



CIP AIS

**Commissione
Internazionale
per la Protezione
delle Acque
Italo-Svizzere**

Via Principe Amedeo, 17
10123 Torino (Italia)

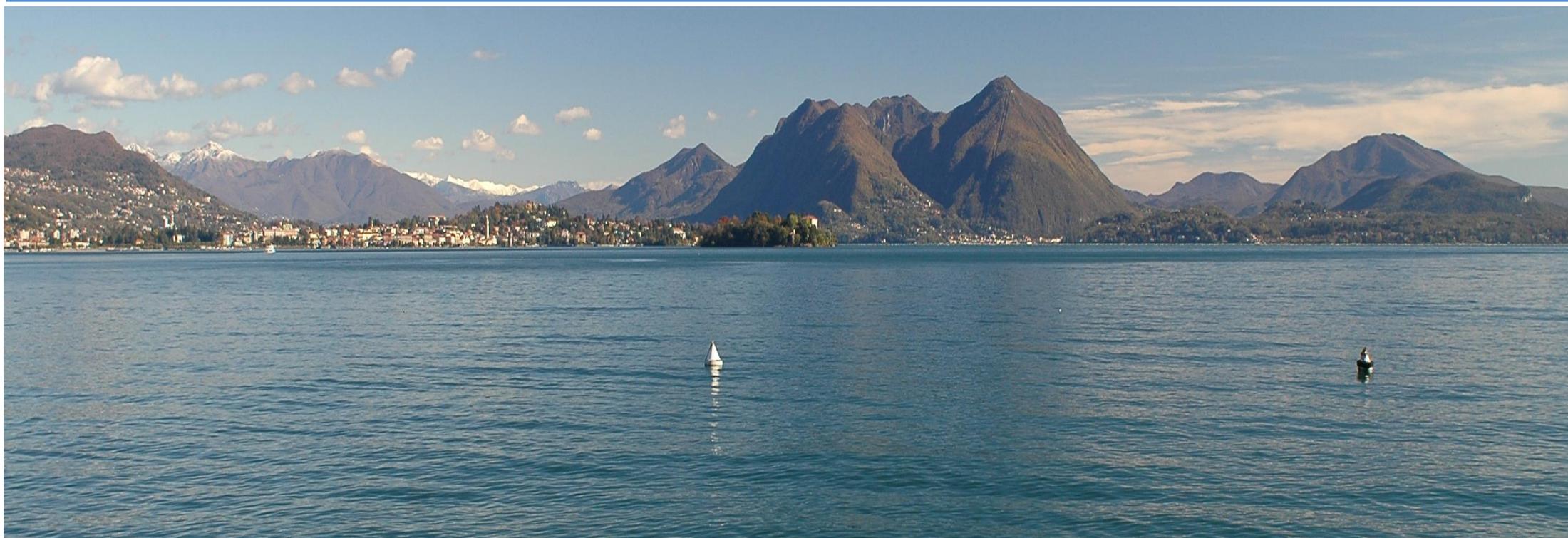
Telefono
(+39) 011 4321612

Telefax
(+39) 011 4324632

e-mail
cipais@regione.piemonte.it

PANNELLO di CONTROLLO

Sullo stato e sull'evoluzione delle acque del Lago Maggiore



Il documento è stato redatto a cura del Segretariato Tecnico della CIP AIS

ANNO 2018

Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo – Svizzere

Premessa	2		
Il Territorio di interesse per la CIP AIS	3		
Il Lago Maggiore	4		
Indicatori del Pannello di controllo	5		
Quadro Ambientale del 2017: aspetti limnologici	6		
Quadro Ambientale del 2017: sostanze pericolose	7		
Comparto: Ambiente lacustre			
<i>Tematica: Antropizzazione e uso del territorio e delle risorse naturali</i>			
<u>L1 1: Prelievo ad uso potabile</u>	<u>8</u>		
<u>L1 2: Zone balneabili</u>	<u>9</u>		
<u>L1 4: Pescato</u>	<u>10</u>		
<u>L1 5: Potenziale di valorizzazione delle rive</u>	<u>11, 12</u>		
<i>Tematica: Idrologia e clima</i>			
<u>L2 1: Livello lacustre</u>	<u>13</u>		
<u>L2 2: Temperatura media delle acque nello strato 0-20 m e profondo</u>	<u>14</u>		
<u>L2 3 Massima profondità di mescolamento</u>	<u>15</u>		
<i>Tematica: Ecologia e biodiversità</i>			
<u>L3 1: Colonizzazione delle sponde da parte del canneto</u>	<u>16</u>		
<u>L3 2: Abbondanza relativa delle principali macrofite</u>	<u>17</u>		
<u>L3 3: Morfologia delle rive lacustri</u>	<u>18, 19, 20</u>		
<u>L3 4: Trasparenza</u>	<u>21</u>		
<u>L3 5: Clorofilla <i>a</i></u>	<u>22</u>		
<u>L3 6: Fitoplancton</u>	<u>23, 24</u>		
<u>L3 7: Biomassa delle popolazioni zooplanctoniche</u>	<u>25</u>		
		<u>L3 8: Dieta e competizione delle specie ittiche per le risorse alimentari</u>	<u>27</u>
		<u>L3 9: Antibiotico resistenza nei batteri lacustri</u>	<u>28</u>
		<u>L3 10: Carbonio Organico Totale</u>	<u>29</u>
		<u>L3 12: Concentrazione media di fosforo e azoto</u>	<u>30</u>
		<u>L3 13: Concentrazione dell'ossigeno di fondo</u>	<u>31</u>
		<u>L3 15: <i>Transparent Exopolymeric Particles</i> (TEP)</u>	<u>32</u>
		<i>Tematica: Inquinamento delle acque</i>	
		<u>L4 1: Carico di fosforo totale e azoto totale in ingresso a lago</u>	<u>33</u>
		<u>L4 2: Microinquinanti nell'ecosistema lacustre:</u>	
		<u>DDT, PCB, IPA, PBDE, Hg, sedimenti</u>	<u>34, 35, 36, 37, 38, 39</u>
		Comparto: Bacino idrografico	
		<i>Tematica: Antropizzazione e uso del territorio e delle risorse naturali</i>	
		<u>B1 1: Uso del suolo</u>	<u>40</u>
		<u>B1 2: Percorribilità fluviale da parte delle specie ittiche</u>	<u>41</u>
		<i>Tematica: Ecologia e biodiversità</i>	
		<u>B3 1: Elementi chimico – fisici</u>	<u>42</u>
		<u>B3 2: Macroinvertebrati bentonici</u>	<u>43</u>
		<i>Tematica: Inquinamento delle acque</i>	
		<u>B4 2: Stato delle opere di risanamento</u>	<u>44</u>
		<u>B4 3: Funzionamento degli impianti di depurazione</u>	<u>45</u>
		Glossario	

Il **Pannello di controllo** attraverso una serie di indicatori, che in forma sintetica e facilmente fruibile forniscono preziose informazioni sullo stato e l'evoluzione della qualità dei Laghi Maggiore e di Lugano, **costituisce uno strumento di verifica dell'efficacia dei provvedimenti intrapresi per conseguire gli obiettivi di risanamento fissati dalla CIPAIS nell'ambito del Piano d'azione.**

Gli **indicatori ambientali** sono parametri sintetici che rappresentano in modo significativo un certo fenomeno ambientale e ne permettono la valutazione nel tempo. In letteratura esistono diversi modelli per la definizione di indicatori di sostenibilità ambientale, la più consolidata classificazione in uso nel campo della valutazione ambientale, che fornisce un quadro logico per approfondire ed analizzare i problemi socio-economico-ambientali e, successivamente esprimerne, attraverso gli indicatori il livello di qualità e le alternative progettuali di miglioramento, è quella del modello per la definizione di indicatori di sostenibilità ambientale "DPSIR" (Determinanti-Pressioni-Stato-Impatto-Risposta) messo a punto dall'Agenzia Europea dell'Ambiente.

Le **Determinanti** (o Fonti di pressione) descrivono le **attività antropiche** che hanno conseguenze ambientali: attività industriali, agricoltura, energia, ecc.

Le **Pressioni** costituiscono gli **effetti delle attività antropiche** sull'ambiente: le sostanze rilasciate nell'ambiente, il consumo di risorse, ecc.

Lo **Stato** rappresenta le **condizioni ambientali** e la qualità delle risorse in termini fisici, chimici, biologici.

Gli **Impatti** sono gli **effetti dei cambiamenti** sulla salute umana, sulla conservazione della natura.

Le **Risposte** sono le **misure adottate** da soggetti pubblici e privati per migliorare l'ambiente e per prevenire e mitigare gli impatti negativi.

Gli indicatori del Pannello di controllo sono così classificati secondo questo modello.

I **comparti** ambientali considerati nel Pannello di controllo sono:

- **ambiente lacustre;**
- **bacino idrografico.**

Per ogni comparto considerato vengono analizzate le variabili inerenti le seguenti tematiche:

- **Antropizzazione e uso del territorio e delle risorse naturali;**
- **Ecologia e biodiversità;**
- **Idrologia e clima;**
- **Inquinamento delle acque.**

Il **core set** di indicatori è composto da 31 elementi, necessari e sufficienti, per la rappresentazione dello stato di qualità delle acque dei Laghi di Lugano e Maggiore, bacini lacustri d'interesse per la Commissione, e delle pressioni agenti nei bacini imbriferi. Gli indicatori sono riportati nello schema a lato.

Alcuni indicatori (L3 11 e B4 1) non sono applicati nel Pannello di controllo del Verbano in quanto, al momento, non sono oggetto di ricerche o indagini avviate per il bacino lacustre.

Gli indicatori dei pannelli di controllo del lago Maggiore e di Lugano possono non risultare identici, poiché parzialmente diversi possono essere gli obiettivi di ricerca cui si riferiscono i parametri esaminati.

		TEMATICA			
		Antropizzazione e uso del territorio e delle risorse naturali	Idrologia e clima	Ecologia e Biodiversità	Inquinamento delle acque
		1	2	3	4
COMPARTO	Ambiente Lacustre L	L1 1: Prelievo ad uso potabile L1 2: Zone balneabili L1 3: Superficie di specchio d'acqua destinata all'ormeggio di imbarcazioni da diporto L1 4: Pescaio L1 5: Potenziale di valorizzazione delle rive	L2 1: Livello lacustre L2 2: Temperatura media delle acque nello strato 0-20 m e profondo L2 3 Massima profondità di mescolamento	L3 1: Colonizzazione delle sponde da parte del canneto L3 2: Abbondanza relativa delle principali macrofite L3 3: Morfologia delle rive lacustri L3 4: Trasparenza L3 5: Clorofilla a L3 6: Fitoplancton L3 7: Biomassa delle popolazioni zooplanctoniche L3 8: Dieta e competizione delle specie ittiche per le risorse alimentari L3 9: Antibiotico resistenza nei batteri lacustri L3 10: Carbonio Organico Totale L3 11: Produzione primaria L3 12: Concentrazione media di fosforo e azoto L3 13: Concentrazione dell'ossigeno di fondo L3 15: TEP	L4 1: Carico di fosforo totale e azoto totale in ingresso a lago L4 2: Microinquinanti nell'ecosistema lacustre
	Bacino idrografico B	B1 1: Uso del suolo B1 2: Percorribilità fluviale da parte delle specie ittiche		B3 1: Elementi chimico - fisici B3 2: Macroinvertebrati bentonici	B4 1: Stato di allacciamento ai sistemi di depurazione B4 2: Stato delle opere di risanamento B4 3: Funzionamento degli impianti di depurazione
		Gli indicatori evidenziati in grigio non sono applicati nel Pannello di Controllo del Lago Maggiore Gli indicatori evidenziati in verde saranno applicati nelle future edizioni del Pannello di Controllo			

La **Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo Svizzere** (CIP AIS) si occupa da più di 30 anni delle problematiche inerenti l'inquinamento delle acque italo-elvetiche, promuovendo attività di ricerca e di monitoraggio per determinarne l'origine, la natura e l'evoluzione, allo scopo di fornire agli enti preposti le giuste indicazioni per avviare le opportune azioni di risanamento e di tutela ambientale degli ecosistemi lacustri. Il territorio di interesse della CIP AIS corrisponde principalmente con i bacini idrografici del Lago Maggiore che a sua volta comprende quello del Lago di Lugano.

Suddivisione amministrativa del bacino imbrifero

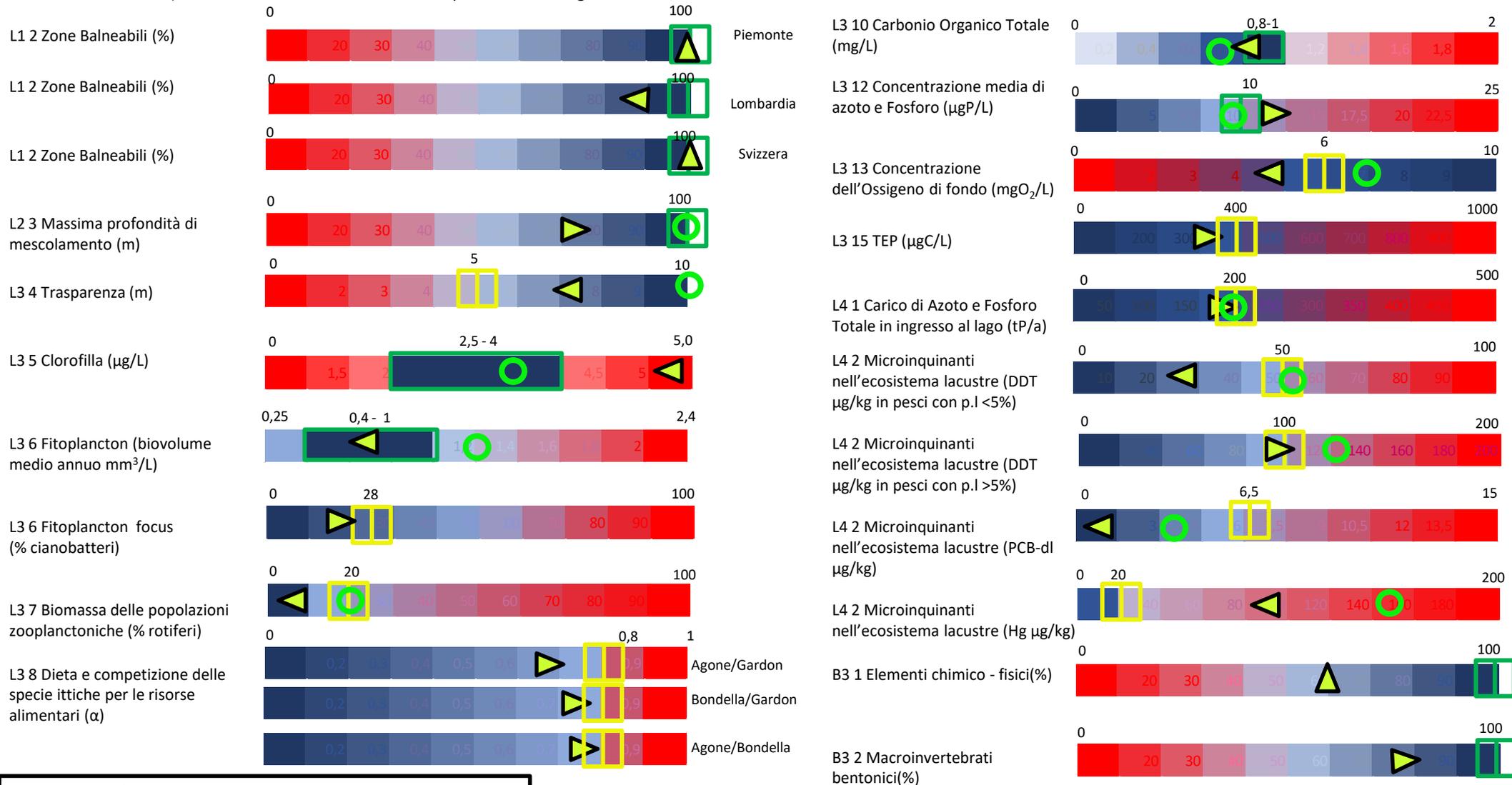
Stato	Italia, Svizzera
Unità territoriali	Regione Piemonte (Province di Novara e del Verbano Cusio Ossola)
	Regione Lombardia (Province di Varese e di Como)
	Cantoni Grigioni, Ticino e Vallese

Caratteristiche morfometriche del bacino imbrifero

	Totale	Svizzera	Italia
Area (Km ²)	6.599	3.369,5	3.229
Altitudine massima (m.s.l.m.)	4.633		
Altitudine media (m.s.l.m.)	1.270		



La CIP AIS ha individuato, per ogni indicatore, specifici obiettivi da perseguire. Viene qui rappresentato, in una scala di riferimento costituita da 10 step di qualità, lo stato al 2010 (anno di pubblicazione del primo Pannello di controllo) e lo stato attuale con la tendenza rispetto al 2017 degli indicatori, raffrontati con l'obiettivo di riferimento.



