

7. EVOLUZIONE STAGIONALE E A LUNGO TERMINE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DEL LAGO MAGGIORE E BILANCIO DEI NUTRIENTI A LAGO (AZOTO E FOSFORO)

Michela Rogora, Paola Giacomotti, Arianna Orrù, Gabriele A. Tartari.

7.1. Chimica di base e contenuto ionico delle acque lacustri

I campionamenti per le analisi chimiche nel 2015 sono stati eseguiti con frequenza mensile in corrispondenza del punto di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa) alle profondità di 0, -5, -10, -20, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri.

Su tutti i campioni raccolti sono stati determinati pH, conducibilità, alcalinità, ossigeno disciolto e nutrienti (fosforo reattivo e totale, azoto ammoniacale, nitrico e totale, silicati). In due momenti stagionali (marzo e settembre) sono stati determinati anche l'azoto nitroso ed i principali anioni e cationi e nel campionamento di marzo anche i principali elementi in traccia in ICP-OES (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pt, Pb, Se, Sr Ti, V, Zn).

Le analisi sono state eseguite presso il laboratorio di idrochimica del CNR ISE di Verbania, con le metodiche analitiche in uso presso il laboratorio ed utilizzate nel corso delle precedenti campagne sul Lago Maggiore. Il laboratorio adotta regolarmente controlli di qualità sia interni (es. utilizzo carte di controllo, verifica del bilancio ionico, confronto conducibilità misurate e calcolate) che esterni (es. analisi di campioni certificati, partecipazione ad esercizi di intercalibrazione), per garantire la qualità dei dati prodotti e la loro confrontabilità nel tempo. Le informazioni sulle metodiche analitiche e sui controlli di qualità adottati nel laboratorio sono disponibili al sito web <http://www.idrolab.ise.cnr.it/>.

Le elaborazioni sono state eseguite con le stesse modalità degli anni precedenti, confrontando i dati dell'anno 2015 con l'andamento del periodo immediatamente precedente (in genere il decennio 2005-2014) ed utilizzando le medie epilimniche (0-25 m), ipolimniche (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua (0-360 m) delle variabili principali. In aggiunta a questo tipo di visualizzazione, per i nutrienti e l'ossigeno sono stati realizzati dei grafici utilizzando tutti i dati disponibili (12 profondità per ogni campionamento), allo scopo di evidenziare sia la variabilità spaziale del dato (lungo la colonna) che quella temporale.

I valori di conducibilità e le concentrazioni degli ioni principali misurati nel campionamento alla circolazione (9 marzo 2015) sono riportati in Tab. 7.1, a confronto con i valori rilevati negli anni precedenti (2006-2014), sempre in corrispondenza del mescolamento tardo invernale, come valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo. La composizione ionica è pressoché stabile e si evidenziano variazioni minime tra un anno e l'altro: la conducibilità del lago si attesta infatti tra i 149 e i 153 $\mu\text{s cm}^{-1}$ a 20 °C ed il contenuto ionico totale (cioè la somma delle principali specie ioniche) tra 3,10 e 3,20 meq L^{-1} (Tab. 7.1). Questi valori sono indicativi di acque a basso grado di mineralizzazione, ovvero con un basso contenuto in soluti, come conseguenza della composizione litologica prevalente del bacino del Lago Maggiore. Calcio e bicarbonati rappresentano gli ioni prevalenti (circa il 35 e il 26% del contenuto

ionico totale, rispettivamente), seguiti da solfati (19%) e magnesio (10%); gli altri ioni contribuiscono in misura inferiore al 3%.

Nel 2015 le concentrazioni ioniche sono state leggermente inferiori a quelle degli anni precedenti (somma degli ioni pari a 3,11 meq L⁻¹ rispetto a 3,16-3,22 meq L⁻¹ e conducibilità pari a 149 µS cm⁻¹ rispetto a 151-153 µS cm⁻¹), principalmente a causa di una riduzione dei valori medi di calcio e bicarbonati (Tab. 7.1).

Tab. 7.1 Concentrazioni degli ioni principali (meq L⁻¹) e conducibilità a 20 °C (Cond.; µS cm⁻¹) alla circolazione tardo invernale nelle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi), stazione di Ghiffa, negli anni dal 2006 al 2015.

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
HCO₃⁻	0,82	0,83	0,83	0,82	0,84	0,84	0,85	0,83	0,83	0,82
SO₄⁼	0,63	0,61	0,61	0,61	0,62	0,62	0,62	0,63	0,60	0,60
Cl⁻	0,07	0,08	0,07	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,09	0,09
NO₃⁻	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Ca⁺⁺	1,13	1,16	1,15	1,14	1,12	1,10	1,13	1,09	1,11	1,08
Mg⁺⁺	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30
Na⁺	0,12	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
K⁺	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Σ ioni	3,18	3,21	3,20	3,19	3,20	3,18	3,22	3,16	3,17	3,11
Cond.	148	150	153	152	152	151	153	151	152	149

La figura 7.1 mostra l'andamento delle temperature misurate mensilmente nello strato superficiale, profondo e come valori medi sulla colonna d'acqua nell'ultimo decennio. Il 2015 è stato caratterizzato da temperature estive dell'aria elevate; anche le acque del lago hanno raggiunto valori piuttosto alti in superficie, soprattutto in agosto (19,9 °C in epilimnio), comunque paragonabili a quelli di altri anni del periodo recente (es. 19,0 nel luglio 2010, 19,2 nel 2006 e 19,6 nel 2007). I minimi invernali nel 2015 (7,3 °C a marzo) sono stati leggermente superiori a quelli degli anni precedenti (tra 6,7 e 7,1 °C nel periodo 2008-2014). Si osserva un aumento lieve ma costante delle temperature nelle acque profonde: in ipolimnio infatti i valori sono andati aumentando progressivamente da 6,3 °C a fine inverno 2006 (anno dell'ultima circolazione completa del lago) agli attuali 6,9 °C. Prendendo come riferimento il valore medio annuo sulla colonna d'acqua, questo è stato pari a 7,8 °C nel 2015, valore massimo dell'ultimo decennio.

Il riscaldamento appare più evidente per le acque ipolimniche, ma sta interessando anche lo strato superficiale: un recente studio, che ha considerato più di 200 laghi in tutto il mondo, compresi Maggiore e Garda per l'Italia, ha rilevato che il riscaldamento delle acque superficiali del Lago Maggiore è stato di 0,31 °C per decade nel periodo 1985-2009, in linea con il valore medio di tutti i laghi considerati (0,34 °C per decade; O'Reilly et al., 2015).

Nella figura 7.2 sono riportati i valori medi di pH e ossigeno (come % di saturazione) misurati nello strato superficiale nel periodo 2006-2015. Come di consueto, i valori massimi di entrambe le variabili nel 2015 sono stati misurati nei mesi estivi (pH 8,3-8,5 in luglio-agosto, ossigeno 114% in giugno-luglio), in corrispondenza della massima produttività biologica, mentre i minimi sono stati

rilevati in inverno (pH 7,5 e ossigeno 84% in febbraio-marzo). Nel complesso non ci sono stati scostamenti di rilievo rispetto agli andamenti dell'ultimo decennio (Fig. 7.2).

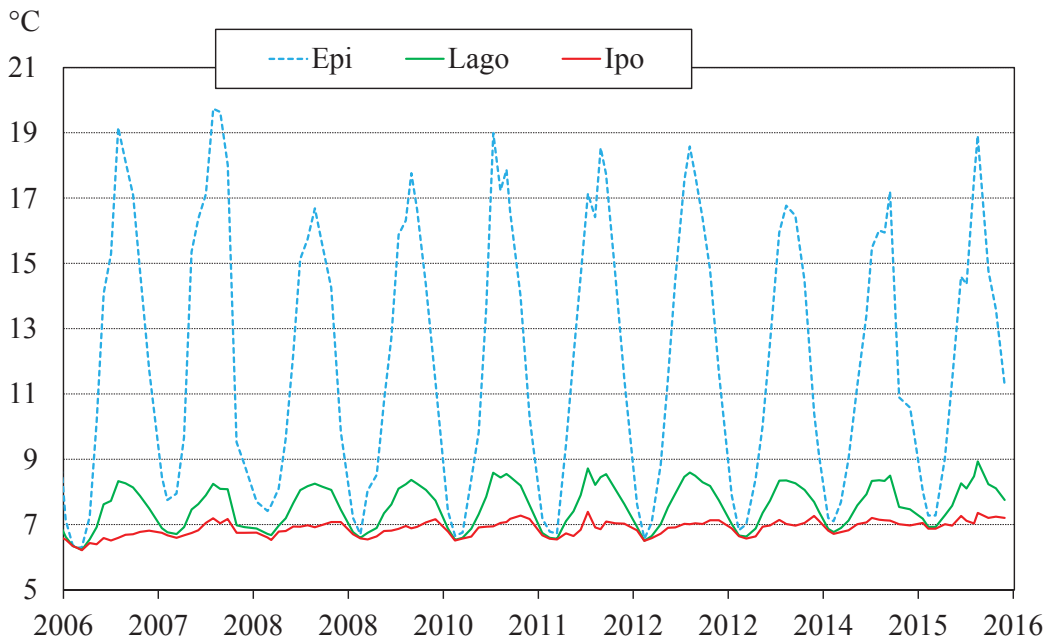


Fig. 7.1 Valori della temperatura media delle acque in epilimnio (0-25 m), ipolimnio (25-360 m) e sull'intera colonna d'acqua nel periodo 2006-2015 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

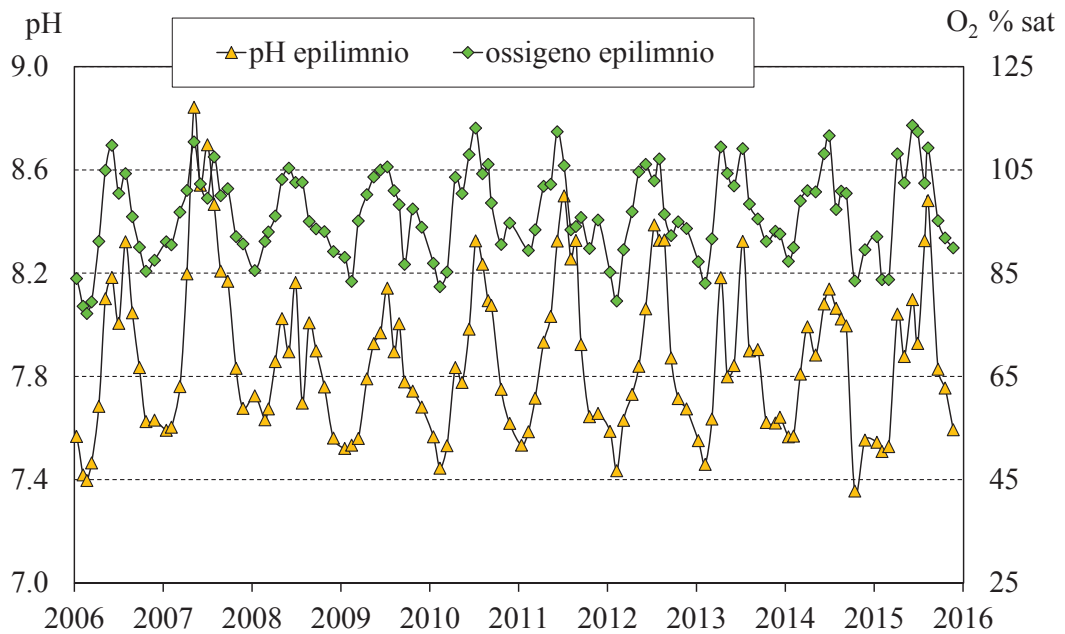


Fig. 7.2 Valori di pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) delle acque del Lago Maggiore nel periodo 2006-2015 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Nelle figure 7.3 e 7.4 sono riportati gli andamenti dei valori mensili di alcalinità e conducibilità in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua nell'ultimo decennio. Le due variabili mostrano in genere andamenti simili, essendo i bicarbonati tra gli ioni più importanti nelle acque lacustri e tra quelli che maggiormente contribuiscono ai valori di conducibilità. Nel 2015 entrambe le variabili hanno mostrato valori inferiori a quelli degli anni precedenti, soprattutto nel periodo estivo, e nel complesso una minore variabilità stagionale: il massimo di alcalinità ad esempio, registrato in marzo, è stato pari a $0,81 \text{ meq L}^{-1}$, ben inferiore ai valori rilevati nello stesso periodo negli anni precedenti ($0,84\text{-}0,85 \text{ meq L}^{-1}$). Analogamente la conducibilità non ha superato i $143 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (valore di maggio 2015), mentre negli altri anni erano comuni valori di circa $150 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Considerando i valori medi sulla colonna d'acqua, l'alcalinità appare sostanzialmente stabile; la conducibilità sembra invece mostrare una leggera tendenza alla diminuzione negli ultimi anni, alla quale contribuiscono le minori concentrazioni di calcio misurate nelle acque lacustri (Tab. 7.1).

