}$). L'azoto nitroso, prodotto intermedio della de/nitrificazione, è stato riscontrato in quantitativi di un certo rilievo sotto i 70 m, in gennaio prima del rimescolamento invernale e a partire da maggio-giugno all'instaurarsi del regime anossico di fondo; in luglio sopra il sedimento di Melide è stata rilevata la concentrazione massima: $338 \text{ mg NO}_2\text{-N m}^{-3}$.

Per quanto riguarda l'andamento dell'azoto totale nel bacino sud, a circolazione conclusa sulla colonna d'acqua si osservavano valori omogenei di $1.4\text{-}1.5 \text{ g N m}^{-3}$. In seguito si osservano gradienti pronunciati, determinati in larga misura dai processi d'assimilazione algale della componente nitrica in superficie e dal rilascio di ammonio dal sedimento; i tenori d'azoto totale estremi sono stati misurati a Melide: il minimo nel campione superficiale di agosto (0.59 g N m^{-3}) ed il massimo in settembre in prossimità del sedimento (1.89 g N m^{-3}).

5.10. Silice

Le concentrazioni dei silicati reattivi del bacino nord (Fig. 5.10.) hanno raggiunto in febbraio una concentrazione di $0.7\text{-}0.8 \text{ g Si m}^{-3}$ nei primi 75 m. I valori epilimnici sono poi calati nel corso dei due mesi successivi in seguito al rapido sviluppo del popolamento di diatomee (cfr. Fig. 6.2.1.) per toccare a metà aprile, in superficie, il livello minimo: 0.09 g Si m^{-3} . Fino ad ottobre le concentrazioni di silice sono oscillate tra 0.2 e 0.4 g Si m^{-3} , come risultanza tra assimilazione algale e apporti via tributari. Negli strati profondi le concentrazioni sono rimaste sostanzialmente stabili, con valori in leggera crescita durante il secondo semestre sotto i 150 m. La concentrazione massima dell'anno (3.46 g Si m^{-3}) è stata misurata in novembre a 2 m dal sedimento.

Nel bacino sud, tra febbraio e marzo la distribuzione delle concentrazioni è risultata moderatamente uniforme sull'intera colonna ($0.8\text{-}1.0 \text{ g Si m}^{-3}$ a Melide e $0.8\text{-}0.9 \text{ g Si m}^{-3}$ a Figino). A partire da marzo il forte consumo epilimnico da parte delle diatomee ha rapidamente ridotto le concentrazioni toccando in aprile i minimi annui: 0.11 g Si m^{-3} a Melide e 0.14 g Si m^{-3} a Figino. Parimenti da aprile, nell'ipolimnio profondo, il graduale rilascio di silice dal sedimento ha lentamente incrementato le concentrazioni, fino a giungere in autunno ai massimi annui (3.51 g Si m^{-3} a Melide in novembre; 2.54 g Si m^{-3} a Figino in ottobre).

5.11. Manganese disciolto

Nel bacino nord il manganese disciolto (Fig. 5.11.) è stato riscontrato all'interno dello strato anossico in concentrazioni consistenti sotto i 130 m di profondità ed ha mostrato un gradiente di concentrazione verticale tra 130 e 160m, che si è mantenuto stabile durante l'anno. Il massimo annuale (178 mg Mn m^{-3}) è stato misurato in novembre sopra il sedimento.

Nel bacino sud il manganese è stato misurato in concentrazioni che sono risultate di un ordine di grandezza superiori rispetto a quello nord. Il metallo è stato misurato in concentrazioni rilevanti a partire da maggio, sotto i 60 m, con

un andamento stagionale ed un'intensità simile in entrambe le stazioni campionate. Il rilascio di manganese dal sedimento in condizione anossiche ha incrementato le concentrazioni all'interno dell'ipolimnio profondo. I valori massimi sono stati toccati in settembre: 1'906 g Mn m⁻³ a Melide e 1'857 g Mn m⁻³ a Figino.

5.12. Ferro disciolto

Nel bacino nord il ferro disciolto è risultato presente in quantità significative durante tutto l'anno sotto i 150 m di profondità, in situazioni di marcata anossia, con un gradiente verso il fondo da 10 a 350 mg Fe m⁻³ (Fig. 5.12.). La concentrazione più elevata è stata rilevata in agosto sul fondo: 443 mg Fe m⁻³. Nel bacino sud la presenza di ferro disciolto è stata riscontrata solo nell'ipolimnio profondo di Figino in due periodi distinti, in gennaio prima del rimescolamento invernale ed in autunno. Il rilascio di questo metallo dai sedimenti ha portato le concentrazioni a toccare il massimo annuale in ottobre sul fondo (609 mg Fe m⁻³).

5.13. Solfuri

Nel corso del 2010 i solfuri sono stati rilevati unicamente nello strato costantemente anossico del bacino nord (Fig. 5.13.), sotto i 150 m di profondità. Gradienti particolarmente marcati sono stati osservati nel secondo semestre nell'ipolimnio profondo. La concentrazione massima è stata registrata in dicembre a due metri dal fondo: 383 mg S²⁻ m⁻³.

5.14. Metano

Il metano si riscontra nelle acque lacustri solamente in condizioni di marcata anossia (Fig. 5.14.).

A Gandria, nel corso del 2010, concentrazioni di metano superiori a 0.1 g CH₄ m⁻³ sono state riscontrate a profondità superiori a 170 m con valori in progressiva crescita verso il fondo, in particolare nel secondo semestre quando i gradienti sono risultati particolarmente marcati. La concentrazione più elevata (2.35 g CH₄ m⁻³) è stata misurata nel corso del mese di ottobre, in prossimità del sedimento.

Nel bacino sud la presenza di questo importante gas serra è stata rilevata all'interno dello strato anossico, dapprima ancora in gennaio e quindi nel corso del terzo quadrimestre dell'anno. La diffusione di metano dai sedimenti lacustri ha portato le concentrazioni dei campioni di fondo ad un massimo di 1.16 g CH₄ m⁻³ a Melide in ottobre e di 1.34 g CH₄ m⁻³ a Figino in novembre.

5.15. Andamento pluriennale del fosforo totale

La figura 5.15. mostra l'andamento delle concentrazioni di fosforo totale nei due bacini principali del lago durante gli ultimi 50 anni (1960-2010).

Tra il 1983 ed il 2004 nel bacino nord i valori medi, ponderati sull'intero volume, sono oscillati in maniera irregolare tra 135 e 170 mg P m⁻³. In seguito alla destratificazione dell'inverno 2004-2005 [11] la concentrazione media è crollata a 115 mg P m⁻³, per poi diminuire costantemente fino agli attuali 73 mg P m⁻³. All'interno dello strato 0-100 m le concentrazioni sono scese da 87 mg P m⁻³ nel 1983 a 52-58 mg P m⁻³ nel quinquennio 1993-1997, per poi risalire nuovamente fino a 101 mg P m⁻³ in corrispondenza del rimescolamento dell'inverno 2005-2006. In seguito, al pari dell'ipolimnio profondo, lo strato 0-100 m ha progressivamente ridotto le sue concentrazioni per arrivare ai 45 mg P m⁻³ del 2010; ciò significa che la concentrazione di fosforo totale nello strato superiore del bacino nord si è ridotta del 60% nell'arco di 4 anni, raggiungendo valori inferiori a quelli registrati nella seconda metà degli anni novanta.

Nel bacino sud il trend è differente: nel corso degli ultimi 30 anni si è osservato un progressivo calo del tenore di fosforo totale, da 138 mg P m⁻³ (nel 1982) a 43 mg P m⁻³ (nel 2005). Poi i valori hanno iniziato a crescere lentamente, in particolare in seguito all'incremento degli apporti provenienti dal bacino nord, per toccare 48 mg P m⁻³ nel 2008. Nel corso del 2010 la concentrazione di fosforo totale è risultata in lieve diminuzione a 42 mg P m⁻³. Considerato il marcato calo delle concentrazioni nello strato 0-100 m del bacino nord, la riduzione osservata nel sottostante bacino sud sembra destinata a proseguire, anche se ad un ritmo più modesto.

Tab. 5.4.1. Lago di Lugano, 2010: valori medi mensili delle componenti del bilancio termico nel bacino nord [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$].

	Qs	Qr	Qb	Qn	Qe	Qh	R	Qt
Gen	4.56	0.64	6.35	-2.43	3.11	2.24	0.72	-8.08
Feb	7.60	0.84	5.20	1.57	1.99	0.68	0.34	-1.75
Mar	11.26	1.01	4.39	5.85	1.66	-0.45	-0.27	2.79
Apr	17.33	1.39	4.34	11.60	2.00	-0.76	-0.38	9.73
Mag	17.48	1.22	4.33	11.93	3.92	0.16	0.04	7.01
Giu	21.40	1.50	4.13	15.78	4.25	-0.19	-0.04	9.72
Lug	25.17	1.76	4.33	19.09	6.25	-0.54	-0.09	2.52
Ago	19.07	1.33	6.11	11.62	7.83	1.17	0.15	0.26
Set	15.08	1.36	6.95	6.77	7.18	1.80	0.25	-1.06
Ott	8.08	0.81	7.19	0.09	5.65	2.36	0.42	-7.33
Nov	4.24	0.55	5.89	-2.20	3.66	1.99	0.54	-8.39
Dic	3.71	0.56	7.42	-4.26	4.59	3.10	0.68	-11.05

Tab. 5.4.2. Lago di Lugano, 2010: valori medi mensili delle componenti del bilancio termico nel sottobacino di Melide [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$].

	Qs	Qr	Qb	Qn	Qe	Qh	R	Qt
Gen	4.56	0.64	6.37	-2.44	3.26	2.35	0.72	-7.25
Feb	7.60	0.84	5.19	1.58	2.07	0.69	0.34	-1.67
Mar	11.26	1.01	4.46	5.79	1.81	-0.40	-0.22	3.47
Apr	17.33	1.39	4.27	11.68	1.98	-0.87	-0.44	8.22
Mag	17.48	1.22	3.97	12.29	3.37	-0.24	-0.07	7.54
Giu	21.40	1.50	4.09	15.81	4.35	-0.23	-0.05	7.67
Lug	25.17	1.76	4.53	18.89	7.08	-0.38	-0.05	2.14
Ago	19.07	1.33	6.23	11.50	8.54	1.36	0.16	1.25
Set	15.08	1.36	7.10	6.62	7.90	2.05	0.26	-1.84
Ott	8.08	0.81	7.24	0.04	5.99	2.52	0.42	-6.98
Nov	4.24	0.55	5.86	-2.18	3.77	2.04	0.54	-7.66
Dic	3.71	0.56	7.36	-4.21	4.70	3.15	0.67	-8.95

Tab. 5.4.3. Lago di Lugano, 2010: valori medi mensili delle componenti del bilancio termico nel sottobacino di Figino [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$].

	Qs	Qr	Qb	Qn	Qe	Qh	R	Qt
Gen	4.56	0.64	6.30	-2.37	3.22	2.30	0.71	-7.46
Feb	7.60	0.84	5.17	1.60	2.08	0.68	0.33	-0.90
Mar	11.26	1.01	4.49	5.76	1.88	-0.38	-0.20	3.89
Apr	17.33	1.39	4.33	11.61	2.11	-0.82	-0.39	5.81
Mag	17.48	1.22	4.17	12.08	3.84	-0.02	0.00	9.20
Giu	21.40	1.50	3.93	15.98	4.05	-0.40	-0.10	5.81
Lug	25.17	1.76	4.25	19.17	6.42	-0.64	-0.10	6.05
Ago	19.07	1.33	6.34	11.40	9.04	1.50	0.17	-1.15
Set	15.08	1.36	7.16	6.57	8.21	2.16	0.26	-1.63
Ott	8.08	0.81	7.27	0.00	6.19	2.62	0.42	-7.04
Nov	4.24	0.55	5.87	-2.18	3.85	2.09	0.54	-7.21
Dic	3.71	0.56	7.29	-4.14	4.66	3.10	0.66	-9.85

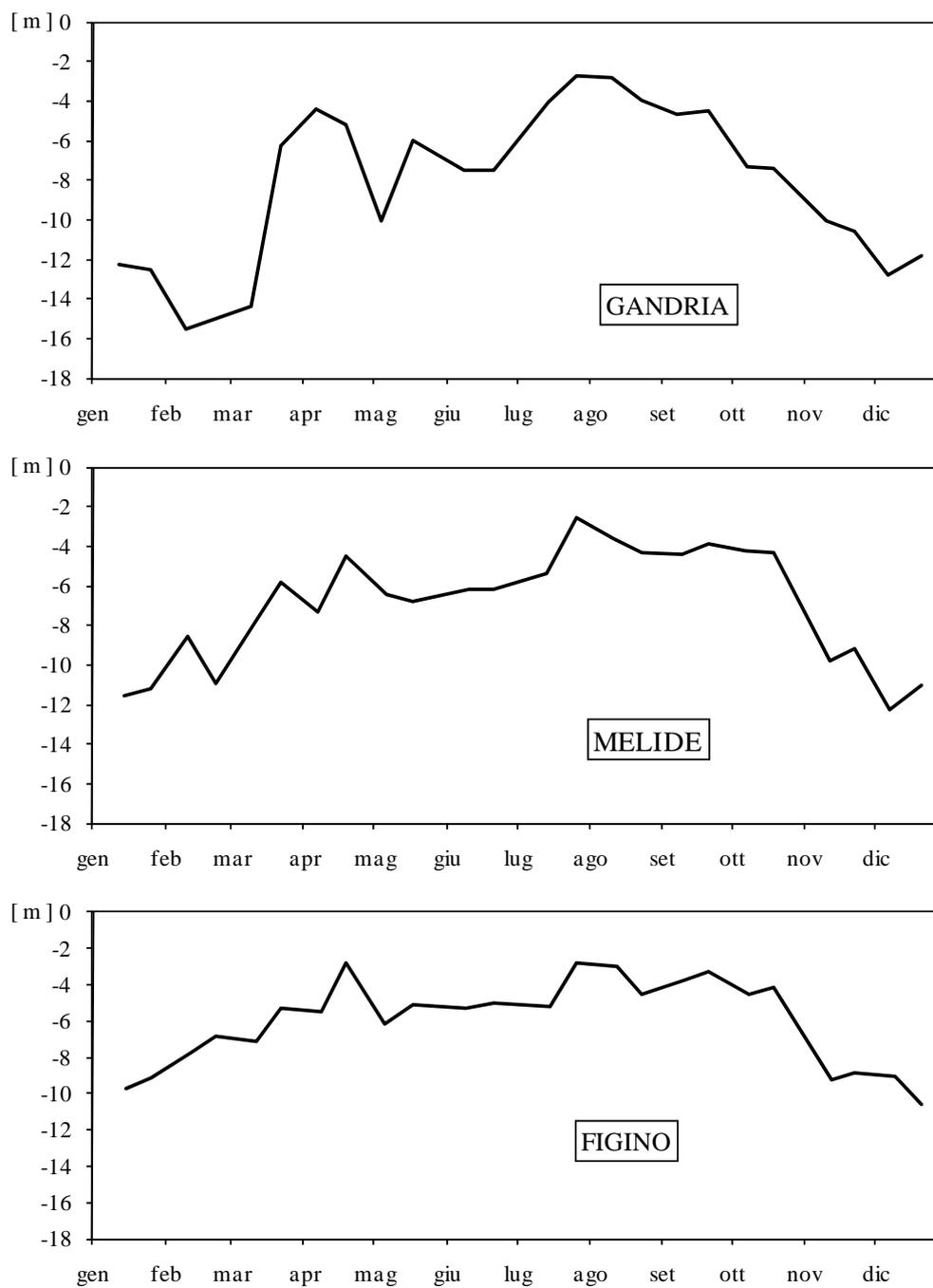


Fig. 5.1. Lago di Lugano, 2010: valori di trasparenza delle acque misurati con il disco di Secchi.

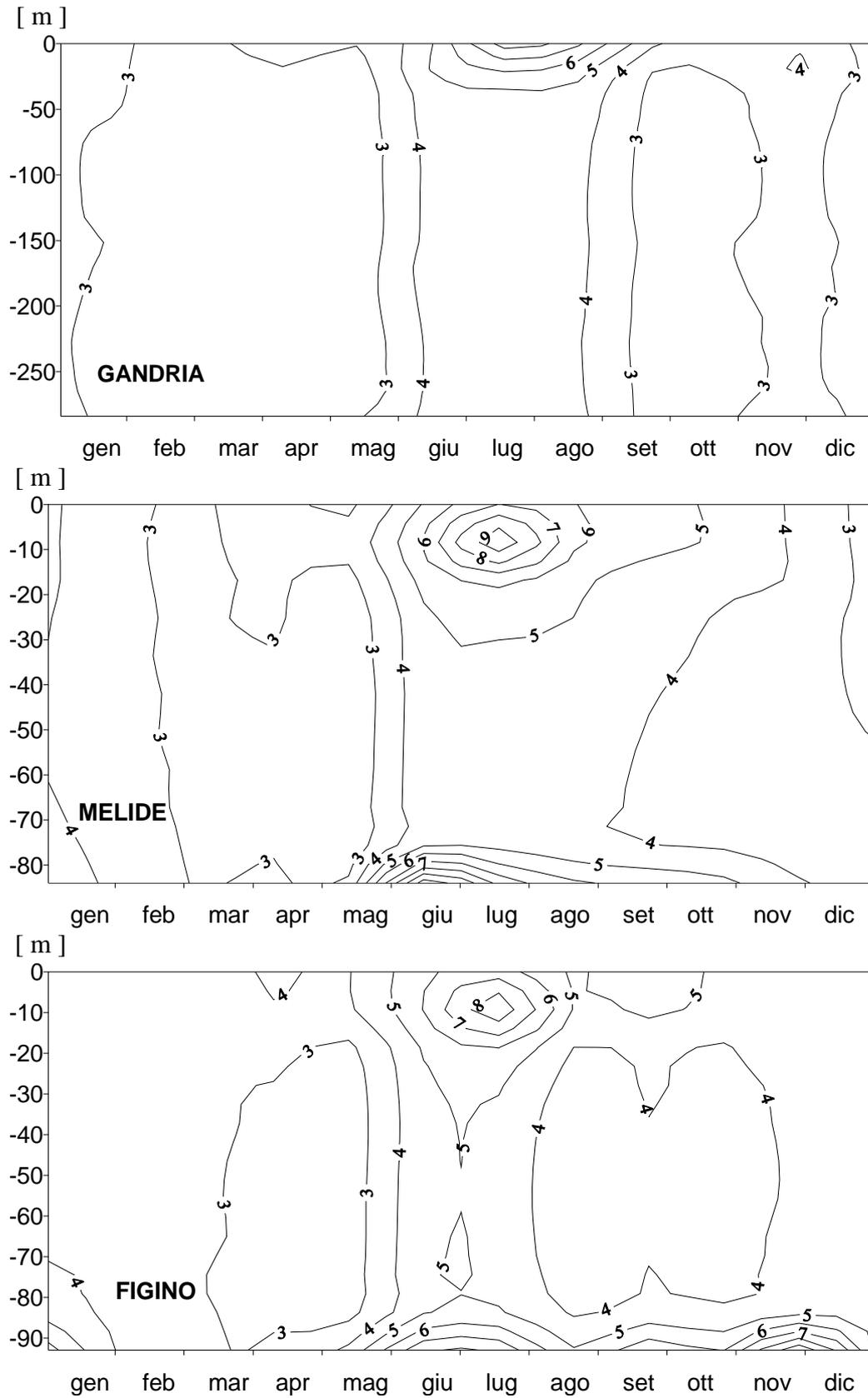


Fig. 5.2. Lago di Lugano, 2010: andamento della torbidità rilevata ogni 50 cm con la sonda multiparametrica.

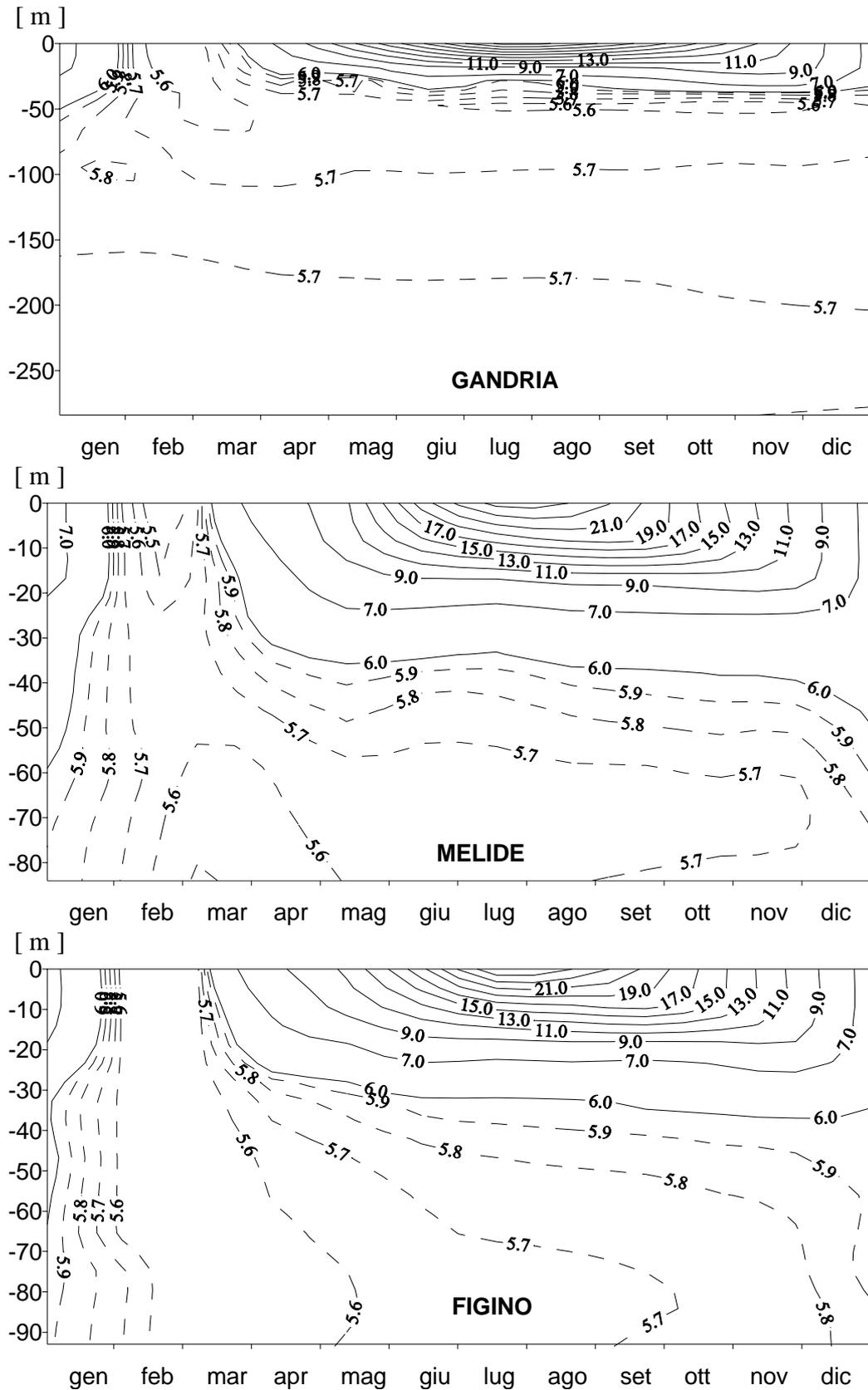


Fig. 5.3. Lago di Lugano, 2010: andamento della temperatura rilevata ogni 50 cm con la sonda multiparametrica [°C].