Legenda

	Obiettivo		Incremento
	Soglia critica		Stazionarietà
	Stato al 2010		Decremento

Stato attuale e tendenza rispetto al 2017



I risultati delle ricerche svolte nel 2018, hanno confermato le più importanti tendenze evolutive che stanno interessando il Lago Maggiore e che sono regolate prevalentemente da due fattori: le **pressioni antropiche** principalmente sotto forma di apporti dal bacino, e le **forzanti meteorologiche**. Allo stesso tempo i dati raccolti hanno evidenziato una **variabilità intra e interannuale** dei principali parametri che conferma la necessità di un monitoraggio regolare e condotto con frequenza sufficientemente elevata.

Dal punto di vista **meteo-climatico**, il 2018 è stato caratterizzato da afflussi complessivi, in linea o di poco inferiori alle medie di riferimento. L'andamento dei **livelli del lago** è stato fortemente influenzato dalla scarsità di piogge del periodo estivo, soprattutto del mese di settembre, così come dalle abbondanti precipitazioni di fine ottobre-inizio novembre, quando si è verificato un evento di piena, che ha determinato l'esonazione del Lago Maggiore. Nel 2018 le acque del lago hanno raggiunto **temperature** estive particolarmente elevate, superiori ai 25 °C in superficie, confermando la tendenza al riscaldamento delle acque. In aumento risulta anche il **contenuto di calore della massa d'acqua** lacustre, sia minimo che massimo. Questo fenomeno è alla base dell'aumento della **stabilità della colonna d'acqua**: anche se il valore calcolato per il 2018 è stato leggermente inferiore a quello degli ultimi anni, si conferma la tendenza all'aumento di questo parametro e quindi la sempre maggior **difficoltà del verificarsi di un mescolamento completo** o perlomeno profondo delle acque. La **profondità del mescolamento** invernale nel 2018 è stata di circa 70 m, in linea con i valori rilevati negli anni immediatamente precedenti. Le analisi condotte sui parametri meteorologici, in particolare su temperatura dell'aria e vento, hanno confermato la scarsa incidenza di questi fattori sull'omogeneizzazione delle acque. I **bassi valori di ossigeno** dello strato profondo dimostrano inoltre la mancanza di inserimenti nell'ipolimnio di acque fredde, sia di origine litorale che per moti convettivi: nel triennio 2016-2018 i valori nello strato profondo sono stati i più bassi mai rilevati dall'inizio delle misurazioni. Un'altra tendenza osservata nelle acque lacustri e confermata dai dati del 2018 è infatti l'**aumento delle concentrazioni di fosforo** in ipolimnio, conseguenza di una progressivo accumulo e di una mancata redistribuzione lungo la colonna d'acqua. Nelle acque superficiali i tenori di fosforo si mantengono invece costanti. A causa dell'aumento delle concentrazioni in ipolimnio, i valori medi sulla colonna d'acqua, hanno mostrato una tendenza all'aumento negli ultimi anni, portando il lago ad una **condizione di oligomesotrofia**. È importante però sottolineare come questo aumento sia da **attribuire a fattori meteo-climatici**, che agiscono sulle dinamiche di mescolamento, e non a variazioni negli apporti di nutrienti dal bacino. I **carichi di fosforo**, infatti, sono risultati abbastanza costanti nell'ultimo decennio, pur con un'elevata variabilità interannuale dovuta a fattori meteo-idrologici. Questa variabilità è evidente anche nei **carichi di azoto totale**, che sono andati però diminuendo nel tempo a causa della diminuzione degli apporti atmosferici di azoto: questa tendenza è la causa principale della diminuzione dei livelli di azoto nelle acque lacustri, in particolare della forma nitrica. Alla diminuzione dei nitrati, osservata in epilimnio nei mesi estivi, potrebbe però contribuire anche un maggior consumo da parte delle alghe fitoplanctoniche.

Sia i valori dei carichi che dei contributi areali dell'ultimo triennio hanno confermato una situazione complessivamente buona per le acque tributarie. Alcuni immissari continuano però a presentare concentrazioni elevate dei composti di fosforo e azoto, che possono avere effetti sulla qualità delle zone rivierasche interessate.

La situazione che sta interessando il Lago Maggiore, così come gli altri laghi profondi subalpini, e che vede un una sempre più **elevata stabilità della colonna d'acqua e una conseguente resistenza al mescolamento**, è destinata a mantenersi se non ad accentuarsi in futuro, come dimostrato da uno studio modellistico. Ciò comporta degli effetti anche sulla **comunità fitoplanctonica**. Il riscaldamento climatico sta inoltre causando una diminuzione dell'apporto di nutrienti agli strati superficiali, sempre a causa del limitato rimescolamento, e anche questo fenomeno può comportare modifiche nella comunità fitoplanctonica. Il 2018 ha inoltre confermato come le **fioriture fitoplanctoniche** non sono eventi occasionali nel Lago Maggiore, ma si ripetono ormai regolarmente, anche se con intensità molto diversa a seconda delle condizioni meteorologiche. Per quanto riguarda la **componente zooplanctonica**, durante l'ultimo triennio la media del popolamento totale è risultata inferiore rispetto al triennio precedente ed in generale agli anni anteriori al 2012, principalmente a causa della riduzione della componente a **rotiferi**. Le concentrazioni di **TOC** in epilimnio nei mesi estivi sembrano essere aumentate nell'ultimo decennio, ma principalmente a causa di anni con picchi particolarmente pronunciati; la tendenza non è quindi da interpretare come un indice di peggioramento della qualità delle acque. A causa della maggior sensibilità alle perturbazioni antropiche indotta dai fattori climatici, grande attenzione deve essere posta a qualunque fattore che possa compromettere i fragili equilibri di questo ecosistema, quali variazioni, anche modeste, nei carichi esterni. Nel triennio 2016-18 sono proseguite inoltre le indagini sulla dinamica delle **particelle esopolimeriche trasparenti** (TEP), responsabili della componente mucillaginosa del carbonio organico lacustre. La produzione di TEP è risultata elevatissima nel 2018, anno in cui ha raggiunto i valori massimi dall'inizio delle indagini, con un ruolo evidente da parte dei picocianobatteri e della microflora ad essi associata. Nel 2018 sono state completate le indagini per raccogliere informazioni utili all'analisi della **sovrapposizione della nicchia alimentare** delle tre specie ittiche più abbondanti nel Lago Maggiore: l'agone, coregone bondella e gardon. Pur trattandosi di un'analisi limitata, in termini di rappresentatività, ad una piccolissima frazione dei popolamenti lacustri delle tre specie, dai risultati è emerso un grado di sovrapposizione della nicchia trofica piuttosto elevato che, in un contesto ambientale oligotrofo come quello del Lago Maggiore, è da ritenersi biologicamente significativo. Inoltre l'analisi sui tre anni ha rivelato un progressivo intensificarsi delle **"tensioni trofiche"** tra le tre specie considerate nella ricerca. Infine, le indagini **sull'antibiotico resistenza** nel Lago Maggiore nel triennio 2016-18 si sono focalizzate sulla quantificazione, all'interno del popolamento microbico acquatico, dei geni di resistenza ai principali gruppi di antibiotici di uso comune (medico e veterinario). Il confronto con i primi anni di monitoraggio (2013-15) ha indicato una tendenza verso una lieve mitigazione del problema, che necessita però di una conferma. Il quadro complessivo che emerge dalle ricerche è comunque quello di un **lago fortemente antropizzato** con presenza di diffuse resistenze specifiche ad antibiotici sintetici.



In generale, le ricerche del 2018 hanno confermato l'importanza del **regime idrologico** per l'apporto di inquinanti al Lago Maggiore. Infatti, il 2018 non è stato un anno né particolarmente piovoso né particolarmente siccitoso, e di conseguenza **non erano attesi apporti elevati al lago** di inquinanti depositati nei terreni e nei sedimenti fluviali e mobilizzati rispettivamente da piogge intense e da eventi di piena, né possibili trasferimenti di acque inquinate dal sottosuolo al fiume Toce che potrebbero avvenire in momenti di magra molto marcata.

Questo quadro generale è particolarmente evidente nel caso delle **analisi dei sedimenti** alla foce dei tributari, che hanno lo scopo di comprendere l'origine dei microinquinanti organici e dei metalli in traccia presenti nel Lago Maggiore..

I **DDx** sono stati misurati solo nel Toce e nel Ticino Emissario, e hanno mostrato valori piuttosto **variabili, ma inferiori** a quelli del 2016 e del 2017. In modo simile, per gli altri composti (**PCB, PBDE, HBCD, DBPDE**) i valori medi erano simili a quelli del 2016, e nel 2018, come già nel 2017 **non si sono ripetuti i valori alti di PCB** misurati episodicamente nel 2016. **Boesio e Bardello** rimangono comunque i tributari che contribuiscono principalmente alla **contaminazione da PCB e PBDE** nel lago.

Per quanto riguarda gli **IPA**, nel **Fiume Tresa** dove nel 2014 e nel 2015 si erano misurati valori molto elevati, le concentrazioni sono rimaste **simili a quelle che si misuravano prima dell'episodio di contaminazione**. Anche nel **Ticino emissario**, dove si era avuta nell'autunno 2017 una presenza molto importante di IPA, le **concentrazioni sono ritornate ai valori misurati prima del 2014**, confermando come i contaminanti si ritrovino all'incile del lago con un notevole ritardo rispetto ai fenomeni di contaminazione dei tributari. Al contrario, il valore di **mercurio** registrato a ottobre nel **Tresa risulta il più alto della serie storica** disponibile: questa evidenza, non associabile a fenomeni idrologici di rilievo, potrebbe essere messa in relazione ad una nuova **mobilitazione di sedimenti** lungo l'asta fluviale. Anche il **Boesio** ha presentato nel 2018 valori di **mercurio più elevati** rispetto ai due anni precedenti, superando la soglia di cb-TEC. Nel **sedimento del tratto del Fiume Toce** a valle del sito industriale, la concentrazione di **DDx è tornata ai valori precedenti al 2016**, con una prevalenza (ma non così importante come nel 2017) di **p,p'-DDT** nella forma parentale non metabolizzata, indicatrice di un **apporto recente** di inquinamento. Le concentrazioni di **DDx nel 2018** si sono mostrate ben correlate con le percentuali di carbonio organico nel sedimento, indicando una **sostanziale condizione di equilibrio** e **l'assenza di fonti attive di inquinamento**. Anche per quanto riguarda il **mercurio** emerge nel triennio un **trend decrescente dei valori nel sedimento**, relazionabile al regime idrologico di sostanziale stabilità.

Questo quadro generale è stato confermato anche dalle analisi della **fauna bentonica**, all'interno della quale i **Ditteri** si sono dimostrati ancora una volta come i principali accumulatori di **DDx e Hg**, seguiti dai Gammaridi. Per quanto riguarda il **mercurio**, i dati della serie storica ad oggi disponibile mostrano che le concentrazioni più elevate si riscontrano generalmente a **Bosco Tenso** e/o **Premosello**, in analogia con i valori registrati nei sedimenti, indicando la **presenza di sorgenti di contaminazione ancora attive**. Inoltre, le concentrazioni registrate dal 2014 ad oggi per Heptageniidi, Gammaridi e Ditteri sembrerebbero indicare un trend in aumento in queste due stazioni, in controtendenza rispetto alla diminuzione di valori registrata per i sedimenti: questo sembrerebbe indicare un'**aumentata biodisponibilità del contaminante**, da verificare nelle prossime campagne mediante analisi della frazione metilata.

Confrontando i livelli di contaminazione misurati nell'anno 2018 rispetto a quelli dell'anno precedente, si registra un **abbassamento della contaminazione da DDx**, più evidente nel **F. Toce** rispetto agli altri tributari. Per quanto riguarda i **PCB** i valori si sono mantenuti abbastanza omogenei nei due anni in tutti i tributari monitorati. Un trend simile a quanto osservato per i **DDx** è stato osservato anche per i **PBDE**, i cui livelli sono **diminuiti nell'anno 2018** rispetto al 2017 e in modo più evidente nel **Fiume Bardello**, con una diminuzione di oltre 4 volte dal 2017 al 2018.

Nei **molluschi filtratori** i valori di **DDx** sono tornati ai valori precedenti al 2017, quando erano particolarmente elevati soprattutto nei molluschi delle stazioni di Baveno e Suna. Le concentrazioni di **mercurio** sembrano invece stabili nel triennio e paragonabili a valori registrati in anni di stabilità idrologica.

Nel caso dello **zooplancton**, invece, le concentrazioni totali dei **DDx, dei PCB e di mercurio** (sempre inferiori nella frazione di minori dimensioni) si mantengono pressoché **costanti** di anno in anno, ma presentano un chiaro **pattern stagionale**, con un aumento nei mesi più freddi dell'anno. Nei **pesci del lago**, anche quest'anno gli **agoni** si sono rilevati maggiormente **contaminati da DDx, PCB e mercurio** rispetto alle altre specie studiate. In particolare sono stati rilevati valori di **DDx superiori allo standard di qualità per il biota** in tre campioni di agoni grandi e uno (quello primaverile) di agoni piccoli, mentre nessun valore dei PCB indicatori ha superato gli standard di qualità. L'andamento delle concentrazioni dei PCB è molto simile a quello dei **DDx**, confermando che i valori misurati di **PCB** sono in generale in buon **equilibrio rispetto al loro contenuto di lipidi**. Anche il **valore soglia** di 6,5 pg TEQ g/ p.f. di PCB dioxin like (PCB-dl) su agoni e coregoni del Lago Maggiore, **non è stato superato nel 2018** per nessuna specie. La correlazione tra valori di PCBi e PCBdl per gli agoni ($R^2 = 0,90$) rivela come la **fonte di contaminazione da PCBdl sia la stessa di quella dei PCBs**. Per il **mercurio**, i **superamenti dello standard di qualità** si sono confermati in tutte e tre le specie analizzate. Questa evidenza resta valida anche considerando solo la frazione organica del mercurio, che rappresenta il 64-100% del mercurio totale. Infine, le concentrazioni di **PBDE** nei tessuti muscolari dei pesci **superano largamente gli standard di qualità**, e le concentrazioni di questi ultimi nei **sedimenti dei fiumi Boesio e Bardello** sono rilevanti.

Per quanto riguarda la **fauna ittica dei tributari**, l'attività del 2018 ha fatto seguito allo studio preliminare del 2017, volto ad individuare gli ambienti e le specie da analizzare con maggiore attenzione nell'anno successivo. I risultati ottenuti in questa campagna di campionamento hanno evidenziato uno **stato di contaminazione abbastanza omogeneo** tra i diversi tributari ed entro i limiti imposti dalla normativa italiana per caratterizzare lo stato di qualità dei corpi idrici, ad eccezione dei **PBDE**, che presentano un **SQA biota più basso** rispetto a quanto previsto per gli altri contaminanti. I dati suggeriscono che i **tributari** monitorati possano contribuire alla **contaminazione del bacino lacustre** a causa della presenza lungo l'asta fluviale di sorgenti per i contaminanti prioritari analizzati principalmente di **natura industriale**. L'entità di contaminazione rilevata, così come i profili di contaminazione, per le specie indagate e nelle diverse classi di età, hanno evidenziato delle **differenze nei diversi tributari monitorati**, ma anche tra le diverse specie, che possono essere dovute a differenze nella dieta, nell'utilizzo dei diversi habitat fluviali o ad una differente capacità metabolica delle specie.



L1 1 PRELIEVO AD USO POTABILE

Quantità d'acqua prelevata dai corpi idrici per la produzione di acqua potabile

DESCRITTORI

Volumi prelevati
Tipologia di trattamento

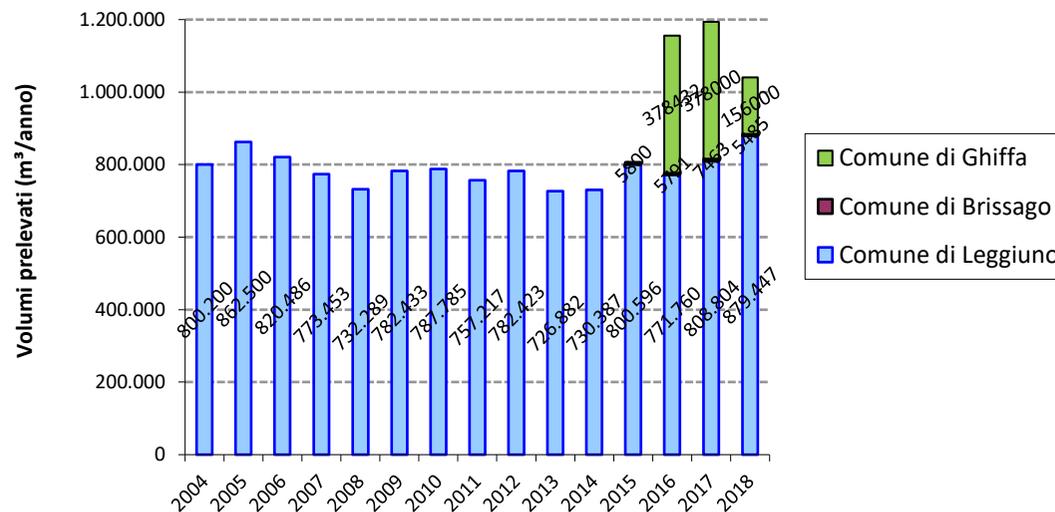
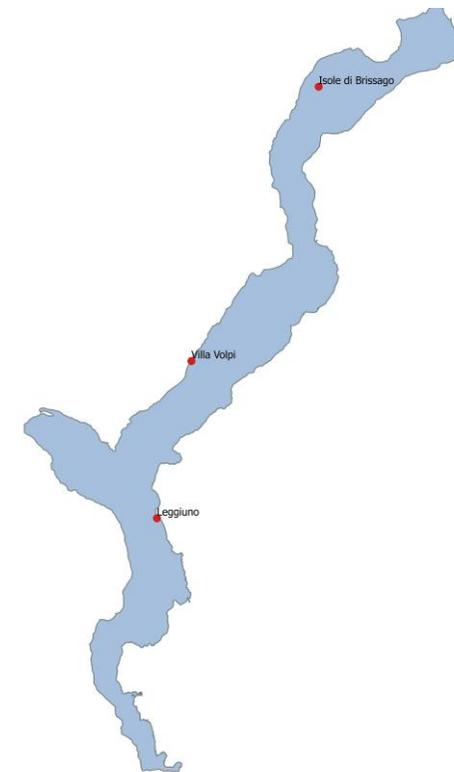
STATO E TENDENZA

Il prelievo ad uso potabile nel Lago Maggiore è effettuato in 3 località: nel comune di Ghiffa in Piemonte, nel Comune di Leggiuno in Lombardia e nel Comune di Brissago in Canton Ticino.