Considerando la tendenza delle concentrazioni degli ioni principali (solfati, calcio, magnesio, sodio, cloruri) nell'ultimo decennio (Fig. 7.5) si può osservare una diminuzione per calcio, magnesio e solfati, questi ultimi in particolare nel 2015, quando i valori sono stati sempre al di sotto di $29,0 \text{ mg L}^{-1}$. Calcio e magnesio sembrano presentare, nell'ultimo triennio, valori leggermente inferiori a quelli degli anni precedenti ($21,0\text{-}22,0 \text{ mg L}^{-1}$ di calcio rispetto a $22,0\text{-}23,0$ e circa $3,6 \text{ mg L}^{-1}$ di magnesio rispetto a $3,7\text{-}3,8$). La diminuzione delle concentrazioni ioniche, nel caso del 2014, era stata attribuita ad un effetto di diluizione dovuto alle abbondanti precipitazioni e quindi agli elevati afflussi a lago nei mesi autunnali. Il fatto che i dati 2015 confermino questa tendenza potrebbe indicare però anche una diminuzione degli apporti di questi ioni dal bacino.

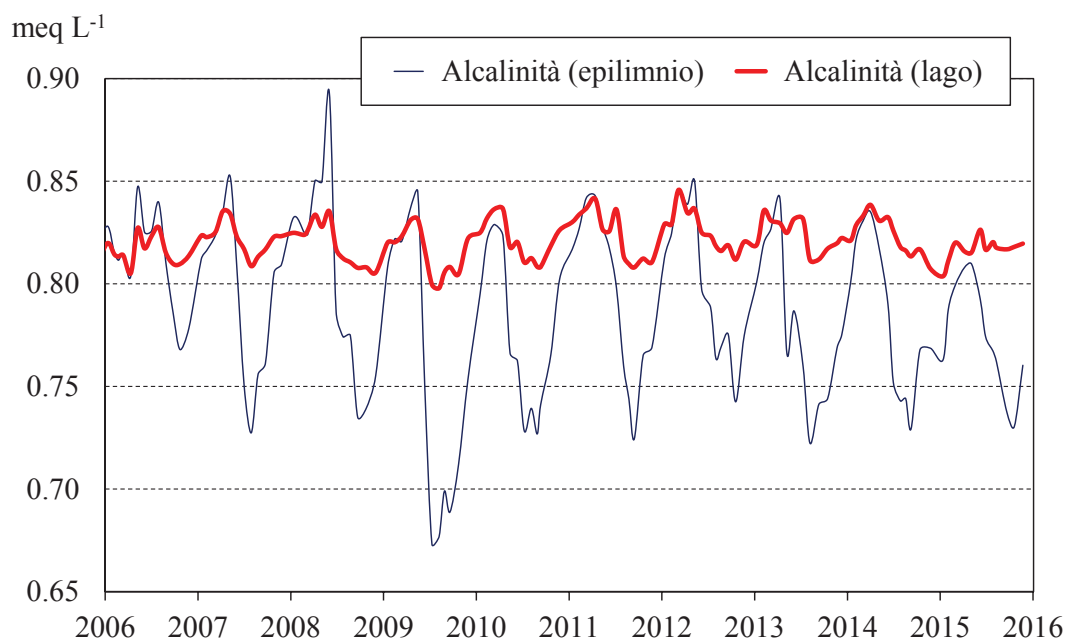


Fig. 7.3 Andamento nel periodo 2006–2015 dei valori medi ponderati sui volumi di alcalinità nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

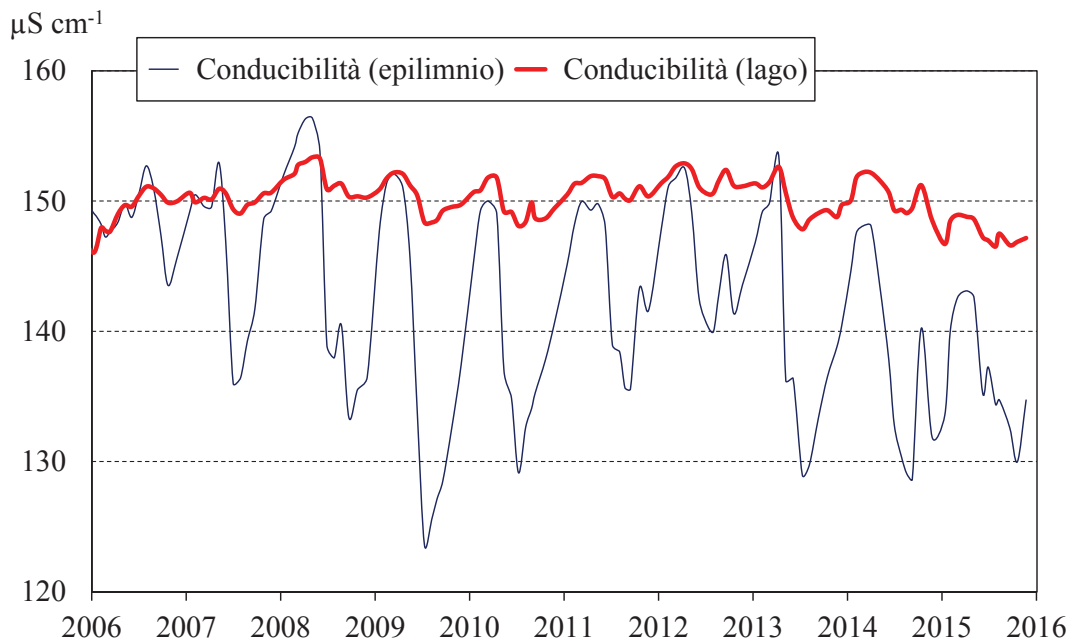


Fig. 7.4 Andamento nel periodo 2006–2015 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20°C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

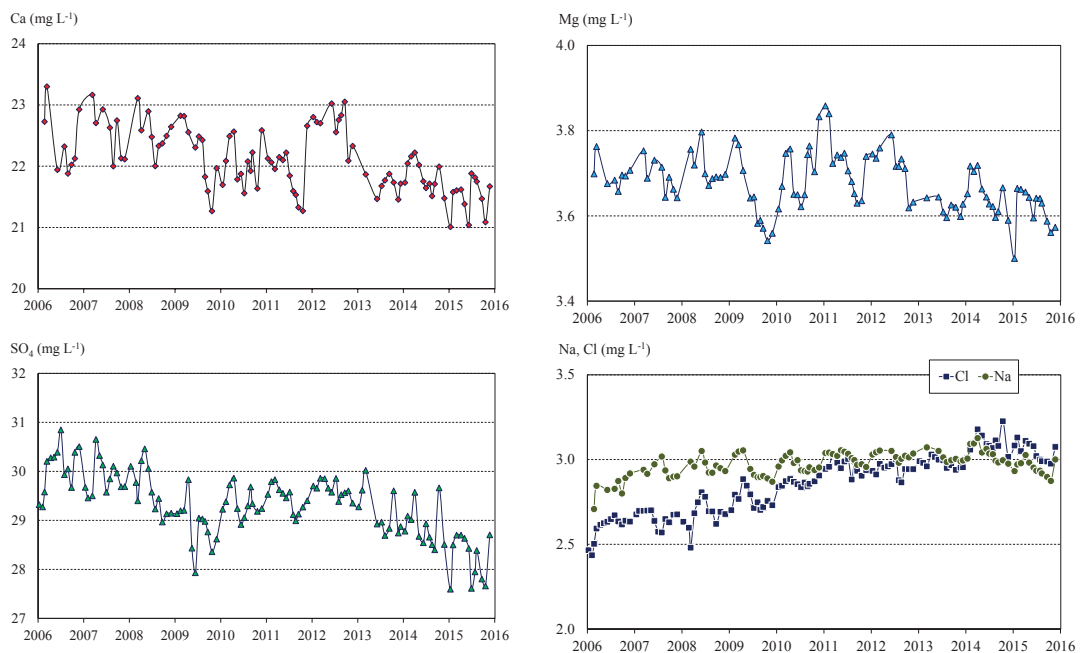


Fig. 7.5 Andamento delle concentrazioni mensili dei principali ioni nelle acque lacustri nel periodo 2006-2015. Valori medi sulla colonna d'acqua (0-370 m).

Nel 2015 hanno mostrato una leggera flessione anche i valori di sodio e cloruri, dopo un periodo di regolare aumento che aveva portato le concentrazioni agli attuali valori di 3,0-3,1 mg L⁻¹ per entrambi gli ioni. L'aumento, evidente già a partire dagli anni '90 (Rogora *et al.*, 2015a), è proseguito anche nell'ultimo decennio, e ha

interessato in misura maggiore i cloruri, le cui concentrazioni medie sulla colonna d'acqua sono attualmente superiori a quelle del sodio (Fig. 7.5).

Uno studio recente che ha considerato il Lago Maggiore insieme agli altri laghi profondi subalpini (Rogora *et al.*, 2015a), ha analizzato le possibili cause dell'aumento dei cloruri nelle acque lacustri. Le concentrazioni sia di sodio che di cloruri sono infatti aumentate pressoché in tutti i laghi profondi subalpini, con un tasso più elevato proprio nel Lago Maggiore (1,23 e 1,41 $\mu\text{eq L}^{-1} \text{a}^{-1}$ per cloruri e sodio rispettivamente). Nel caso del Maggiore, grazie ai dati raccolti sia sul lago che sui tributari nell'ambito delle ricerche promosse dalla CIP AIS, è stato possibile eseguire un bilancio di questi ioni e stimare, per i cloruri, le principali fonti degli apporti a lago: il contributo più importante è risultato essere quello del cloruro di sodio utilizzato come agente antigelo sulle strade nei mesi invernali (43% degli apporti), seguito dal contributo della popolazione (23%) e dalle deposizioni atmosferiche (13%) (Rogora *et al.*, 2015a).

Le concentrazioni attuali di cloruri nel Lago Maggiore sono comunque basse e ben lontane dalle soglie di criticità individuate per la tutela della qualità dell'acqua e degli organismi acquatici; nonostante ciò, l'aumento delle concentrazioni che si è verificato soprattutto negli anni 2000, rappresenta comunque un cambiamento nella composizione chimica delle acque che necessita di essere monitorato.

7.2. Nutrienti a lago (composti dell'azoto e del fosforo e silicati)

Le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale misurate nel 2015 sono riportate in Fig. 7.6 a confronto con i valori dell'ultimo decennio. Le concentrazioni di azoto organico, nitrico e totale in epilimnio (0-25 m) sono invece riportate in figura 7.7. I valori di azoto nitrico nel 2015 sono stati compresi tra i minimi estivi (0,79 mg N L^{-1} ad agosto) e i massimi invernali (0,85 mg N L^{-1} a gennaio). L'azoto totale non ha presentato una stagionalità evidente: i valori hanno oscillato tra 0,85 e 0,95 mg N L^{-1} .

I dati nel loro complesso confermano una tendenza alla diminuzione dei tenori di azoto nelle acque, in particolare per quanto riguarda i nitrati, già evidenziata nelle precedenti relazioni: l'azoto nitrico è passato infatti da 0,85-0,89 mg N L^{-1} nel periodo 2006-2010 agli attuali 0,80 mg N L^{-1} ; conseguentemente l'azoto totale, rappresentato per circa il 90% dalla forma nitrica, è passato da circa 0,95 mg N L^{-1} a 0,90 mg N L^{-1} (Fig. 7.6).

Quando si considerano i dati relativi alle sole acque superficiali, la diminuzione dei composti dell'azoto appare meno evidente. Nel 2015 si sono registrati i minimi assoluti dell'ultimo decennio sia per quanto riguarda l'azoto nitrico che totale (rispettivamente 0,53 e 0,71 mg N L^{-1} ad agosto). L'azoto organico ha presentato il valore minimo a gennaio (0,04 mg N L^{-1}) ed il massimo ad ottobre (0,23 mg N L^{-1}); questa forma di azoto rappresenta una frazione generalmente non superiore al 10% del totale, ma può arrivare al 20-25% in alcuni periodi dell'anno. I minimi di nitrato, e conseguentemente di azoto totale, misurati nell'estate 2015 potrebbero essere la conseguenza di un maggior utilizzo algale dovuta ad un periodo prolungato di alte temperature delle acque (paragrafo 7.1).