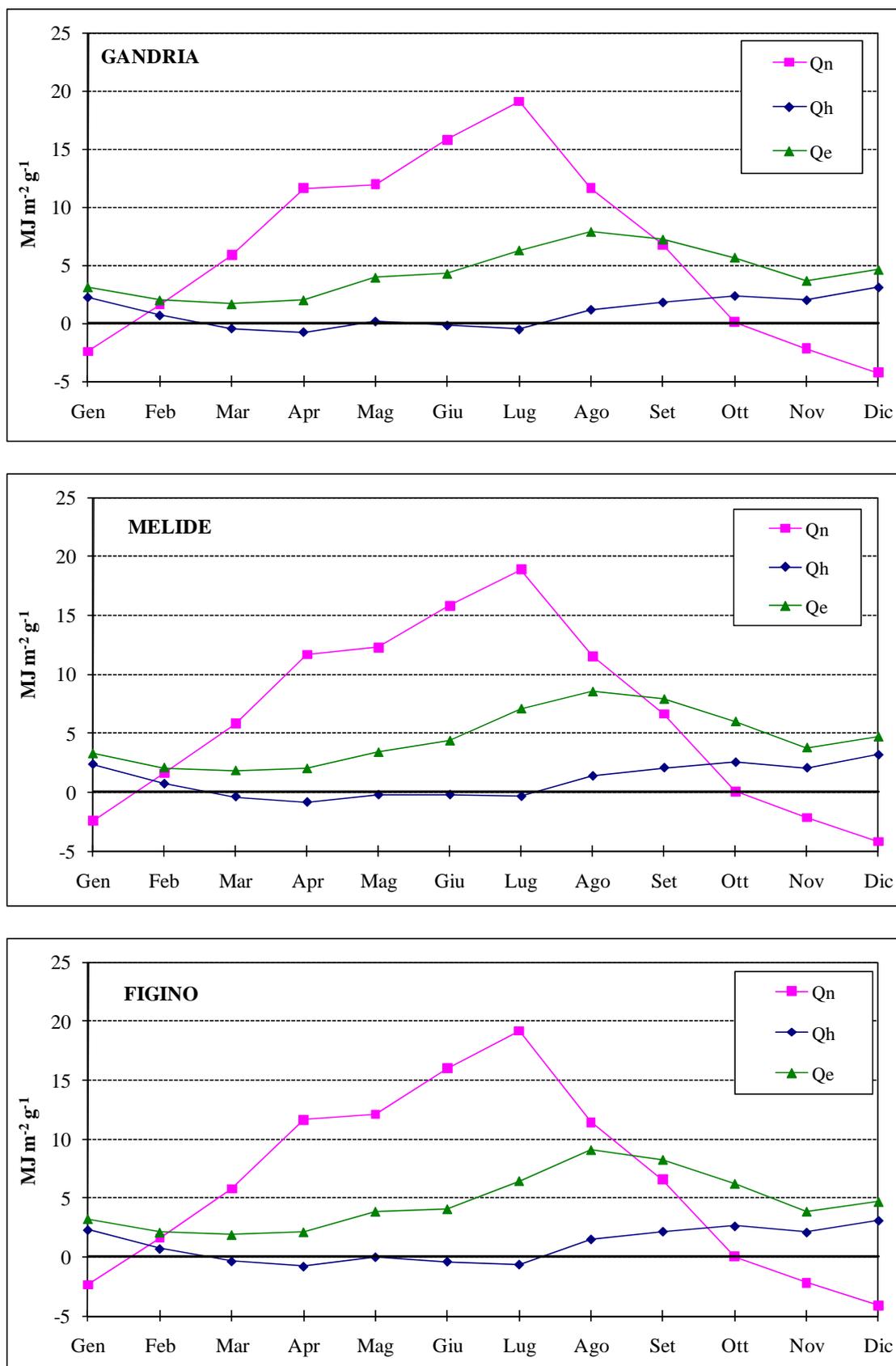


Fig. 5.4.a Lago di Lugano, 2010: andamento bilancio termico [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$].

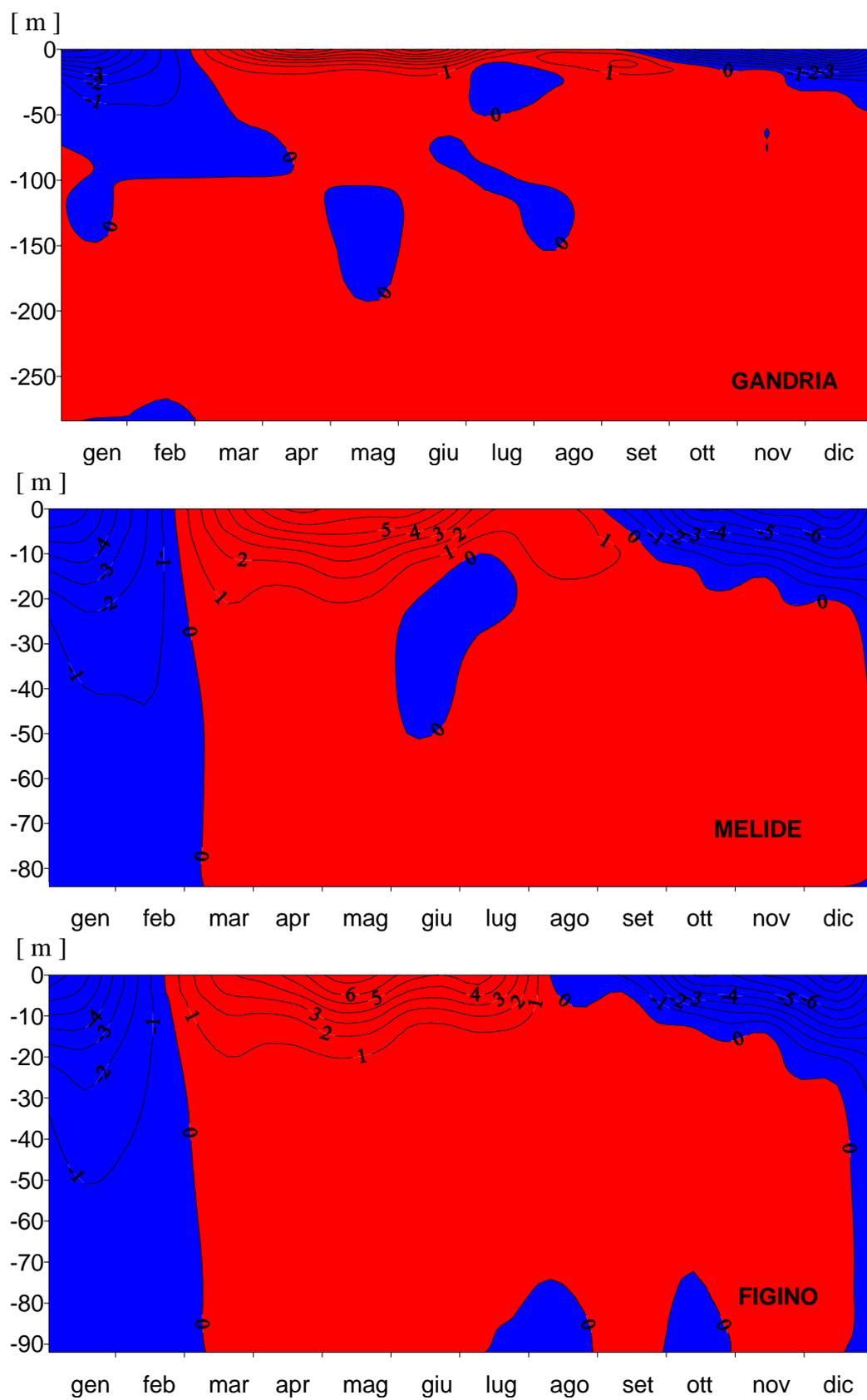


Fig. 5.4.b Lago di Lugano, 2010: andamento del flussi di calore [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$].

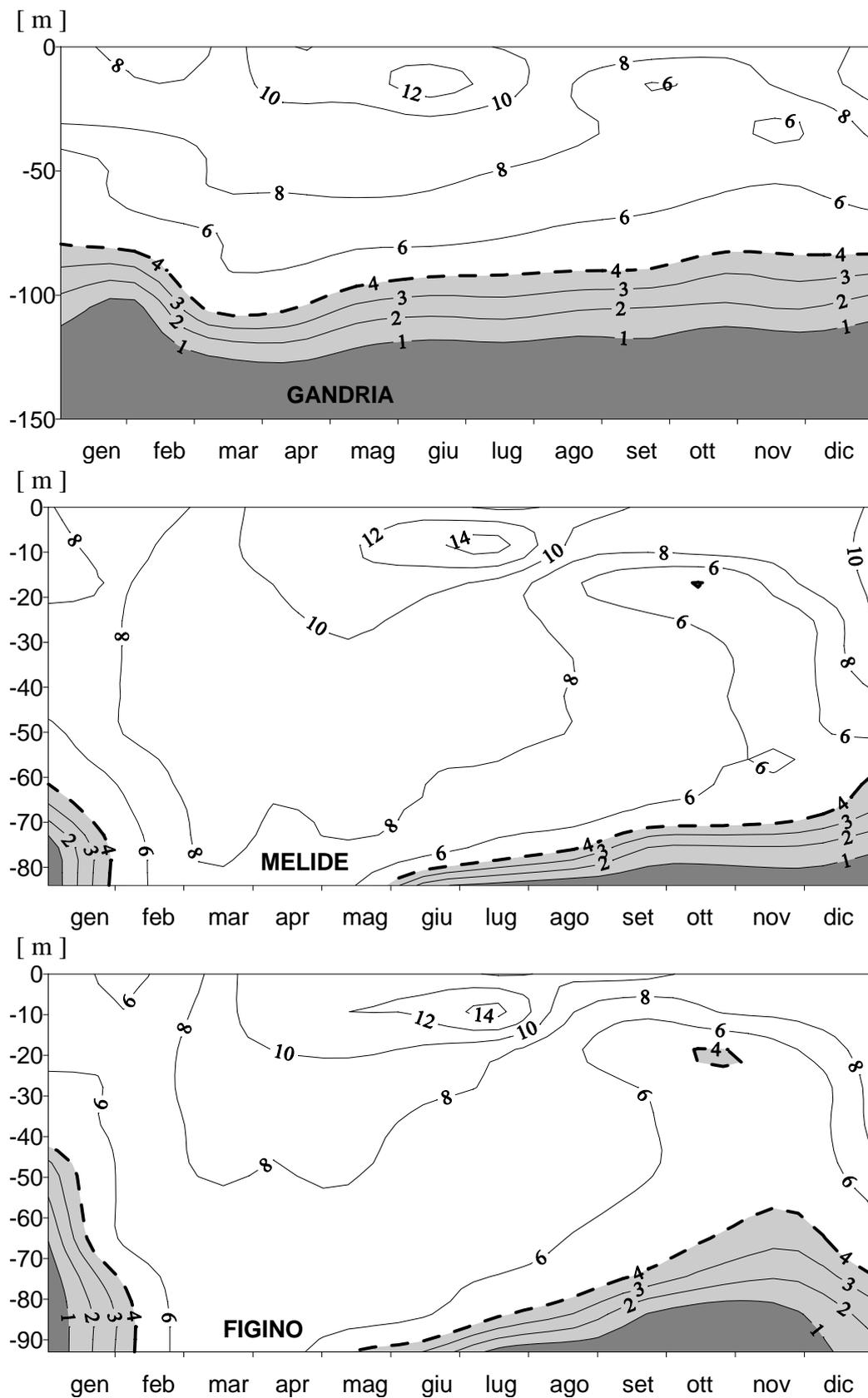


Fig. 5.5. Lago di Lugano, 2010: andamento dell'ossigeno disciolto, misurato ogni 50 cm con la sonda multiparametrica [g m^{-3}].

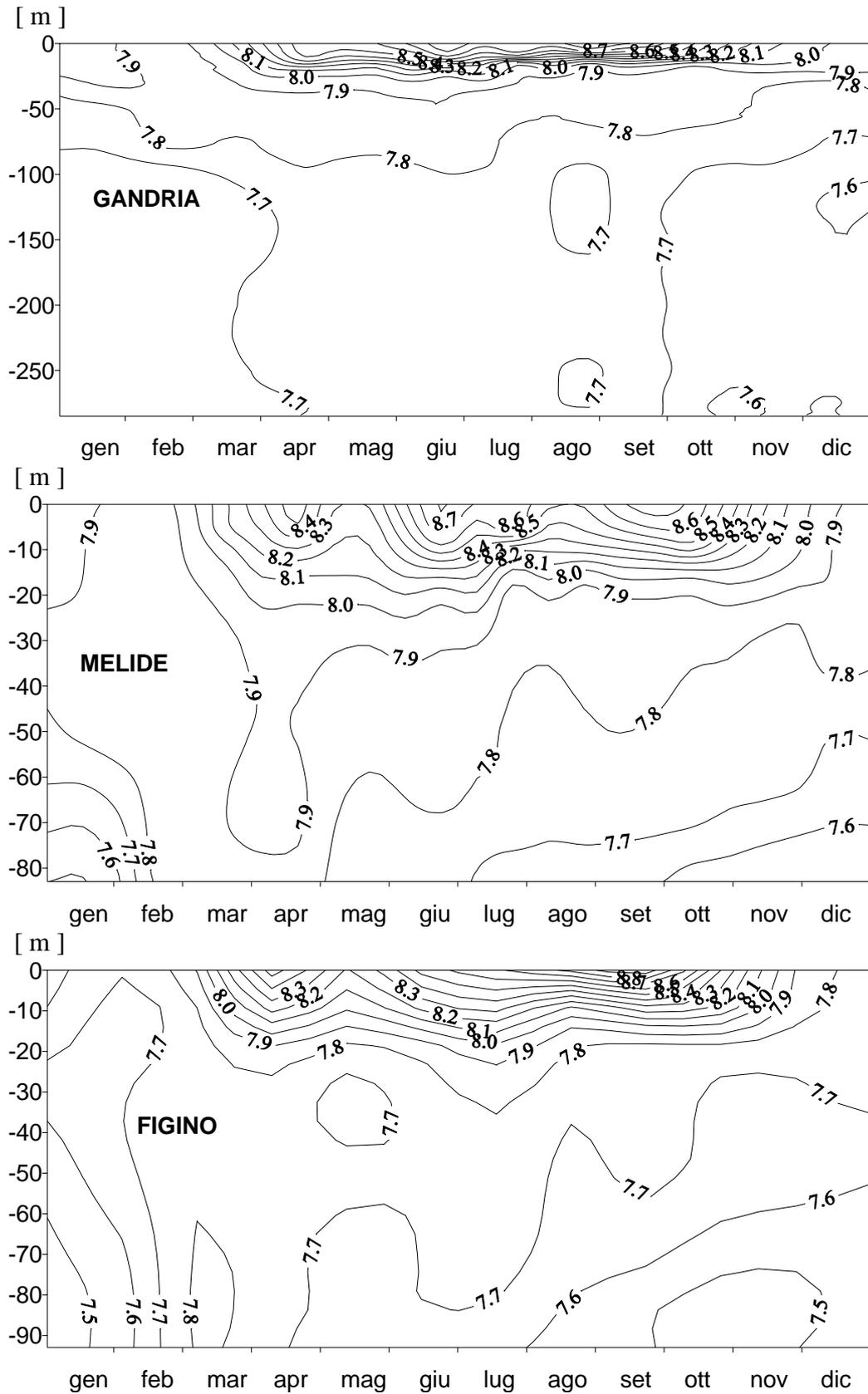


Fig. 5.6.1. Lago di Lugano, 2010: andamento del valore pH.

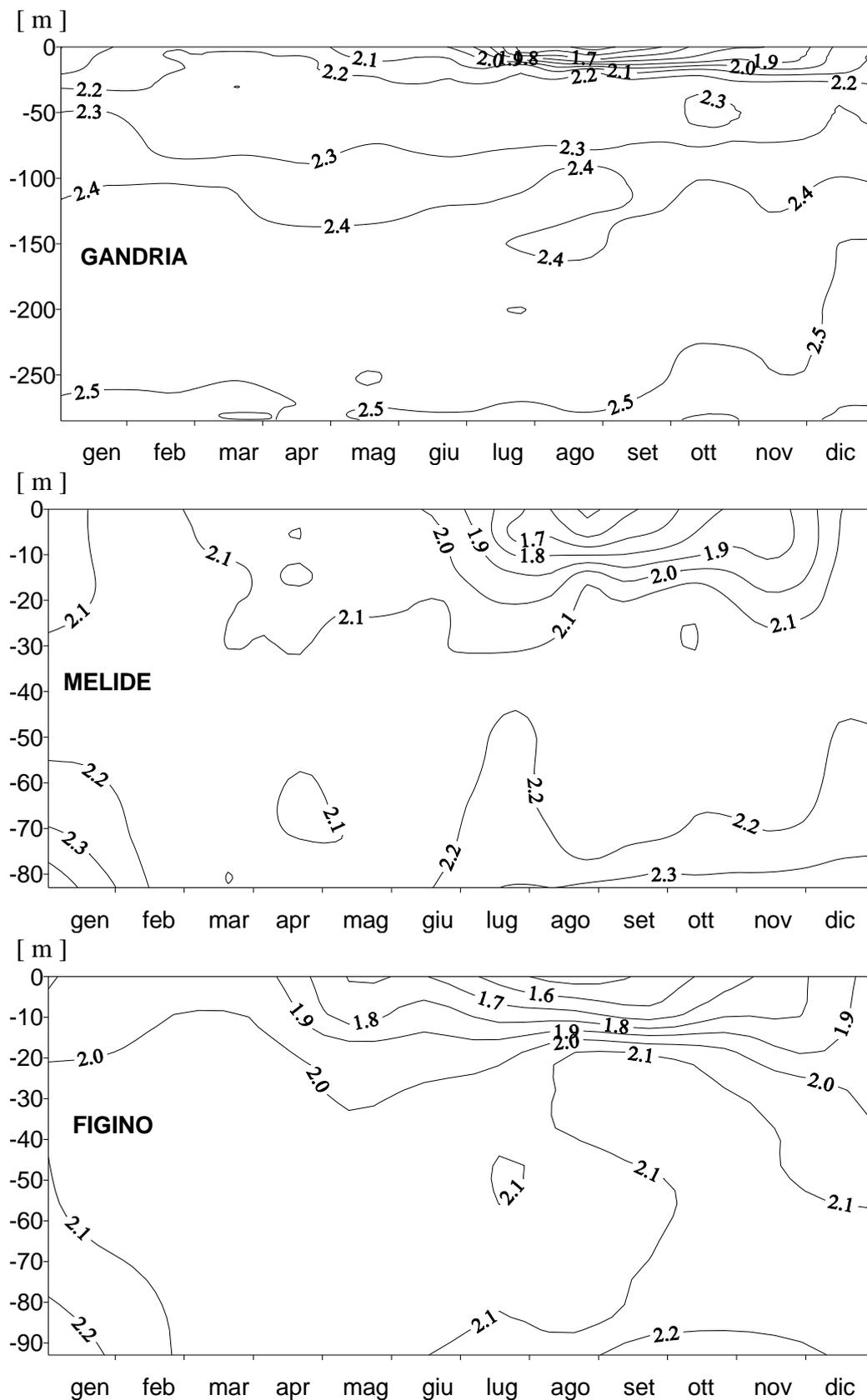


Fig. 5.6.2. Lago di Lugano, 2010: andamento dell'alcalinità [eq m^{-3}].