L'impianto di potabilizzazione di Leggiuno è quello con portata in concessione e volumi di prelievo maggiori, in particolare nel 2018 risulta l'unico punto di captazione che ha incrementato i volumi di prelievo ad uso potabile direttamente da lago (+ 8% circa rispetto al 2017), mentre le quantità di acqua prelevate ad uso potabile a Ghiffa e a Brissago nel 2018 sono notevolmente diminuite rispetto all'anno precedente, (rispettivamente del 59% e 27%). Complessivamente nel 2018 i volumi di captazione nel Lago Maggiore sono risultati pari a 1.040.932 m³, 153.335 m³ in meno rispetto al 2017.

La tipologia di trattamento negli impianti di potabilizzazione è importante per assicurare la buona qualità delle acque che vengono immesse direttamente negli acquedotti comunali. Infatti l'acqua dei laghi, non è mai pura. Essa contiene in soluzione gas e composti chimici provenienti dall'atmosfera, sostanze disciolte e particelle sospese convogliate dagli affluenti che alimentano il lago. Altri composti vengono liberati dalle reazioni che hanno luogo nell'acqua, nei sedimenti delle rive e del fondo. La composizione chimica delle acque dei laghi è influenzata anche dagli organismi viventi che le popolano e dipende dalle origini e dalla storia del lago. Le sue caratteristiche sono principalmente il basso contenuto di sali, con i costituenti in equilibrio, tra i quali predominano le specie bicarbonato e calcio. Negli impianti di potabilizzazione di Villa Volpi a Ghiffa e di Leggiuno, il trattamento delle acque avviene prima con una preclorazione che consente di eliminare la formazione di microrganismi sui letti filtranti, poi mediante filtrazione con due filtri in serie (sabbia e carboni attivi); la disinfezione viene assicurata tramite l'uso di una soluzione di NaClO. Ciò consente di ridurre anche il rischio di contaminazione delle acque dai cianobatteri.

Ubicazione dei punti di captazione per il prelievo ad uso potabile nel 2018 (a destra); dati relativi agli impianti di potabilizzazione e volume d'acqua annuo prelevato a lago, con riferimento alle acque destinate alla distribuzione in acquedotti pubblici (sotto)



Portata di prelievo autorizzata nel 2018 e tipologia di trattamento effettuato negli impianti di potabilizzazione

Punto Prelievo	Portata in concessione (L/s)	Volumi prelevati (m³/a)	Tipologia trattamento
Leggiuno (VA)	30	879.447	Pre-clorazione, filtri a sabbia, post-clorazione
Ghiffa – Villa Volpi (VB)	11	156.000	Pre-clorazione, filtri a sabbia, post-clorazione (Ipoclorito di Sodio)
Brissago (TI)	10	5.485	Ozonizzazione, ultrafiltrazione, irraggiamento UV



L1 2 ZONE BALNEABILI

Tratti costieri considerati balneabili in riferimento alla qualità batteriologica delle acque

DESCRITTORI

Classe di qualità delle acque di balneazione
Percentuale di spiagge balneabili

OBIETTIVO

L'obiettivo per questo indicatore consiste nel raggiungimento dell'idoneità alla balneazione nel 100% delle spiagge. La Direttiva 2006/7/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione prevede la valutazione qualitativa delle acque secondo 4 classi di qualità (eccellente, buona, sufficiente e scarsa). Un'acqua è balneabile se risulta almeno di classe sufficiente. Ai sensi di detta normativa vengono eseguiti controlli di tipo microbiologici, analisi di parametri chimico-fisici e l'attuazione di uno specifico piano di monitoraggio algale per rilevare la presenza di cianobatteri, dannosi per la salute pubblica.

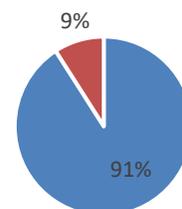
STATO E TENDENZA

Nel 2018 è stata registrata la balneabilità in tutte le spiagge monitorate del Lago Maggiore ad eccezione delle spiagge di Germignaga e Brebbia Sabbie d'oro. Dei 106 punti monitorati per la balneazione presenti sul Lago Maggiore, nel 2018 risultano 96 spiagge in classe di qualità «eccellente», 6 sono in classe «buona», 2 in «sufficiente» e 2 con qualità «scarsa». Le informazioni di dettaglio sulla qualità delle acque di balneazione sono informazioni consultabili nei siti dell' [Agenzia Ambientale Europea](#) del [Portale Acque del Ministero della Salute Italiano](#).

Ubicazione e ripartizione in classi di qualità delle acque di balneazione per le spiagge del Lago Maggiore negli anni 2017-2018 e non idoneità alla balneazione nell'anno 2018

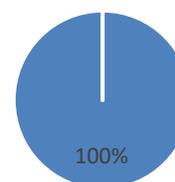
Anno 2018

Lombardia

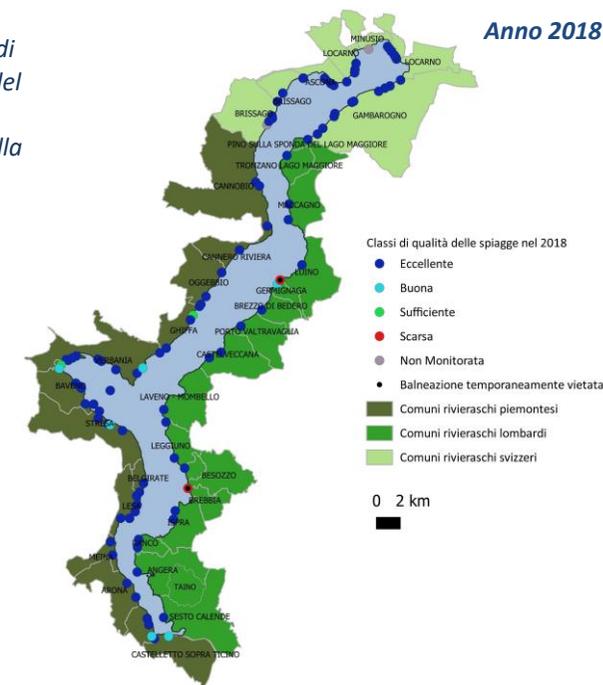
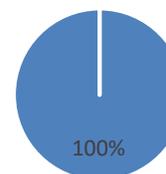


■ Spiagge Balneabili
■ Spiagge non Balneabili

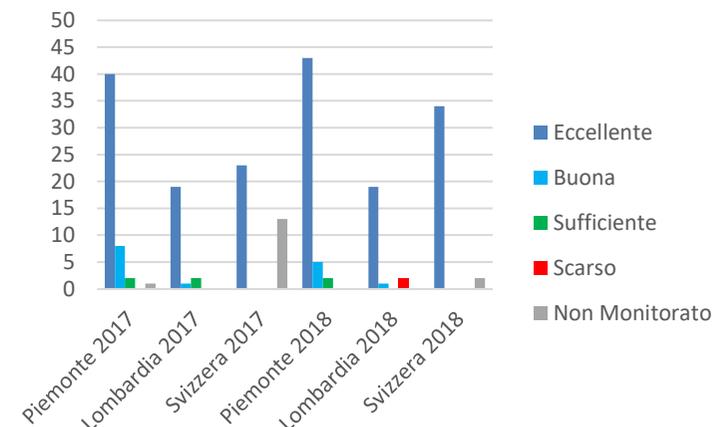
Piemonte



Svizzera



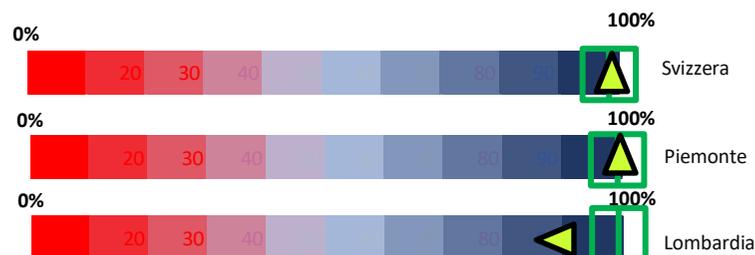
Distribuzione delle classi di qualità delle spiagge del Lago Maggiore (2017-2018)



Obiettivo: 100% delle spiagge balneabili



Stato attuale



L1 4 PESCATO

Caratterizzazione del pescato professionale

DESCRITTORI

Pescato professionale

OBIETTIVO

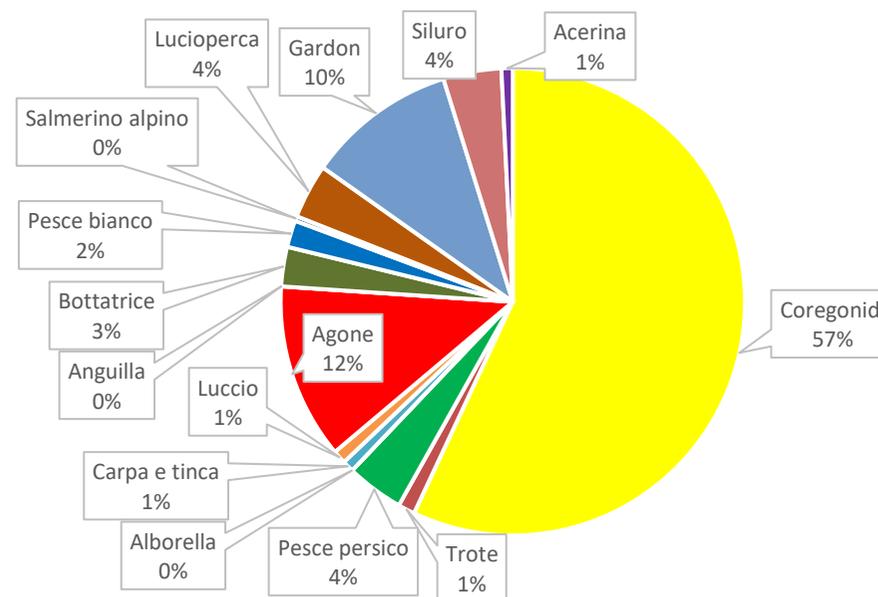
L'obiettivo principale ai fini della conservazione del patrimonio ittico consiste nella tutela delle specie autoctone e degli ambienti acquatici; in particolare, la CIP AIS si propone l'obiettivo di conseguire una condizione dell'ecosistema prossima a quella naturale in cui le attività di pesca non compromettano la conservazione o il ripristino delle popolazioni ittiche delle specie autoctone e, secondariamente, anche di quelle di maggiore interesse commerciale quali Salmonidi, pesce persico, lucioperca e coregone.

STATO E TENDENZA

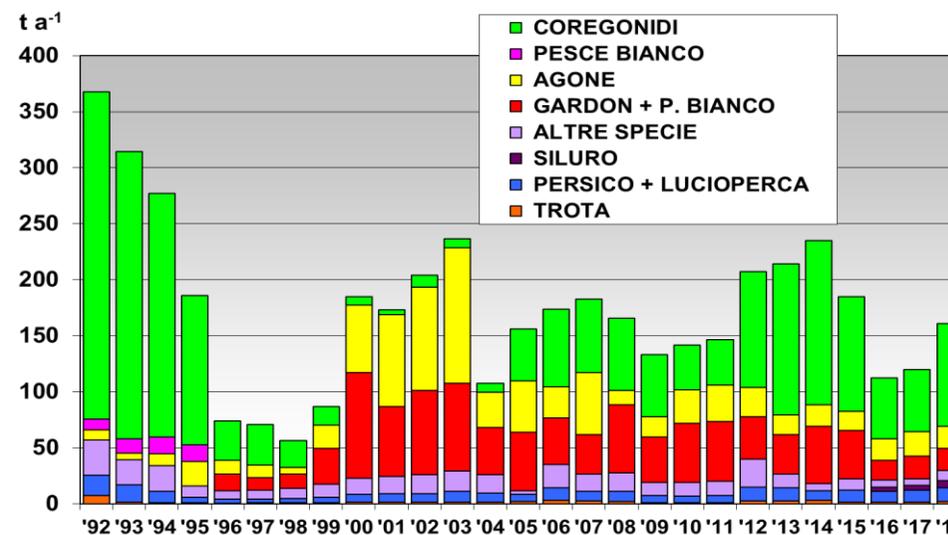
I dati del pescato professionale sono inviati alla Commissione Italo Svizzera per la Pesca (CISSP), che controlla ed elabora i dati di seguito presentati. Il pescato totale nel 2018 è stato pari a 161 tonnellate. La frazione maggiore del pescato per un totale di 91,9 t è costituita dai coregonidi, seguono l'agone con 19,8 t e il gardon con 16,8 t. Per nulla trascurabile è però il pescato di siluro con 6,52 t, seguito dal pesce persico (6,44 t) e dal lucioperca (6,1 t). Il catturato totale è aumentato del 34,4% rispetto al quantitativo del 2017 che era pari a 120 t con il contributo positivo di tutte le specie, ad eccezione del salmerino alpino.

In particolare, il pescato di coregonidi è aumentato significativamente (+66.4%) rispetto alle circa 55 tonnellate dell'anno precedente, riportandosi su valori intermedi rispetto ai picchi relativi degli anni 2013 e 2014 (massimo registrato nel 2014 con 147 t). Da segnalare, l'incremento significativo del siluro, il cui pescato è aumentato del 59% rispetto alle 4,13 tonnellate del 2017. Una nota a parte va riservata all'agone, il cui valori di pescato risultano in calo di circa il 10% rispetto al 2017. Complessivamente, il quantitativo pescato nel 2018 si discosta poco dai valori dell'ultimo decennio. La stabilità nel catturato di agone degli ultimi anni è probabilmente più frutto della situazione contingente che il riflesso delle abbondanze di questa specie a lago. Infatti in acque italiane, la pesca dell'agone è proibita a causa delle note vicende del DDT e in acque svizzere la pesca è consentita ma il quantitativo di agone pescabile è vincolato alla quota massima conferibile allo smaltimento. Pertanto ad oggi è una componente di fatto poco sfruttata dalla pesca professionale e, dunque, ciò impedisce di coglierne la tendenza evolutiva della popolazione nel Lago Maggiore. L'andamento del pescato del 2018 mette in evidenza che il pescato totale è aumentato riportandosi su valori più simili a quelli dei due decenni precedenti. A questo aumento hanno contribuito quasi tutte le specie, in primis i coregonidi. Da notare è l'incremento ulteriore del pescato di siluro che, attualmente, inizia a diventare una componente quantitativamente significativa del pescato di professione. Inoltre continua l'aumento della componente appartenente alla famiglia dei percidi (pesce persico, lucioperca e acerina). Il valore raggiunto nel 2018 (13,8 tonnellate) complessivamente è il più elevato dal lontano 1993 (15,7 tonnellate) quando però era costituita di fatto dal solo pesce persico.