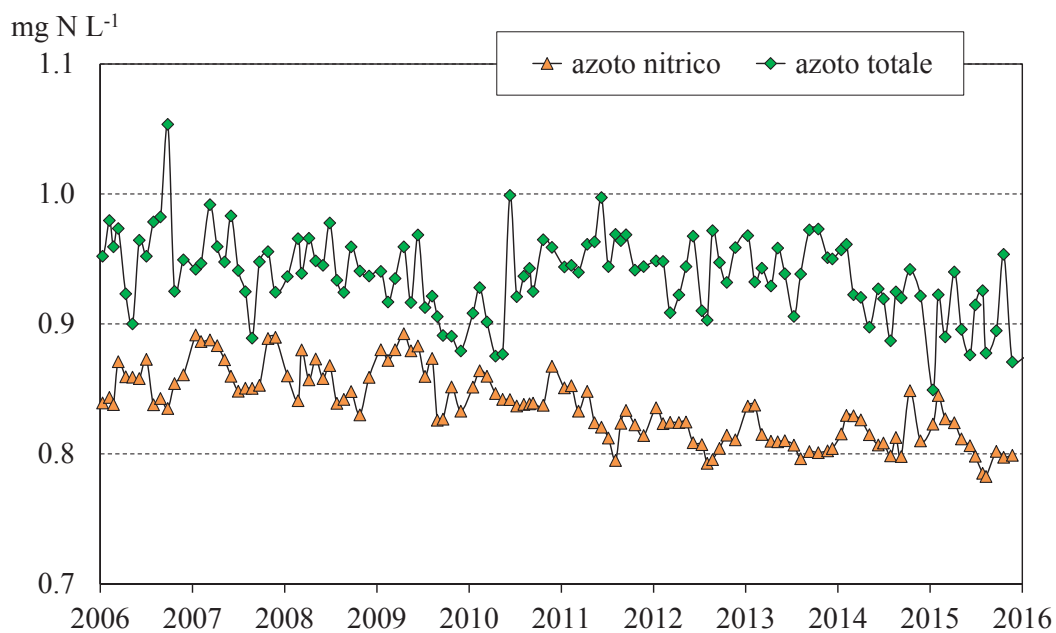


Fig. 7.6. Concentrazioni di azoto totale e nitrico nel periodo 2006-2015 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

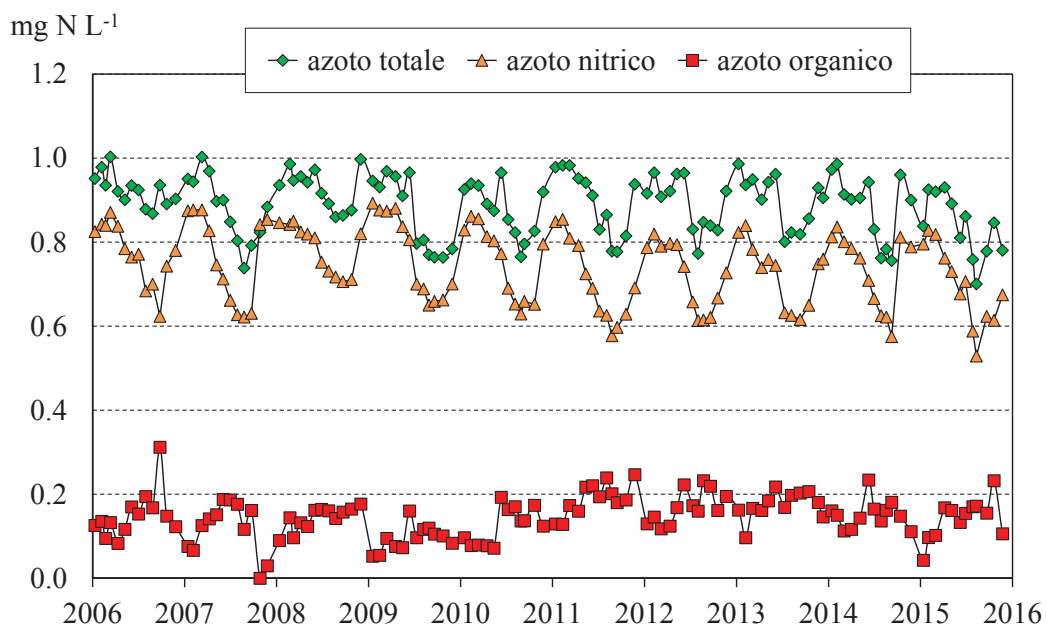


Fig. 7.7 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel periodo 2006-2015.

La tendenza alla diminuzione dei valori di azoto nelle acque del lago è in larga parte da attribuire a una diminuzione degli apporti dalle acque tributarie, dovuta a sua volta alla riduzione dei carichi atmosferici di questo elemento (Rogora *et al.* 2012). Valori particolarmente bassi di nitrati nei mesi estivi potrebbero però anche derivare da un maggior consumo di questo elemento da parte delle alghe fitoplanctoniche,

processo regolato sia dalle dinamiche di mescolamento che dalle condizioni meteorologiche.

La figura 7.8 mostra le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nel periodo 2006-2015. Nel 2015 i valori hanno presentato sia massimi che minimi piuttosto accentuati: in marzo-aprile le concentrazioni hanno raggiunto valori di 11 e 14 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente per fosforo reattivo e totale, ovvero i massimi dell'ultimo decennio, mentre a fine settembre le concentrazioni sono scese a 7 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Le condizioni miti che hanno caratterizzato gli ultimi inverni e il limitato rimescolamento delle acque, comportano un accumulo progressivo di fosforo nelle acque profonde e un rifornimento via via maggiore di questo elemento alle acque alla circolazione tardo invernale (Rogora *et al.*, 2015b).

Le temperature elevate dell'estate 2015 hanno poi probabilmente favorito la produttività algale, anche nel periodo tardo-estivo, determinando così un elevato consumo di fosforo e un accentuato abbassamento delle concentrazioni.

I valori medi nello strato epilimnico, ipolimnico e sull'intera colonna d'acqua nel 2015 sono stati pari rispettivamente a 3, 10 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo e a 7, 13 e 12 $\mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo totale. Considerando la tendenza temporale dei tenori di fosforo, si può osservare un vero e proprio spostamento verso valori più elevati a partire dal 2012: i valori di fosforo reattivo e totale sono passati infatti da circa 7 e 9 $\mu\text{g P L}^{-1}$ rispettivamente negli anni 2006-2011 agli attuali 8-9 e 11-12 $\mu\text{g P L}^{-1}$. La differenza è quindi mediamente pari a circa 2 $\mu\text{g P L}^{-1}$, ovvero un valore contenuto ma comunque sufficiente a portare il lago, dal punto di vista del grado di trofia, dalla classe oligotrofa a quella mesotrofa (OECD, 1982).

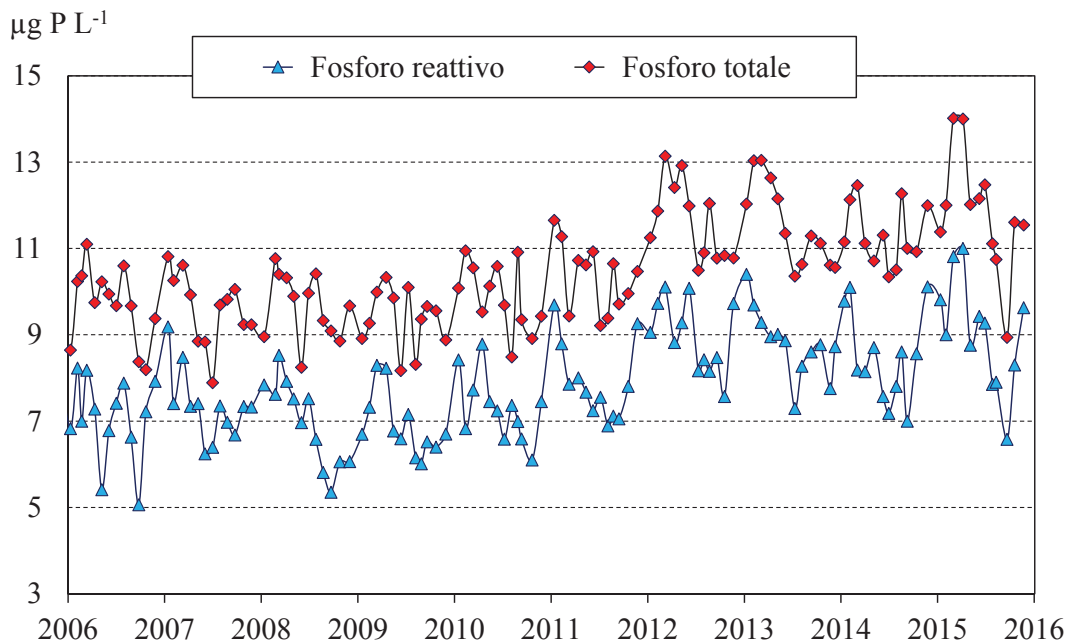


Fig. 7.8 Andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel periodo 2006-2015 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

La figura 7.9 riporta i valori epilimnici (0-25 m) e medi sulla colonna d'acqua dei silicati nel periodo 2006-2015. Le concentrazioni medie annue in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2015 sono state pari rispettivamente a 1,10,

1,80 e 1,70 mg Si L⁻¹. I valori epilimnici dei primi mesi dell'anno sono stati superiori a quelli degli anni precedenti (1,65 rispetto a circa 1,50 mg Si L⁻¹). I minimi, rilevati in agosto (0,47 mg Si L⁻¹) sono stati invece in linea con quelli di altri anni (es. 2006, 2010-12). I valori medi sulla colonna hanno mostrato una lieve tendenza all'aumento nel 2015, risultando compresi tra 1,64 e 1,78 mg Si L⁻¹ rispetto ai circa 1,60 mg Si L⁻¹ degli anni precedenti.

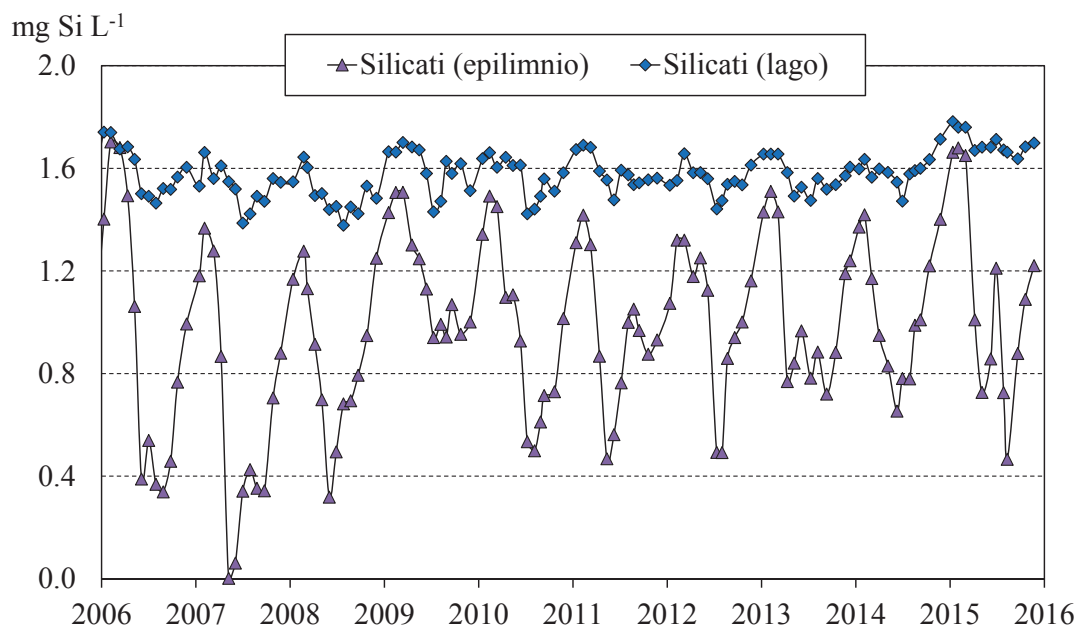


Fig. 7.9 Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel periodo 2006-2015.

7.3. Ossigeno disciolto

I valori del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2006-2015 in ipolimnio e nello strato al di sotto dei 200 m di profondità, ritenuti indicativi dello stato di ossigenazione delle acque, sono riportati nelle Fig. 7.10 e 7.11.

I dati del 2015 hanno mostrato un'ulteriore, anche se minima, flessione dei valori di ossigeno, in particolare nelle acque profonde: considerando infatti l'ultimo dato dell'anno, di fine novembre 2015, i valori sono scesi a 6,27 mg O₂ L⁻¹ come concentrazione e 52% come percentuale di saturazione, ovvero i minimi assoluti del decennio preso in considerazione (Fig. 7.11). Nell'intero ipolimnio (25-360 m) i valori tra ottobre e novembre 2015 sono stati pari a 7,5-7,7 mg O₂ L⁻¹ e 64-65% di saturazione (Fig. 7.10). I massimi di ossigeno sono stati registrati nei mesi estivi, quando è massima la produzione algale: 8,6 mg O₂ L⁻¹ (73%) nello strato ipolimnico a luglio e 6,8 mg O₂ L⁻¹ (83%) al di sotto dei 200 m in settembre.

I dati del 2015 confermano quindi la situazione che sta interessando il lago nel periodo recente: una sostanziale stabilità delle concentrazioni di ossigeno disciolto, considerando l'intero ipolimnio (25-360 metri), ma una ulteriore tendenza alla diminuzione nello strato più profondo, dove i valori si stanno progressivamente spostando verso i 6 mg O₂ L⁻¹ (rispetto a concentrazioni sempre superiori a 7 mg O₂ L⁻¹ fino al 2011; Fig. 7.11).