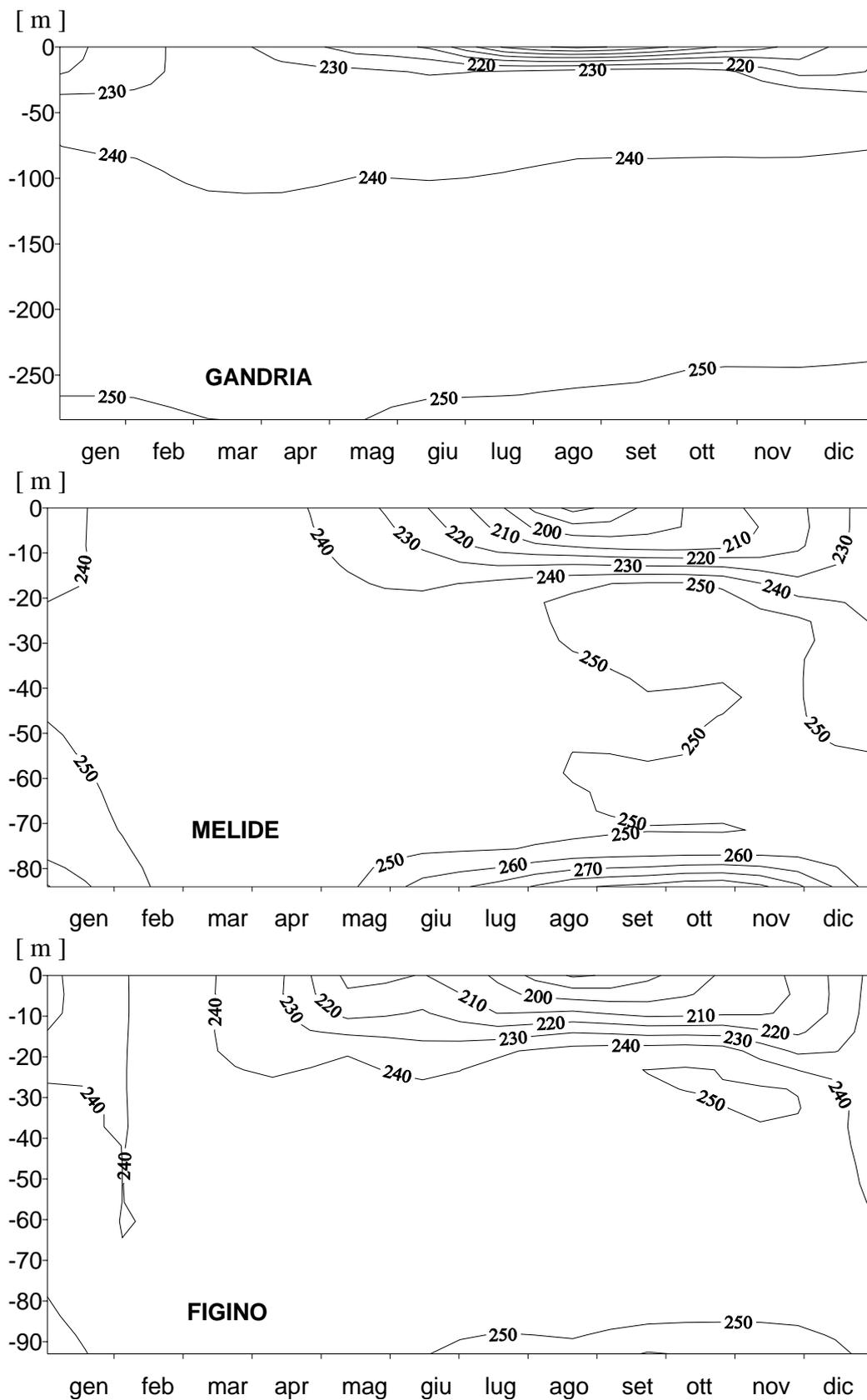


Fig. 5.7. Lago di Lugano, 2010: andamento della conducibilità elettrica, misurata ogni 50 cm con la sonda multiparametrica [$\mu\text{S cm}^{-1}$, 20°C].

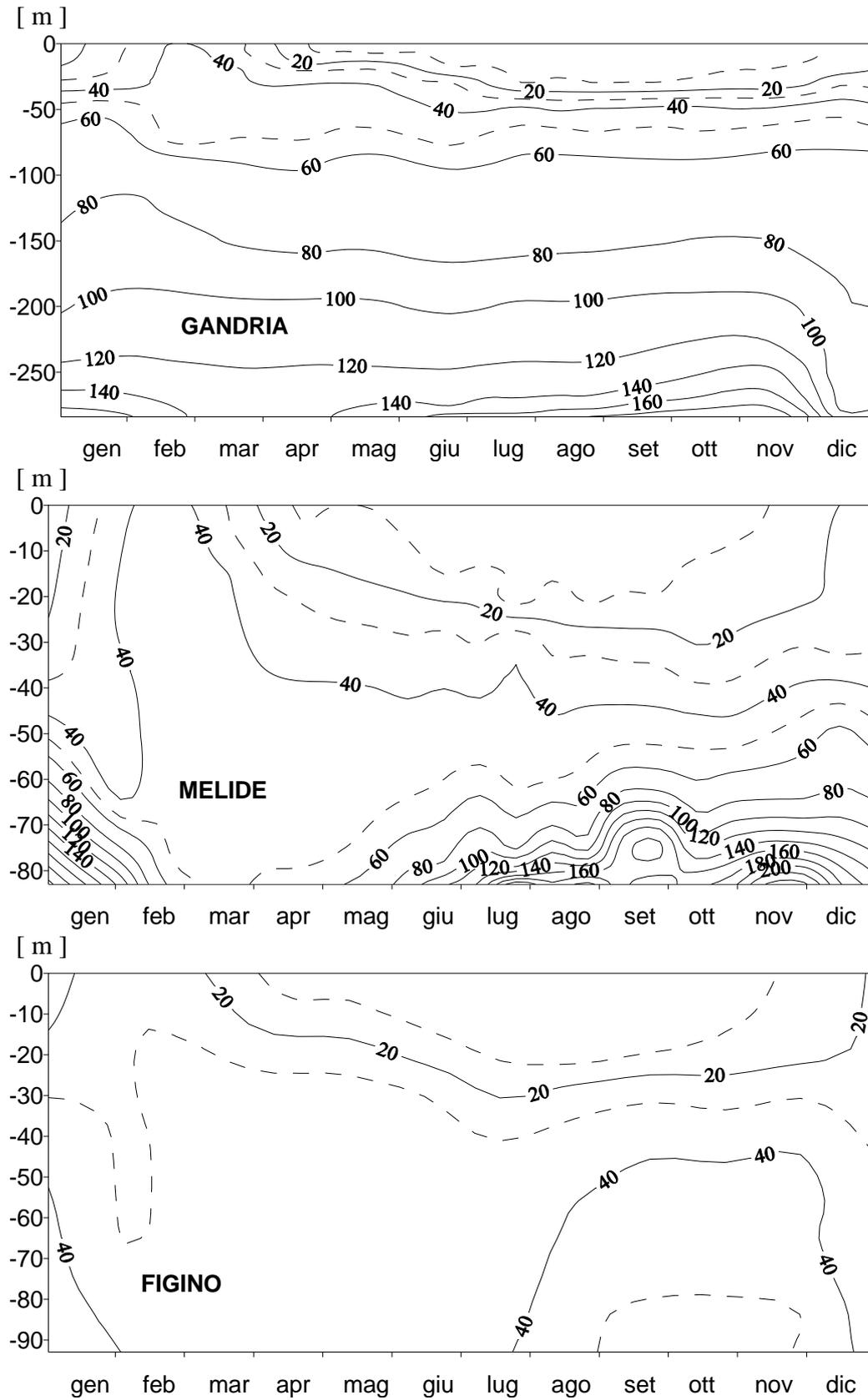


Fig. 5.8.1. Lago di Lugano, 2010: andamento del fosforo ortofosfato [mg P m^{-3}].

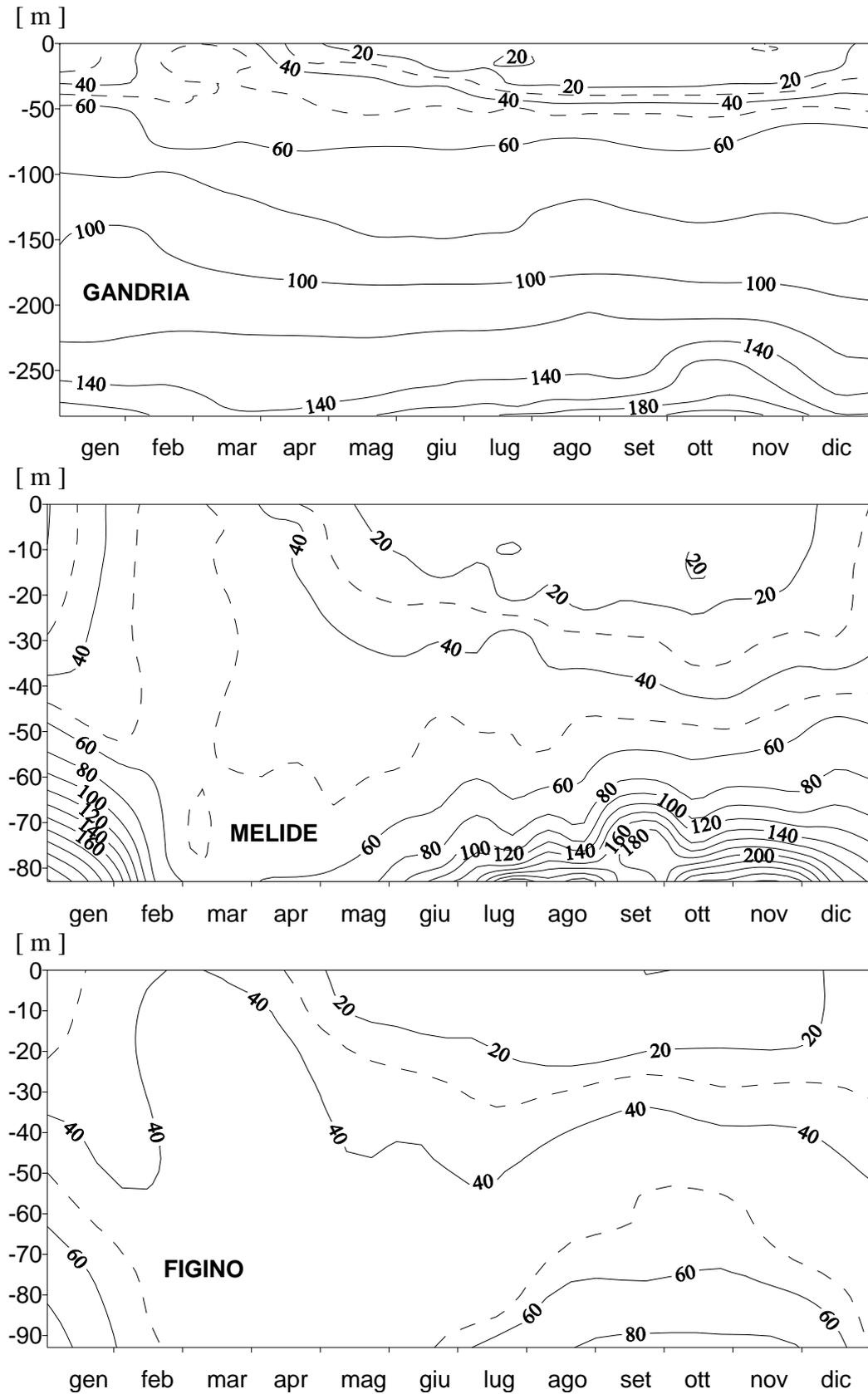


Fig. 5.8.2. Lago di Lugano, 2010: andamento del fosforo totale [mg P m⁻³].

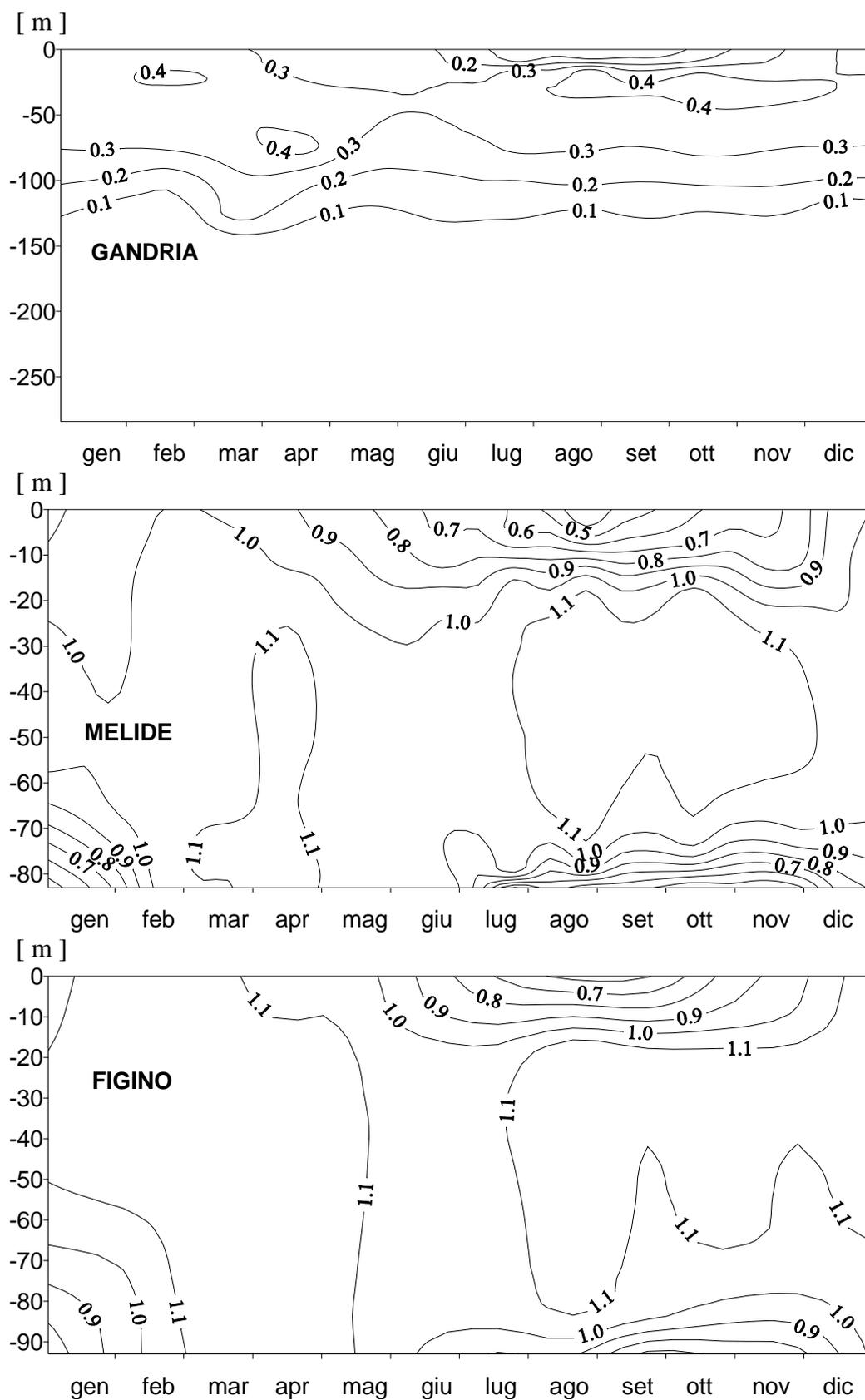


Fig. 5.9.1. Lago di Lugano, 2010: andamento dell'azoto nitrico [g N m^{-3}].

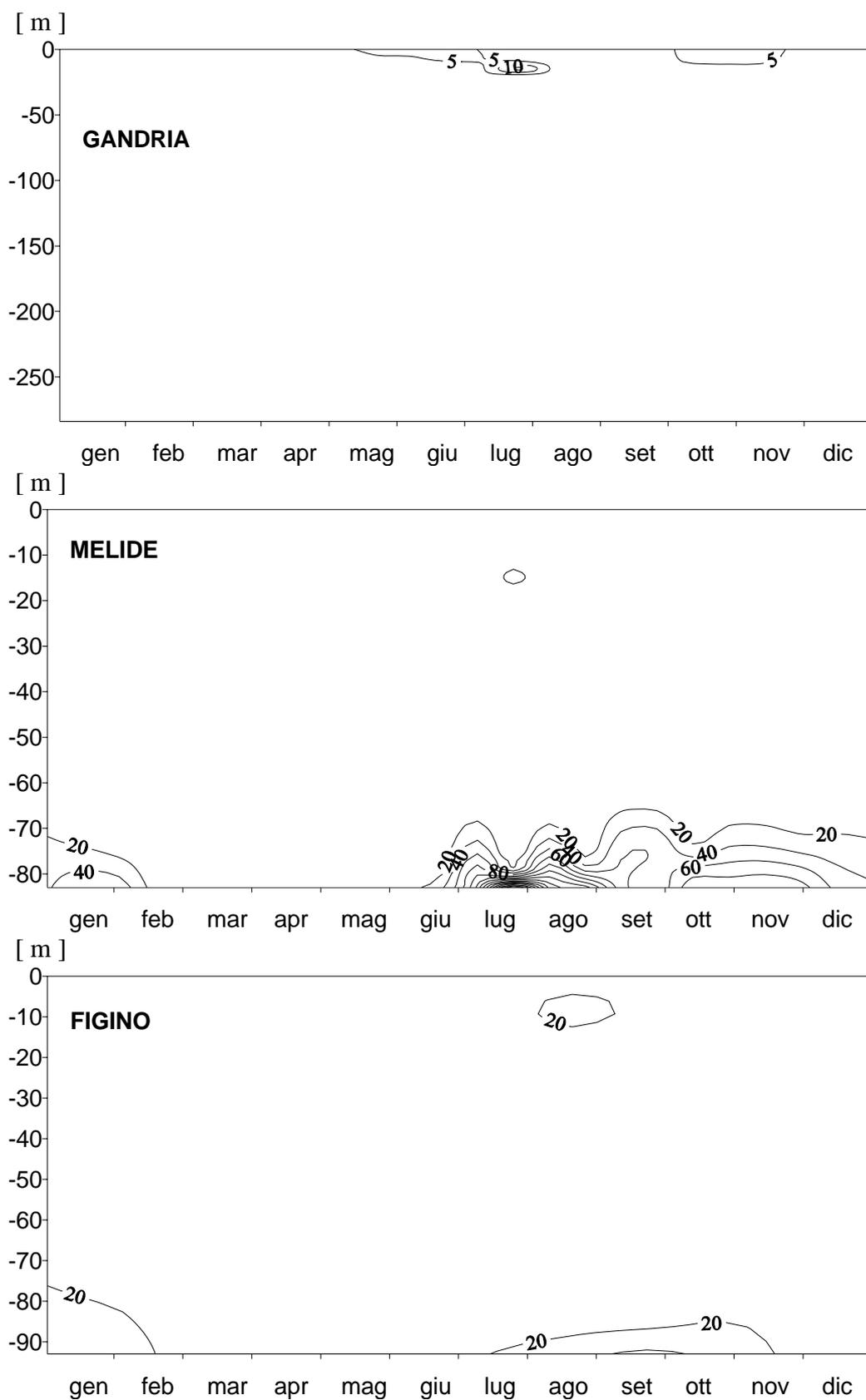


Fig. 5.9.2. Lago di Lugano, 2010: andamento dell'azoto nitroso [mg N m⁻³].

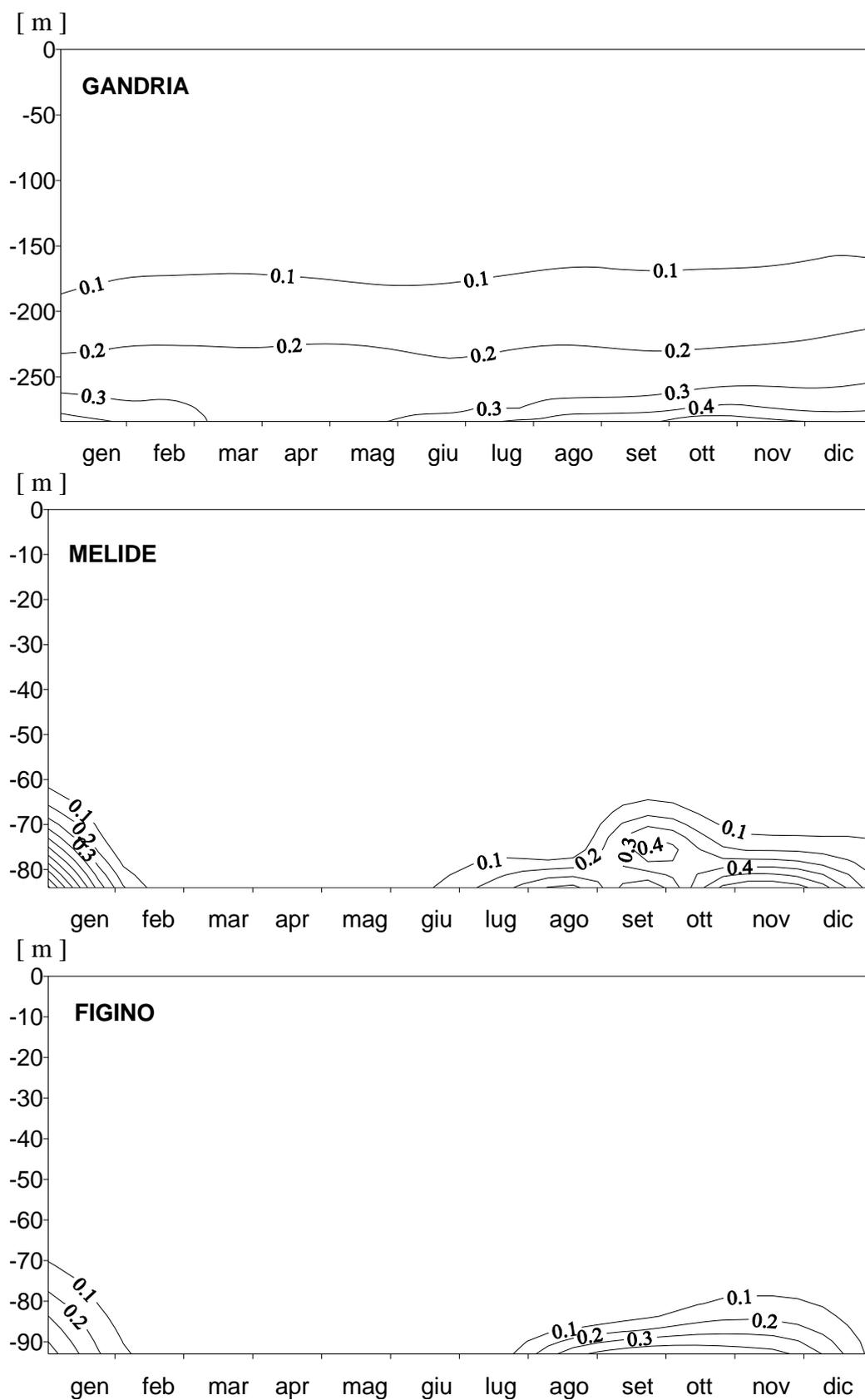


Fig. 5.9.3. Lago di Lugano, 2010: andamento dell'azoto ammoniacale [g N m^{-3}].