Composizione specifica e contributo ponderale percentuale (% in peso) delle diverse specie ittiche al pescato professionale nel Lago Maggiore nel 2018



Evoluzione del pescato professionale dal 1979 al 2018 nel Lago Maggiore



L1 5 POTENZIALE DI VALORIZZAZIONE DELLE RIVE

Individuazione dei tratti rivieraschi meritevoli di intervento di ripristino e rinaturalizzazione della fascia litorale

DESCRITTORI

Stato della naturalità delle rive, Indice di Funzionalità Perilacuale (IFP)
Fattibilità tecnica di interventi di riqualificazione (morfologia ed occupazione della riva)

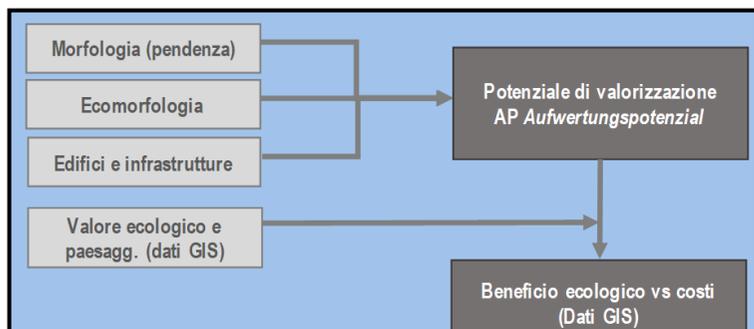
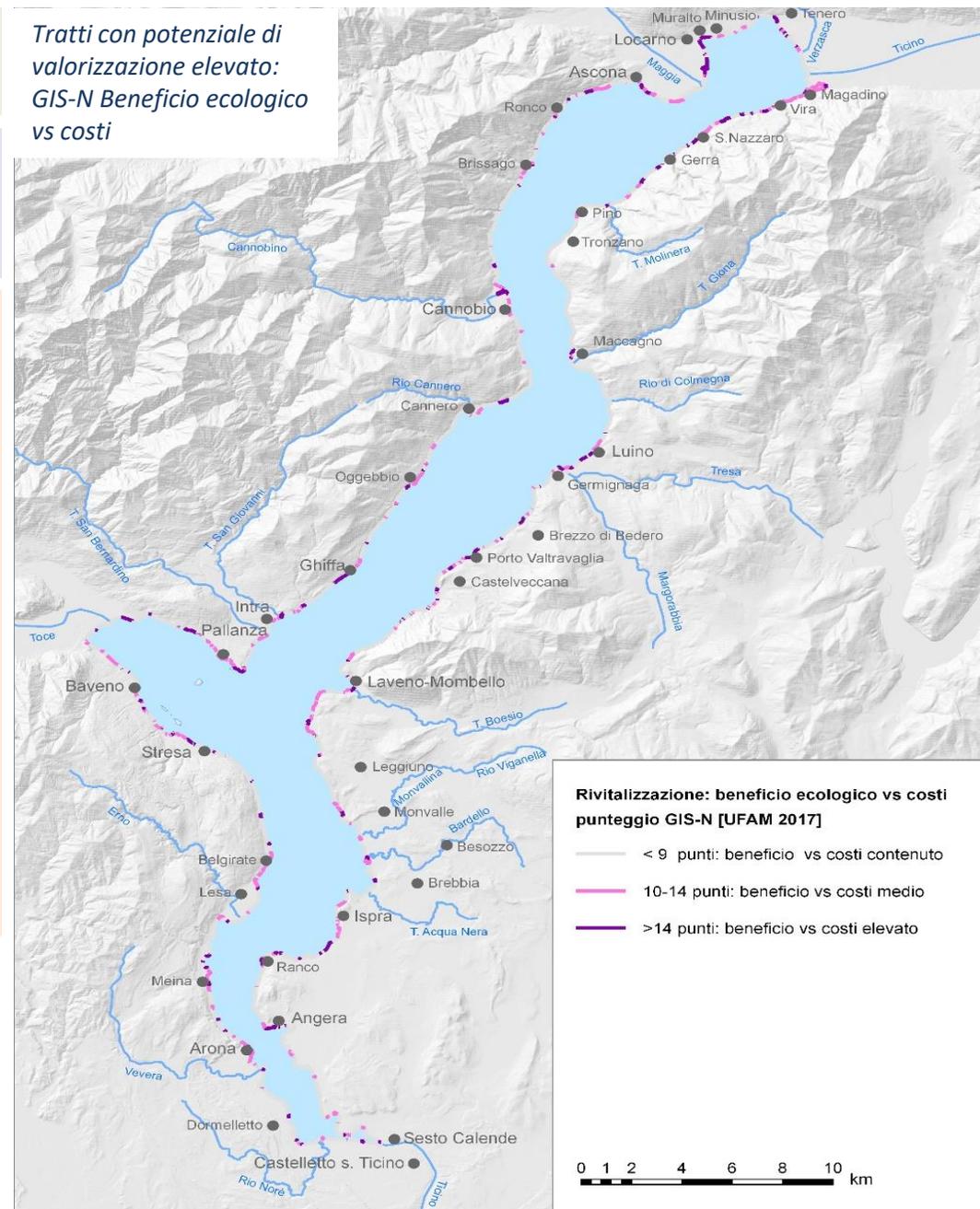
OBIETTIVO

Ripristinare e rinaturalizzare i tratti rivieraschi compromessi, ovvero i tratti che attualmente presentano dei deficit ecomorfologici, è un obiettivo esplicito del Piano d'azione CIP AIS del Lago Maggiore e del Lago Ceresio. Lo studio del potenziale di valorizzazione naturalistica delle rive lacustri ha lo scopo di individuare i tratti rivieraschi meritevoli di intervento.

STATO E TENDENZA

Il potenziale di valorizzazione naturalistica è calcolato a partire dal valore degli indicatori relativi ai deficit ecomorfologici della riva (stato rive, IFP, vedi indicatore L3 3). Per il Lago Maggiore, il potenziale di valorizzazione naturalistico è stato valutato grazie ad un metodo ispirato alla procedura per la pianificazione strategica della rivitalizzazione delle rive lacustri dell'Ufficio federale svizzero dell'ambiente (UFAM). Detto metodo si basa su un'analisi di dati territoriali GIS: si combinano da un lato i deficit ecomorfologici (stato rive, IFP), dall'altra la fattibilità tecnica di interventi di riqualificazione della riva (inclinazione del fondale nella fascia litorale, presenza di infrastrutture e edifici nella fascia riparia). In un'ottica di bilancio dei costi e dei benefici, viene conferito il potenziale di valorizzazione più elevato ai tratti con gravi disfunzioni ecomorfologiche (es: argini in calcestruzzo o muri), e al contempo caratterizzati condizioni di intervento tecnicamente favorevoli (fascia riparia libera da edifici o infrastrutture oppure pendenza non elevata). Al contrario, ai tratti di riva ecologicamente compromessi, con fondale scosceso o presenza importante di infrastrutture, è conferito un potenziale di valorizzazione inferiore, poiché i costi di rivitalizzazione risultano onerosi. Il potenziale di valorizzazione è considerato nullo per i tratti di riva lacustre che attualmente sono caratterizzati da deficit ecologici nulli o contenuti. Infatti, gli interventi di rivitalizzazione non dovrebbero interessare settori che attualmente non hanno disfunzioni comprovate, o che addirittura costituiscono degli hotspot di biodiversità. Infine si esegue una valutazione del beneficio ecologico vs costi con adeguamenti del potenziale sulla base della vocazione ecologico-naturalistica o dell'antropizzazione del tratto di studio (vedi immagine a destra).

Tratti con potenziale di valorizzazione elevato:
GIS-N Beneficio ecologico vs costi





L1 5 POTENZIALE DI VALORIZZAZIONE DELLE RIVE

Focus POTENZIALE DI VALORIZZAZIONE FRUITIVA

DESCRITTORI

Accessibilità e fruibilità della riva (IFP)
Presenza di zone balneabili

OBIETTIVO

Promuovere la fruibilità pubblica delle sponde nel rispetto delle componenti naturali è un obiettivo esplicito del Piano d'azione CIP AIS del Lago Maggiore e del Lago Ceresio. Lo studio del potenziale di valorizzazione fruitiva delle rive lacustri permette di individuare i tratti rivieraschi meritevoli di intervento.

STATO E TENDENZA

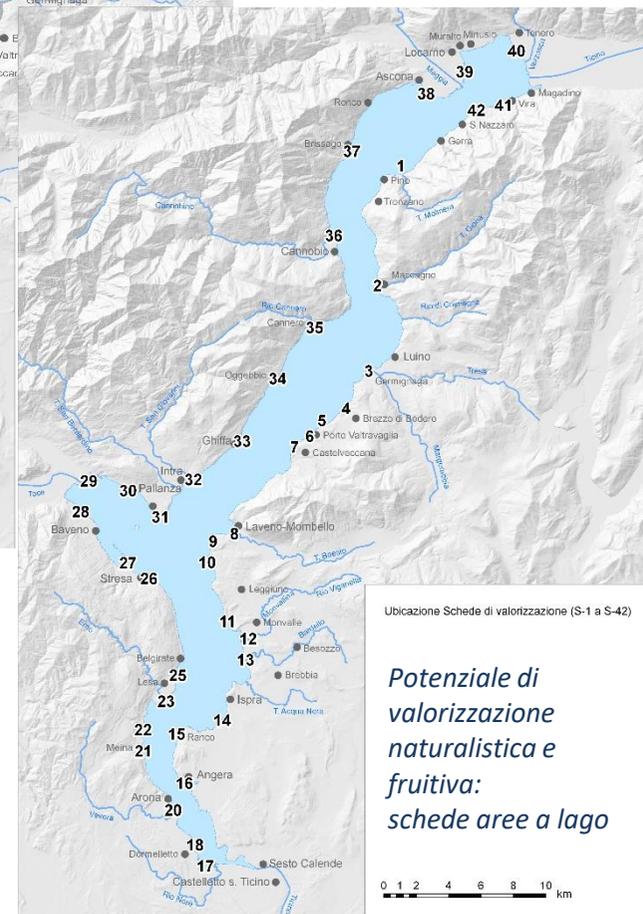
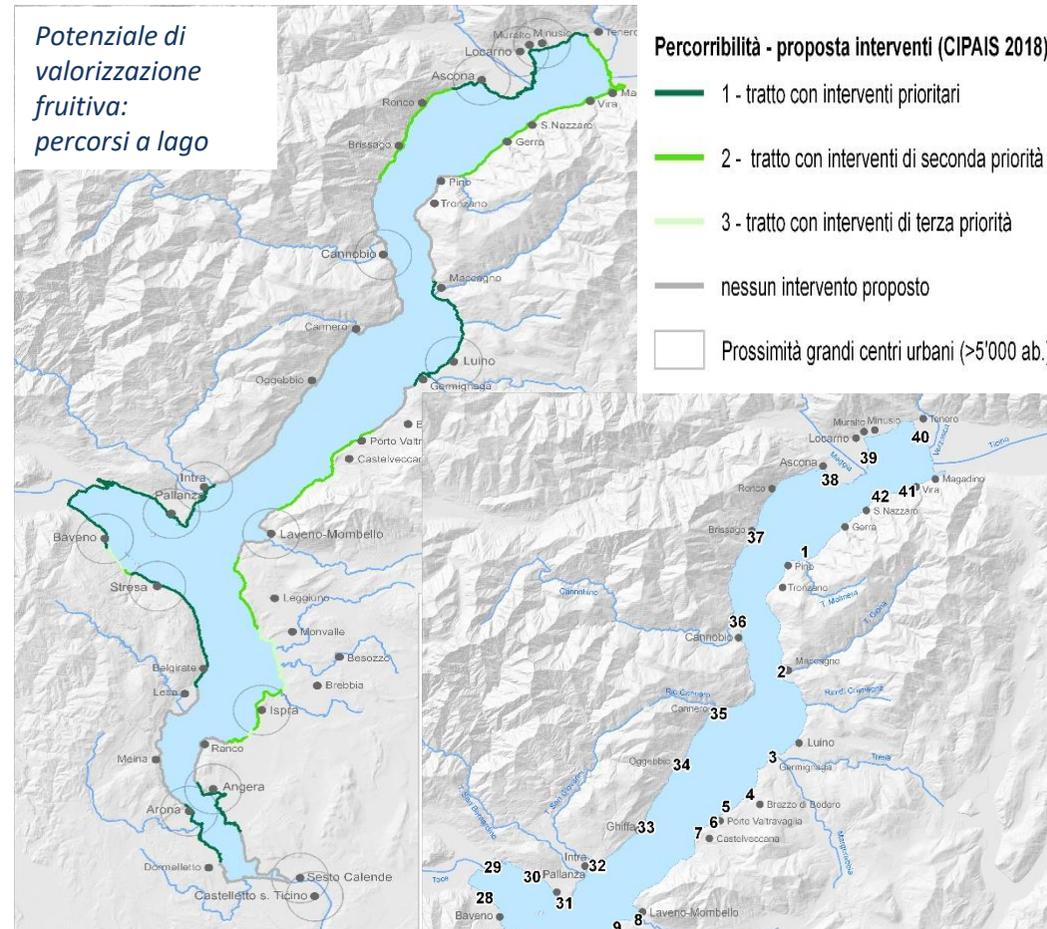
Lo stato del potenziale di valorizzazione fruitiva della riva è dato dal monitoraggio degli indicatori relativi ai deficit di fruibilità in termini di accessibilità e percorribilità (vedi indicatore L3 3), nonché dalla presenza e vicinanza di aree di svago a lago e zone balneabili (indicatore L1 2). Per il Lago Maggiore, il potenziale di valorizzazione fruitiva delle rive è stato valutato sia per quanto riguarda la realizzazione ed il completamento di percorsi a lago (sentieri escursionistici, passeggiate e piste ciclopedonali, ecc.), sia per quanto riguarda la disponibilità di aree di svago e balneazione. Per definire il potenziale di valorizzazione tramite percorsi a lago è stata svolta un'analisi, a partire inizialmente dagli indicatori preesistenti, ed in seguito con un approfondimento tramite sopralluoghi ed analisi GIS. Il perimetro dell'analisi dello stato attuale è stato allargato per considerare una nozione di fascia litorale più estesa e sono state dettagliate maggiormente le tipologie di percorribilità attuali. In questo modo è stato possibile allargare il punto di vista, integrando nell'analisi anche i percorsi esistenti (pedonali e veicolari) all'esterno della fascia perilacuale, ma ancora con una forte relazione con il lago. Scopo di questa fase era di individuare da subito i percorsi alternativi esistenti o potenziali in assenza di una percorribilità diretta a lago. Per quanto riguarda le aree di svago e balneazione, l'elenco dei siti ufficialmente monitorati (qualità delle acque balneabili) è stato integrato con un censimento degli ulteriori siti frequentati tramite indagini sul terreno, analisi dei dati digitali e interviste ad attori locali.

Grazie alle informazioni raccolte si è proceduto all'allestimento di due carte rappresentative della situazione attuale: una cartografia della percorribilità e un'altra riguardante le aree di fruizione. Sulla base di queste cartografie è stato possibile verificare la presenza di deficit di percorribilità e fruizione, e valutarne il potenziale di miglioramento con un'analisi tratto per tratto. Nella definizione del potenziale è stata conferita priorità ai percorsi che collegano i centri urbani a zone naturali, o a poli fruitivi con lidi e campeggi, così come a quei collegamenti che coinvolgono aree d'interesse turistico. Allo stesso modo sono stati messi in evidenza quei tratti di percorso a completamento e ricicatura di tratti già esistenti.

Per quanto riguarda le aree di svago e balneazione, sono stati individuati numerosi siti potenzialmente interessanti per la nuova realizzazione e riqualifica di aree di svago, con un particolare focus su quei siti dove vi è una possibilità di sinergia con i percorsi a lago o per quei siti dove il potenziale di rivitalizzazione ecomorfologico permette la realizzazione di interventi integrati.

 [Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Potenziale di valorizzazione fruitiva: percorsi a lago



Potenziale di valorizzazione naturalistica e fruitiva: schede aree a lago

L2 1 LIVELLO LACUSTRE

DESCRITTORI

Livello medio lacustre
Livello minimo lacustre
Livello massimo lacustre

OBIETTIVO

All'indicatore non è associato un obiettivo di qualità, anche se le sue variazioni possono influire sulla qualità dell'ecosistema lacustre. L'entità delle variazioni, e/o la persistenza non naturale su livelli medio-alti possono essere causa di impatti per l'ecosistema.

STATO E TENDENZA

Il Lago Maggiore, pur essendo un corpo idrico naturale è regolato al suo incile dalla diga della Miorina, in località Golasecca a Sesto Calende. La presenza della diga, e quindi di una regolazione attiva dei livelli del lago pone una difficoltà sulle modalità di analisi dei dati di livello registrati e sulla loro interpretazione; questo perché l'andamento dei livelli è legato alla regolazione e non a un'effettiva risposta naturale agli eventi meteorologici. Tale difficoltà risulta ancora più evidente dal 2015 quando si è dato il via ad un innalzamento artificiale sperimentale dei livelli del lago nel periodo primavera-estate (15 marzo-15 settembre). Tenuto conto di quanto detto in precedenza, in figura 1 si riportano i dati di livello mensile del lago per l'anno 2018, unitamente a quelli medi mensili del periodo di riferimento 1952-2017. Dopo i primi mesi dell'anno in cui il livello del lago si è mantenuto al di sotto del periodo di riferimento, è poi salito al di sopra fino agli inizi di luglio per effetto della sperimentazione; è poi sceso nuovamente al di sotto del valore medio pluriennale fino a fine ottobre quando le abbondanti piogge hanno aumentato il livello fino alla quota di esondazione di 195,77 m s.l.m., il 7 novembre.