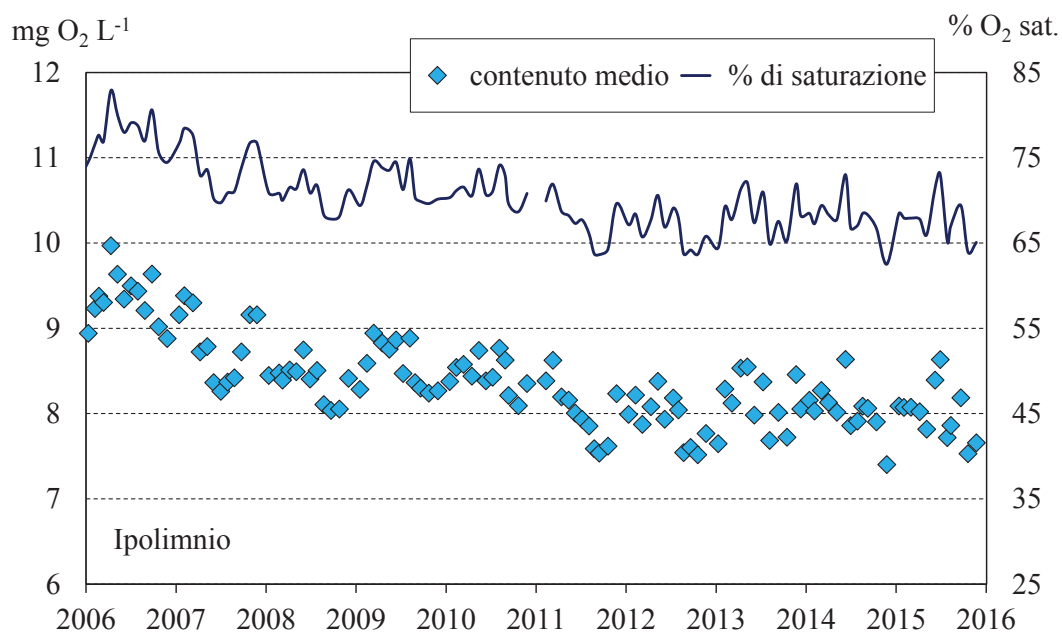


Fig. 7.10 Andamento nel periodo 2006-2015 delle concentrazioni medie di ossigeno in ipolimnio (25-360 m) (valori ponderati sui volumi).

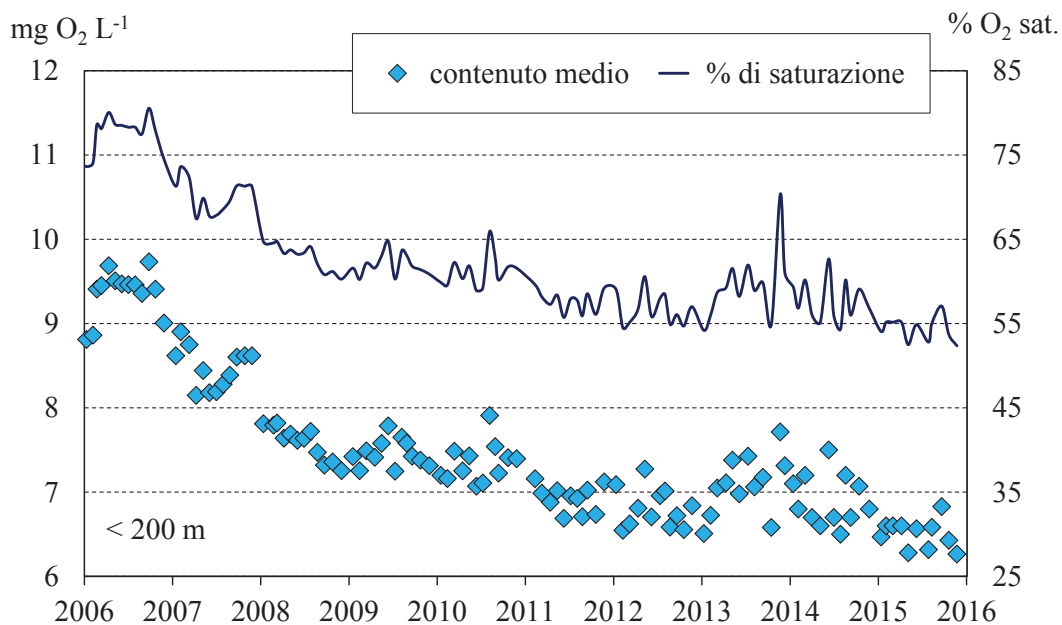


Fig. 7.11 Andamento nel periodo 2006-2015 delle concentrazioni medie di ossigeno nello strato al di sotto dei 200 m di profondità (valori ponderati sui volumi).

Nel periodo 2006-2011 si era osservata una diminuzione del contenuto di ossigeno al di sotto dei 200 m, passati da valori superiori a 9,5 mg O₂ L⁻¹ (oltre 75% come tenore di saturazione) a valori inferiori a 7,0 mg O₂ L⁻¹ (56-59% come percentuale di saturazione). Questa tendenza sembrava però essersi interrotta nel 2011, con valori pressoché stabili negli anni successivi. Nel 2015 la tendenza negativa è

invece ripresa; questo è certamente da attribuire alle condizioni miti dell'inverno 2014-2015 e all'estate e autunno 2015, particolarmente caldi, che hanno portato a un ulteriore consumo della riserva di ossigeno sul fondo del lago. Come descritto nel capitolo 2 infatti, la circolazione verticale invernale per moti convettivi è giunta a soli 70 metri di profondità nel 2015.

La situazione attuale è ben lontana dall'essere critica, in quanto anche le acque profonde contengono per ora livelli sufficienti di ossigeno, superiori ai 6 mg O₂ L⁻¹ e al 50% di saturazione. Per confronto, si ricorda che nel periodo di massima eutrofizzazione del lago, ovvero negli anni '80, i valori di ossigeno erano scesi a 5,4 mg O₂ L⁻¹ e 45% di saturazione. Si tratta però di una situazione che è destinata ad accentuarsi, se le condizioni climatiche dovessero mantenersi simili a quelle attuali, con inverni miti e poco ventosi, e pertanto merita di essere seguita con attenzione.

7.4. Metalli in tracce

In occasione dei campionamenti del mese di marzo (circolazione tardo-invernale) e settembre (stratificazione) sui campioni raccolti sono state eseguite le analisi dei principali metalli in tracce mediante spettrofotometria ICP-OES con nebulizzatore concentrico ed ultrasonico. Pur non essendo questi elementi una criticità per il Lago Maggiore, è comunque importante eseguire uno *screening* periodico dei loro livelli nelle acque. I valori medi sull'intera colonna d'acqua a marzo e settembre 2015 sono riportati in Tab. 7.2.

As, Cd, Cr, Pt, Pb, Se e Ti sono risultati sempre al di sotto del limite di detezione (LOD) della metodica utilizzata. Gli altri elementi presentano concentrazioni sempre molto basse, spesso al limite del LOD, con l'eccezione dello stronzio, di origine prevalentemente geogenica, che presenta valori attorno a 220-240 µg L⁻¹. Nel complesso i metalli che potrebbero presentare delle criticità perché nocivi per la vita acquatica, come Al, Cr, Cu, Cd, Ni e Pb sono presenti in quantità minime o addirittura non rilevabili.

Tab. 7.2 Concentrazioni (µg L⁻¹) dei principali metalli pesanti nelle acque del Lago Maggiore. Valori medi sulla colonna d'acqua (0-360 m) nei campionamenti di marzo e settembre 2015. <: inferiore al limite di detezione (LOD).

	Al	Ba	Co	Cu	Fe	Li	Mn	Ni	Sr	V	Zn
09.03.15	5,4	10,5	0,1	0,5	1,7	1,0	0,3	0,6	221	3,4	1,4
28.09.15	6,6	11,6	0,2	0,6	1,5	1,7	<	0,8	242	<	2,1

7.5. Chimica dei tributari e dell'emissario

Nel 2015 sono proseguite le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario, con frequenza di campionamento mensile e con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I valori medi annui per pH, alcalinità, conducibilità, composti dell'azoto, fosforo totale e silicati sono riportati in Tabella 7.3.

I valori delle variabili chimiche di base (pH, conducibilità, alcalinità) e dei silicati dipendono prevalentemente dalle caratteristiche litologiche dei bacini: si osservano quindi differenze abbastanza marcate tra i tributari con bacino a composizione prevalentemente carbonatica (es. Tresa, Vevera) e quelli con bacino formato per lo più da rocce silicee poco solubili (es. San Giovanni, San Bernardino, Cannobino). L'alcalinità e la conducibilità ad esempio passano da 1,50-1,75 meq L⁻¹ e 200-210 μS cm⁻¹ a 20 °C nel primo gruppo a 0,25-0,30 meq L⁻¹ e 45-55 μS cm⁻¹ a 20 °C nel secondo (Tab. 7.3). Anche su queste variabili possono però incidere fattori antropici, come la presenza di scarichi ad alto contenuto di soluti: i valori di alcalinità e conducibilità nei Torrenti Bardello e Boesio sono infatti superiori a 2,8 meq L⁻¹ e 300 μS cm⁻¹ a 20 °C rispettivamente. I composti del fosforo e dell'azoto rispecchiano ancora più chiaramente il grado di contaminazione delle acque: anche nel 2015, infatti, i valori medi di fosforo totale, azoto ammoniacale e azoto organico sono stati nettamente superiori in alcuni tributari (Bardello, Boesio e in misura minore Tresa, Vevera e Strona).

Tab. 7.3 Valori medi annuali (ottenuti dai campionamenti mensili) delle principali variabili chimiche nei tributari e nell'emissario del Lago Maggiore nel 2015. Alc.: alcalinità. Cond.: conducibilità a 20 °C.

		pH	Alc. meq L ⁻¹	Cond. μS cm ⁻¹	N-NH ₄ mg L ⁻¹	N-NO ₃ mg l ⁻¹	N _{org} mg L ⁻¹	TN mg L ⁻¹	TP μg L ⁻¹	RSi mg L ⁻¹
<i>Tributari lombardi</i>										
Boesio	BOE	8,15	4,65	535	0,25	3,75	0,45	4,45	198	3,2
Bardello	BAR	8,11	2,84	323	0,20	1,57	0,50	2,27	119	2,0
Tresa (a)	TRE	8,19	1,75	205	0,08	0,99	0,23	1,30	30	1,0
Giona	GIO	7,62	0,39	80	0,01	1,01	0,08	1,10	24	4,3
<i>Tributari piemontesi</i>										
Vevera	VEV	7,85	1,51	213	0,07	2,52	0,25	2,84	31	5,1
Strona	STR	7,63	0,45	88	0,06	1,12	0,18	1,37	31	2,9
Toce	TOC	7,48	0,80	161	0,04	0,54	0,12	0,69	25	2,4
San Giovanni	SGI	7,50	0,27	56	0,01	1,05	0,13	1,19	11	4,6
Erno	ERN	7,44	0,33	113	0,01	1,41	0,19	1,61	23	4,2
San Bernardino	SBE	7,58	0,32	57	0,01	1,02	0,13	1,16	5	3,2
Cannobino	CAN	7,67	0,24	43	0,02	0,52	0,14	0,68	7	3,6
<i>Tributari svizzeri</i>										
Maggia	MAG	7,79	0,45	65	0,01	0,68	0,09	0,77	4	3,0
Ticino immissario	TIM	7,90	1,01	228	0,04	0,72	0,08	0,84	7	2,3
Verzasca	VER	6,97	0,23	40	0,01	0,64	0,10	0,75	5	2,6
<i>Emissario</i>										
Ticino emissario	TEM	8,08	0,80	136	0,01	0,67	0,14	0,82	9	1,0

(a) - Comprensivo delle acque emissarie del Lago di Lugano e del T. Margorabbia

Il 2014 era stato caratterizzato da concentrazioni inferiori alla media della maggior parte dei soluti a causa delle elevate precipitazioni del periodo autunnale e della conseguente diluizione dei composti chimici (Rogora *et al.*, 2015b). Nel 2015 le concentrazioni si sono riportate sui valori medi tipici di ciascun corso d'acqua: ad esempio i valori medi annui di pH, conducibilità, alcalinità e silicati sono stati del tutto simili a quelli del 2013.

Per quanto riguarda i nutrienti, la variabilità interannuale dipende non solo dai fattori idrologici ma anche da variazioni nel grado di contaminazione delle acque. Nel 2015 i tributari lombardi Bardello e Boesio hanno presentato concentrazioni medie di fosforo totale superiori a $100 \mu\text{g P L}^{-1}$ (prossime a $200 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel caso del Bardello) e superiori a quelle del 2014 del 17 e 20% rispettivamente. In tutti gli altri tributari le concentrazioni di fosforo totale sono state nettamente inferiori, oscillando tra i $30\text{-}31 \mu\text{g P L}^{-1}$ di Tresa, Vevera e Strona e i $4\text{-}5 \mu\text{g P L}^{-1}$ di Maggia, Verzasca e San Bernardino. Quasi tutti i tributari hanno presentato concentrazioni di fosforo inferiori nel 2015 rispetto al 2014, anche di oltre il 50% (es. Giona: da 45 a $24 \mu\text{g P L}^{-1}$, San Bernardino: da 19 a $5 \mu\text{g P L}^{-1}$; Ticino Immissario: da 14 a $7 \mu\text{g P L}^{-1}$). Si deve però rilevare che le concentrazioni erano state particolarmente alte nel 2014 in alcuni tributari a causa degli eventi di piena di ottobre-novembre, a seguito di un aumento del materiale in sospensione nelle acque (Rogora *et al.*, 2015b). Le concentrazioni medie del 2015 sono state invece simili a quelle rilevate nel 2013, con l'eccezione di Giona e San Giovanni che mostrano una tendenza al miglioramento, in quanto le concentrazioni sono passate da 33 e $22 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2013 a 24 e $11 \mu\text{g P L}^{-1}$ nel 2015. Una corretta valutazione dello stato qualitativo dei tributari deve essere fatta comunque considerando un arco temporale più lungo, in modo da prescindere dalle variazioni interannuali legate a fattori meteo-idrologici.