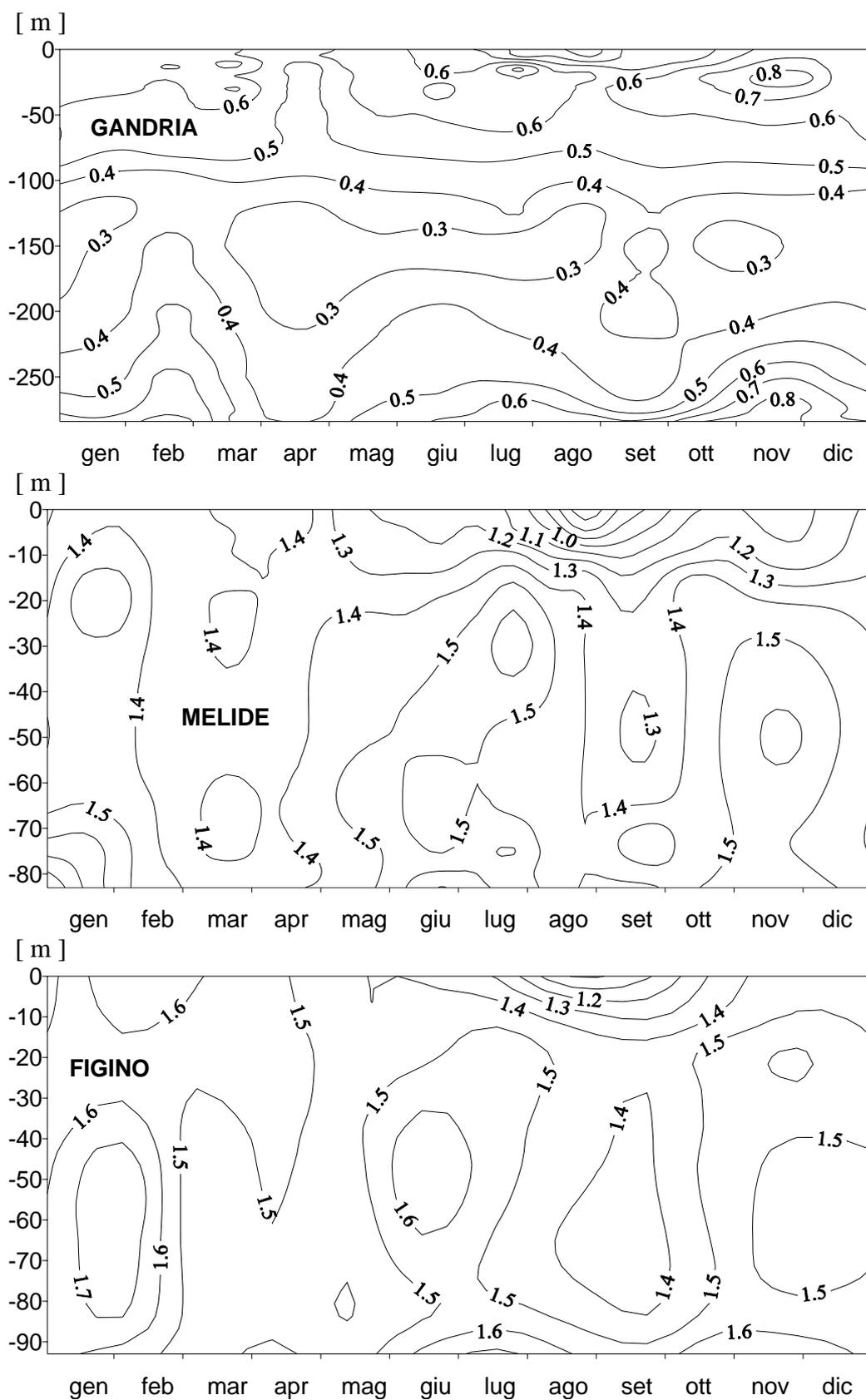


Fig. 5.9.4. Lago di Lugano, 2010: andamento dell'azoto totale [g N m^{-3}].

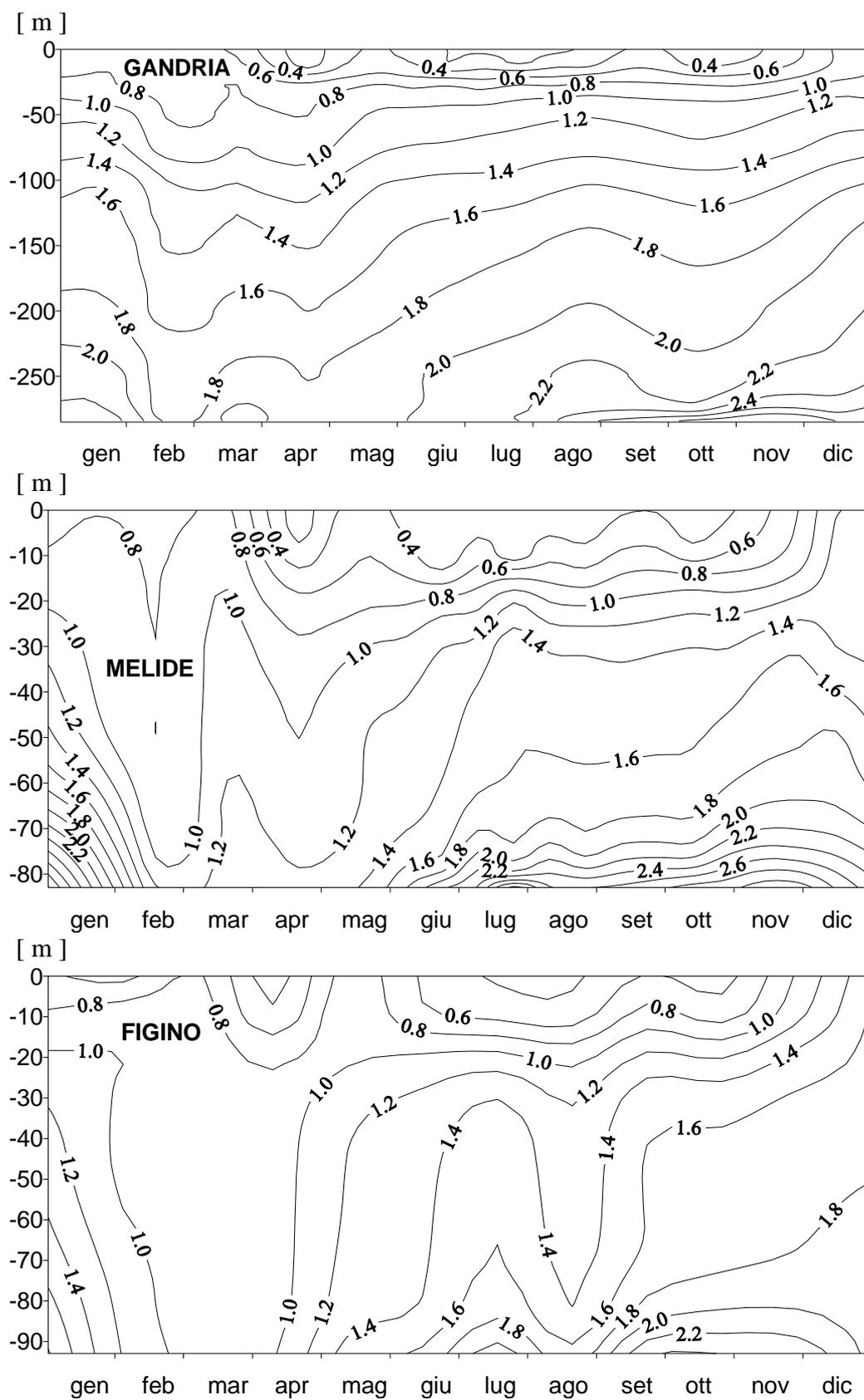


Fig. 5.10. Lago di Lugano, 2010: andamento dei silicati reattivi [g Si m^{-3}].

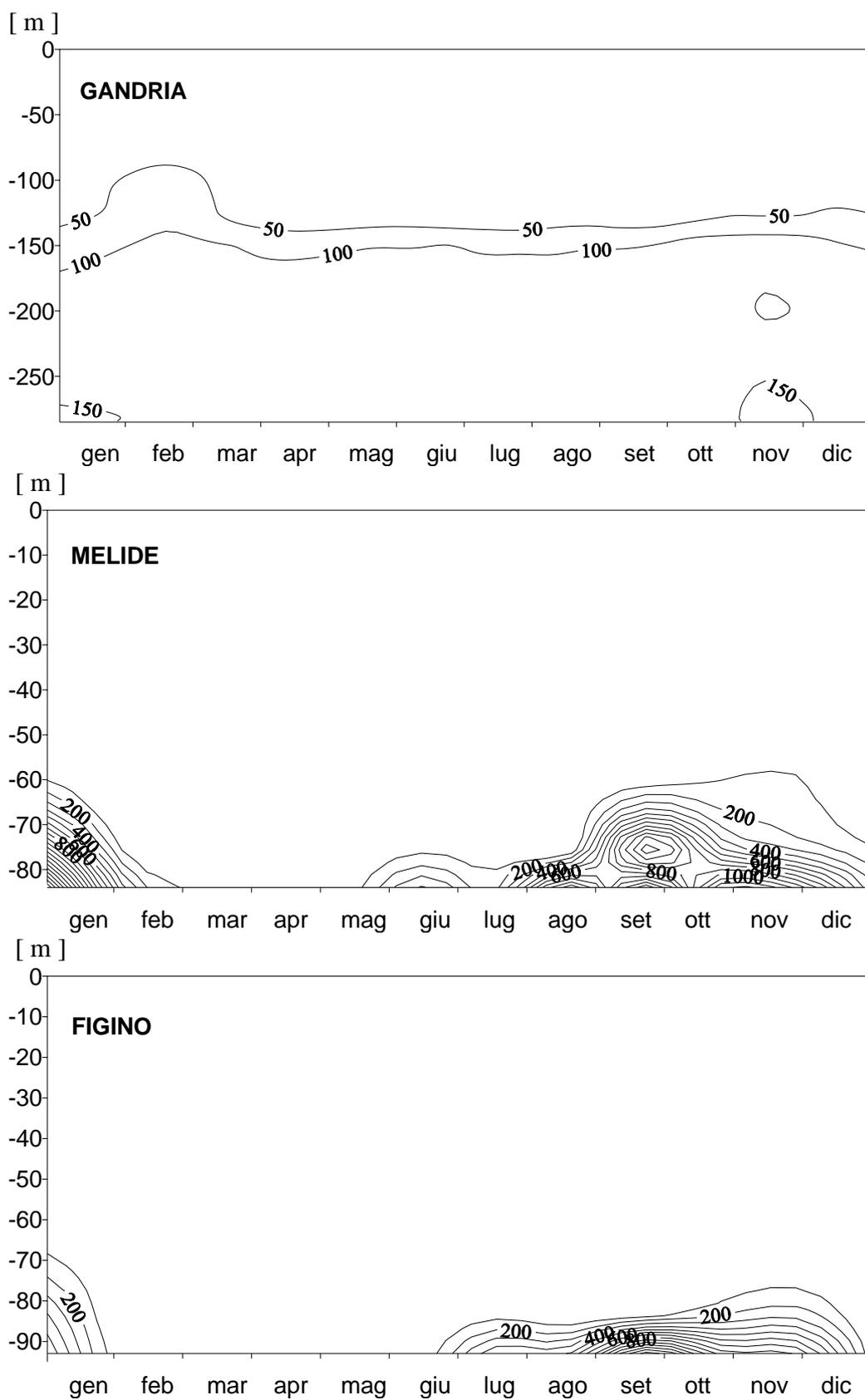


Fig. 5.11. Lago di Lugano, 2010: andamento del manganese disciolto [mg m^{-3}].

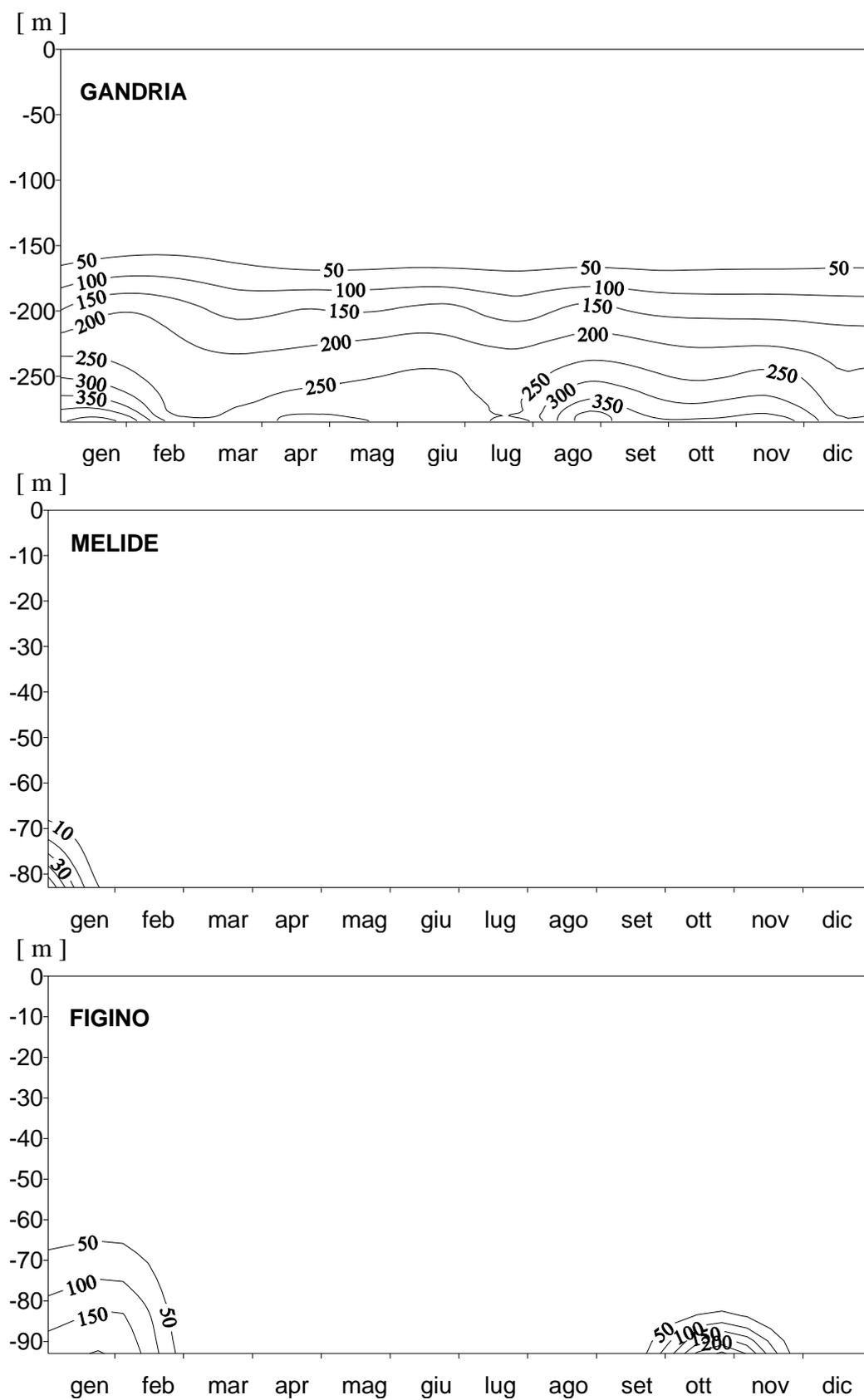


Fig. 5.12. Lago di Lugano, 2010: andamento del ferro disciolto [mg m^{-3}].

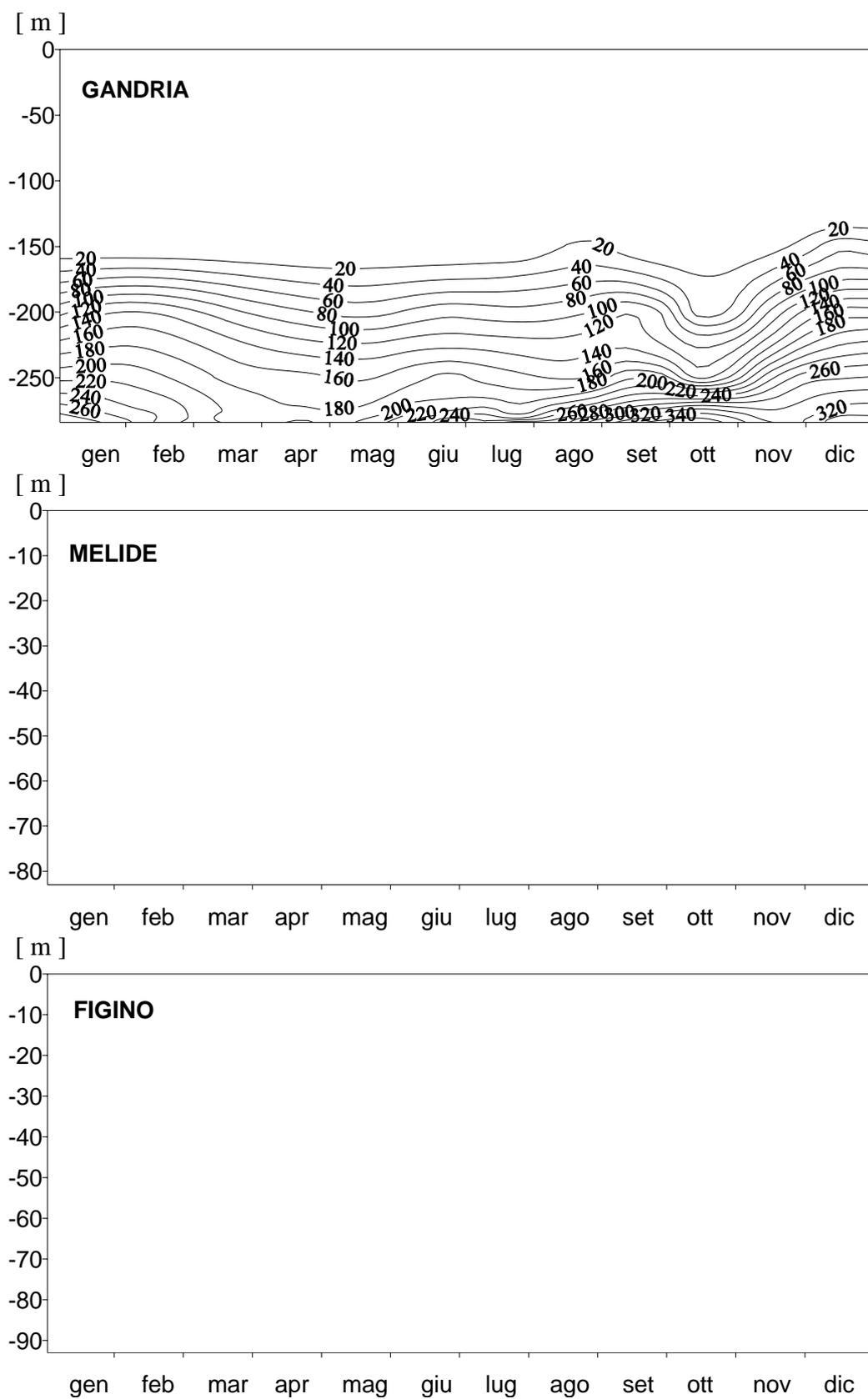


Fig. 5.13. Lago di Lugano, 2010: andamento del solfuro [mg m^{-3}].