Volendo valutare l'andamento dei livelli del lago prima e dopo la sperimentazione, si riportano in figura 2 la media pluriennale dei livelli del periodo pre-sperimentazione (1952-2014) confrontato con i quattro anni della sperimentazione (2015-2018). Dalla figura 2 si evince che negli anni 2015-2018, rispetto alla media pluriennale di riferimento, i livelli primaverili-estivi risultano superiori, ma i valori invernali, estivi e autunnali risultano notevolmente inferiori. Tale andamento risulta indubbiamente legato a quello delle piogge, in particolare alle poche piogge registrate nei periodi estivi e autunnali durante gli anni della sperimentazione. Quindi, nonostante l'innalzamento dei livelli del lago nel periodo primaverile-estivo, nei mesi della tarda estate ed autunnali il suo livello scende comunque al di sotto di quello di riferimento storico.

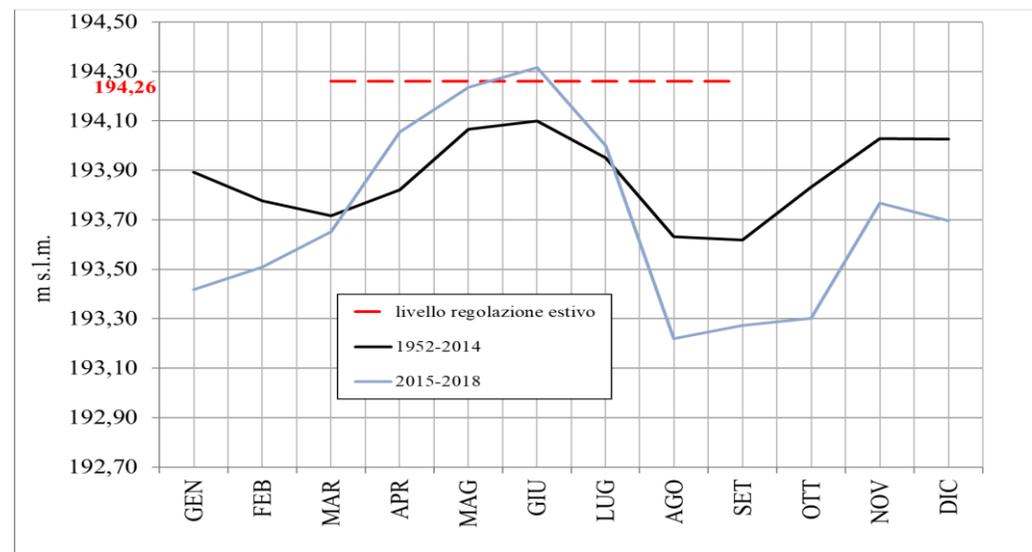
[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Andamento del livello delle acque lacustri

Figura 1 – Andamento medio mensile dei livelli del Lago Maggiore per l'anno 2018 (linea blu) e per il periodo di riferimento 1952-2017 (linea rossa).



Figura 2 – Andamento del livello del lago per gli anni pre-sperimentazione 1952-2014 (linea nera), per gli anni della sperimentazione 2015-2018 (linea azzurra) in relazione con l'identificazione del limite sperimentale di regolazione (linea tratteggiata rossa) richiesto per il periodo 15 marzo - 15 settembre.



L2 2 TEMPERATURA MEDIA DELLE ACQUE NEGLI STRATI 0-20 m E PROFONDO

Temperatura media delle acque nello strato 0-20 m e nello strato profondo

DESCRITTORI

Temperatura media dell'acqua nello strato superficiale
Temperatura media dell'acqua nello strato profondo (< 200 m)

OBIETTIVO

All'indicatore non è associato un obiettivo di qualità; la sua osservazione è però utile per la comprensione dei fenomeni biologici ed ecologici caratterizzanti il bacino lacustre e per valutare la risposta del lago ai cambiamenti climatici globali in atto.

STATO E TENDENZA

Nel Lago Maggiore i risultati delle indagini pluridecennali hanno mostrato un incremento termico significativo dell'epilimnio e dell'ipolimnio con conseguenze ecologiche in gran parte ancora da valutare.

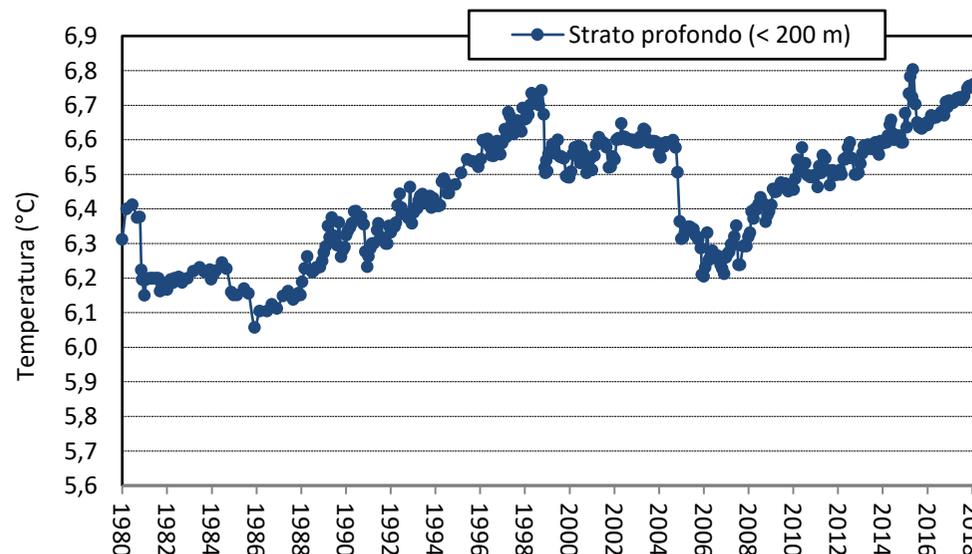
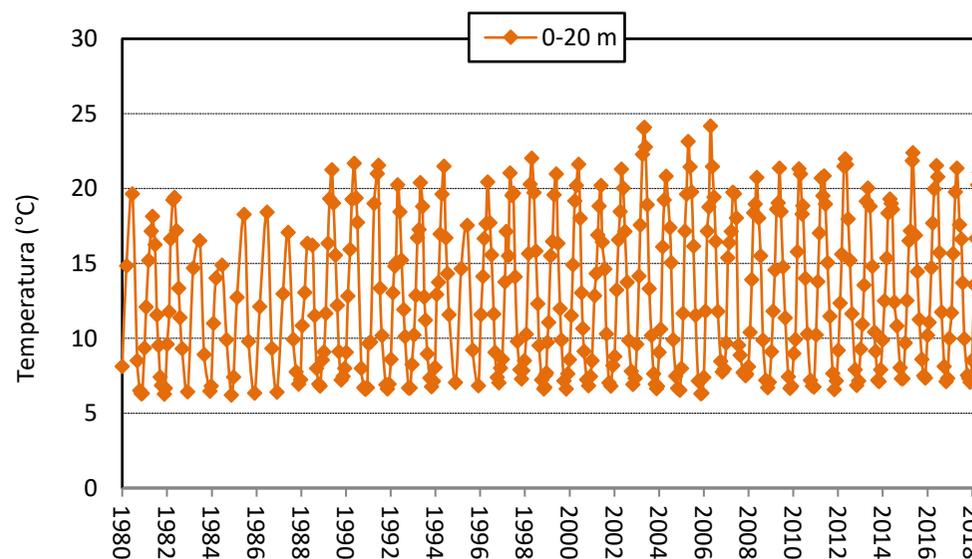
I grafici inerenti l'andamento storico delle temperature mettono in evidenza un innalzamento graduale delle temperature medie sia nello strato superficiale sia in quello profondo. In particolare, nello strato superficiale, negli ultimi decenni è stato osservato un aumento delle temperature di circa 0,31 °C/decade, con temperature estive che hanno raggiunto valori superiori ai 24 °C nelle estati 2003 e 2006. Nel 2018 sono stati raggiunti i 22.3 °C nel mese di settembre, a testimonianza di un'estate caratterizzata da temperature particolarmente elevate.

Le temperature dello strato profondo mostrano il tipico andamento a "dente di sega", con dei periodi che presentano un chiaro trend in aumento, seguiti da diminuzioni improvvise di temperatura, che si hanno in corrispondenza di eventi di mescolamento completo. E' interessante notare che, dall'anno 2006, la temperatura media dello strato profondo sta continuando ad aumentare e raggiungendo gradualmente i 6,8 °C a dicembre 2018. Questo dato indica la mancanza di eventi di mescolamento completo negli ultimi 12 anni.



[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Andamento della temperatura media delle acque dal 1980 al 2018 con riferimento allo strato superficiale e allo strato profondo (in basso)





L2 3 MASSIMA PROFONDITÀ DI MESCOLAMENTO

Profondità di rimescolamento delle acque lacustri

DESCRITTORI

Profondità di mescolamento
Spessore ipolimnio

OBIETTIVO

Valori di massima profondità di mescolamento inferiori a 100 m sono indice di una condizione potenzialmente critica; una condizione ottimale si ha dunque quando l'omogeneizzazione delle acque riguarda uno strato più profondo.

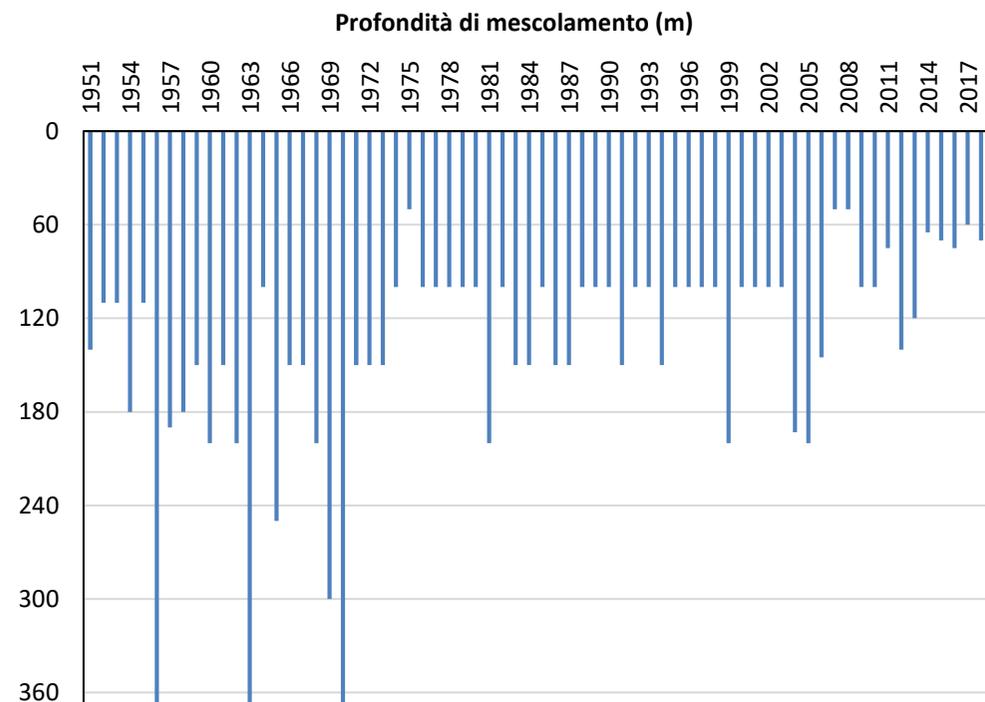
STATO E TENDENZA

I programmi di ricerca attuati sul Lago Maggiore comprendono, fin dagli anni '50 del secolo scorso, il monitoraggio di questo parametro. È quindi possibile ricostruire l'andamento della massima profondità di mescolamento per moti convettivi sulla base della serie storica disponibile. Dal suo esame emerge come in passato l'omogeneizzazione delle acque lacustri sia risultata completa, cioè abbia raggiunto la massima profondità del lago (370 m), solamente in tre occasioni, sempre alla fine di inverni freddi e ventosi.

I valori di profondità di mescolamento per moti convettivi sono stati ricavati dall'analisi di parametri misurati in campo, in particolare temperatura delle acque lacustri, concentrazione di ossigeno disciolto e conducibilità, oltre che Lake Number e Numero di Wedderburn, che sono in grado di considerare l'influenza anche della velocità del vento. Le indagini svolte testimoniano come negli ultimi decenni il lago abbia risentito dell'evoluzione climatica globale tendente al riscaldamento, mostrando periodi di stratificazione più lunghi rispetto al passato e una profondità di mescolamento per moti convettivi a fine inverno sempre più ridotta. In particolare, negli ultimi 5 anni, tale profondità di mescolamento non ha mai superato i 75 m (valore raggiunto nel 2016) e nel 2018 sono stati raggiunti solo i 70 m di profondità di omogeneizzazione verticale a fine inverno.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Profondità di mescolamento per moti convettivi valutata a partire dal 1951



Valore di riferimento: massima profondità di mescolamento maggiore di 100 m



Stato attuale



Stato al 2010

0 m



100 m

L3 1 COLONIZZAZIONE DELLE SPONDE DA PARTE DEL CANNETO

Ultimo aggiornamento: 2012

Evoluzione della colonizzazione spondale da parte del canneto

DESCRITTORI

*Colonizzazione delle sponde
Canneto*

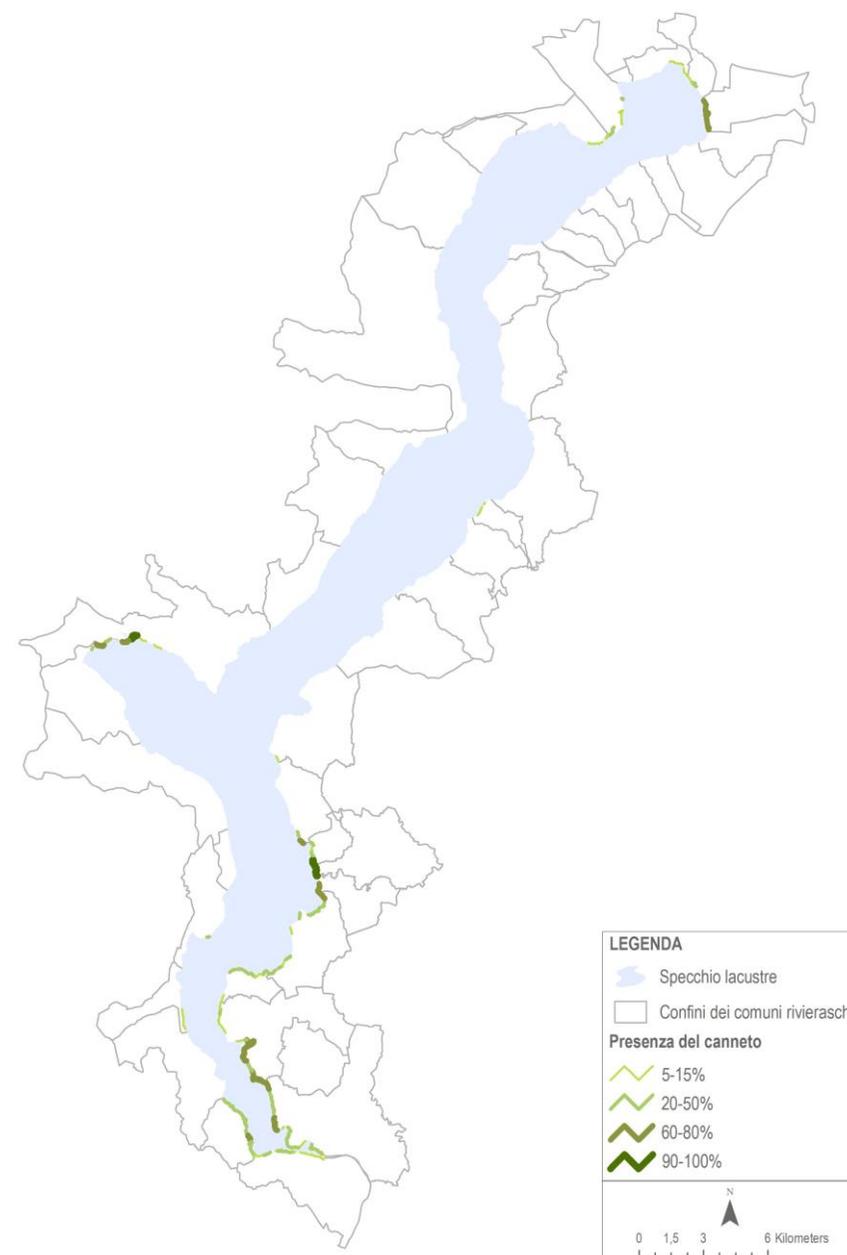
OBIETTIVO

L'evoluzione di questo indicatore, pur non essendo attualmente oggetto di determinati obiettivi nell'ambito della pianificazione del territorio, rappresenta un importante parametro di riferimento, in quanto lo stato ecologico influenza il mantenimento o il ripristino delle comunità vegetali, in particolare del canneto. L'obiettivo generale che la CIP AIS si propone consiste nel mantenimento dell'attuale stato di conservazione del canneto e, possibilmente, nell'incentivazione di interventi di riqualificazione e ampliamento delle fasce di canneto.