Anche per quanto riguarda i composti dell'azoto, Bardello e Boesio si discostano dagli altri tributari: ad esempio le concentrazioni di ammonio superano $0,20 \text{ mg N L}^{-1}$, mentre sono sempre inferiori a $0,10 \text{ mg N L}^{-1}$ negli altri corsi d'acqua (inferiori a $0,05 \text{ mg N L}^{-1}$ in 9 tributari) e l'azoto organico è pari a $0,45\text{-}0,50 \text{ mg N L}^{-1}$ rispetto a valori quasi sempre inferiori a $0,20 \text{ mg N L}^{-1}$. Tra gli altri tributari, il Vevera si caratterizza per tenori piuttosto elevati di azoto, soprattutto organico ($0,25 \text{ mg N L}^{-1}$); questo corso d'acqua presenta anche elevate concentrazioni di azoto nitrico ($2,52 \text{ mg N L}^{-1}$) e totale ($2,84 \text{ mg N L}^{-1}$) (Tab. 7.3).

In tutti i corsi d'acqua il nitrato rappresenta la forma prevalente di azoto, in una percentuale del totale variabile tra il 69 e il 92%; l'ammonio contribuisce per 1-5% nella maggior parte dei corsi d'acqua (9% nel caso del Bardello) e l'azoto organico per il 10-15%, ma con massimi di 18-20% (Bardello, Tresa).

Rispetto al 2014, le concentrazioni medie annue di fosforo totale sono aumentate sia nel Bardello che, in misura maggiore, nel Boesio (da 165 a $198 \mu\text{g P L}^{-1}$; Fig. 7.12). Confrontando l'andamento dei due tributari nell'ultimo decennio, si può osservare come, pur diminuendo in entrambi dopo il 2007, le concentrazioni sono attualmente più elevate nel Boesio rispetto a quanto rilevato negli anni 2006-2008. I composti dell'azoto nei due tributari presentano oscillazioni da un anno all'altro, in funzione soprattutto dell'idrologia, ma le concentrazioni nell'ultimo decennio si sono mantenute sostanzialmente tra $0,20$ e $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$ per l'azoto organico e tra $0,3$ e $0,5 \text{ mg N L}^{-1}$ per quello ammoniacale.

Pur rimanendo i livelli di fosforo ancora troppo elevati, per i due corsi d'acqua si conferma comunque una tendenza al miglioramento, già evidenziata nelle precedenti relazioni.

Gli altri due tributari che, seppur in maniera meno accentuata rispetto a Bardello e Boesio, hanno mostrato andamenti irregolari e valori piuttosto elevati di fosforo e azoto sono Giona e Vevera. Anche questi due corsi d'acqua hanno mostrato comunque un miglioramento dal 2007-2008: negli ultimi anni le concentrazioni di fosforo totale

si sono mantenute tra 20 e 30 $\mu\text{g P L}^{-1}$; più variabili appaiono i livelli dei composti dell'azoto, soprattutto nel Vevera.

Nel complesso la qualità delle acque dei tributari appare buona, con l'eccezione dei casi già citati. Ben 6 tributari nel 2015 hanno presentato concentrazioni medie di fosforo totale pari o inferiori a 11 $\mu\text{g P L}^{-1}$; tra questi vi sono i tre tributari svizzeri Maggia, Verzasca e Ticino, con concentrazioni comprese tra 4 e 7 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Questi corsi d'acqua, così come San Giovanni, San Bernardino e Cannobino, presentano una situazione ottimale anche per quanto riguarda i composti dell'azoto, con valori di azoto ammoniacale, organico e nitrico rispettivamente di 0,01-0,04 mg N L^{-1} , 0,08-0,14 mg N L^{-1} e 0,52-0,72 mg N L^{-1} . Per questi corsi d'acqua il contributo antropico alle concentrazioni di nitrato, la forma prevalente di azoto nelle acque, è sicuramente secondario rispetto a quello dovuto alle deposizioni atmosferiche (Rogora *et al.*, 2006). Gli input atmosferici di azoto ai bacini imbriferi, dovuti a loro volta alle emissioni in atmosfera di ossidi di azoto e ammoniaca, sono quindi il principale fattore di variazione delle concentrazioni nelle acque (Rogora *et al.*, 2012).

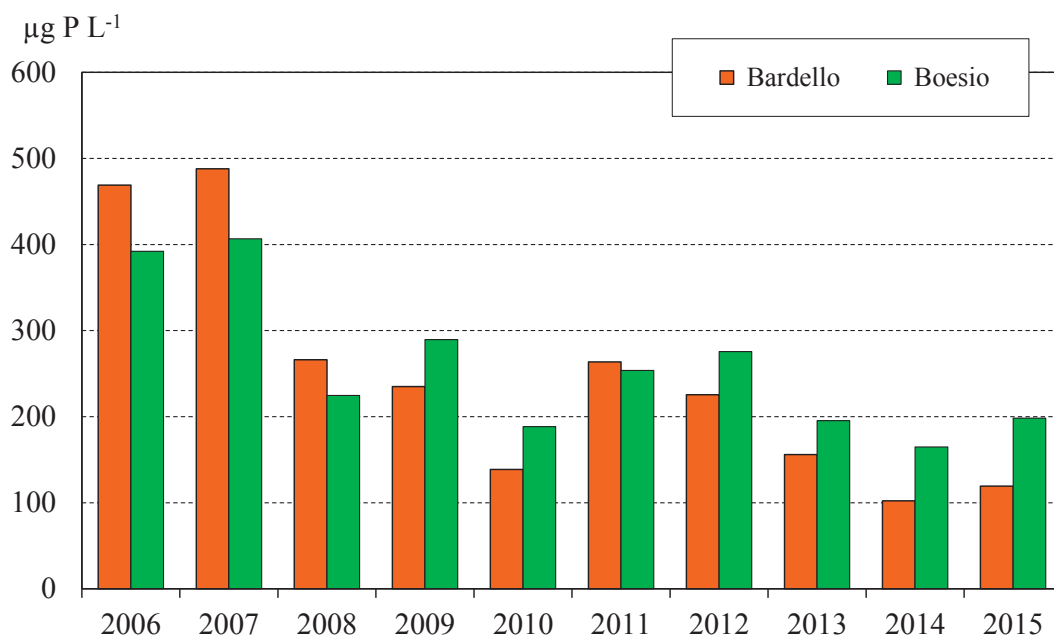


Fig. 7.12 Concentrazioni medie annuali di fosforo totale misurate dal 2006 al 2015 nei Torrenti Bardello e Boesio.

L'andamento delle concentrazioni di fosforo e azoto totale misurate mensilmente nei tributari nel corso del 2015 è riportato in Fig. 7.12, separatamente per Bardello/Boesio e tutti gli altri corsi d'acqua. Il fosforo presenta nella maggior parte dei casi i valori più elevati nel periodo estivo (massimi in luglio-agosto), verosimilmente a causa di una maggior concentrazione di nutrienti in corrispondenza dei minimi di portata. Analogamente le concentrazioni più basse caratterizzano i mesi primaverili (marzo) e autunnali (ottobre-novembre). Questa stagionalità è più evidente nei corsi d'acqua con bassi livelli di contaminazione e basse concentrazioni sia di fosforo che di azoto. Nei fiumi maggiormente soggetti all'apporto di scarichi non depurati (es. Bardello, Boesio, Vevera) non si osserva una stagionalità delle concentrazioni, bensì una variabilità accentuata tra i diversi mesi, a sua volta

riconducibile alla variabilità degli apporti inquinanti. L'azoto totale rispetto al fosforo presenta una variabilità meno accentuata, con un tendenza a concentrazioni maggiori in agosto nella maggior parte dei tributari (Fig. 7.13). Queste analisi evidenziano come la disponibilità di dati su base mensile, oltre ad una stima più precisa degli apporti a lago, consenta una valutazione più accurata dello stato qualitativo delle acque e della sua variabilità a breve-medio termine.

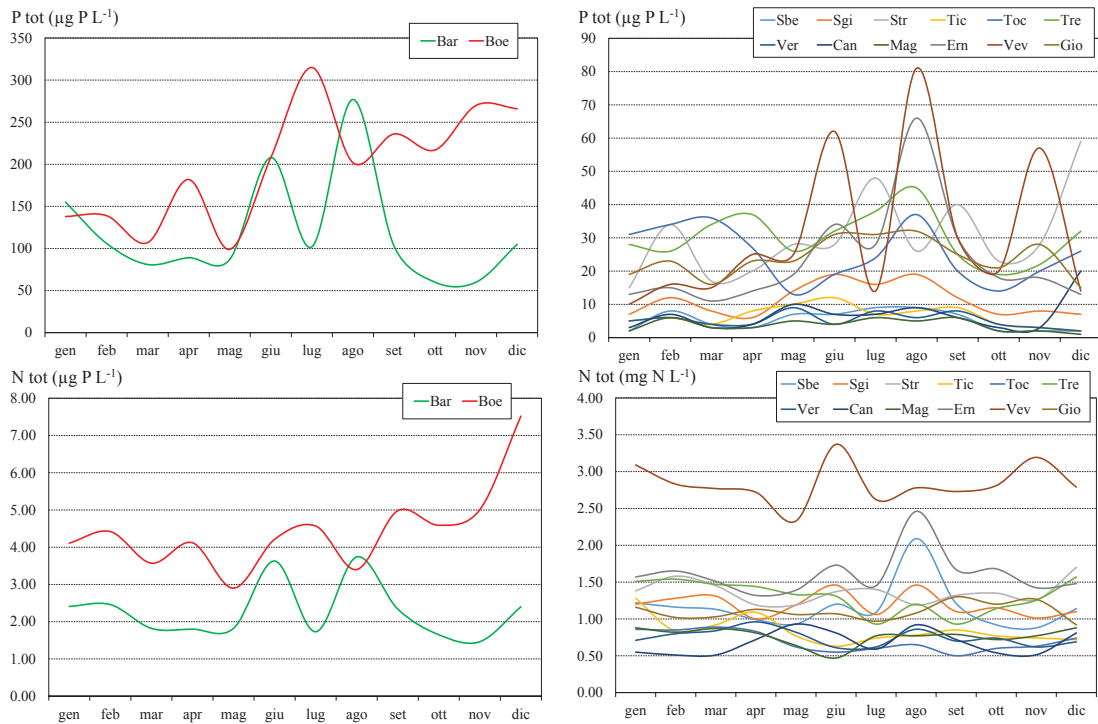


Fig. 7.13 Andamento delle concentrazioni mensili di fosforo e azoto totale nei tributari del Lago Maggiore nell'anno 2015.

7.5.1. Concentrazioni medie areali

Per confrontare il livello qualitativo delle acque tributarie nei diversi areali (ticinese, lombardo e piemontese) sono state calcolate, anche per il 2015, le concentrazioni medie areali annuali di fosforo e azoto totale, che tengono conto dell'areale drenato dai singoli tributari. I valori per il 2015 sono messi a confronto con quelli dell'ultimo decennio rispettivamente in Fig. 7.14 e 7.15.

Per entrambe le variabili il 2015 non si è discostato in maniera significativa dal 2014 e dagli anni immediatamente precedenti. I valori medi areali sono infatti abbastanza costanti, sia per il fosforo che per l'azoto, dal 2008 in poi. Anche il contributo relativo delle tre aree non presenta variazioni evidenti da un anno all'altro: i rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia sono stati, nel 2015, pari a 1:3,4:7 per il fosforo totale e 1:1:1,8 per l'azoto totale. Per il fosforo la disparità tra il contributo delle tre aree è ancora accentuato, con un valore per la Lombardia nel 2015 pari a $50 \mu\text{g P l}^{-1}$ rispetto a 23 e $5 \mu\text{g P l}^{-1}$ di Piemonte e Canton Ticino, rispettivamente (Fig. 7.14).