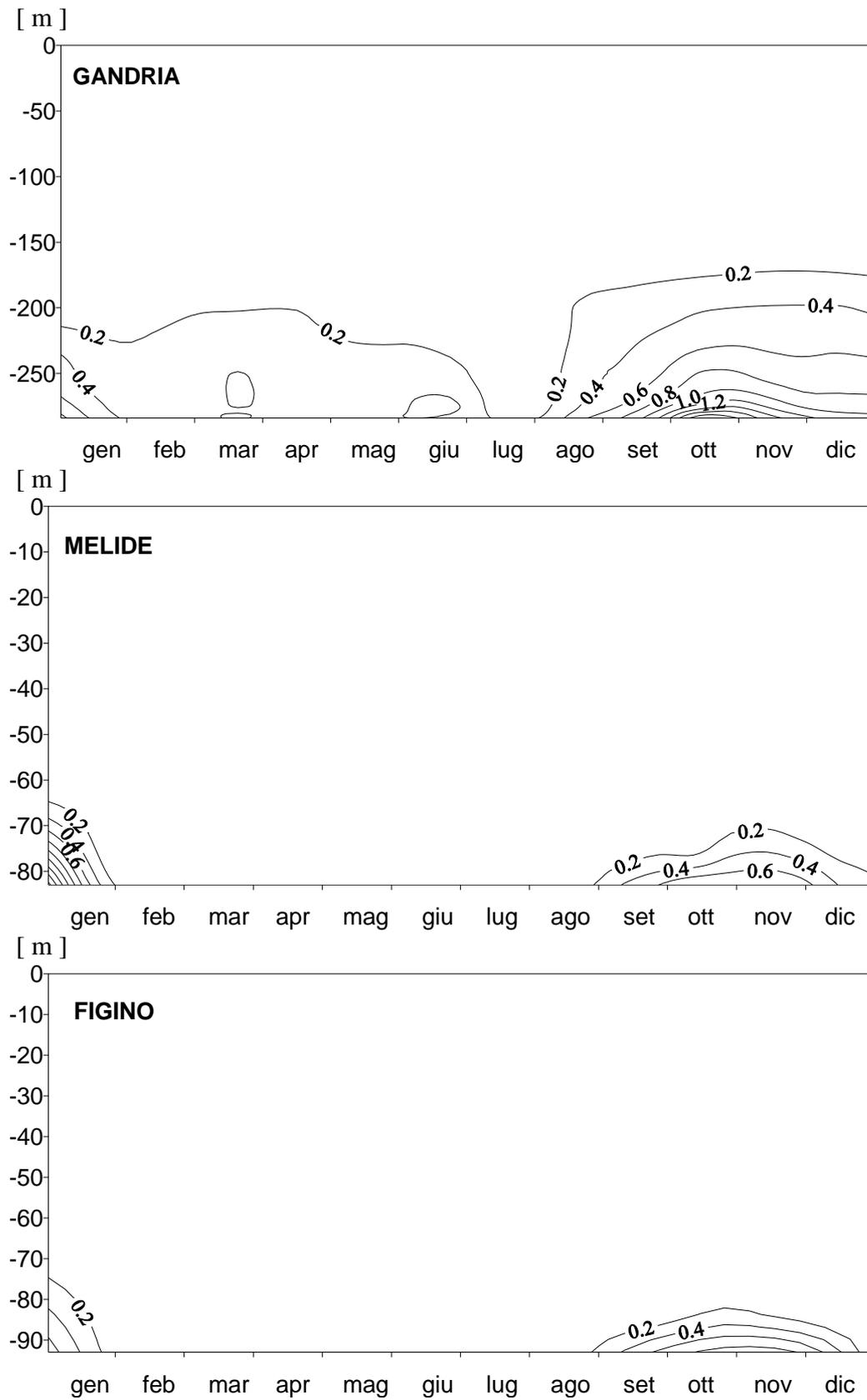


Fig. 5.14. Lago di Lugano, 2010: andamento del metano [g m^{-3}].

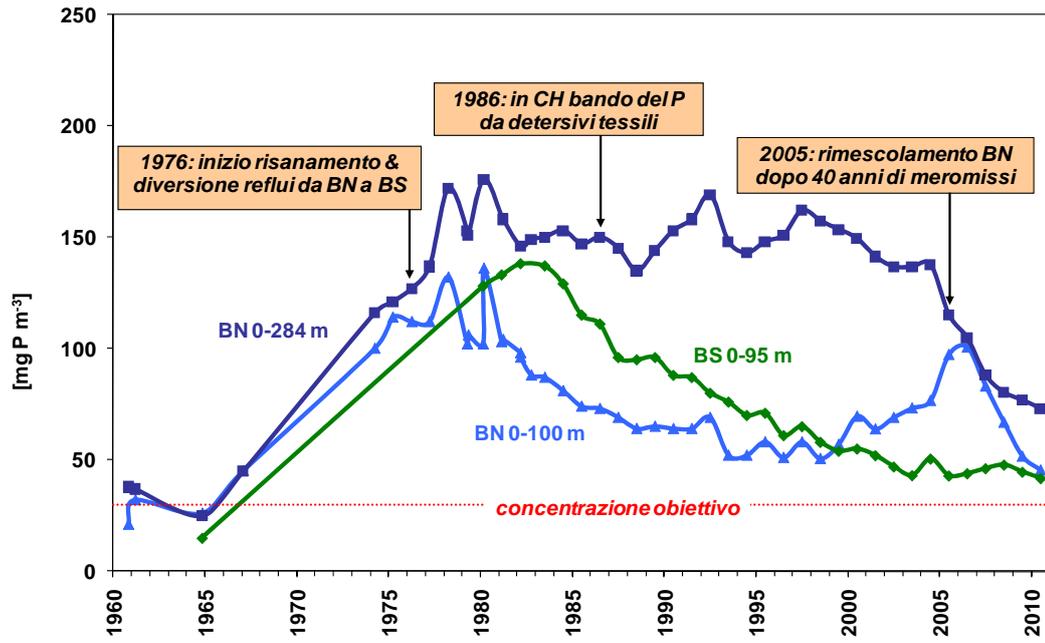


Fig. 5.15. Lago di Lugano, 1960-2010: evoluzione della concentrazione media annua del fosforo totale nel bacino sud (BS) ed in differenti strati del bacino nord (BN).

6. INDAGINI SUL FITOPLANCTON

6.1. Struttura dei popolamenti

Nel corso del 2010 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.

Come di consueto, l'evoluzione stagionale del popolamento fitoplanctonico presenta differenze significative tra i due bacini del lago, soprattutto nel corso del secondo semestre.

Favorito da un buon rimescolamento invernale della colonna d'acqua, il periodo vegetativo ha preso avvio con un rapido sviluppo di specie piccole dimensioni appartenenti ai gruppi tassonomici tipicamente primaverili (quest'anno in soprattutto diatomee), particolarmente adatte a sfruttare al meglio l'apporto di nutrienti algali dagli strati profondi verso la zona trofogenica. Ad esse sono succedute diatomee coloniali e filamentose, più voluminose e scarsamente edibili, che in aprile hanno raggiunto livelli di densità di assoluto rilievo. Il progressivo esaurimento dei nutrienti algali negli strati superficiali ha dapprima favorito lo sviluppo in profondità di specie filamentose con basse esigenze luminose, appartenenti alle xantoficee ed alle cianoficee, ed in seguito ha contribuito a mantenere i popolamenti estivi delle cloroficee su livelli di densità contenuti, soprattutto nel bacino nord. Con l'avvento dell'autunno quest'ultimo gruppo tassonomico ha fatto registrare ancora una certa ripresa nel bacino sud.

L'analisi dei principali gruppi tassonomici evidenzia il perdurare della scarsità di **cianoficee** in tutto il lago, che hanno raggiunto densità di un certo rilievo unicamente con le specie filamentose *Aphanizomenon flos-aquae* (giugno) e *Planktothrix rubescens* (luglio in tutto il lago; ottobre nel bacino sud).

Come di consueto, le **diatomee** hanno rappresentato la componente predominante nel corso del primo semestre, dapprima con specie centriche (marzo-aprile) e quindi con specie pennate (aprile-giugno). Durante il secondo semestre questo gruppo si è assestato su valori di densità modesti, fatta eccezione per una breve coda di sviluppo di *Tabellaria fenestrata* in luglio, limitatamente al bacino sud. Fra le centriche sono risultate particolarmente abbondanti *Stephanodiscus parvus/ minutulus*, di piccole dimensioni, e *Aulacoseria islandica ssp. helvetica*, specie coloniale filamentosa di grandi dimensioni, mentre fra le pennate hanno raggiunto valori di densità rilevanti le specie coloniali *Asterionella formosa*, e in misura minore *Fragilaria crotonensis*.

Rispetto all'anno precedente sono risultate in ulteriore calo le **cloroficee**, la cui fase principale di sviluppo si è estesa dal periodo estivo fino all'autunno: fra di esse hanno fatto registrare punte di densità elevate unicamente le due specie clorococcali *Sphaerocystis schræteri* (agosto-settembre nel bacino nord; luglio-ottobre nel bacino sud) e *Celastrum polychordum*, quest'ultima solo in ottobre e nelle stazioni del bacino sud.

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, è stata rilevata con un certo ritardo (aprile-maggio), e non ha raggiunto valori particolarmente elevati; in seguito si sono osservate altre punte di entità simile nel corso dell'estate, fino al mese d'agosto.

Per quanto concerne i restanti gruppi, si sono mantenute su modesti livelli sia le **coniugatoficee** sia le **peridinee**; le **crisoficee** hanno avuto una breve fase di sviluppo in giugno con *Uroglena skujae*, mentre le **xantoficee**, con *Tribonema sp.*, hanno confermato la loro presenza in tutto il lago tra marzo ed agosto, facendo registrare la punta massima di densità puntualmente nel corso del mese di maggio.

La tabella 6.1., che riporta i valori di densità delle principali specie fitoplanctoniche nel corso del 2010, 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, 2010: sviluppo delle principali specie di fitoplancton nello strato 0-20 m (densità in 10^6 cellule l^{-1}).

	GANDRIA	MELIDE	FIGINO
marzo	Stephanodiscus parvus/min. (1.6)	Stephanodiscus parvus/min. (2.9)	Stephanodiscus parvus/min. (8.5)
aprile	Aulacoseria islandica helv. (1.6) Asterionella formosa (2.5)	Aulacoseria islandica helv. (2.3) Asterionella formosa (1.4)	Aulacoseria islandica helv. (3.2) Asterionella formosa (3.5) Rhodomonas (0.6)
maggio	Tribonema (1.8) Rhodomonas (0.9)	Tribonema (2.3) Rhodomonas (0.6)	Tribonema (0.7) Rhodomonas (0.5)
giugno	Aphanizomenon flos-aquae (3.9) Fragilaria crotonensis (0.7) Tabellaria fenestrata (0.2) Rhodomonas (0.7)	Aphanizomenon flos-aquae (4.1) Fragilaria crotonensis (0.9) Tabellaria fenestrata (0.2) Rhodomonas (0.8)	Aphanizomenon flos-aquae (4.1) Fragilaria crotonensis (1.2)
luglio	Planktothrix rubescens (4.7)	Planktothrix rubescens (4.3) Sphaerocystis schroeteri (1.2) Gemelliscystis lacustris (0.1)	Planktothrix rubescens (5.0) Sphaerocystis schroeteri (1.4) Tabellaria fenestrata (0.6)
agosto	Sphaerocystis schroeteri (2.8)	Sphaerocystis schroeteri (1.4) Scenedesmus ecornis (0.1) Pandorina morum (0.1) Snowella lacustris (1.2) Rhodomonas (0.8)	Sphaerocystis schroeteri (1.1) Scenedesmus ecornis (0.1) Pandorina morum (0.1) Snowella lacustris (0.9) Rhodomonas (0.8)
settembre	Sphaerocystis schroeteri (3.1)	Sphaerocystis schroeteri (0.7)	Sphaerocystis schroeteri (1.1) Pandorina morum (0.1) Chroococcus limneticus (0.1)
ottobre	Cyclotella spp. (0.1)	Cyclotella spp. (0.4) Sphaerocystis schroeteri (0.3) Coelastrum polychordum (1.0) Snowella lacustris (3.6) Planktothrix rubescens (3.0)	Cyclotella spp. (0.5) Sphaerocystis schroeteri (0.5) Coelastrum polychordum (0.7) Snowella lacustris (1.5) Planktothrix rubescens (3.9) Microcystis flos-aquae (4.0)

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: 0.94 g m⁻³**; **Melide: 0.98**; **Figino: 1.22**) sono risultati in leggera ripresa rispetto all'anno precedente, pur rimanendo fra i più bassi dell'intero periodo d'indagine, soprattutto a Gandria e Melide.

La curva della biomassa algale presenta un andamento simile nelle tre stazioni di campionamento, anche se nel bacino nord l'inizio del periodo vegetativo risulta leggermente anticipato rispetto a quello sud. Come si può facilmente osservare dalla grafica, il contributo principale al dato annuo è stato fornito dalle diatomee, che nel corso del mese d'aprile hanno fatto registrare la principale fase di sviluppo: i massimi annui sono risultati molto simili tra Gandria e Melide (3.67 – 3.72 g m⁻³) e nettamente più elevati a Figino (6.72 g m⁻³). A partire da giugno i valori hanno iniziato a calare, come conseguenza del progressivo esaurimento dei nutrienti nello strato trofogeno: di fatto questa tendenza risulta più evidente nel bacino nord, gravato da un carico esterno limitato, rispetto alle stazioni del bacino sud (in particolare Figino), in cui confluisce durante tutto l'anno il carico residuo di nutrienti rilasciato dalle infrastrutture di depurazione delle acque reflue (reti di canalizzazione, impianti).

Un'analisi più dettagliata degli andamenti nelle singole stazioni permette d'individuare a Gandria (bacino nord) due fasi di crescita della biomassa algale: la principale (marzo-aprile) è costituita quasi esclusivamente da diatomee (*Aulacoseria islandica ssp.helvetica*, *Asterionella formosa*), mentre la seconda (giugno), meno marcata, da diatomee (*Fragilaria crotonensis*) e xantoficee (*Tribonema sp.*, riportata graficamente nella categoria "altre"). Il secondo semestre è caratterizzato dalla presenza contemporanea di tutti i principali gruppi tassonomici, con un predominio delle cloroficee ed una progressiva riduzione delle diatomee.

Nelle due stazioni del bacino sud i valori di biomassa presentano un andamento simile, contraddistinto da quattro fasi di crescita, durante le quali le diatomee hanno sempre fornito un importante contributo, se pur decrescente con il passare dei mesi: dopo la menzionata fase principale primaverile (aprile), se ne sono susseguite altre due, più contenute, nel corso dell'estate (giugno, luglio), con un preponderante contributo delle diatomee (*Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria fenestrata*) ed uno minore delle cloroficee (*Sphaerocystis Schroeteri*) e delle cianoficee (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix rubescens*); infine nel corso dell'autunno (ottobre) si è registrata un'ultima fase di sviluppo, caratterizzata dalla presenza simultanea di cloroficee coccali (*Coelastrum polychordum*), diatomee centriche (*Cyclotella ocellata*, *Cyclotella sp.*) e cianoficee coccali (*Snowella lacustris* e *Microcystis flos-aquae*, quest'ultima specie solo a Figino).

Sotto l'aspetto della composizione percentuale della biomassa algale (valore medio annuo, Fig. 6.2.2.), nel 2010 le diatomee hanno consolidato ulteriormente la loro predominanza in tutto il lago, superando il 40% nelle stazioni di Gandria e Melide, e sfiorando il 60% a Figino: si tratta dei valori più elevati dell'ultimo ventennio, e nel caso di Figino il massimo assoluto dell'intero periodo d'indagine. Ulteriori quote di un certo rilievo sono costituite dalle criptoficee (Gandria 17%, Melide 13%, Figino 10%), dalle cianoficee e dalle peridinee (entrambi confermate attorno al 10% in tutto il lago).

In netto calo sono risultate le cloroficee, scese dovunque al di sotto della soglia del 10% e vicine ai minimi dell'intero periodo d'osservazione nelle stazioni del bacino sud, mentre tendenzialmente in crescita appaiono le xantoficee, la cui unica specie presente nel lago (*Tribonema sp.*), pur con una fase di sviluppo limitata ai 3-4 mesi centrali dell'anno, è arrivata a rappresentare oltre il 4% della biomassa complessiva annua nelle stazioni di Gandria e Melide.

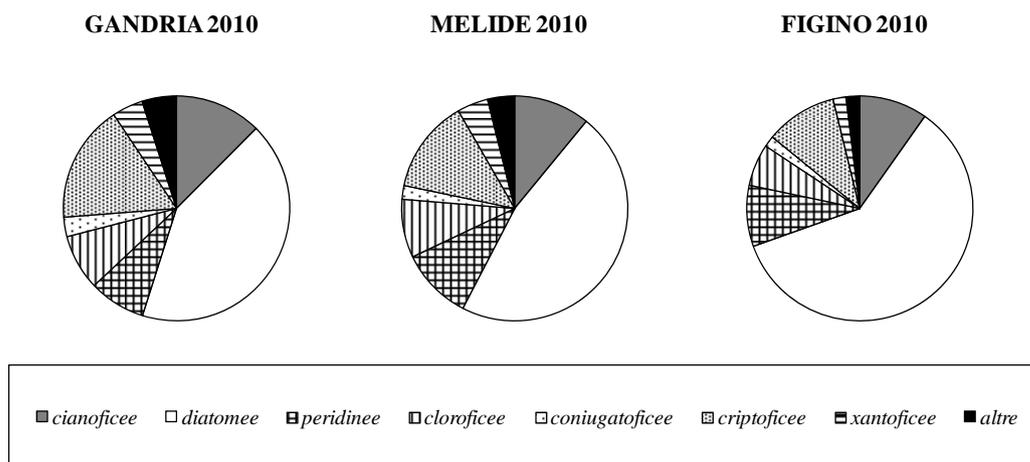


Fig. 6.2.2. Lago di Lugano, 2010: composizione della biomassa media annua del fitoplancton.

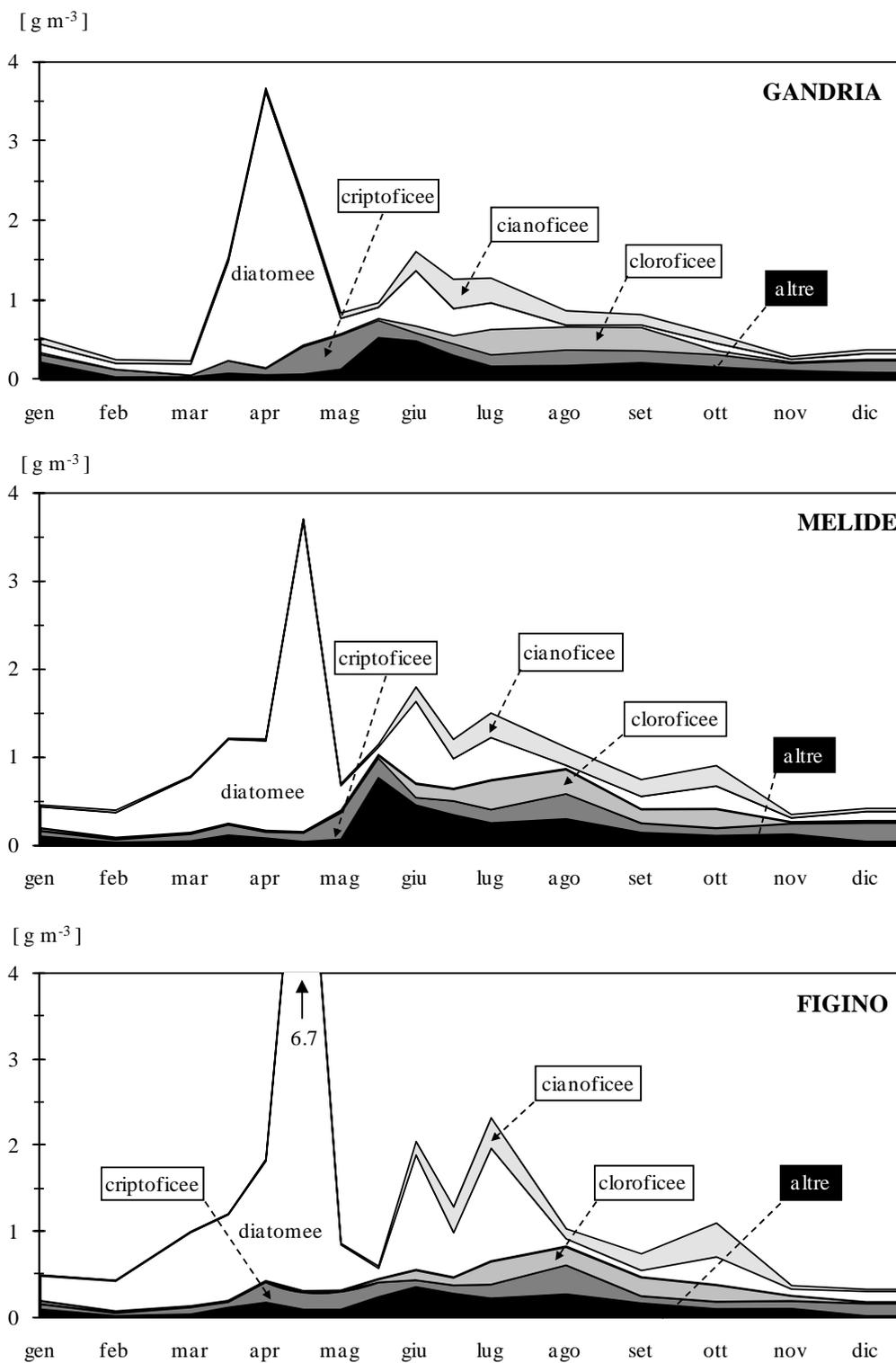


Fig. 6.2.1. Lago di Lugano, 2010: andamento delle biomasse cumulate del fitoplancton (peso fresco).

6.3. Clorofilla

Quale fondamentale complemento nelle indagini sull'evoluzione dei popolamenti fitoplanctonici, nel corso del 2010 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 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 la rapida evoluzione della biocenosi planctonica, dal mese di maggio fino alla fine d'ottobre la raccolta di campioni lungo il profilo verticale ha assunto una frequenza quindicinale: ciò che permette di evidenziare meglio la tendenza dei popolamenti algali a stratificarsi in profondità (8-12 m) durante la fase di stagnazione estiva delle acque.