STATO E TENDENZA

Sulla base delle informazioni ricavate nell'ambito del programma di ricerche quinquennale 2008-2012 "Ecomorfologia rive delle acque comuni" della CIP AIS, inerenti la fascia perilacuale del Lago Maggiore e l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Perilacuale - IFP, si evidenzia la presenza lungo le sponde di **zone a canneto di pregio naturalistico e ambientale** che hanno valso l'inclusione nella rete ecologica europea Natura 2000, costituita da Siti di Importanza Comunitaria (SIC) e Zone di Protezione Speciale (ZPS). I tratti di maggiore estensione sono distribuiti alle foci dei principali affluenti del bacino, Toce, Ticino immissario e Maggia, e alla sezione di chiusura del lago nei pressi dell'uscita del Ticino tra Sesto Calende e Castelletto Ticino. In particolare, tali tratti riguardano: nella sponda piemontese, la fascia di Dormelletto (NO) dove è presente il SIC-ZPS "Canneti di Dormelletto" (IT1150004), e la zona di Fondotoce (VCO) caratterizzata dalla presenza del SIC-ZPS "Fondotoce" (IT1140001) che costituisce anche la Riserva Naturale omonima; nella sponda lombarda, le fasce tra Angera e Sesto Calende, ricadenti nella ZPS "Boschi del Ticino" (IT2080301) coincidente con i confini del Parco Lombardo della Valle del Ticino e nel SIC "Palude Bruschera" (IT2010015), e i tratti tra Monvalle e Ispra (VA) in parte ricadenti all'interno della ZPS "Canneti del Lago Maggiore" (IT2010502); nella porzione svizzera, la zona della confluenza del Ticino immissario che rappresenta la Riserva Naturale delle Bolle di Magadino, zona umida di importanza internazionale ai sensi della Convenzione di Ramsar, e la zona della foce del Maggia, che costituisce una Riserva Naturale.

Si evidenzia come le porzioni caratterizzate dalla maggiore estensione del canneto costituiscano anche i tratti di riva lacustre che presentano un giudizio di funzionalità (secondo l'applicazione dell'indice IFP che esprime il grado di integrità e conservazione complessivo delle rive lacustri) "elevato". Dai dati ricavati dall'applicazione dell'IFP risulta un'estensione complessiva delle fasce di canneto di circa 13 km, corrispondenti al 7% dell'intero perimetro lacustre.



L3 2 ABBONDANZA RELATIVA DELLE PRINCIPALI MACROFITE

Ultimo aggiornamento: 2012

DESCRITTORI

Macrofite

OBIETTIVO

Migliorare o mantenere la qualità ecologica delle acque lacustri comuni in modo da favorire la biodiversità delle specie autoctone vegetali (obiettivo CIP AIS).

STATO E TENDENZA

Nell'ambito del programma CIP AIS "Ecomorfologia delle acque comuni" sul Lago Maggiore sono state condotte specifiche indagini inerenti il popolamento di macrofite e macroinvertebrati bentonici. Le **macrofite acquatiche** nei contesti lacustri sono rappresentate da muschi, epatiche, pteridofite, angiosperme erbacee ed alghe macroscopiche appartenenti al gruppo delle Characee. Esse sono considerate ottimi indicatori di qualità ambientale, in quanto rispondono in maniera specie-specifica alle condizioni ambientali, quali la presenza di inquinanti organici e inorganici, la trasparenza delle acque, la struttura macroscopica del fondale.

La metodologia d'indagine applicata è basata su quanto descritto in "Protocolli di campionamento - Metodi biologici per le acque - Parte I" (APAT, 2007 e successive revisioni). I rilievi in campo sono stati condotti lungo tutto il perimetro del lago, comprese le isole, e hanno evidenziato un buon sviluppo della copertura macrofitica con **87 aree prive di vegetazione** corrispondenti a 55 km di estensione e **199 transetti vegetati** pari a 120 km.

Le rive con vegetazione presentano coperture differenti: circa la metà della linea di costa vegetata è caratterizzata da una buona copertura macrofitica, mentre il 29,2% dei tratti di sponda, corrispondenti a circa 35 km totali, presentano coperture assai ridotte.

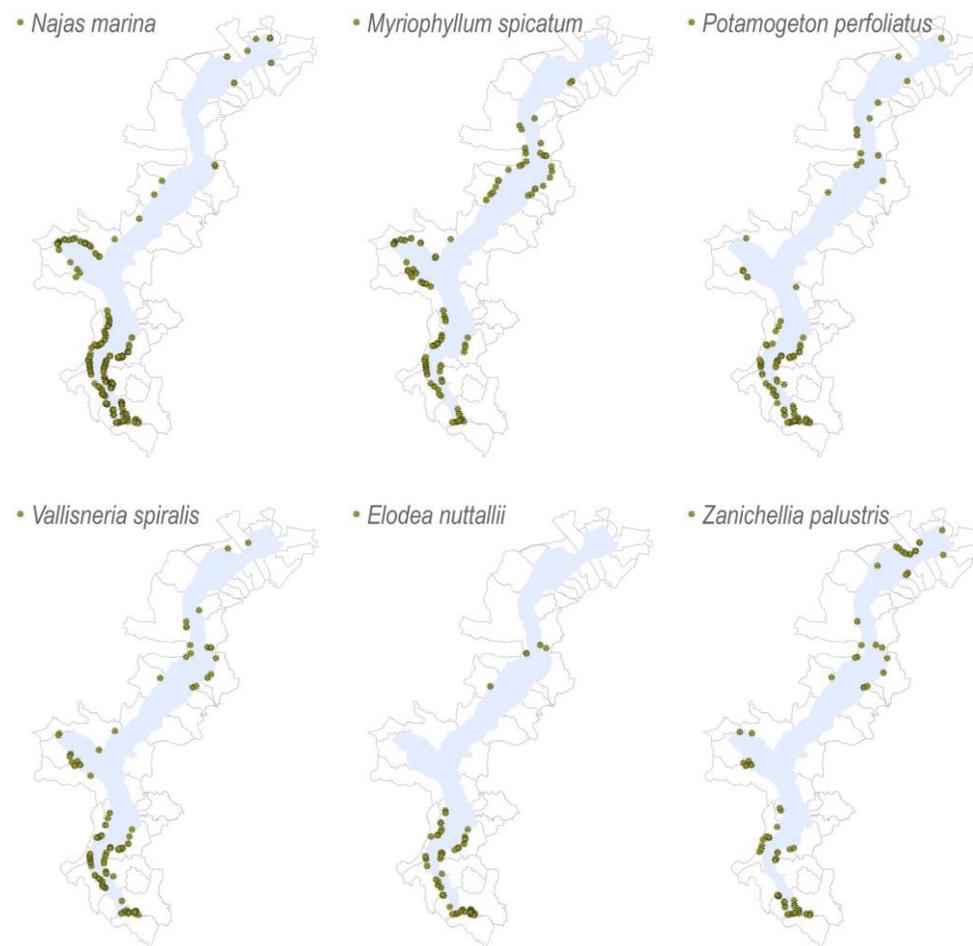
Le specie macrofite osservate nel bacino del Maggiore sono complessivamente 20, 17 fanerogame e 3 caroficee. Le più comuni sono rappresentate da ***Najas marina*** L., ***Myriophyllum spicatum*** L., ***Potamogeton perfoliatus*** L., ***Vallisneria spiralis*** L., ***Elodea nuttallii*** (Planch.) H. St. John, ***Zanichellia palustris*** L.

Specie presenti con popolazioni relativamente ampie sebbene localizzate sono *Lagarosiphon major* (Planch.) H. St. John, *Ceratophyllum demersum* L., *Chara globularis*, *Potamogeton pusillus* L., *Potamogeton pectinatus* L., *Litorella uniflora* L., *Najas minor* All. e *Potamogeton trichoides* Cham et Sch. Infine, le specie che costituiscono rare e piccole popolazioni sono *Potamogeton crispus* L., *Elatine hydropiper* L., *Potamogeton lucens* L., *Trapa natans* L. e 3 Characeae.

Le macrofite si distribuiscono generalmente seguendo il gradiente batimetrico con un andamento di tipo gaussiano, la copertura del primo metro di profondità non è elevata ma aumenta intorno ai 2, 3 e 4 metri per poi iniziare a decrescere con la diminuzione dell'irraggiamento solare.

Ricchezza in specie delle comunità vegetali in rapporto ai tratti costieri lacustri

Distribuzione delle sei specie macrofite più comuni



L3 2 ABBONDANZA RELATIVA DELLE PRINCIPALI MACROFITE

DESCRITTORI Macrofite

OBIETTIVO

Migliorare o mantenere la qualità ecologica delle acque lacustri comuni in modo da favorire la biodiversità delle specie autoctone vegetali (obiettivo CIP AIS).

STATO E TENDENZA

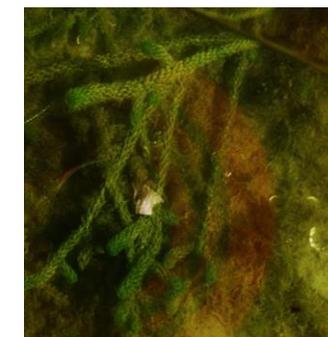
Nell'ambito del programma delle ricerche CIP AIS per il triennio 2016-2018 è stato condotto uno studio sulle Specie Invasive Alloctone del bacino del Lago Maggiore (Progetto SPAM) inerente il popolamento di macrofite, bivalvi e macrocrostacei. Lo studio sulle **macrofite acquatiche** costituisce un approfondimento delle conoscenze sulle specie alloctone invasive e sulla loro distribuzione nel Lago Maggiore, valutando in particolare le variazioni degli areali rispetto ai dati storici conosciuti con riferimento soprattutto ai dati raccolti nel biennio 2011-2012 dal precedente progetto ECORIVE. Sono state censite, infatti, 44 specie (39 piante superiori e 5 macroalghe), su una potenzialità stimata, in base ai censimenti storici reperiti in bibliografia, dal 1878 ad oggi, di 103 specie (94 piante vascolari e 9 piante inferiori). Tuttavia, considerando solo le macrofite più strettamente acquatiche rinvenute nella fascia litoranea, il Lago Maggiore risulta il primo lago in Lombardia e tra i primi d'Italia per numero di specie presenti. Nonostante ciò, sono solo 7 le specie che si rinvencono con più frequenza e abbondanza nel lago (esempio: *Potamogeton perfoliatus*, *Najas major*, *Potamogeton pusillus* e *Vallisneria spiralis*), mentre le altre sono poco comuni o rare, localizzate perlopiù in stazioni puntiformi e/o isolate e a rischio di estinzione. Ciò è dovuto soprattutto alla presenza delle **specie esotiche invasive**, che pur rappresentando solo il 10% delle specie presenti nel lago, sono capaci in breve tempo di ricoprire estese superfici sostituendosi alle specie native meno efficienti e rapide nell'acquisizione delle risorse (luce e nutrienti), nella crescita, nella riproduzione e nella colonizzazione di nuove aree. Nella loro strategia competitiva, inoltre, le specie esotiche modificano l'ambiente colonizzato a loro vantaggio, rendendolo inospitale ad eventuali altri competitori. Il Lago Maggiore, tuttavia, racchiude ancora notevoli valenze naturalistico-ambientali meritevoli di conservazione e salvaguardia, come la presenza di 28 specie di pregio (specie protette o inserite nelle liste rosse delle specie a rischi di estinzione), quali ad esempio *Ceratophyllum demersum*, *Eleocharis acicularis*, *Gratiola officinalis*, *Hippuris vulgaris*, *Limniris pseudacorus*, *Littorella uniflora*, *Potamogeton nodosus*, *Ranunculus reptans*, *Ranunculus trichophyllus*, *Trapa natans* e *Zannichellia palustris*, e di 3 Habitat di interesse comunitario. Nel lago sono state rinvenute **4 specie esotiche**: *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Lagarosiphon major*, ed *Egeria densa*, di cui solo le prime tre sono considerate **invasive**, come confermato dal confronto dei dati e delle carte di distribuzione attuali delle esotiche con quelli riferiti al progetto ECORIVE, dove si è osservato come queste specie si siano diffuse lungo la linea di costa, più del doppio della distribuzione che avevano nel 2012. Negli ultimi 5 anni, si è passati da 34 km a 87,4 km di linea di costa occupati da queste specie su un totale di 120 Km di costa. *E. densa* ha subito una forte regressione dell'areale, essendo stata ritrovata in una sola stazione.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Ricchezza in specie delle comunità vegetali in rapporto ai tratti costieri lacustri

Distribuzione delle specie esotiche invasive di macrofite: a sinistra nel biennio 2011-2012 (ECORIVE), a destra nel 2017 (SPAM)

Distribuzione di
Lagarosiphon major



Lagarosiphon major

Distribuzione di
Elodea nuttallii



Elodea nuttallii

Distribuzione di
Elodea canadensis



Elodea canadensis

L3 3 MORFOLOGIA DELLE RIVE LACUSTRI

Ultimo aggiornamento: 2012

Tipologia di riva sulla base dei caratteri morfologici della fascia perilacuale

DESCRIPTORI

Stato della Naturalità delle rive
Indice di Funzionalità Perilacuale
Indice Lake Habitat Survey
Accessibilità e Fruibilità della Riva

OBIETTIVO

L'osservazione dei caratteri morfologici attuali delle rive permette di effettuare scelte strategiche e pianificatorie che dovrebbero mirare da un lato all'incremento della fruibilità delle sponde e dall'altro alla tutela delle aree di pregio naturalistico, al ripristino e alla rinaturalizzazione dei tratti di sponda lacustre artificiali. I cambiamenti riscontrati nel tempo forniscono le informazioni circa la buona riuscita delle azioni implementate.

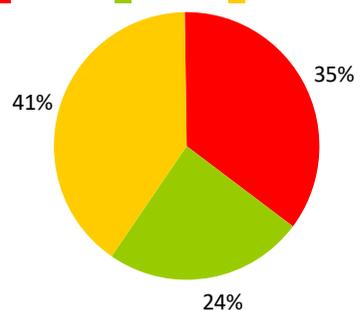
STATO E TENDENZA

Nell'ambito del programma 2008-2012 CIPAIS, sono stati condotti per il Lago Maggiore studi inerenti la funzionalità della fascia perilacuale e la fruibilità delle rive.

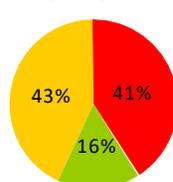
Sulla base delle indagini condotte è possibile rappresentare il diverso grado di naturalità delle rive: emerge che le sponde a carattere pienamente naturale risultano pari al 24% dell'intero perimetro lacustre, per un'estensione complessiva di circa 42 chilometri, mentre le sponde che risultano totalmente artificializzate costituiscono il 35% del perimetro lacustre pari a circa 63 chilometri.

Con riferimento alle tre unità territoriali, emerge come la Lombardia sia caratterizzata dalla percentuale maggiore di sponde a carattere naturale (36% corrispondente ad una lunghezza complessiva di 24,5 chilometri).