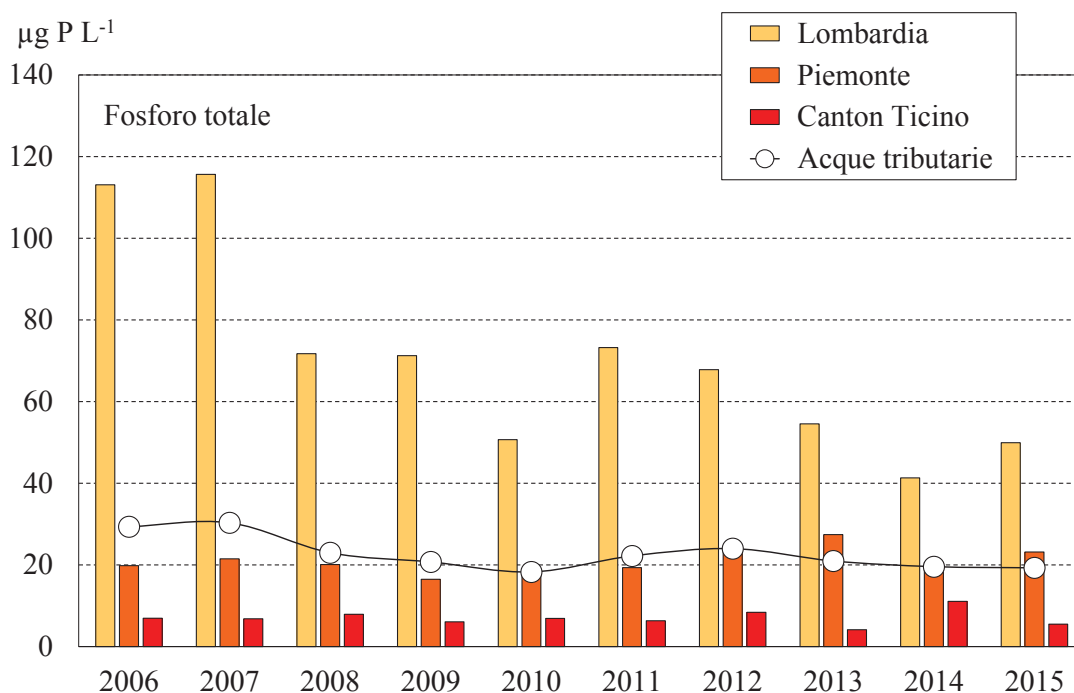


Fig. 7.14 Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2006-2015 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

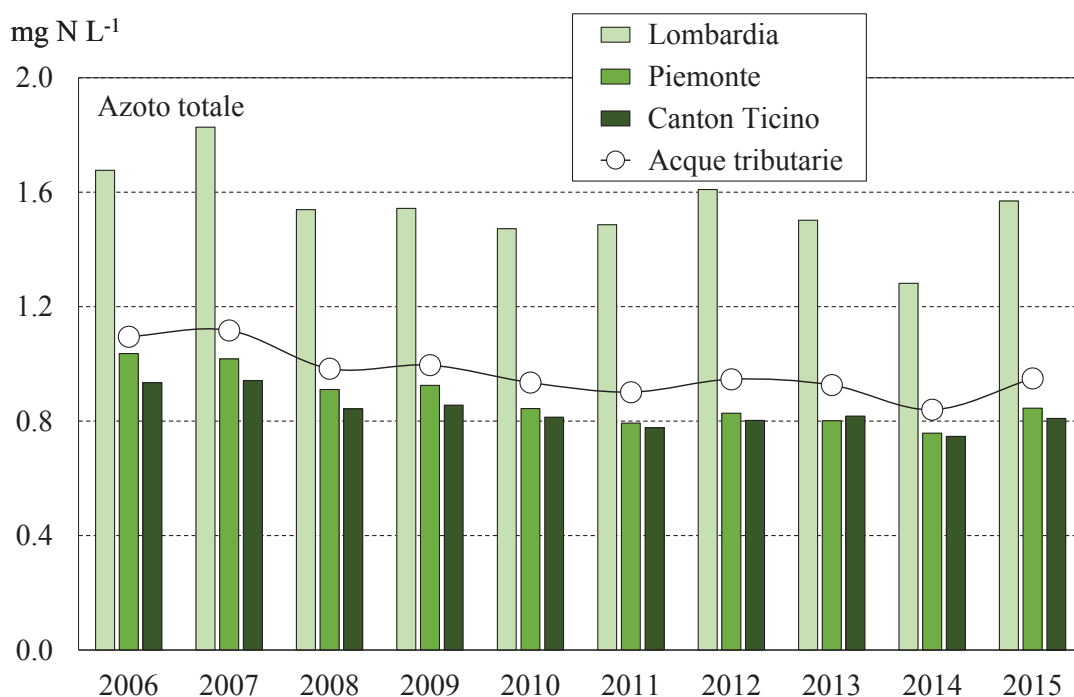


Fig. 7.15 Concentrazioni medie areali annuali di azoto totale nel decennio 2006-2015 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

Nel caso dell'azoto il valore medio areale per Piemonte e Ticino è stato pressoché identico (0,81-0,85 mg N L⁻¹) e circa la metà di quello della Lombardia (1,57 mg N L⁻¹; Fig. 7.15). Anche i valori medi per le acque tributarie nel loro complesso (19 µg P l⁻¹ per il fosforo e 0,95 mg N L⁻¹ per l'azoto) sono stati del tutto simili a quelli rilevati nell'ultimo decennio. Questi valori confermano un buon livello qualitativo delle acque immissarie, pur evidenziando la differenza tra l'areale lombardo da un lato e quelli piemontese e ticinese dall'altro.

7.6. Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi ed il bilancio complessivo di fosforo e azoto sono stati calcolati per il 2015 con le modalità adottate negli anni precedenti. Pur essendo ancora mancanti i dati di portata giornalieri per alcuni tributari, a causa di problemi di malfunzionamento degli strumenti di misura o dei sistemi di trasmissione dei dati, è stato comunque possibile disporre dei dati per i tributari più importanti. I carichi sono stati quindi calcolati a partire dalle concentrazioni per Bardello, Boesio, Ticino Immissario, Toce, Cannobino, San Bernardino, Strona e Tresa, drenanti complessivamente circa il 67% del bacino. Analogamente sono stati calcolati i carichi in uscita dal lago attraverso il Ticino emissario. I dati delle portate per Toce, San Bernardino e Strona sono stati forniti da ARPA Piemonte, Area Previsione e Monitoraggio Ambientale. Per San Giovanni e Erno, il calcolo dei carichi è stato eseguito dopo aver ricostruito i valori di portata sulla base di correlazioni con i dati di tributari con caratteristiche simili dal punto di vista morfometrico ed idrologico o, in alternativa, sulla base dei dati di anni idrologicamente simili. Infine, per i tributari Maggia, Verzasca, Giona e Vevera (19% del bacino) gli apporti sono stati stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali calcolate per gli altri tributari.

Nel 2014, a causa della mancanza dei dati di portata, non era stato possibile calcolare i carichi per Bardello e Boesio ed includerli nel rapporto di avanzamento. I dati sono stati recuperati in seguito ed è stato quindi possibile calcolare gli apporti anche da questi due tributari e aggiornare i bilanci complessivi di fosforo e azoto.

I carichi delle diverse forme di azoto (ammoniacale, nitrico, organico e totale) e di fosforo totale veicolati a lago dai tributari e quelli in uscita attraverso il Ticino emissario per l'anno 2015 sono riportati in Tab. 7.4.

Per quanto riguarda il contributo dai diversi tributari, i carichi di azoto totale più importanti nel 2015 sono stati quelli derivanti da Toce e Ticino Immissario (circa 1400 e 1700 t N a⁻¹ rispettivamente, entrambi pari al 29% del totale), seguiti da Tresa (850 t N a⁻¹; 14%) e Maggia (800 t N a⁻¹; 13,4%). Per il fosforo totale invece, il carico maggiore è derivato dal Toce (49 t P a⁻¹, pari al 48% del totale), seguito da Tresa (19 t P a⁻¹; 16%), Ticino Immissario (17 t P a⁻¹; 14,5%) e Maggia (8,6 t P a⁻¹; 7,4%); i carichi sia per Bardello che per Boesio sono stati parci a circa 5 t P a⁻¹, rappresentanti insieme poco meno del 9% del carico totale a lago.

Rispetto al 2014, i carichi sono diminuiti pressoché in tutti i corsi d'acqua: il 2014 era stato caratterizzato da un incremento degli apporti, sia di azoto che di fosforo, a causa degli elevati afflussi meteorici sul bacino e quindi delle portate, soprattutto nel periodo autunnale (Rogora *et al.*, 2015b). I valori dei carichi nel 2014 erano stati particolarmente elevati nel caso dei nitrati, con aumenti, rispetto al 2013, anche del 70% (26% come valore medio per tutti tributari campionati). Nel 2015 la situazione si è riportata su livelli più simili a quelli della media di lungo periodo. Rispetto all'anno

precedente, i carichi complessivi di fosforo dall'areale campionato sono stati inferiori di quasi il 40%, con diminuzioni di oltre il 70% per alcuni tributari come San Giovanni e San Bernardino. Solo nel caso del Bardello e del Boesio i carichi di fosforo sono rimasti pressoché costanti o diminuiti, ma in misura non superiore al 20%. Anche nel caso dei composti dell'azoto si è evidenziato un calo marcato rispetto al 2014 per quasi tutti i tributari (-36% circa per il carico complessivo di azoto totale); solo per Bardello e Boesio la variazione è stata contenuta o del tutto assente, a conferma del fatto che la variabilità idrologica incide molto meno sui carichi veicolati da questi corsi d'acqua rispetto al resto dei tributari, essendo preponderante il contributo antropico.

I carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario hanno seguito un andamento analogo a quello degli apporti, con una netta diminuzione rispetto al 2014 sia per il fosforo (da 135 a 74 t P a⁻¹) che per i composti dell'azoto (es. da circa 10500 a 7200 t N a⁻¹). Questi dati confermano l'accentuata variabilità interannuale che può caratterizzare i carichi, a sua volta dipendente dalle precipitazioni meteoriche sul bacino (volumi totali e regime stagionale).

Tab. 7.4 Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo al Lago Maggiore dai tributari principali ed uscite attraverso l'emissario per il 2015.

	N-NH ₄	N-NO ₃	N _{org}	TN	TP
Ticino Immissario ^(a)	77	1474	200	1751	17
Maggia ^(b)	14.1	675	118	807	8,6
Verzasca ^(b)	3.6	168	32	204	2,4
Cannobino ^(a)	0.7	52	17.3	70	0.6
San Giovanni ^(a)	0.6	50	6.8	57	0,5
San Bernardino ^(a)	0.7	136	18	154	0,8
Toce Ossola ^(a)	62	1072	283	1416	49
Strona ^(a)	14.7	285	47	347	7,1
Erno ^(a)	0.2	39	5	45	0,6
Vevera ^(b)	0.9	37	4	42	0.5
Bardello ^(a)	8.6	67	20	95	5,0
Boesio ^(a)	6.7	116	19	141	5,4
Tresa ^(a)	44.0	663	144	851	19
Giona ^(b)	0.9	46	6	52	1,0
Totale	235	4879	919	6032	117
Ticino emissario ^(a)	135	5808	1259	7202	74

(a) Valori calcolati dai dati di concentrazione e dai deflussi.

(b) Valori calcolati dalla regressione fra concentrazione e contributi areali.

I bilanci complessivi per azoto e fosforo totale sono stati calcolati per il 2015 e riportati in Tab. 7.5 e 7.6, insieme ai dati aggiornati per il 2014 e ai valori per tutto il periodo dal 2006 in poi. Nel 2015 la somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (6000 t N a⁻¹), dall'areale non campionato (ottenuto attribuendo il contributo areale medio di azoto dall'areale campionato alla parte di bacino non drenata dai tributari: 514 t N a⁻¹), dalla popolazione rivierasca (ottenuto applicando un coefficiente per persona e considerando la popolazione residente nel bacino: 700 t N a⁻¹) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (ottenuto dai dati della stazione di Pallanza, 420 t N a⁻¹) è stata pari a 7600 t N a⁻¹, valore tra i più bassi

dell'ultimo decennio (Tab. 7.5). Valori inferiori erano stati rilevati nel 2006 e 2007 (6700 e 7400 t N a⁻¹ rispettivamente), ovvero anni caratterizzati da bassi afflussi complessivi sul bacino (1200-1300 mm totali). Escludendo il valore particolarmente elevato del 2014 (oltre 11000 t N a⁻¹), i carichi complessivi a lago dell'ultimo decennio si attestano attorno alle 8500-9000 t N a⁻¹ (Tab. 7.5).

Tab. 7.5 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2006-2015 di azoto totale (t N a⁻¹).