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 principale fase di sviluppo algale si sia verificata durante il periodo primaverile, ed abbia riguardato quasi tutta la colonna d'acqua campionata: nel bacino nord essa si è manifestata all'inizio d'aprile, mentre in quello sud circa quindici giorni dopo. Nelle due stazioni di quest'ultimo bacino si osserva inoltre già alla fine di marzo la presenza di un ulteriore segnale (più marcato a Figino rispetto a Melide), riconducibile all'importante popolamento di piccole diatomee centriche. Durante questo periodo le concentrazioni di clorofilla hanno raggiunto i massimi in tutte le stazioni (Gandria: 29 mg m⁻³; Melide: 24 mg m⁻³; Figino: 38 mg m⁻³).

Dopo il drastico calo dei valori nel corso di maggio, favorito dalla rapida sedimentazione delle grosse diatomee e dall'incremento dell'attività di grazing da parte dello zooplancton erbivoro, i mesi successivi hanno fatto registrare una generale ripresa che localizzata soprattutto negli strati più profondi dell'epilimnio. Le punte di concentrazione del periodo estivo sono state infatti misurate in luglio nelle stazioni del bacino sud (19 mg m⁻³), in prossimità del termocline (10-12.5 m).

Il periodo vegetativo si è poi concluso con la fase di crescita del popolamento di cloroficee coccali, concentrata negli strati superiori della colonna d'acqua (0-8 m), che ha comportato una ripresa dei valori di clorofilla fino attorno a 12 mg m⁻³ (bacino nord: settembre; bacino sud: settembre-ottobre).

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 di base 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 particolato, costituito in larga misura dalla biomassa fitoplanctonica.

I dati rilevati nel corso del 2010 coincidono solo parzialmente con l'andamento delle isoplete della clorofilla, in particolare per quanto riguarda i massimi primaverili, per i quali non il segnale di torbidità risulta molto attenuato, soprattutto a Gandria. Durante il periodo estivo, in cambio, nello strato 0-20 m i valori di torbidità si sono mantenuti costantemente elevati (con massimi di 10-12 FTU in luglio, tra 5 e 10 m di profondità), a fronte di una densità piuttosto modesta dei popolamenti planctonici.

Dovendo escludere che si tratti di un segnale correlato con la presenza di materiale particolato di natura biotica, è possibile ipotizzare che la torbidità rilevata in questo periodo sia da mettere in relazione con la formazione di elevati quantitativi di calcite biogenica nell'epilimnio lacustre, in seguito all'intensa attività fotosintetica degli organismi algali. Quest'ipotesi permetterebbe inoltre di spiegare l'insorgere della forte opalescenza e colorazione turchese delle acque lacustri, che si ripresenta ormai da alcuni anni durante il periodo estivo [CIPAIS....].

- 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 rappresentano in tutte le stazioni il massimo annuo (**Gandria: 18, Melide: 17, Figino: 23 mg m⁻³**), coincidono con la fase iniziale di sviluppo primaverile delle diatomee, risultando sostanzialmente in linea con i valori degli ultimi anni a Gandria e Melide, e tendenzialmente in crescita a Figino. Nel corso del secondo semestre i valori sono andati progressivamente calando (tranne una breve ripresa in settembre) fino a raggiungere in novembre gli stessi livelli minimi rilevati in febbraio, prima dell'avvento del periodo vegetativo.

Le concentrazioni **medie annue** di clorofilla del 2010 (**Gandria: 5.5 mg m⁻³, Melide: 5.7 mg m⁻³, Figino: 6.3 mg m⁻³**) si mantengono sostanzialmente in linea con l'andamento degli ultimi 7 anni, contraddistinto da un generale livellamento verso il basso dei valori: nelle stazioni del bacino sud si tratta del valore più basso rilevato sull'arco dell'intero periodo d'osservazione.

Nonostante una lieve tendenza al riavvicinamento tra Gandria e Melide, il dato della clorofilla conferma il crescente gradiente trofico fra le tre stazioni lungo l'asse di deflusso del lago.

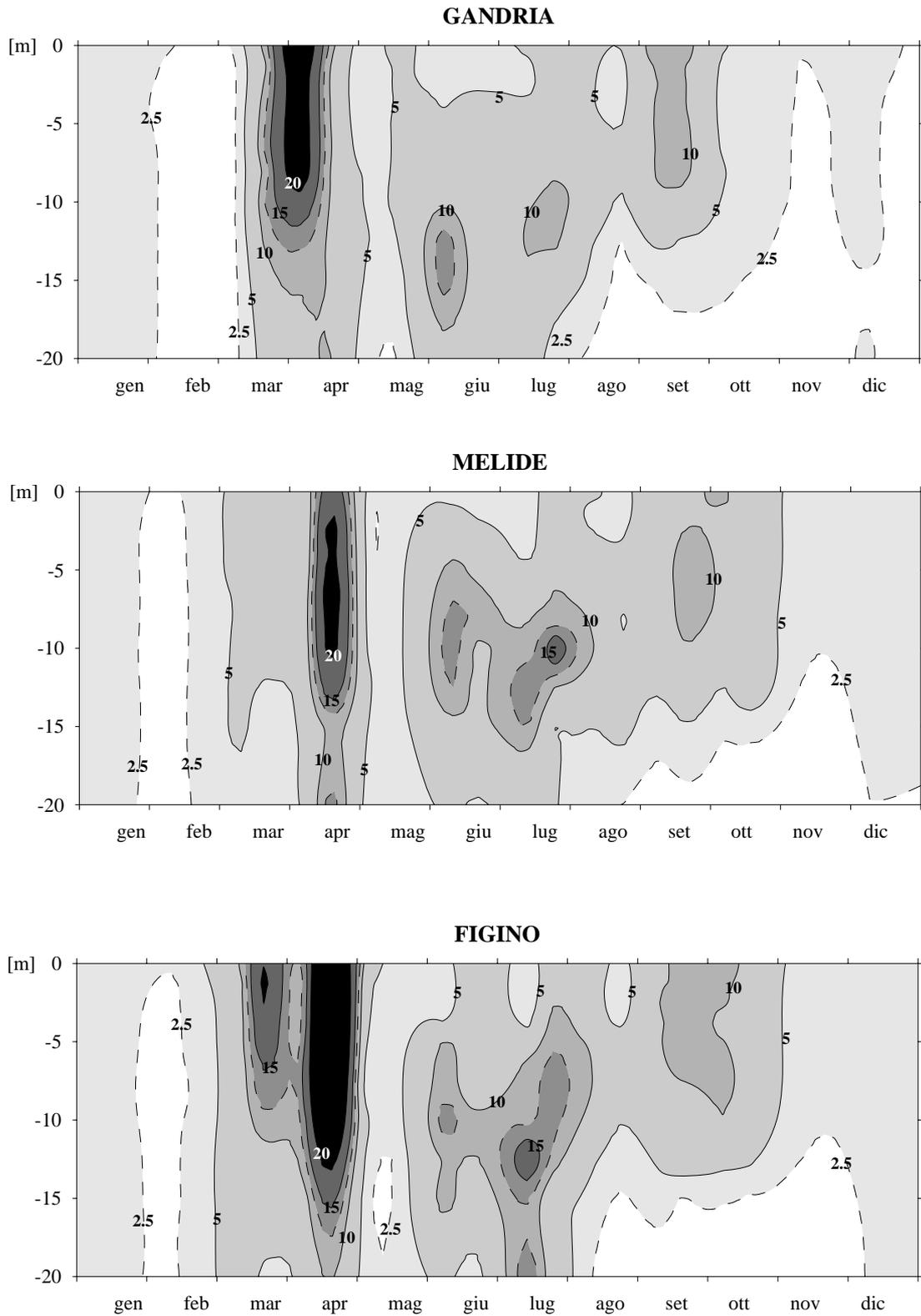


Fig. 6.3.1. Lago di Lugano, 2010: isolinee della clorofilla a [mg m^{-3}]

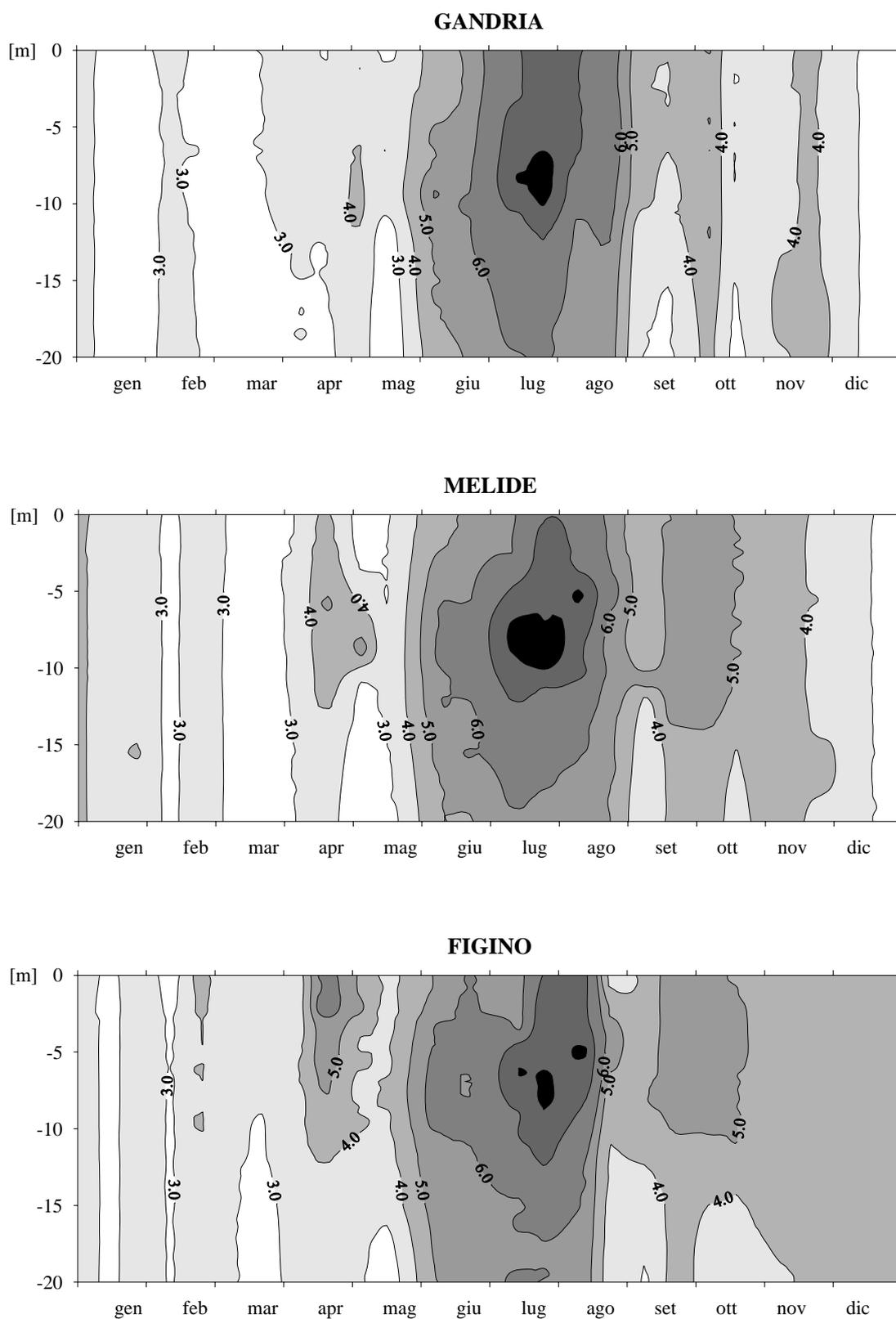


Fig. 6.3.2. Lago di Lugano, 2010: isolinee dei valori di torbidità dell'acqua [FTU]

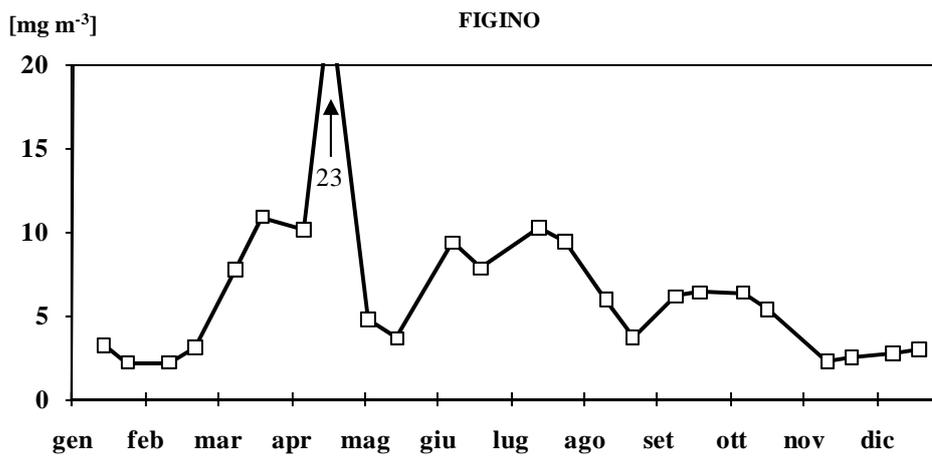
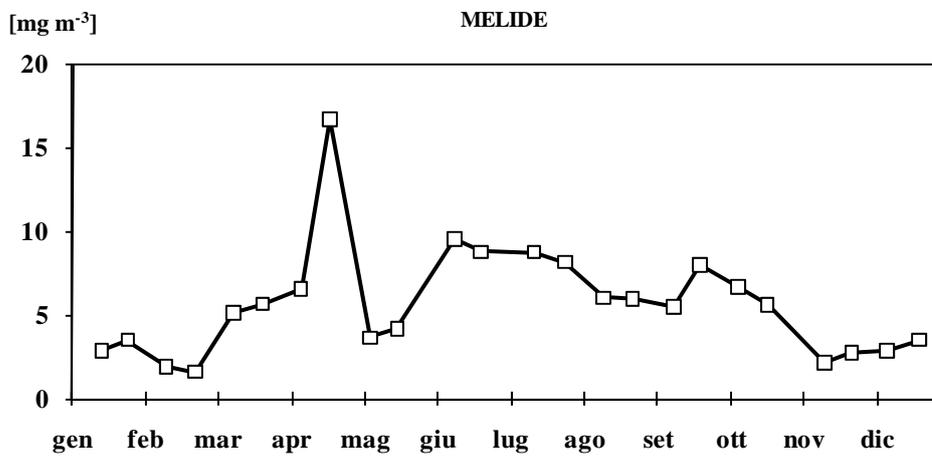
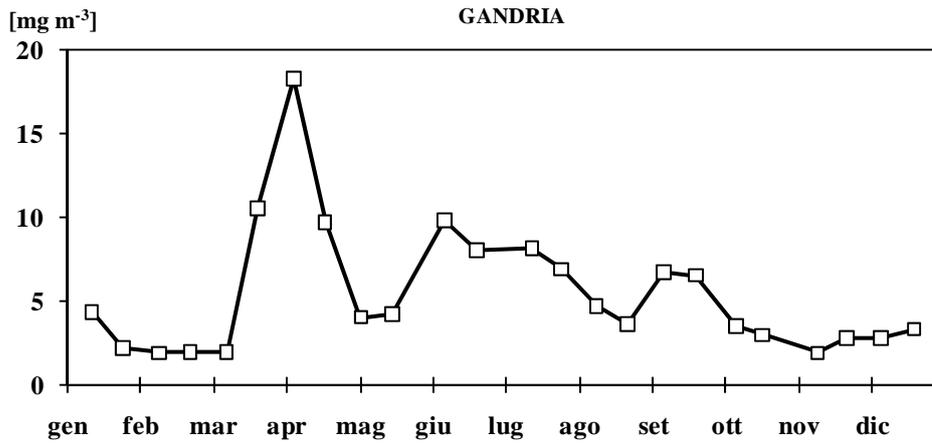


Fig. 6.3.3. Lago di Lugano, 2010: andamento della clorofilla *a* nello strato 0-20 m [mg m⁻³].

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 [9]. 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., in diverse occasioni le misure effettuate nel corso del 2010 sono coincise con giornate d'irraggiamento deficitario: particolarmente sfavorevoli, sotto quest'aspetto, sono risultate le condizioni di maggio e settembre a Gandria, di marzo a Melide, di maggio e ottobre a Figino. Di conseguenza, per quanto si riferisce all'influsso delle condizioni dell'irraggiamento solare sul valore annuo di produzione primaria, il dato del 2010 potrebbe risultare generalmente sottostimato, a Gandria e Figino all'incirca del 20%, a Melide del 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 il grado di penetrazione della luce è risultato costantemente elevato (>20 m) durante il periodo invernale fino al mese di marzo incluso, per poi calare rapidamente in aprile (10.4 m) in concomitanza con l'avvio della fase di crescita del fitoplancton primaverile. Il limite della zona eufotica, sceso momentaneamente oltre 17 m in maggio per effetto del grazing del fitoplancton da parte dello zooplancton erbivoro, si è progressivamente innalzato fino ad agosto (minimo annuo: 10.3 m), per poi scendere gradualmente nel corso dell'ultimo quadrimestre, tornando a superare la soglia dei 20 m in dicembre.

Nelle stazioni del bacino sud la riduzione dello strato eufotico provocata dallo sviluppo primaverile del fitoplancton, osservato già a partire da marzo, non si è manifestata in maniera altrettanto netta, ed è stata preceduta da una momentanea fase d'intorbidamento delle acque in febbraio, legata ai processi d'ossidazione e flocculazione delle sostanze ridotte riportate in superficie nel corso del rimescolamento invernale. I valori $Z_{1\%}$ si sono mantenuti abbastanza stabili (< 15 m) durante l'intero periodo vegetativo, in progressivo calo fino a raggiungere i minimi annui in agosto a Figino (8.3 m) ed in ottobre a Melide (9.3 m).

La penetrazione massima della luce, che come al solito viene misurata nei mesi invernali, ha raggiunto la profondità di 23.2 m a Gandria nella prima decade di marzo, di 18.9 m a Melide in dicembre, e soltanto di 15.1 m a Figino in gennaio.

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 2010 (**Gandria: 16.0 m, Melide: 12.8 m, Figino: 11.5 m**) si situano tra i più bassi dell'intero periodo d'osservazione, a conferma di una tendenza generalizzata al miglioramento della **trasparenza** delle acque lacustri, evidenziata anche dal dato medio annuo rilevato con il disco di Secchi (**Gandria: 8.8 m, Melide: 7.3 m, Figino: 6.4 m**).

- 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 2010. 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 un mese d'anticipo nel bacino sud rispetto a quello nord, in particolare a Figino, dove si registra un massimo primaverile, anche se piuttosto contenuto, già in marzo ($1.0 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$). A Gandria e Melide la fase di produzione primaverile è risultata decisamente più marcata, ed ha fatto registrare i massimi annui in aprile (rispettivamente 1.8 e $1.9 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

Elevati valori di produzione sono stati misurati nei mesi di luglio e agosto nel bacino nord, e di luglio e settembre nel bacino sud: per la stazione di Figino il valore di luglio costituisce il massimo annuo ($1.3 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

Complessivamente il 2010 si è contraddistinto per una generale diminuzione dell'attività produttiva primaria del lago, che ha visto scendere i valori annui di **produzione areale** (stimata come di consueto sulla base delle 12 misure giornaliere effettuate a scadenza mensile: **Gandria: 212; Melide: 266; Figino 242 $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$**) attorno ai minimi dell'intero periodo d'indagine, ma che si è manifestata soprattutto nei valori della **produttività annua** (**Gandria: 17.6; Melide: 22.8; Figino: 22.8 $\text{g C m}^{-3} \text{a}^{-1}$**), improvvisamente calata del 45% circa nel bacino nord e del 30-40% nel bacino sud rispetto all'ultimo decennio. Pur tenendo conto dell'errore di stima legato alle misurazioni effettuate in condizioni d'irraggiamento particolarmente sfavorevoli, come precedentemente indicato, questo dato costituisce un segnale non trascurabile nell'analisi dell'evoluzione trofica del lago, segnale che concorda anche con quanto osservato nell'andamento degli indicatori della biomassa algale.

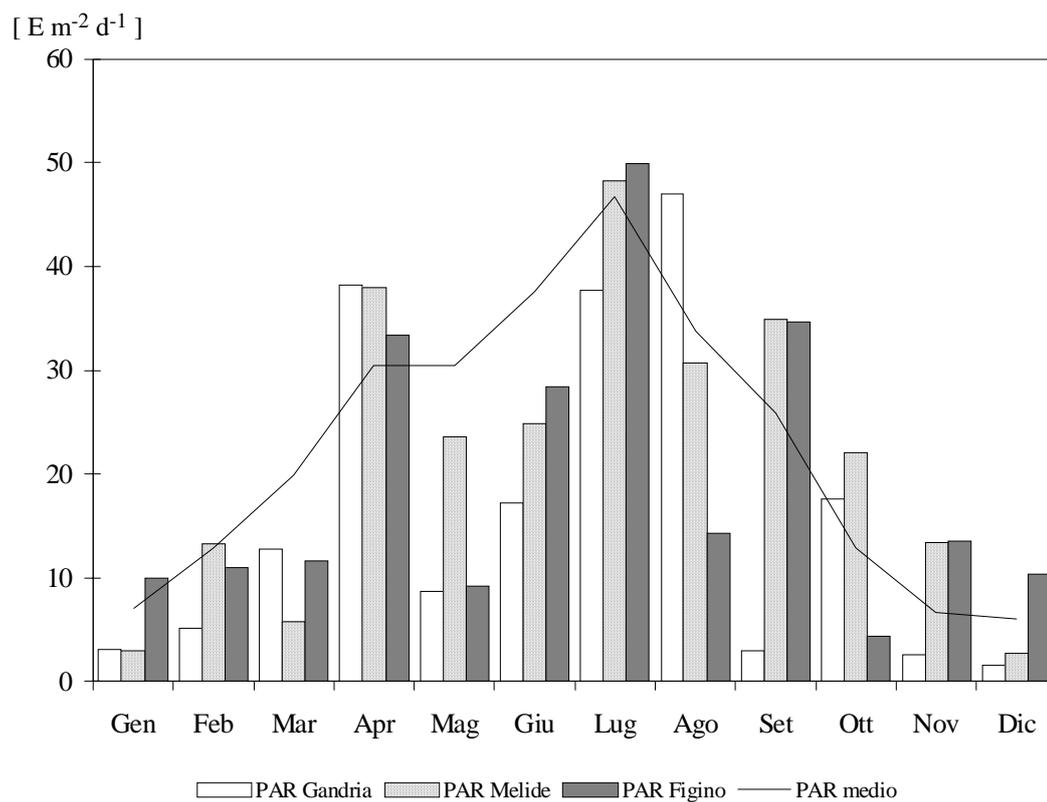


Fig. 6.4.1. Lago di Lugano, 2010: confronto tra i valori PAR medi mensili (linea continua) ed i valori PAR giornalieri dei giorni di campionamento nelle stazioni di Gandria, Melide e Figino.