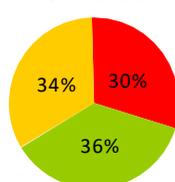
Stato di naturalità delle rive
■ Artificiale ■ Naturale ■ Semi-naturale



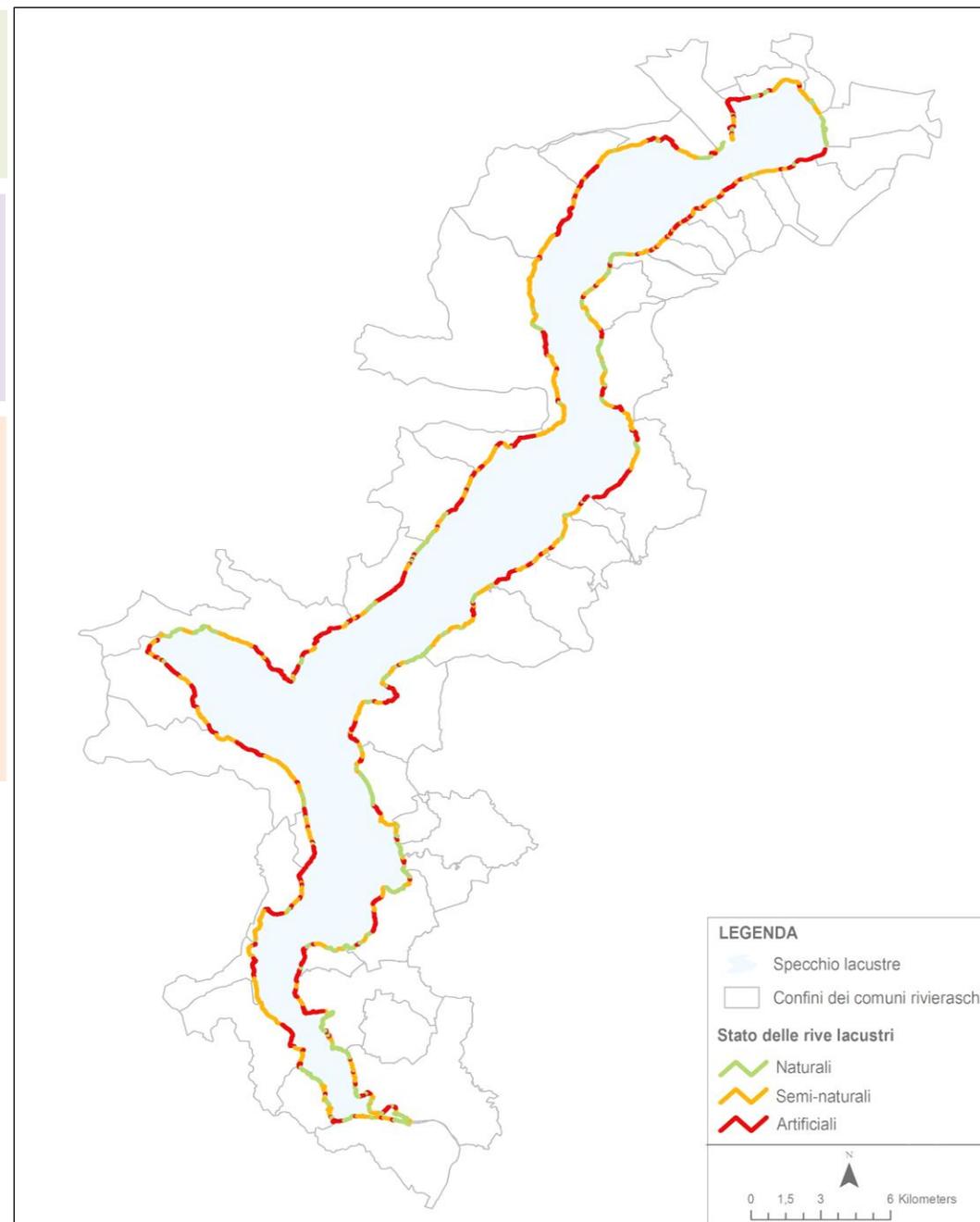
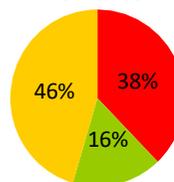
Svizzera



Lombardia



Piemonte



L3 3 MORFOLOGIA DELLE RIVE LACUSTRI

Ultimo aggiornamento: 2012

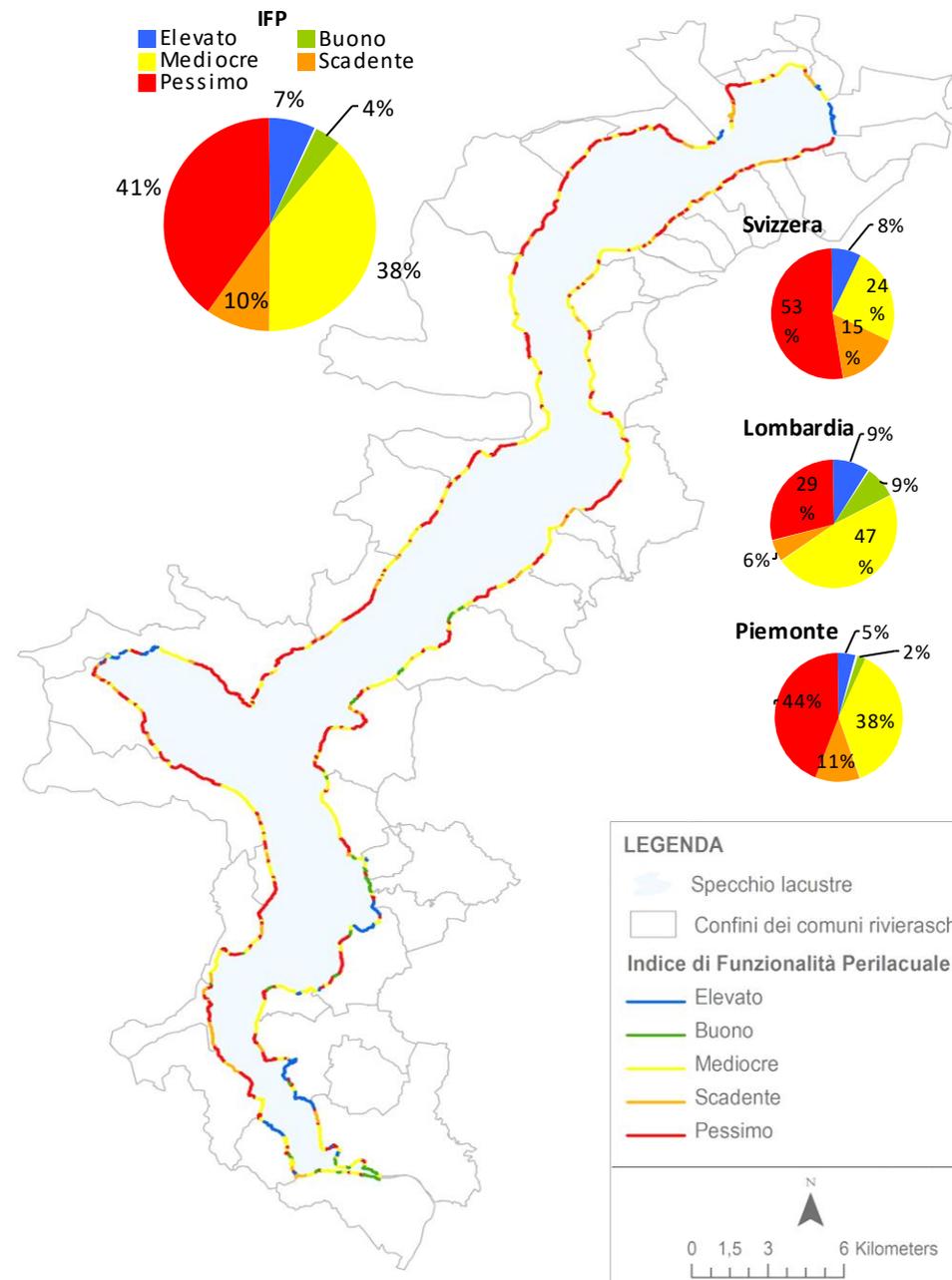
Tipologia di riva sulla base dei caratteri morfologici della fascia perilacuale

La valutazione della funzionalità ha previsto l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Perilacuale, sviluppato da un gruppo di lavoro istituito da APAT (Siligardi M. *et al.*, 2009), e del Lake Habitat Survey (Scotland et Northern Ireland Forum For Environmental Research). L'applicazione dell'IFP ha restituito un'immagine del bacino mediamente scadente a livello ecologico-funzionale, più del 50% della sponda del Maggiore presenta un giudizio tra lo scadente e il pessimo, solo all'11% della riva è attribuito un giudizio buono o elevato. Le sezioni valutate positivamente si trovano nelle aree che presentano morfologia della sponda pianeggiante e sabbiosa, ossia all'uscita del Ticino a sud, nel golfo di Ispra e Besozzo, alla foce del Toce, del Ticino e del Maggia, aree queste che presentano una tipologia di riva completamente naturale e intatta.

L'applicazione del Lake Habitat Survey - LHS porta alla definizione di due indici il Lake Habitat Modification Score - LHMS e il Lake Habitat Quality Assessment - LHQA che rappresentano rispettivamente un'indicazione di alterazione morfologica e un indice di qualità idromorfologica dell'ambiente indagato, attraverso i quali è possibile effettuare la classificazione morfologica.

Il valore del LHMS può variare tra 0, indice di una condizione inalterata, e 42, per un lago completamente antropizzato. Per il Verbano il LHMS è risultato pari a 32, testimoniando uno **scostamento significativo dalla condizione originaria**; l'uso intensivo della zona di riva e le attività antropiche strettamente legate all'ambiente acquatico e su di esso direttamente impattanti sono le principali criticità che portano a una situazione di forte disturbo delle caratteristiche ecologico-morfologiche naturali del lago. Il valore del LHMS ottenuto è molto al di sotto del limite normativo previsto per la classe "buono" (compreso tra 2 e 4), indicato per la valutazione delle condizioni morfologiche di un corpo idrico lacustre.

Il valore del LHQA è risultato pari a 80 su un punteggio massimo di 104, valori alti dell'indice si riferiscono ad una qualità idromorfologica elevata e più nello specifico una buona qualità degli habitat naturali lacustri presenti in maniera ampia e diversificata nelle tre zone studiate dal metodo: ripariale, di sponda e litorale. Complessivamente **la valutazione sulla naturalità, diversità e complessità del sistema lacustre risulta essere piuttosto elevata**, ciò in relazione alla presenza di una componente litorale che si mantiene in buone condizioni, probabilmente per il fatto che un ambiente vasto come il Verbano ha la capacità di assorbire e mitigare gli impatti derivanti dalle pressioni esistenti solo all'interno della cuvetta lacustre, risentendone invece in maniera più critica nelle fasce costiera e ripariale.



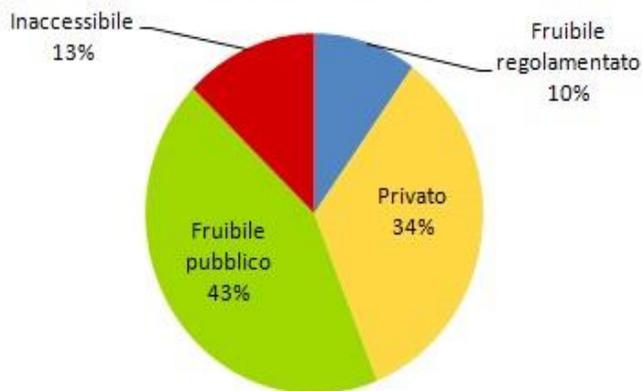
L3 3 MORFOLOGIA DELLE RIVE LACUSTRI

Ultimo aggiornamento: 2012

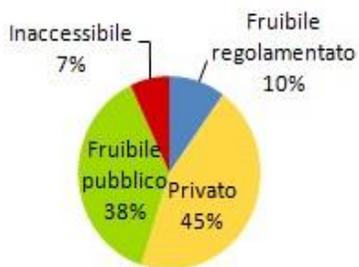
Tipologia di riva sulla base dei caratteri morfologici della fascia perilacuale

Per quanto riguarda l'accessibilità e la fruibilità delle sponde, l'accessibilità pubblica è garantita per il 43% delle rive (per un'estensione complessiva di circa 77 chilometri), a cui si può sommare un 10% di sponde che, pur essendo private, risultano comunque fruibili da parte del pubblico (circa 17 chilometri), mentre il 4% delle sponde lacustri, corrispondente ad un'estensione di circa 7 chilometri, risulta inaccessibile in quanto ricadente all'interno di aree protette.

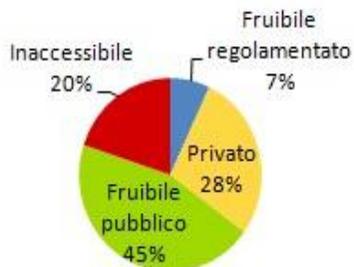
Accessibilità e fruibilità della riva



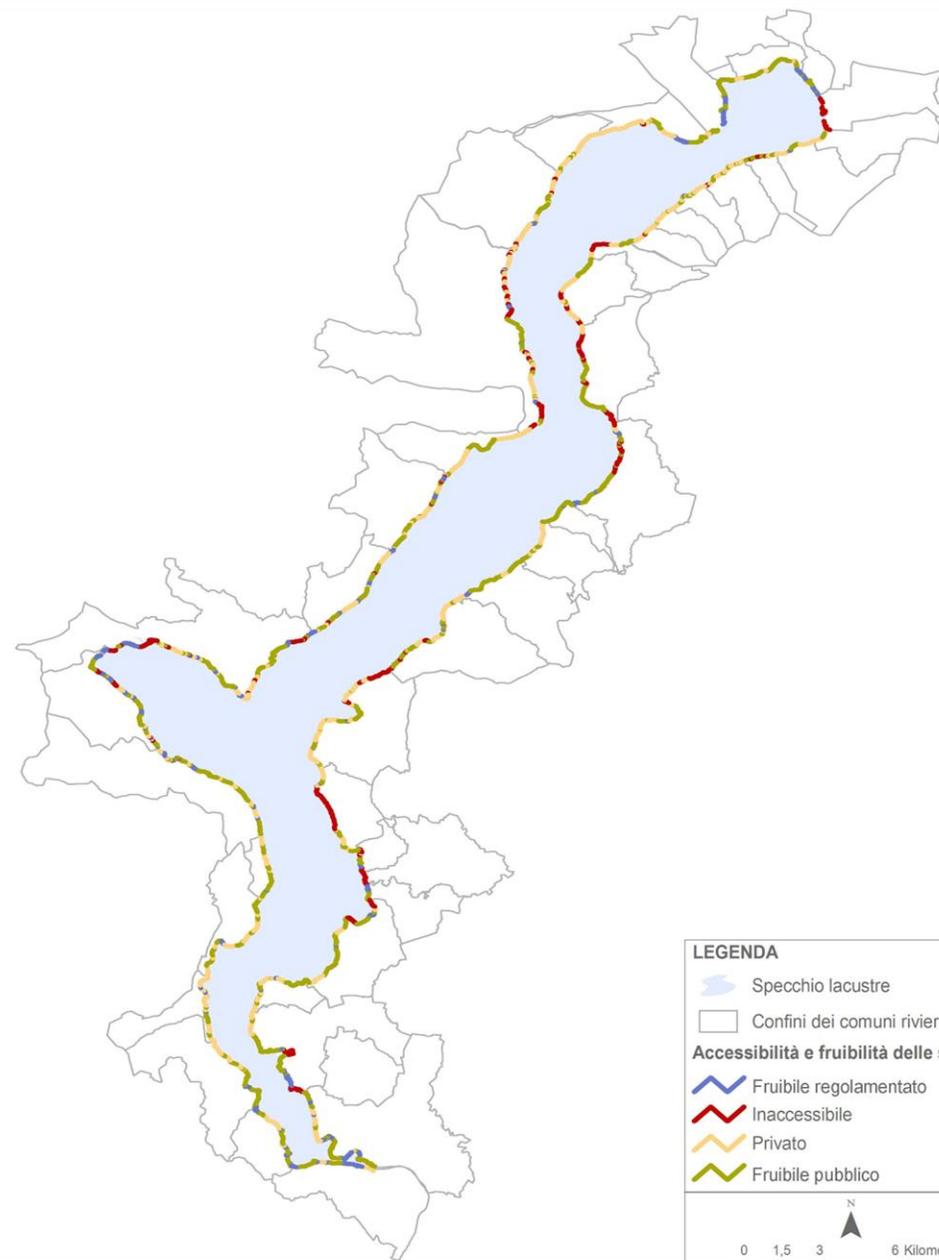
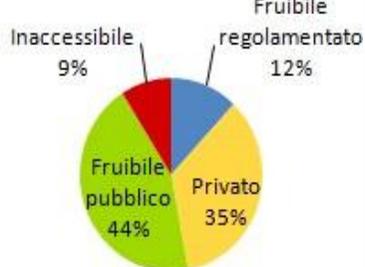
Svizzera



Lombardia



Piemonte





L3 4 TRASPARENZA

La trasparenza è indice della quantità di microalghe presenti nello strato illuminato

DESCRIPTORI

Trasparenza delle acque

OBIETTIVO

Valori medi annui di trasparenza inferiori a 5 m (obiettivo definito dalla CIP AIS) sono da ritenersi indice di un peggioramento dello stato trofico in conseguenza di una maggiore produttività algale.

STATO E TENDENZA

L'andamento annuale della trasparenza delle acque del Lago Maggiore è valutato tramite misura della profondità di scomparsa del disco di Secchi, eseguita con cadenza mensile.

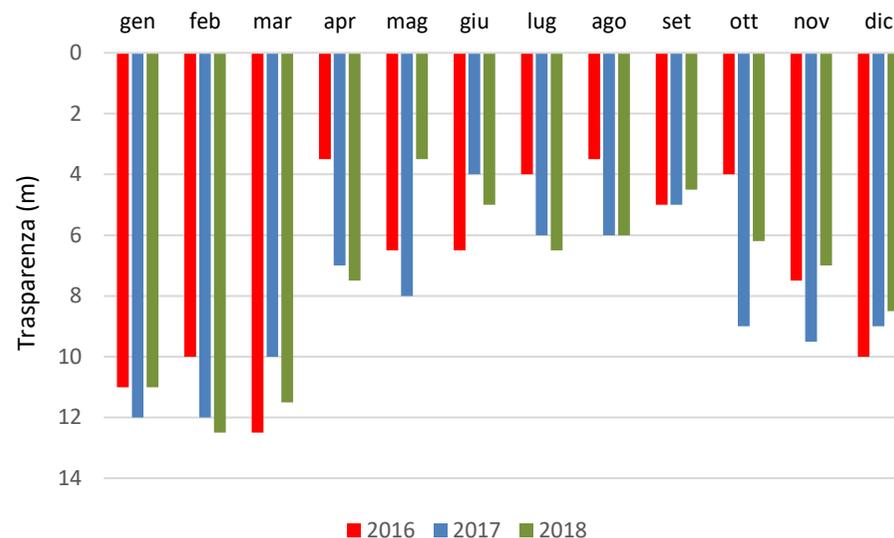
I dati relativi agli anni 2016, 2017 e 2018, riportati nel grafico, mostrano come le variazioni stagionali seguano l'andamento consueto legato al ciclo di produzione algale, con i valori massimi misurati nella stagione invernale, tra dicembre e marzo e i minimi nel periodo tardo-primaverile (aprile) ed estivo, in corrispondenza dell'avvio della produzione fitoplanctonica. Nel 2018 si è avuto un minimo piuttosto accentuato in maggio (3,5 m) e valori compresi tra 5 e 6 m nei mesi estivi; i massimi di 11-12 m sono stati rilevati tra gennaio e marzo (12,5 m a febbraio). Nel complesso i valori sono stati in linea con quelli degli anni precedenti, facendo però registrare trasparenze leggermente inferiori nei mesi autunnali (settembre-novembre).