	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15
Tributari campionati	5200	5800	8300	8200	7700	7400	7300	7900	9300	6000
Areale non campionato	446	497	711	703	660	634	626	677	797	514
Totale bacino emerso	5600	6300	9000	8900	8400	8000	7900	8600	10100	6500
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	400	380	540	505	480	309	472	498	465	420
Totale apporti	6700	7400	10200	10100	9600	9000	9100	9800	11300	7600
Uscite da emissario	4200	5500	8200	9309	8403	7447	7809	8484	10497	7202
Ritenzione in lago	37,3	25,7	19,6	7,8	12,5	17,3	14,2	13,4	7,1	5,2

Come si può osservare in Fig. 7.16, che riporta l'andamento dei carichi complessivi di azoto a lago dal 1978, l'ultimo decennio è stato caratterizzato da valori leggermente inferiori rispetto a quelli del periodo precedente (10000-11000 t N a⁻¹). Questo trend è da attribuire in larga parte alla diminuzione degli apporti atmosferici di azoto sul bacino, che sono passati da 25-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ negli anni '80 (valori medi come somma di ammonio e nitrati della stazione di Pallanza) agli attuali 15-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Rogora *et al.*, 2012). Il carico atmosferico di azoto nell'areale del Lago Maggiore rimane comunque piuttosto elevato, considerando che i dati misurati nelle stazioni di campionamento non tengono conto dell'azoto organico e del contributo proveniente dalla deposizione secca, che nel caso dell'azoto può rappresentare dal 25 al 45% della deposizione umida (Rogora *et al.* 2006).

La recente diminuzione degli apporti di azoto a lago contribuisce a spiegare il trend negativo nelle concentrazioni di nitrati osservato nelle acque del Lago Maggiore e discusso nel paragrafo 7.2.

La ritenzione di azoto a lago è risultato piuttosto bassa negli ultimi due anni (7 e 5% nel 2014 e 2015 rispettivamente, rispetto ai valori del 20-30% del periodo 2006-08; Tab. 7.5). Questa tendenza potrebbe indicare una maggiore assimilazione dell'azoto in ingresso a lago nel periodo più recente. Si tratta di un aspetto che deve essere però approfondito considerando la variabilità stagionale degli apporti in relazione ai processi a lago.

La Fig. 7.16 mette anche in evidenza l'accentuata variabilità degli apporti di azoto da un anno all'altro, e la dipendenza di questi ultimi dalla variabilità idrologica, espressa mediante gli afflussi meteorici annui sul bacino.

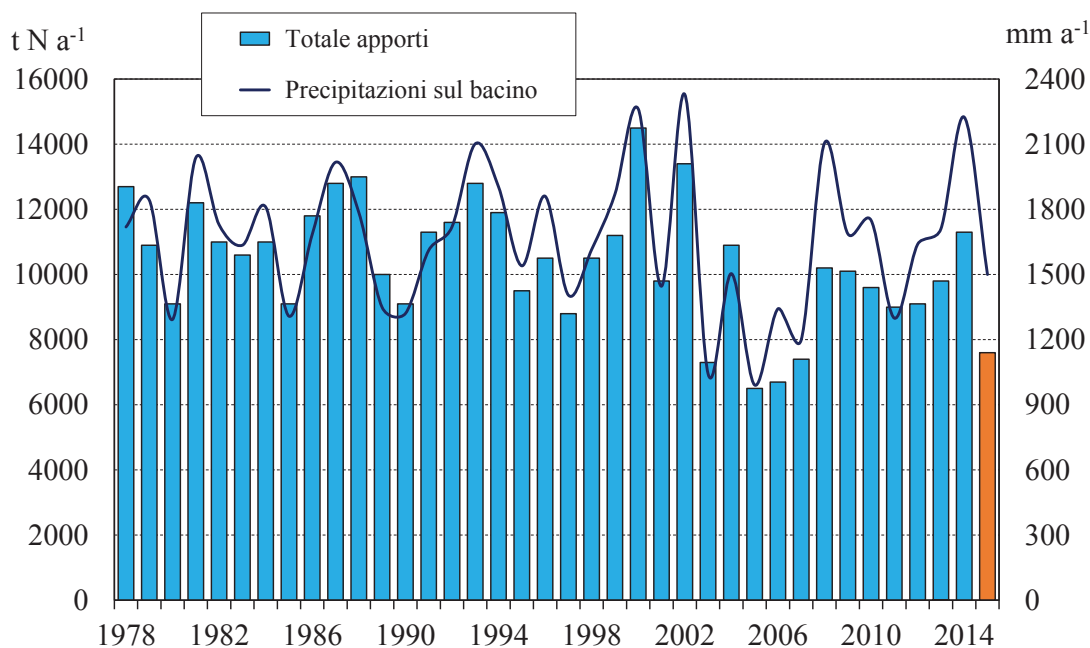


Fig. 7.16 Apporti complessivi annuali di azoto totale al Lago Maggiore e afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero dal 1978 al 2015.

Anche per il fosforo si è proceduto a calcolare per il 2015 la somma degli apporti dai tributari campionati (117 t P a^{-1}), dall'areale non campionato (ottenuto attribuendo il contributo areale medio di fosforo dall'areale campionato alla parte di bacino non drenata dai tributari: 10 t P a^{-1}) e dalla popolazione rivierasca (ottenuto applicando un coefficiente per persona e considerando la popolazione residente nel bacino: 58 t P a^{-1}), ottenendo un carico complessivo di 185 t P a^{-1} (Tab. 7.6), valore sensibilmente inferiore a quello del 2014 per le ragioni sopra descritte.

Tab. 7.6 Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2006-2015 del fosforo totale (t P a^{-1}).

	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15
Tributari campionati	102	117	161	127	125	154	178	159	185	117
Areale non campionato	9	10	14	11	11	13	15	14	16	10
Totale bacino emerso	111	127	175	138	136	168	194	173	201	127
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
Totale apporti	169	185	233	196	194	226	252	231	259	185
Uscite da emissario	62	66	116	103	108	104	105	83	135	74
Ritenzione in lago	63%	64%	50%	47%	44%	54%	58%	64%	48%	60%

Nel decennio considerato i carichi di fosforo sono rimasti abbastanza stabili, pur presentando un'elevata variabilità interannuale: non è evidente un'ulteriore tendenza alla diminuzione, né un aumento recente che potrebbe spiegare l'aumento delle concentrazioni a lago osservato dal 2012 (paragrafo 7.2). Verosimilmente questa tendenza è quindi da attribuire più ai processi di mescolamento e ai fattori meteorologici che li controllano, piuttosto che a una variazione negli input dal bacino.

7.6.1. Contributi areali

In tabella 7.7 sono riportati i contributi areali annuali, calcolati dai dati del 2015, dei composti dell'azoto e del fosforo totale per i tributari del Lago Maggiore e per il Ticino emissario. I contributi areali considerano il territorio drenato dai singoli tributari e permettono un miglior confronto tra questi ultimi in termini qualitativi rispetto ai valori assoluti dei carichi. E' stato inoltre possibile calcolare i contributi areali per Bardello e Boesio per il 2014, aggiornando così la serie storica di dati.

Per tutte le variabili considerate, i contributi areali più elevati sono quelli del Boesio, trattandosi di un corso d'acqua ad alto livello di contaminazione delle acque e con un bacino imbrifero di piccole dimensioni (45 km² rispetto ad esempio ai 134 km² del Bardello). Valori abbastanza elevati caratterizzano anche le acque del Bardello (es. 0,064 g N m⁻² a⁻¹ di azoto ammoniacale e 0,036 g P m⁻² a⁻¹ per il fosforo totale), dello Strona (rispettivamente 0,066 g N m⁻² a⁻¹ e 0,032 g P m⁻² a⁻¹), del Vevera (0,052 g N m⁻² a⁻¹ e 0,024 g P m⁻² a⁻¹) e del Toce, limitatamente ai contributi di fosforo (0,032 g P m⁻² a⁻¹). Considerando come obiettivo di qualità delle acque un contributo areale massimo di fosforo pari a 0,02 g P m⁻² a⁻¹, 7 tributari sui 14 totali nel 2015 si sono collocati al di sotto di tale valore. Il dato complessivo per le acque tributarie è risultato in linea con l'obiettivo di qualità, ovvero pari a 0,02 g P m⁻² a⁻¹ (Tab. 7.7).

Tab. 7.7 Contributi areali annuali (g m⁻² a⁻¹) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale dai tributari campionati e dall'emissario nel 2015.

	N-NH₄	N-NO₃	Norg	TN	TP
Ticino Immissario	0.048	0.912	0.124	1.083	0.010
Maggia	0.010	0.650	0.097	0.757	0.006
Verzasca	0.010	0.622	0.110	0.741	0.007
Cannobino	0.006	0.469	0.157	0.632	0.006
San Giovanni	0.010	0.826	0.111	0.947	0.009
San Bernardino	0.006	1.037	0.137	1.180	0.006
Toce Ossola	0.040	0.693	0.183	0.916	0.032
Strona	0.066	1.274	0.212	1.553	0.032
Erno	0.009	1.517	0.192	1.718	0.023
Vevera	0.052	2.222	0.191	2.465	0.024
Bardello	0.064	0.496	0.148	0.709	0.036
Boesio	0.216	3.458	0.558	4.232	0.158
Tresa	0.058	0.879	0.191	1.128	0.025
Giona	0.013	0.939	0.081	1.033	0.019
Totale campionati	0.039	0.822	0.151	1.013	0.020
Ticino emissario	0.020	0.880	0.191	1.091	0.011

Poiché gli anni più recenti sono stati caratterizzati da un'accentuata variabilità interannuale, si è preferito confrontare la media per il triennio 2013-2015 con quella del decennio 2003-2012 (Figure 7.17 e 7.18). Per quanto riguarda l'azoto totale, i contributi sono aumentati nel periodo recente, pressoché in tutti i tributari, con l'eccezione di Cannobino e Bardello. Per il primo la diminuzione è da imputare al calo recente delle concentrazioni di nitrati, in larga parte di origine atmosferica, trattandosi di un corso d'acqua dal bacino scarsamente antropizzato. Nel caso del Bardello si è

verificato un calo recente anche delle concentrazioni di azoto ammoniacale ed organico (rispettivamente da 0,223 a 0,094 e da 0,0378 a 0,114 g N m⁻² a⁻¹).

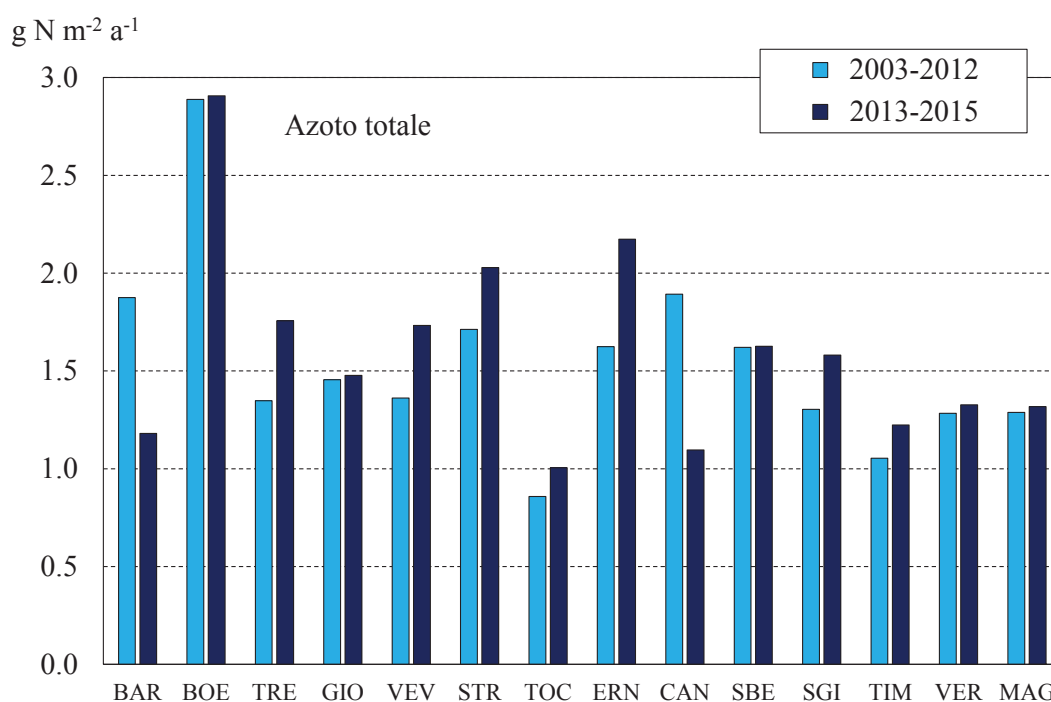


Fig. 7.17 Contributi areali di azoto totale dai singoli tributari nel triennio 2013-2015 a confronto con i dati del periodo 2003-2012.