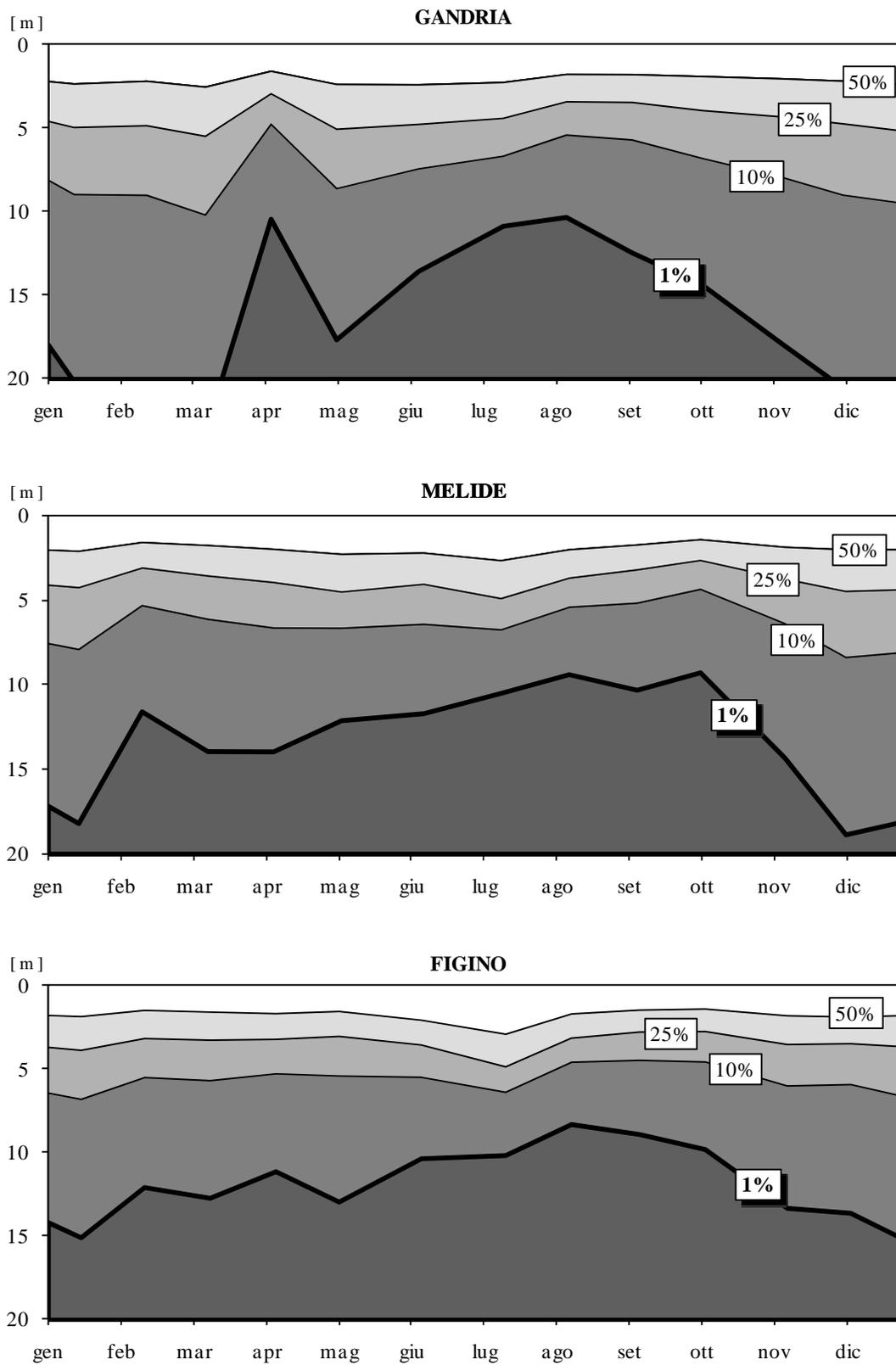


Fig. 6.4.2. Lago di Lugano, 2010: isolinee della trasmissione della radiazione fotosintetica [% PAR].

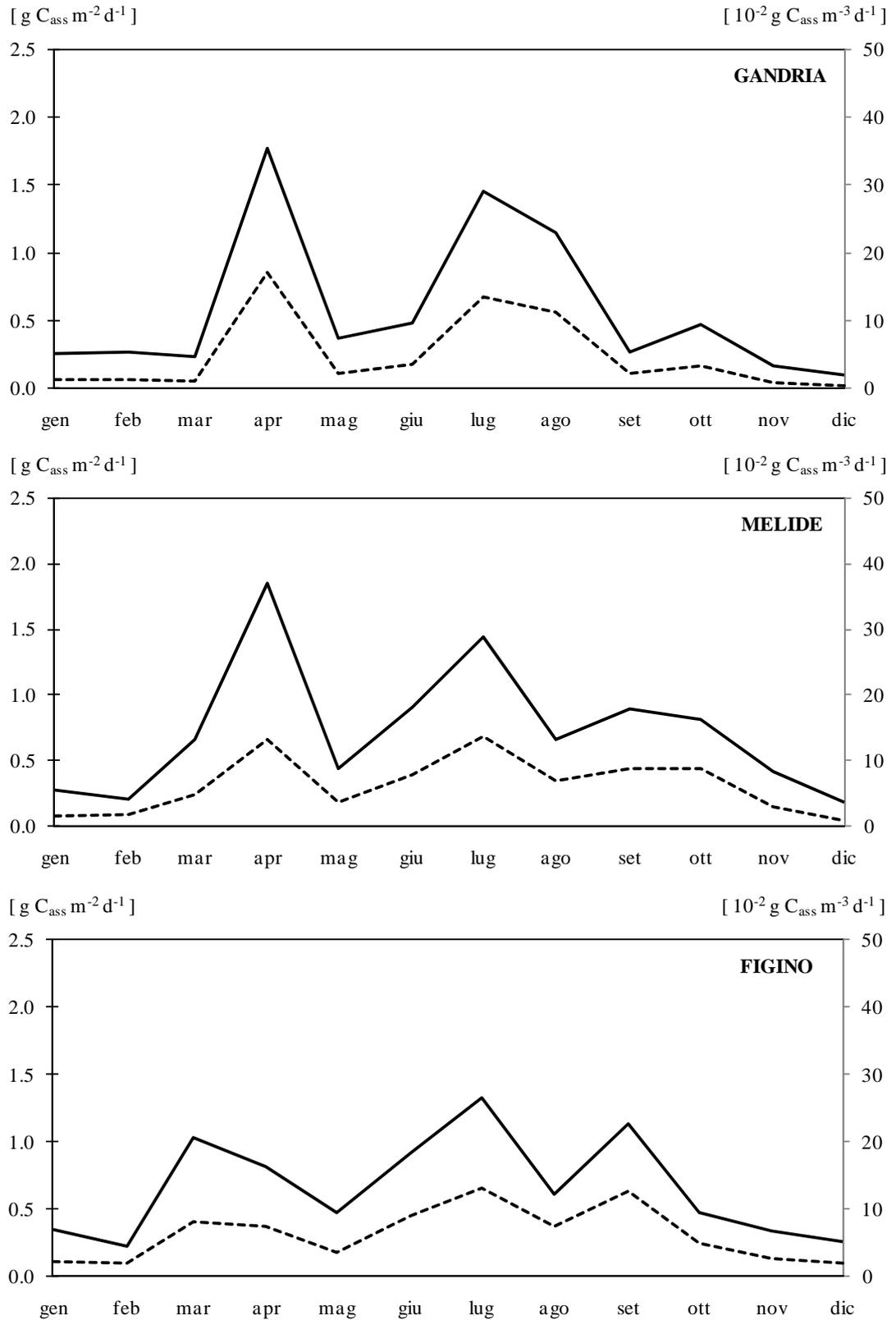


Fig. 6.4.3. Lago di Lugano, 2010: andamento della produzione primaria areale (linea continua; $\text{g C}_{\text{ass}} \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) e della produttività nello strato trofogeno (linea tratteggiata; $\text{g C}_{\text{ass}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$).

7. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON

Le indagini sui popolamenti zooplanctonici sono proseguite nelle tre stazioni principali del Lago di Lugano nel corso del 2010. I campionamenti sono stati eseguiti 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. Dumont et al., 1975).

7.1. Densità dei popolamenti

Nella Fig. 7.1. è riportato l'andamento dei valori cumulati di densità dello zooplancton da crostacei, 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 che si riferiscono 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, risulta in crescita rispetto all'anno precedente nelle stazioni di Gandria e Melide, ma in netto calo a Figino (Gandria: 0.97; Melide: 1.09; Figino 0.85×10^6 ind m^{-2}).

L'andamento stagionale presenta a Gandria valori di densità contenuti in primavera, equamente ripartiti tra cladoceri, calanoidi e ciclopidi. La prima impennata dei valori si registra in maggio, in seguito all'incremento dei copepodi, e in particolare dei calanoidi, che in questo periodo hanno raggiunto il loro massimo annuale. Dopo un momentaneo periodo di forte calo nella seconda metà di giugno, il popolamento zooplanctonico è tornato rapidamente ai consueti livelli estivi, dapprima con i ciclopidi, ed in seguito, (agosto-settembre) con una marcata fase di sviluppo dei cladoceri, rimasti fino allora piuttosto scarsi. Negli ultimi mesi dell'anno sono risultati nuovamente predominanti i calanoidi, mentre sono scesi ai minimi annui i cladoceri.

A Melide il quadro dei tre gruppi considerati ricalca quello di Gandria, anche se con un maggior contributo dei cladoceri in primavera ed uno minore in estate. A Figino il popolamento di cladoceri è risultato estremamente ridotto durante i primi 5 mesi dell'anno, e piuttosto modesto anche durante l'intero periodo estivo; per quanto riguarda i copepodi, i ciclopidi sono risultati nettamente più scarsi rispetto alle altre due stazioni, mentre i calanoidi si sono mantenuti costantemente su discreti livelli.

Come di consueto i **copepodi** hanno costituito la frazione più abbondante del lago, soprattutto in forza dell'elevato numero di forme larvali (naupli) e giovanili (copepoditi). Fra i ciclopidi, *Cyclops abyssorum* si conferma la specie principale del lago: al momento di massimo sviluppo (a Gandria in aprile, a Melide in maggio, a Figino in giugno-luglio) questa specie ha fatto

registrare quest'anno valori contenuti di densità. Per quanto riguarda *Thermocyclops crassus*, i valori di densità più elevati sono stati misurati in agosto, risultando nettamente più abbondanti a Melide rispetto a Gandria, e a Gandria rispetto a Figino. Dello stesso ordine di grandezza è risultato il popolamento di *Mesocyclops leuckartii*, con una distribuzione dei valori piuttosto omogenea durante l'intero periodo vegetativo.

L'unico rappresentante dei calanoidi, *Eudiaptomus gracilis*, si è mantenuto in tutto il lago su livelli di densità piuttosto costanti durante tutto l'anno, con punte di sviluppo in novembre nel bacino nord, ed in gennaio e giugno nelle due stazioni del bacino sud.

Oltre a confermare il loro periodo di maggior sviluppo nel corso dei mesi estivi, in concomitanza con l'accresciuta disponibilità di fitoplancton edibile (clorofitococci), i **cladoceri** hanno fatto registrare valori di densità di un certo rilievo anche in aprile nelle stazioni di Gandria e Melide, grazie al contributo di *Daphnia hyalina*: sia questa specie, sia *Diaphanosoma brachiurum* (specie tardo-estiva) sono comunque risultate in ulteriore calo rispetto all'anno precedente, soprattutto a Figino. Sostanzialmente stabile è invece risultato il popolamento di *Eubosmina coregoni*, la cui principale fase di sviluppo, (settembre-ottobre), è risultata particolarmente marcata nella stazione di Gandria, dove ha contribuito in misura determinante alla punta massima annua di densità.

Il popolamento di *Leptodora kindtii*, l'unico cladocero carnivoro del lago, si è confermato su livelli piuttosto modesti, ed ha raggiunto il suo massimo nella seconda metà del mese di giugno, in tutto il lago.

7.2. Biomassa zooplanctonica

Nonostante il livello numerico dei popolamenti abbia fatto registrare una leggera ripresa nelle stazioni di Gandria e Melide, i valori **medi annui** di biomassa sono risultati dappertutto nuovamente in calo rispetto agli anni precedenti, in particolar modo a Figino, dove sono scesi ai minimi dell'intero periodo d'osservazione (**Gandria: 2.9 g m⁻²; Melide: 2.9 g m⁻²; Figino 2.1 g m⁻²**).

Come illustrato dall'andamento stagionale dei valori (Fig. 7.2.), i valori massimi annuali sono stati misurati in momenti diversi nelle tre stazioni, e non hanno mai raggiunto livelli di rilievo.

A Gandria si osserva una punta principale in settembre (4.5 g m⁻²), e tre più contenute in luglio (4.2 g m⁻²), aprile (3.9 g m⁻²) e giugno (3.8 g m⁻²); a Melide se ne osservano due, di cui la principale in aprile (5.4 g m⁻²) e la seconda in agosto (4.7 g m⁻²); a Figino i massimi sono risultati ancor più modesti, e corrispondono ai mesi di giugno ed agosto (3.6 g m⁻²). Durante l'intero periodo vegetativo il contributo preponderante è stato fornito dalla biomassa dei cladoceri, in particolare di *Daphnia hyalina* (in aprile a Gandria e Melide, in giugno a Figino, in luglio a Gandria, in agosto a Melide e Figino), mentre molto modesto è risultato quest'anno il popolamento di *Diaphanosoma brachiurum*, la cui biomassa non ha mai superato 0.5 g m⁻². Solamente nella stazione di Gandria, inoltre, un contributo rilevante di biomassa è stato fornito

da *Eubosmina coregoni*, che in settembre ha raggiunto la fase di massimo sviluppo (0.9 g m^{-2}).

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, per i carnivori si tratta soprattutto degli stadi adulti dei copepodi ciclopidi.

Dal confronto dei valori medi annui, si osserva che nel 2010 la componente erbivora risulta nettamente maggiore a Gandria e Melide (2.4 g m^{-2}) rispetto a Figino (1.6 g m^{-2}), mentre i carnivori, in netto calo per la contrazione del popolamento di ciclopidi, risultano presenti su livelli simili in tutte le stazioni ($0.4\text{-}0.5 \text{ g m}^{-2}$).

La curva della successione temporale delle due componenti (valori percentuali; Fig. 7.3.) permette di evidenziare le differenze nella dinamica stagionale nelle tre stazioni di campionamento. In generale si osserva una diminuzione della componente erbivora, in particolare quella costituita da cladoceri, a vantaggio di quella carnivora, costituita quasi esclusivamente da copepodi, lungo l'asse di deflusso del lago, da Gandria a Figino: gli erbivori rappresentano infatti tra il 77% ed il 96% della biomassa dello zooplancton da crostacei a Gandria, tra il 73% ed il 92% a Melide, e tra il 60% ed l'86% a Figino. All'interno di questa componente si riscontrano quote di assoluta predominanza (>50%) per i copepodi soprattutto durante i mesi invernali (nel bacino nord a gennaio e da novembre via, nel bacino sud fino a febbraio e da ottobre via); per i cladoceri invece durante il periodo vegetativo (con punte di 75% a Gandria, di 72% a Melide, di 60% a Figino).

Complessivamente i dati raccolti nel corso del 2010 confermano le differenze nella struttura trofica delle tre stazioni campionate, evidenziando, da una parte, una maggiore analogia tra le stazioni di Gandria e Melide, e confermando, dall'altra, il gradiente trofico lungo l'asse di deflusso delle acque lacustri, caratterizzato da una quota di produttori primari (fitoplancton) crescente da Gandria (62%) a Melide (63%) ed a Figino (75%), ed una quota di consumatori primari (erbivori) in corrispondente diminuzione (Gandria: 32%; Melide: 31%; Figino 20%).

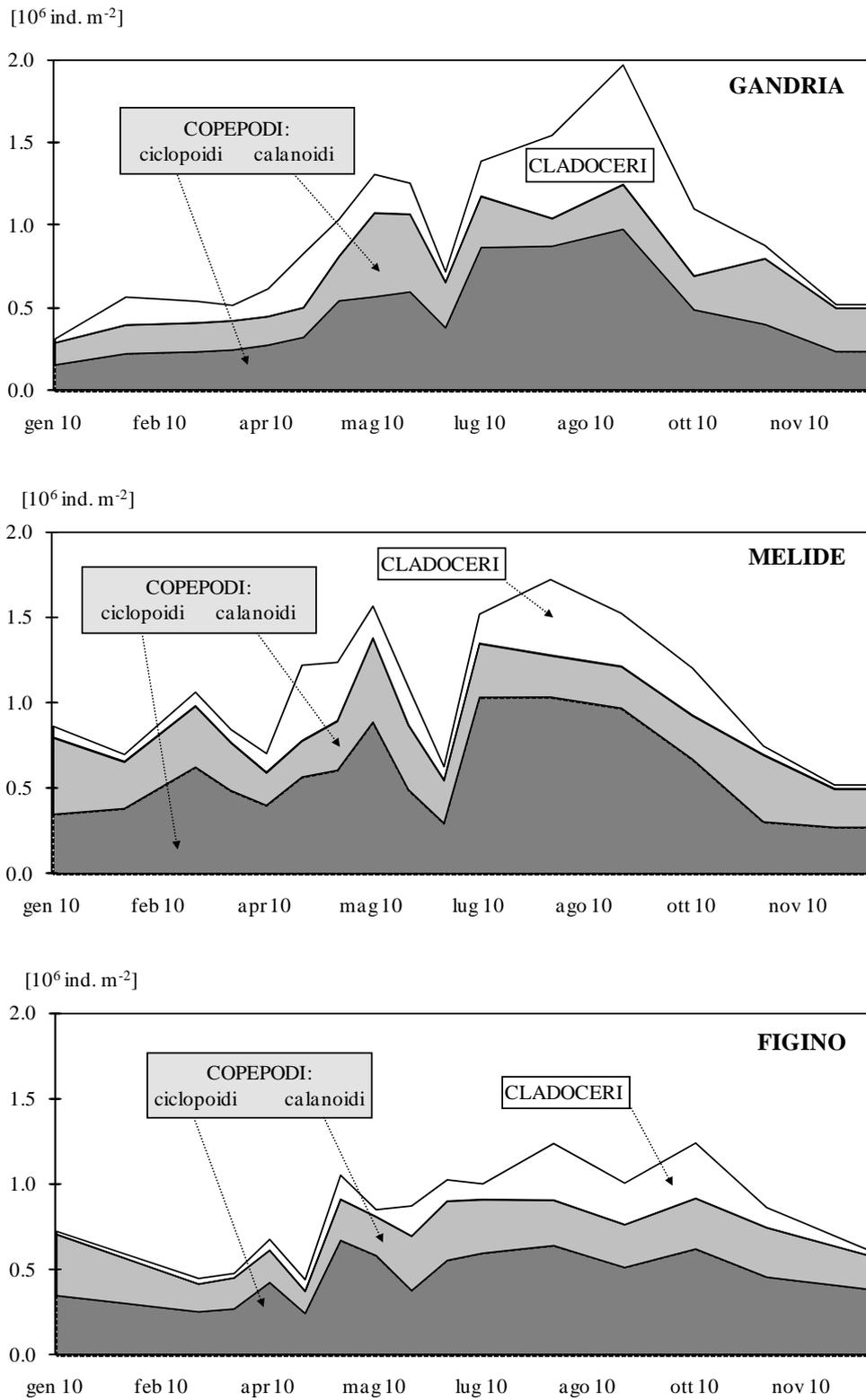


Fig. 7.1. Lago di Lugano, 2010: andamento della densità cumulata dello zooplankton da crostacei.

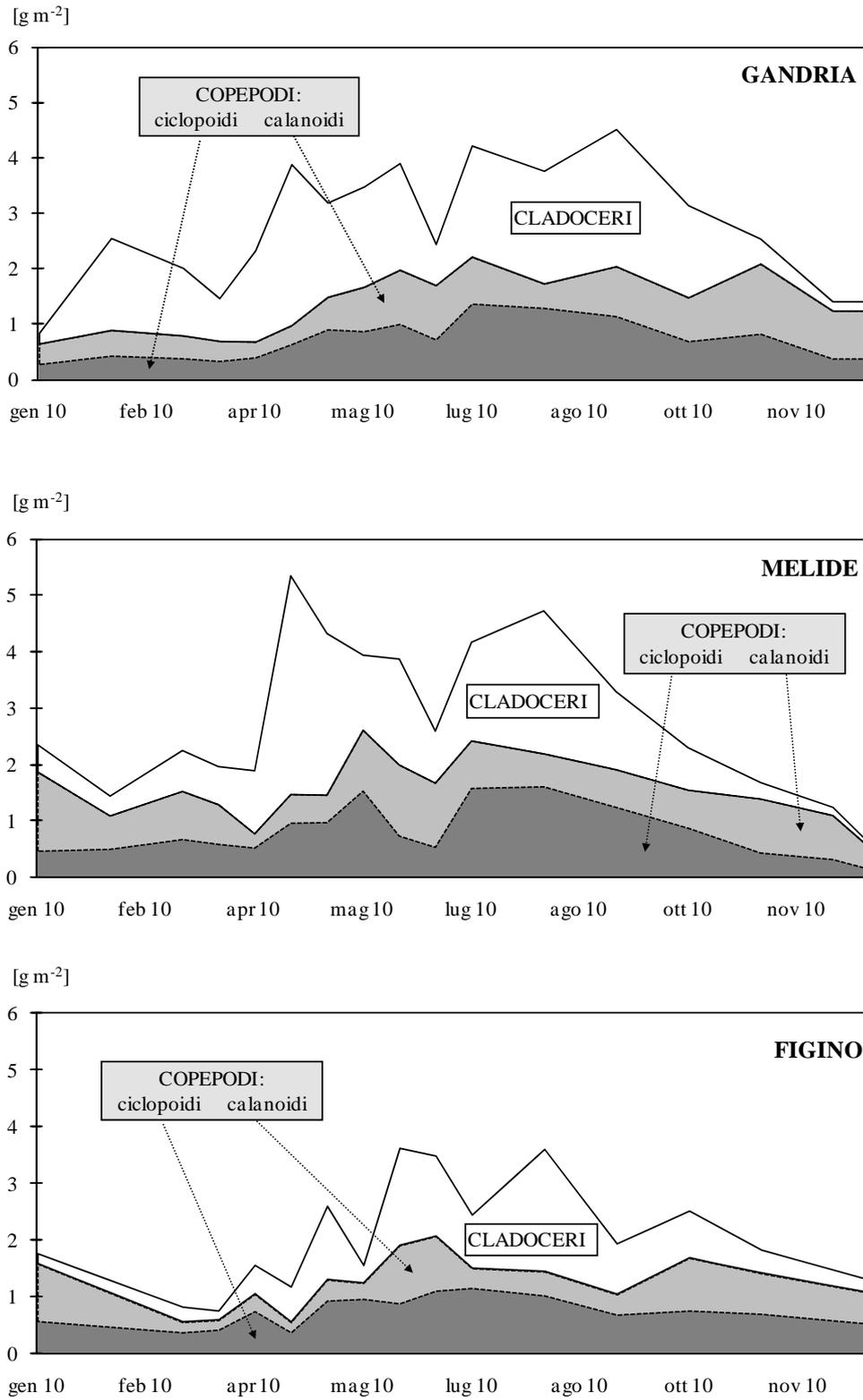


Fig. 7.2. Lago di Lugano, 2010: andamento della biomassa cumulata dello zooplankton da crostacei (peso secco).

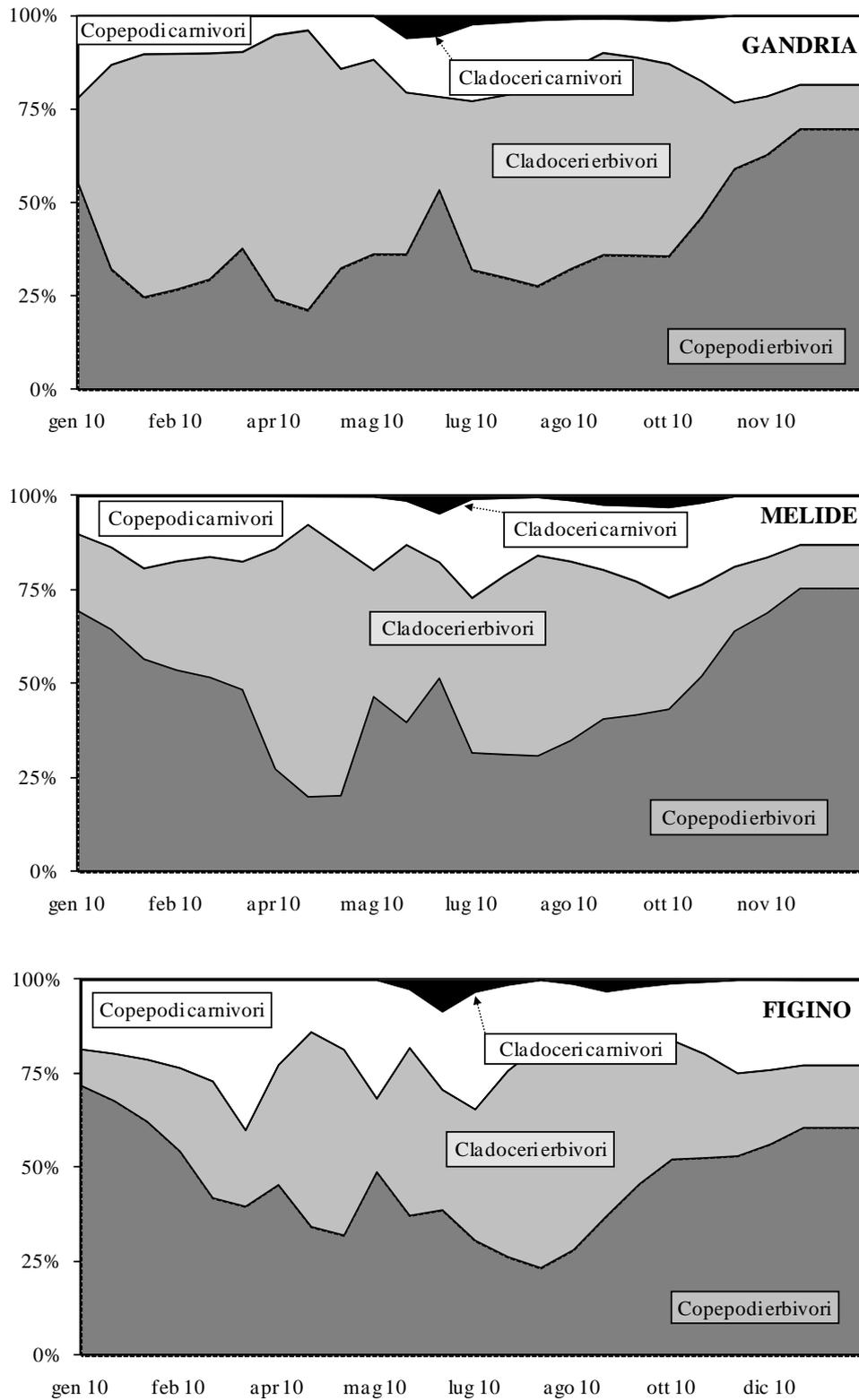


Fig. 7.3. Lago di Lugano, 2010: andamento percentuale della biomassa dello zooplankton erbivoro e carnivoro (peso secco).

8. CONCLUSIONI

Il profondo rimescolamento della colonna d'acqua verificatosi negli inverni 2004-2005 e 2005-2006 aveva completamente stravolto il quadro limnologico del bacino nord: abbattimento della barriera meromittica dopo 40 anni di stabilità, improvviso raffreddamento degli strati ipolimnici ($-0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ all'interno dello strato 100-286m), abbattimento del 25 % del contenuto di fosforo (-153 t P) in due anni e bilancio redox in positivo grazie all'apporto di 11'000 tonnellate di ossigeno in soli cinque mesi (ottobre 2004-marzo 2005). Il bacino sud aveva risentito degli effetti di questa circolazione, in particolare per quanto concerne le concentrazioni di fosforo, che erano aumentate nel corso dei quattro anni successivi alla circolazione (da 43 a 48 mg P m^{-3}), come conseguenza di maggiori apporti dal bacino nord. Nel corso degli anni successivi gli effetti del rimescolamento si sono parzialmente esauriti. La barriera meromittica si è lentamente ricostituita, favorita anche da intensi e prolungati fenomeni di precipitazione biogenica della calcite, che hanno convogliato ingenti quantitativi di sali negli strati profondi. Gli inverni successivi alla circolazione 2005-2006 (ad eccezione di quello 2009-2010) sono risultati miti e poveri di attività eolica, combinazione di fattori che ha ridotto le probabilità di nuove circolazioni profonde. L'ossiclini a fine 2010 si è stabilizzata intorno ai 130 m di profondità, mentre prima del 2004 non superava i 90 m, per cui il nuovo equilibrio instauratosi presenta una situazione di ossigenazione migliore rispetto al passato.

Le precipitazioni superiori alla media nel bacino imbrifero del Lago di Lugano (+ 30 %) hanno portato ad un analogo aumento dei valori di portata dei tributari. Gli apporti esterni di fosforo e azoto hanno risentito di quest'aumento di deflusso, facendo segnare rispetto al quinquennio precedente (2003-2007) un aumento di circa il 30% in entrambi i bacini. La discrepanza significativa tra i dati annui di deflusso e di carico di nutrienti (in primis fosforo) convogliati a lago è riconducibile al regime torrentizio di alcuni tributari che trasportano durante gli eventi di piena importanti quantitativi di nutrienti. Emblematico in questo senso è il fiume Vedeggio che durante le piene monitorate in maggio e novembre ha convogliato il 70% delle 8.9 t P a^{-1} complessive (dati da campionamento istantaneo, media ponderata). Questo valore risulta superiore dell'85% rispetto al quinquennio 2003-2007. L'apporto totale annuo di fosforo nel 2010, comprensivo della quota relativa ai tributari campionati e della quota stimata in base alle caratteristiche del bacino imbrifero, eccede il valore critico ammissibile stabilito dalla CIPAIS [4], sia per il bacino nord (+ 20%), ma soprattutto per il bacino sud (+ 95 %).

Alcuni corsi d'acqua tributari hanno presentato condizioni qualitative critiche; tra questi si distinguono il Laveggio, ma in particolare il Bolletta per quanto concerne i carichi areali di azoto ammoniacale e nitroso, i composti di fosforo, la richiesta biochimica d'ossigeno ed il carbonio organico disciolto. Nonostante il suo bacino imbrifero sia limitato (19.5 km^2), a tutt'oggi, il Bolletta convoglia il maggiore carico di fosforo fra i tributari campionati (10.8 t P a^{-1}), superiore anche agli apporti provenienti dal bacino nord.

Nonostante l'impegno profuso dagli Enti svizzeri ed italiani deputati alla tutela dell'ambiente nel ridurre gli apporti di nutrienti a lago, sovente si rilevano condizioni di criticità nell'ultimo tratto di fiume a valle degli scarichi degli impianti di depurazione. A tale scopo l'IST-SUPSI ha promosso uno studio volto a identificare e quantificare le fonti di carico veicolate a lago. I risultati di quest'indagine verranno presentati nel rapporto 2011.

Per quanto concerne il corpo lacustre, si conferma il progressivo riscaldamento degli strati ipolimnici, aumento solo parzialmente interrotto dalla piena circolazione dell'inverno 2005-2006. Dopo quest'episodio nello strato 100-286m del bacino nord la temperatura media ha ripreso a crescere con un'intensità di $0.06\text{ }^{\circ}\text{C a}^{-1}$.

Nel bacino sud il buon rimescolamento invernale ha contenuto la soglia ipossica ($< 4.0\text{ g O}_2\text{ m}^3$) sotto i 60 m di profondità. Nel bacino nord tale limite si è stabilizzato attorno agli 80 m, a riprova di una positiva stabilità dello stato d'ossigenazione, ma nel contempo a conferma dell'avvenuta reinstaurazione della meromissi. All'interno degli strati anossici ($< 1.0\text{ g O}_2\text{ m}^3$) è stata riscontrata la presenza di sostanze ridotte problematiche dal profilo ecologico, quali nitrito, ammonio, metano e solfuri, questi ultimi tuttavia non rilevabili nel bacino sud.

Nel 2010 è proseguito il declino della concentrazione di fosforo totale (media annua ponderata sul volume) all'interno del bacino nord, che aveva preso avvio all'indomani della destratificazione dell'inverno 2004-2005. All'interno dello strato 0-100 m, dopo un iniziale aumento dei valori dovuto agli apporti dagli strati profondi, a partire dal 2006 (101 mg P m^{-3}) con un tasso di $-14\text{ mg P m}^{-3}\text{ a}^{-1}$ la concentrazione è scesa agli attuali 45 mg P m^{-3} , valore mai riscontrato in precedenza. Considerando l'intera colonna d'acqua la concentrazione media scende a 73 mg P m^{-3} .

Più stabile per contro la situazione nel bacino sud dove i valori medi confermano il lento declino iniziato nel 2008, attestandosi a 42 mg P m^{-3} ; anche in questo bacino si tratta della concentrazione di fosforo più bassa mai registrata. Inoltre lungo l'asse di deflusso delle acque del lago si osserva un gradiente trofico con valori in diminuzione dai 45 mg P m^{-3} di Melide ai 36 mg P m^{-3} di Figino.

Malgrado durante la primavera la prima fioritura abbia ridotto ad un terzo il fosforo disponibile nello strato trofogeno, durante il successivo periodo vegetativo le concentrazioni sono risultate consistenti grazie ai regolari apporti esterni legati ai numerosi eventi alluvionali ed alla diffusione di nutrienti dall'ipolimnio sottostante. Sotto quest'aspetto, il monitoraggio dei flussi interni di fosforo rappresenta un elemento fondamentale ai fini di una corretta interpretazione dell'evoluzione trofica di questo bacino [12].

La particolare conformazione e l'elevato contenuto ipolimnico di fosforo del bacino nord faranno sì che qui il raggiungimento l'obiettivo qualitativo di 30 mg P m^{-3} sulla colonna d'acqua richiederà più tempo rispetto al bacino sud. In quest'ultimo bacino la presenza di fonti di carico esterne più consistenti e regolari (scarichi dai maggiori impianti di depurazione e da scaricatori di piena), ha verosimilmente permesso d'instaurare nello strato produttivo superficiale condizioni trofiche più favorevoli rispetto al bacino nord. Una tale situazione favorisce un maggiore sviluppo dei popolamenti algali nel bacino sud malgrado

qui si riscontrino minori concentrazioni di fosforo. Il conseguimento degli obiettivi di carico per il bacino sud potrebbe tuttavia consentire il rapido abbattimento della concentrazione di fosforo nel lago in ragione della scarsa capacità di accumulo e del basso tempo di ricambio del bacino, permettendo così l'instaurarsi di un regime mesotrofo.

Il quadro della biocenosi planctonica del 2010 è caratterizzato da un sostanziale mantenimento dei valori di biomassa vegetale, e da un forte calo di quella animale (crostacei zooplanctonici), in particolare della frazione carnivora (ciclopoidi).

Gli importanti quantitativi di nutrienti algali stati riportati negli strati superficiali del bacino nord in seguito agli eccezionali eventi di rimescolamento invernale della colonna d'acqua (2005 e 2006), sono stati rapidamente consumati nel corso degli anni successivi. La minor disponibilità di nutrimento sta provocando in tutto il lago una stabilizzazione della biomassa algale a livelli contenuti, un miglioramento della trasparenza delle acque, e di conseguenza un'espansione dello strato trofogeno: tutti i parametri trofici rilevati nel corso del 2010 confermano questa tendenza, pur presentando livelli differenti nelle tre stazioni campionate, in crescita lungo l'asse di deflusso delle acque.

Fra gli aspetti più significativi del quadro fitoplanctonico del lago vi è da menzionare il consolidamento della predominanza delle diatomee, con valori percentuali in aumento da Gandria a Figino, in accordo con il gradiente trofico; accanto al perdurare della scarsità di cianoficee, il 2010 ha fatto inoltre registrare un drastico calo delle cloroficee, tipiche del periodo estivo, che costituiscono un importante fonte alimentare per il popolamento dei crostacei erbivori. Questa ridotta disponibilità alimentare ha senz'altro contribuito al modesto sviluppo dei popolamenti delle due principali specie di cladoceri filtratori (*Daphnia hyalina*, *Diaphanosoma brachiurum*).

In linea con l'evoluzione recente della componente biotica dell'ecosistema lacustre, il 2010 ha fatto registrare un nuovo calo dell'attività produttiva primaria, espressa sia come valore di produzione areale, sia soprattutto come produttività nello strato trofogeno.

Le importanti opere di collettamento e di depurazione dei reflui domestici ed industriali realizzate negli ultimi 40 anni sul bacino imbrifero del Lago di Lugano, nonché una legislazione più severa in materia di protezione delle acque, hanno consentito il lento ma progressivo recupero qualitativo delle acque dalla situazione di ipertrofia in cui versavano all'inizio degli anni '70. La completa circolazione dell'inverno 2005-2006 ha impresso un'accelerazione importante a questo recupero. In termini d'uso il miglioramento qualitativo delle acque lacustri ha prodotto degli effetti positivi, segnatamente per quanto concerne l'approvvigionamento idrico a scopo potabile, irriguo ed industriale, l'attrattività turistica e la pesca.

Malgrado i miglioramenti conseguiti negli ultimi decenni, il Lago di Lugano risulta ancora fortemente eutrofizzato ed in confronto agli altri grandi laghi sudalpini e svizzeri è quello che presenta le maggiori criticità [Mosello et al, EAWAG, Liechti]. L'andamento altalenante del contenuto di fosforo totale nel lago, nonché un'ossigenazione costantemente critica delle acque ipolimniche (con formazione di composti ridotti indesiderati), rendono più che mai

opportuno continuare a mantenere sotto stretto controllo l'evoluzione di questo ecosistema lacustre.

In quest'ottica va mantenuto lo sforzo volto ad abbattere ulteriormente gli apporti esterni di fosforo per raggiungere i carichi critici prestabiliti, proseguendo nell'eliminazione delle immissioni dirette provenienti dagli abitanti rivieraschi e dagli scaricatori di piena. A tal fine va completata e mantenuta efficiente la rete delle canalizzazioni, separando per quanto possibile le acque meteoriche da quelle luride, mentre per quanto concerne gli impianti di trattamento delle acque è necessario che siano dotati di tecnologie di depurazione allo stato dell'arte, ma che soprattutto venga assicurata una gestione efficiente degli stessi.

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.

BIBLIOGRAFIA

- [1] ISTITUTO SCIENZE DELLA TERRA, 2011. Annuario idrologico del Cantone Ticino 2010.
- [2] SPINEDI F., 1991. Il clima del Ticino e della Mesolcina con accenni di climatologia generale. Rapporti di lavoro dell'Istituto Svizzero di Meteorologia, No. 167; Zurigo.
- [3] UFFICIO FEDERALE DI METEOROLOGIA E CLIMATOLOGIA, 2011. Resoconto meteorologico 2010. Fosco Spinedi, 25 gennaio 2011.
- [4] 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.
- [5] CONSIGLIO FEDERALE SVIZZERO, 1998. Ordinanza sulla protezione delle acque (814.201), 62 pp.
- [6] FERRARIO L., 2009. Quantificazione e caratterizzazione dei carichi di nutrienti in entrata al lago di Lugano (Svizzera – Italia). Tesi di laurea specialistica Università degli studi dell'Insubria 2008-2009. 129 pp.
- [7] CAGGIATI G., LAGOSTENA D., BORSANI G., DELLE DONNE A. & PEREIRA A., 2001. Valutazione dello stato trofico e tecniche di risanamento dei laghi resilienti. Quaderni 3, 157 pp.
- [8] RAGOTZKIE R. A., 1978. Heat budgets of lakes. In: Lerman A., Lakes: chemistry, geology, physics. Springer, pp. 1-19.
- [9] LIVINGSTONE, D., & D.M. IMBODEN; 1989: Annual heat balance and equilibrium temperature of Lake Aegeri, Switzerland. Aquatic Sciences 51/4: 351-369.
- [10] LEHMANN, M.F., S.M. BERNASCONI, J.A. MCKENZIE, A. BARBIERI, M. SIMONA & M. VERONESI, 2004. Seasonal variation of the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of particulate and dissolved carbon and nitrogen in Lake Lugano: Constraints on biogeochemical cycling in a eutrophic lake. Limnol. Oceanogr., 49 (2):415-429.
- [11] HOLZNER, C.P., W. AESCHBACH-HERTIG, M. SIMONA, M. VERONESI, D.M. IMBODEN & R. KIPFER, 2009. Exceptional mixing events in Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. Limnol. Oceanogr. 54 (4): 1113-1124.
- [12] GÄCHTER, R., 1972. Die Bestimmung der Tagesraten der planktischen Primärproduktion: Modelle und in-situ-Messungen. Schweiz. Z. Hydrol. 34:211-244.
- [13] DUMONT, H.J., I. VAN DE VELDE & S. DUMONT, 1975. The dry weight of biomass in a selection of cladocera, copepoda and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oekologia, 19: 75-97.

- [14] 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.
- [XY] Mosello R., W. Ambrosetti, S. Arisci, R. Bettinetti, F. Buzzi, A. Calderoni, E. Carrara, R. de Bernardi, S. Galassi, L. Garibaldi, B. Leoni, M. Manca, A. Marchetto, G. Morabito, A. Oggioni, R. Pagnotta, D. Ricci, M. Rogora, N. Salmaso, M. Simona, G. Tartari, M. Veronesi e P. Volta, 2010. Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) in risposta alle pressioni antropiche e alle variazioni climatiche. *Biologia Ambientale*, 24 (1): 167-177, 2010. Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008.
- [XY] EAWAG, 2010. Eutrophicated lakes: a slow recovery. *EWAG News*, 68, 36 pp.
- [XY] LIECHTI P., 1994. Der Zustand der Seen in der Schweiz. *BUWAL, Schriftenreihe Umwelt*, 237, 159 pp.

**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