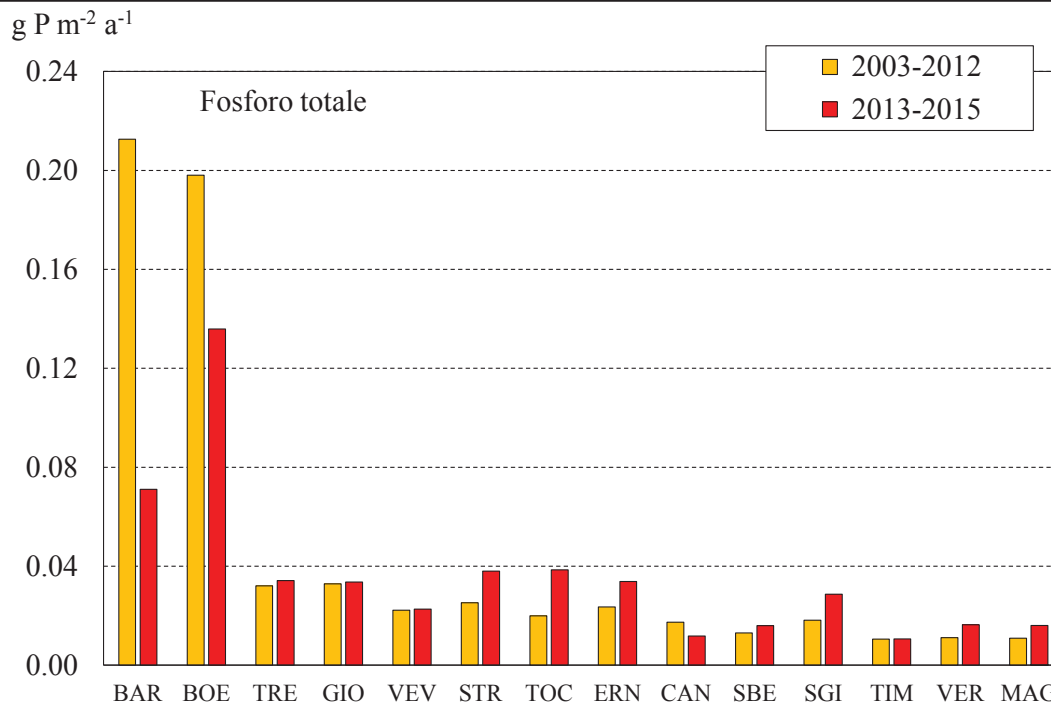


Fig. 7.18 Contributi areali di fosforo totale dai singoli tributari nel triennio 2013-2015 a confronto con i dati del periodo 2003-2012.

Nel caso del fosforo totale, i contributi areali sono stati più elevati nell'ultimo triennio nella maggior parte dei tributari, in misura particolarmente accentuata per il

Toce ($0,039 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ rispetto a $0,020 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nel periodo precedente). Lo scostamento è stato comunque minimo nel caso dei tributari quantitativamente più rilevanti, come Tresa, Ticino Immissario, Maggia e Verzasca. I contributi sono invece diminuiti per il Boesio ($0,136$ attuali rispetto a $0,198 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) e soprattutto per il Bardello, i cui i contributi areali erano tre volte più alti nel decennio 2003-2012 ($0,213 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ rispetto agli attuali $0,071 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

Sui dati, anche se medi del triennio, pesa comunque il valore particolarmente elevato dei carichi, e conseguentemente dei contributi areali, del 2014. I dati vanno valutati in un'ottica di lungo periodo e considerando la variabilità legata ai fattori meteo-climatici ed idrologici. Non si può quindi parlare di un peggioramento recente dello stato qualitativo delle acque tributarie. I carichi complessivi di fosforo veicolati a lago si mantengono infatti al di sotto dell'obiettivo di qualità delle 200 t P a^{-1} , così come il contributo areale medio per tutto il bacino ($0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

La situazione dei contributi divisa per areale (Lombardia, Piemonte e Canton Ticino) è descritta dalle Fig. 7.19 e 7.20, dove vengono riportati i valori annui rispettivamente per azoto totale e fosforo dal 1996 al 2015. I dati confermano l'evidente disparità tra la qualità delle acque dell'areale lombardo da una parte e quelli piemontese e ticinese dall'altro, soprattutto per quanto riguarda i contributi di fosforo. E' però da rilevare come i contributi dalla Lombardia siano significativamente diminuiti negli anni più recenti e siano attualmente vicini a quelli dell'areale piemontese (tra $0,03$ e $0,05 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Nel caso dell'azoto la differenza tra le tre aree appare meno evidente: in questo caso i contributi da Piemonte e Canton Ticino sono molto simili (tra $1,00$ e $1,50 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nell'ultimo triennio), mentre quelli della Lombardia sono superiori del 20-30% circa. Non è evidente un trend di lungo periodo nei contributi di fosforo totale dall'areale nel suo complesso: i valori si mantengono infatti tra $0,02$ e $0,03 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, con massimi negli anni caratterizzati da precipitazioni particolarmente abbondanti (2000, 2002, 2014; Fig. 7.19). Nel caso dell'azoto la variabilità interannuale è ancora più evidente; i contributi areali sono leggermente diminuiti nell'ultimo decennio (2006-2015) rispetto al periodo precedente, in misura più marcata per l'areale piemontese (da circa $1,50$ a $1,00-1,20 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

Come discusso relativamente alle concentrazioni (paragrafo 7.5), la qualità complessiva delle acque dei tributari è da ritenersi buona, con l'eccezione dei casi specifici di Bardello, Boesio e, in misura minore, Vevera e Giona, per i quali i livelli di nutrienti rimangono elevati e indicativi di immissioni da scarichi urbani e/o industriali. Il monitoraggio dei tributari su base mensile consente una stima sufficientemente accurata degli apporti a lago di fosforo e azoto, oltre a mettere in evidenza eventuali variazioni a breve termine. Inoltre il controllo costante delle acque tributarie è utile al fine di valutare possibili impatti sulle aree litorali. Infine, è da rilevare l'importanza del monitoraggio, per le acque tributarie, non solo dei nutrienti, ma anche delle caratteristiche termiche e del contenuto di altri soluti, come discusso nel capitolo di sintesi relativo al triennio 2013-2015, ai fini dei possibili effetti sullo stato ecologico delle acque lacustri.

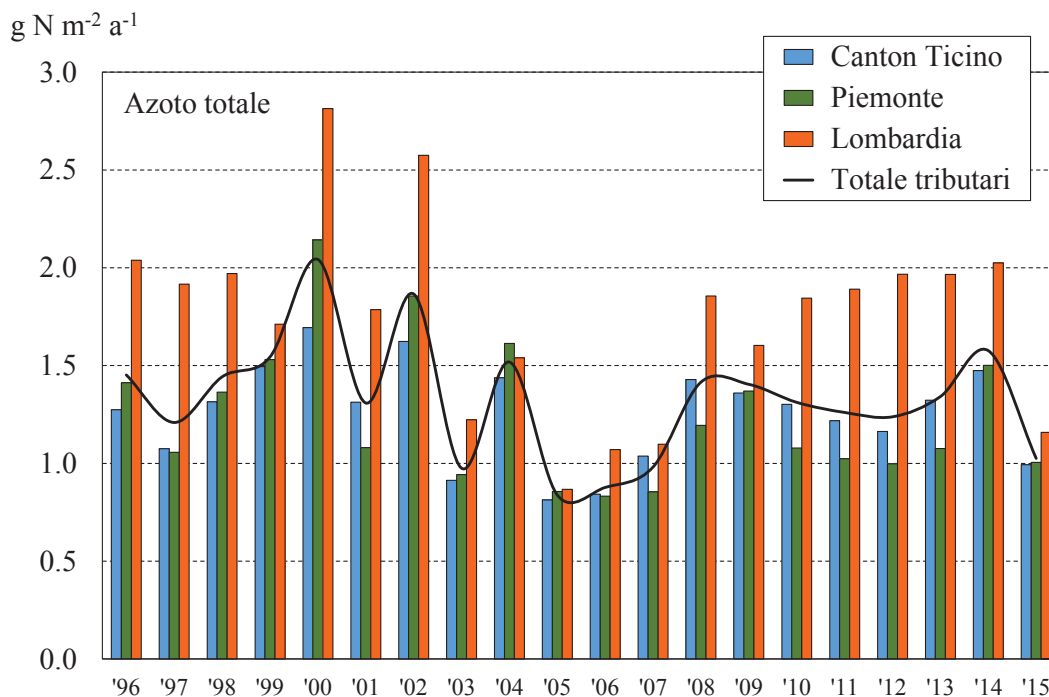


Fig. 7.19 Contributi areali di azoto totale dall'areale lombardo, piemontese e ticinese e come valore medio per tutto l'areale drenato dal 1996 al 2015.

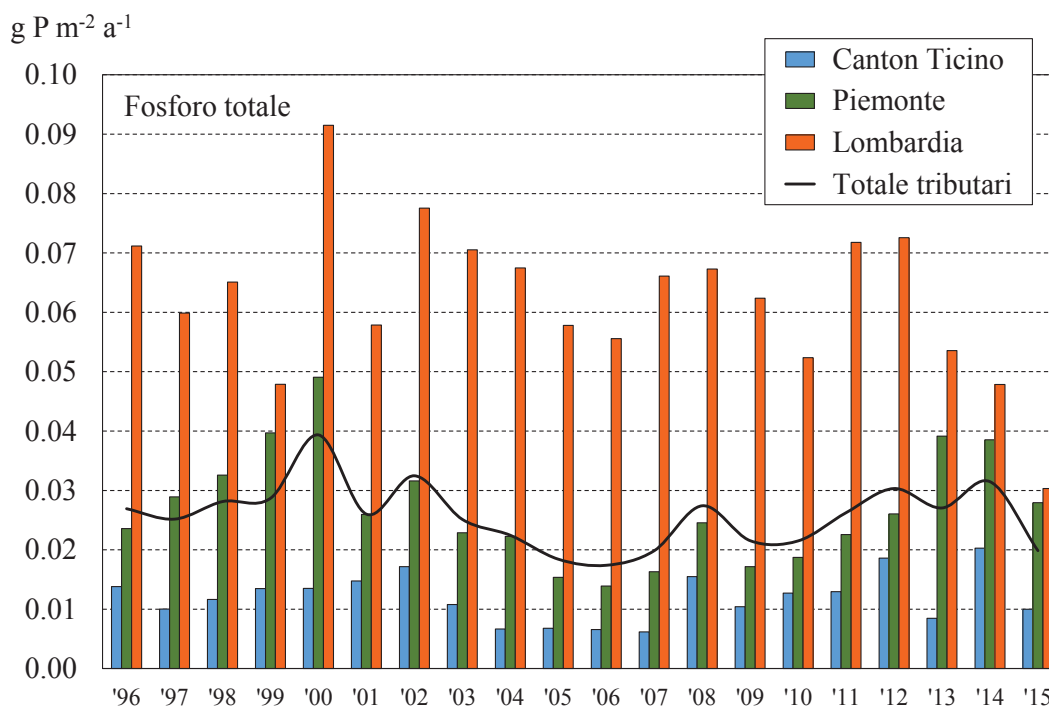


Fig. 7.20 Contributi areali di fosforo totale dall'areale lombardo, piemontese e ticinese e come valore medio per tutto l'areale drenato dal 1996 al 2015.

Bibliografia

- O.E.C.D. 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. O.E.C.D. Publication N° 42077, Paris: 154 pp.
- O'Reilly C.M., S. Sharma, D.K. Gray, S.E. Hampton, J.S. Read, R.J. Rowley, P. Schneider, J.D. Lenters, P.B. McIntyre, B.M. Kraemer, G.A. Weyhenmeyer, D. Straile, B. Dong, R. Adrian, M.G. Allan, O. Anneville, L. Arvola, J. Austin, J.L. Bailey, J.S. Baron, J.D. Brookes, E. de Eyto, M.T. Dokulil, D.P. Hamilton, K. Havens, A.L. Hetherington, S.N. Higgins, S. Hook, L.R. Izmet'eva, K.D. Jöhnk, K. Kangur, P. Kasprzak, M. Kumagai, E. Kuusisto, G. Leshkevich, D.M. Livingstone, S. MacIntyre, L. May, J.M. Melack, D.C. Müller-Navarra, M. Naumenko, P. Nöges, T. Nöges, R.P. North, P. Plisnier, A. Rigosi, A. Rimmer, M. Rogora, L.G. Rudstam, J. Rusak, N. Salmaso, N.R. Samal, D.E. Schindler, S.G. Schladow, M. Schmid, S.R. Schmidt, E. Silow, M.E. Soylu, K. Teubner, P. Verburg, A. Voutilainen, A. Watkinson, C.E. Williamson, G. Zhang. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42, doi:10.1002/2015GL066235.
- Rogora, M. R. Mosello, A. Calderoni & A. Barbieri. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29 (4): 2027-2030.
- Rogora M., R. Mosello, L. Kamburska, N. Salmaso, L. Cerasino, B. Leoni, L. Garibaldi, V. Soler, F. Lepori, L. Colombo, F. Buzzi. 2015a. Recent trends in chloride and sodium concentrations in the deep subalpine lakes (Northern Italy). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22: 19013–19026.
- Rogora, M., P. Giacomotti, A. Orrù, L. Kamburska, A. Pranzo, G.A. Tartari. 2015b. Evoluzione stagionale e a lungo termine delle caratteristiche chimiche del Lago Maggiore e bilancio dei nutrienti a lago (azoto e fosforo). In: CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi. Sede di Verbania. 2015. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma triennale 2013 – 2015. Campagna 2014. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 59-85.
- Rogora, M., S. Arisci, A. Marchetto. 2012. The role of nitrogen deposition in the recent nitrate decline in lakes and rivers in Northern Italy. *Science of the Total Environment*, 417-418: 214-223.