La serie storica dei dati (1981-2018), ed i valori medi annui (in rosso), ottenuti dai 12 valori mensili non mostrano una tendenza all'aumento o alla diminuzione, rimanendo compresi tra 6 e 9 m. Il valore medio annuo nel 2018 è risultato pari a 7,5 m.



[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Trasparenza delle acque, misurata mediante il Disco di Secchi: valore medio mensile nell'anno 2018 raffrontato al valore medio mensile riferito alla serie storica (in alto) e andamento delle medie mensili dal 1981 al 2018 (in basso)



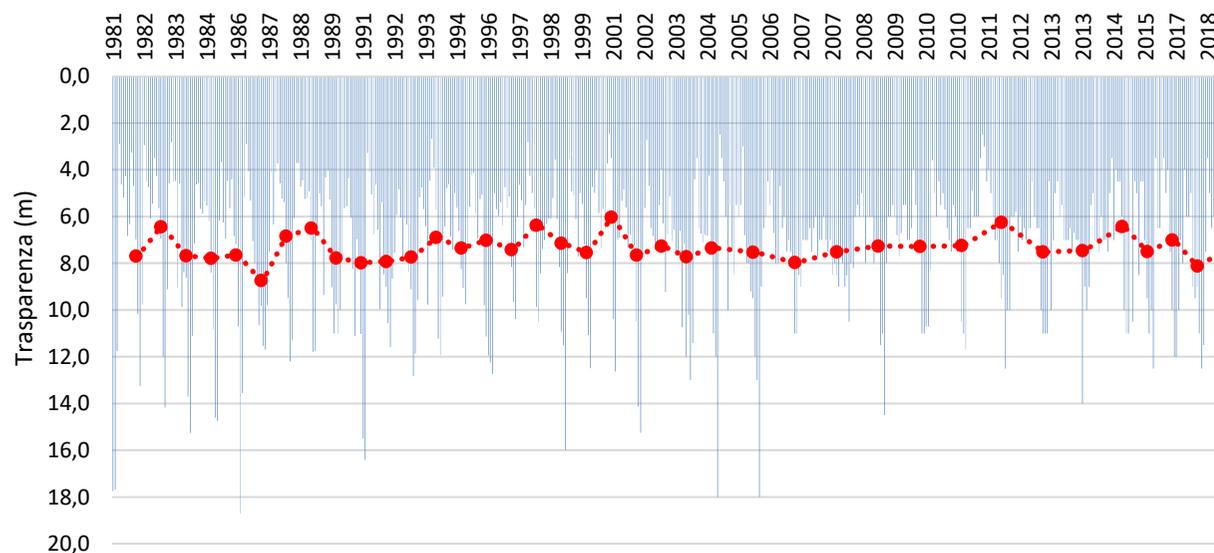
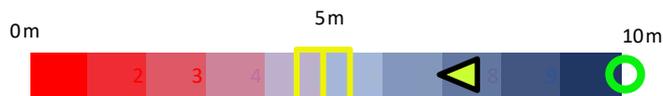
Obiettivo: valore medio annuo di trasparenza maggiore di 5 m



Stato attuale



Stato al 2010



L3 5 CLOROFILLA *a*

Concentrazione di clorofilla *a* nelle acque lacustri

DESCRITTORI

Concentrazione di Clorofilla *a*

OBIETTIVO

La CIP AIS ha definito quale obiettivo da perseguire il mantenimento di una concentrazione media annua di clorofilla *a* entro un intervallo di valori compresi tra 2,5 e 4 µg/L, considerato ottimale per il Lago Maggiore.

STATO E TENDENZA

Nel Lago Maggiore si è registrato un decremento della concentrazione di clorofilla media annua dal 1980, anno di avvio delle ricerche promosse dalla CIP AIS, ad oggi. La concentrazione media annua di clorofilla *a* si è mantenuta, negli ultimi venticinque anni, quasi sempre all'interno dell'intervallo previsto dall'obiettivo di qualità.

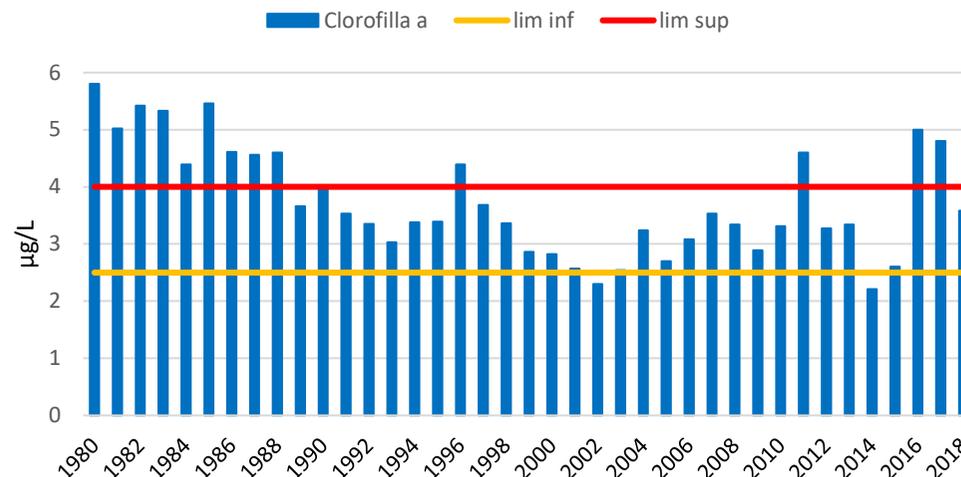
Tuttavia, in alcuni anni si sono avuti valori più bassi (es. 2002, 2014) o più elevati dei valori attesi. Tra questi ultimi si può citare il 2011, quando il parametro ha raggiunto 4,6 µg/L, valore analogo a quelli della fine degli anni '80, a causa della massiccia fioritura estiva di Cloroficee (*Mougeotia sp.*). Nel 2018, la concentrazione media di clorofilla *a* è stata pari a 3,6 µg/L, principalmente a causa delle fioriture primaverili di diatomee, in occasione delle quali sono state misurate concentrazioni di clorofilla *a* superiori a 12 µg/L. Si sottolinea che le fluttuazioni interannuali di questo parametro, osservate nel periodo più recente dell'evoluzione del Lago Maggiore, sono da mettere in relazione soprattutto alla variabilità meteo-climatica. Il riscaldamento climatico sta causando una diminuzione degli episodi di circolazione completa o comunque profonda ed una diminuzione dell'apporto di nutrienti agli strati superficiali; questo a sua volta sembra stia causando una modifica della comunità fitoplanctonica. Nel complesso gli andamenti delle medie annue di biovolume e clorofilla rispecchiano il processo di oligotrofizzazione del lago; allo stesso tempo evidenziano come la dinamica del fitoplancton nel Lago Maggiore sia strettamente dipendente dalle vicende meteo-climatiche.

Le medie mensili della concentrazione della clorofilla *a*, descrittore sintetico dell'evoluzione stagionale del fitoplancton, mostrano nel 2018 un solo massimo primaverile (a maggio) mentre quello estivo, presente regolarmente negli scorsi anni, non è apparso.

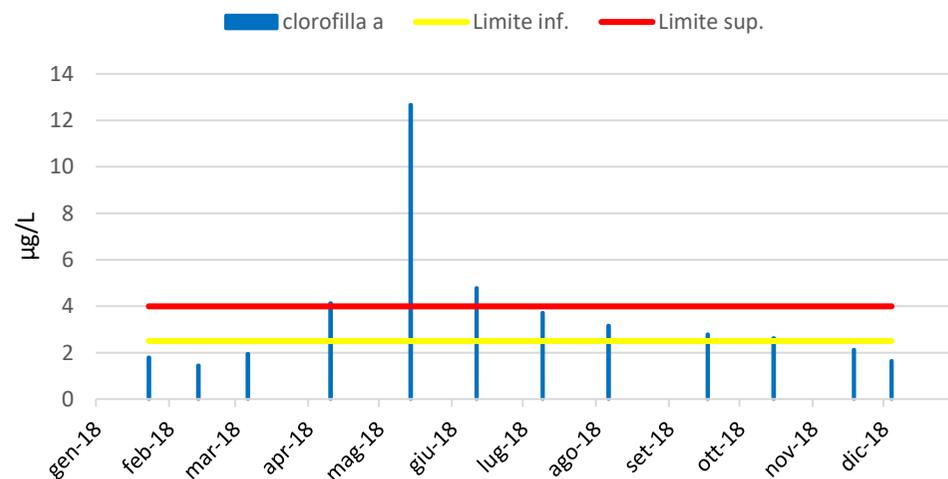
[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Concentrazione di clorofilla *a*: serie storica del valore medio annuo (in alto) e valori medio mensili per l'anno 2018 (in basso)

Concentrazione media annua di clorofilla *a*



Valore medio mensile della clorofilla *a* nel 2018



Obiettivo: range di valori compresi tra 2,5 e 4 µg/l

Stato attuale

Stato al 2010





L3 6 FITOPLANCTON

DESCRITTORI

Biovolume totale fitoplanctonico

Determinazione e conteggio del fitoplancton

OBIETTIVO

Per il D.M. 8 novembre 2010, n. 260 ad un range di concentrazione 0,4-1,0 mm³/L del valore di biovolume medio annuo corrisponde l'intervallo di classe dello Stato Buono.

La tendenza a lungo termine del biovolume ricalca in larga parte quella della clorofilla *a*, con una forte riduzione a partire dai primi anni '90 e la presenza di alcuni valori superiori al limite del range ottimale, come ad esempio nel 2011, quando si è registrata una notevole biomassa di Cloroficee (*Mougeotia* sp.) per un biovolume medio annuo di 1,9 mm³/L. Al contrario, anche nel 2018, come già nel 2016 e nel 2017, ai valori relativamente elevati della concentrazione di clorofilla *a*, non corrispondono sempre valori analoghi di biovolume, che è anzi ulteriormente diminuito da 1,3 a 0,7 mm³/L come valore medio annuo. Questo decremento è stato determinato, anche nel 2018, da una scarsa produzione algale nel periodo tardo invernale e di inizio primavera: in particolare, in febbraio, la media mensile è stata di soli 0,07 mm³/L (valore simile a febbraio 2017) e in marzo, mese solitamente produttivo per il consistente sviluppo delle diatomee, questo valore non ha superato 0,06 mm³/L. Le ragioni di questa scarsa crescita sono, probabilmente, da imputare alle condizioni climatiche che hanno caratterizzato questo periodo dell'anno. Il massimo registrato a maggio (3,0 mm³/L) si spiega con la concomitanza di condizioni ambientali che hanno favorito il forte sviluppo di *Fragilaria crotonensis*, ovvero gli eventi di piovosità con conseguente turbolenza delle acque, uniti ad una temperatura ed un apporto di nutrienti ottimali; mentre la mancanza del secondo picco estivo di diatomee unitamente ad una biomassa minore estiva sembra legato alla fase di eccezionale riscaldamento delle acque del lago durante l'estate, che potrebbe avere portato le alghe a colonizzare strati d'acqua più profondi di quello campionato, o aver favorito la sedimentazione delle diatomee, in relazione alla riduzione di densità dell'acqua.

Per il Lago Maggiore si conferma quindi come le variazioni stagionali del biovolume siano principalmente legate alla successione stagionale delle diatomee, con il consueto picco tardo primaverile che ha visto la presenza simultanea di *Fragilaria crotonensis* e *Asterionella formosa*, specie entrambe presenti negli ultimi anni. Inoltre, è in atto da diversi anni una diminuzione delle cianofite di piccole dimensioni. Uno studio sulle variazioni delle classi di taglia nel fitoplancton del Lago Maggiore ha indicato come l'aumento delle piccole chroococcali coincida con gli anni di minor trofia del lago, quindi una loro riduzione potrebbe indicare una tendenza opposta, ovvero un aumento del livello trofico. Un' conferma in questo senso potrà venire solo dal proseguimento delle indagini sul fitoplancton.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Obiettivo: Biovolume Medio annuo nel range di concentrazione 0,4-1,0 mm³/L per lo Stato Buono. Stato attuale

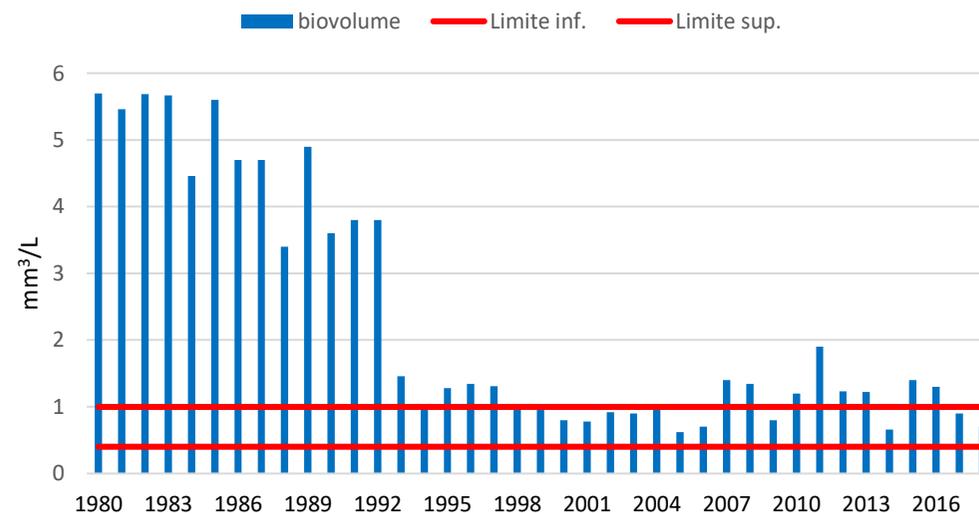
Stato al 2010

0,25 mm³/L 0,4-1 mm³/L 2,4 mm³/L

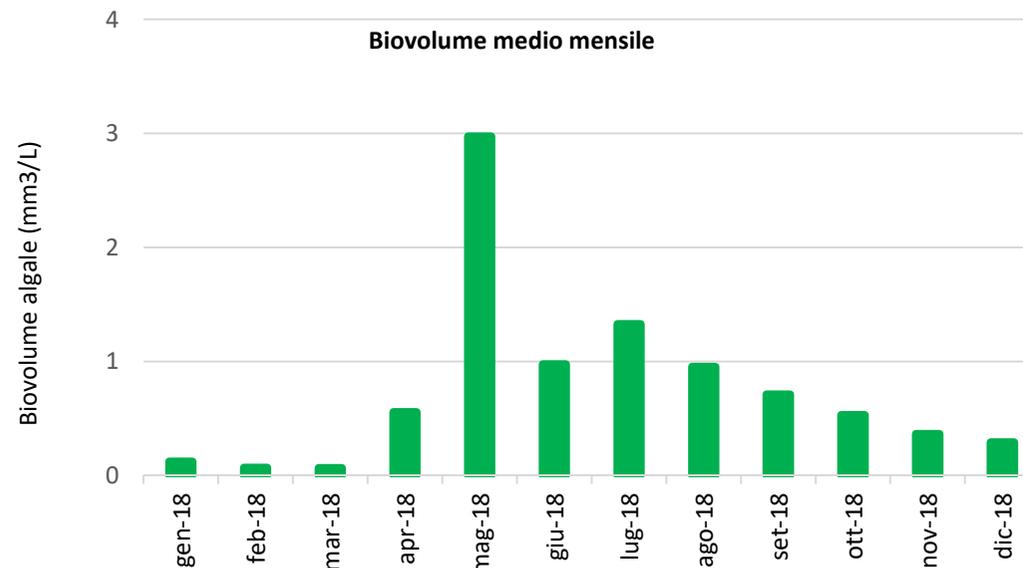
Specie fitoplanctoniche censite durante l'anno

Serie storica del valore medio annuo (in alto) del biovolume e valori medio mensili per l'anno 2018 (in basso)

Biovolume medio annuo



Biovolume medio mensile



L3 6 FITOPLANCTON

Focus PERCENTUALE DI CIANOBATTERI

DESCRITTORI

Determinazione e conteggio del fitoplancton (cianobatteri)

OBIETTIVO

Secondo il D.M 260/2010, lo stato ecologico "Buono" corrisponde ad un biovolume medio annuo di cianobatteri inferiore al 28% del biovolume medio annuo dell'intera comunità fitoplanctonica. Questo limite, specifico per gli invasi dell'ecoregione mediterranea, può però essere assunto indicativamente come un indice di buona qualità ecologica anche per il Lago Maggiore.

STATO E TENDENZA

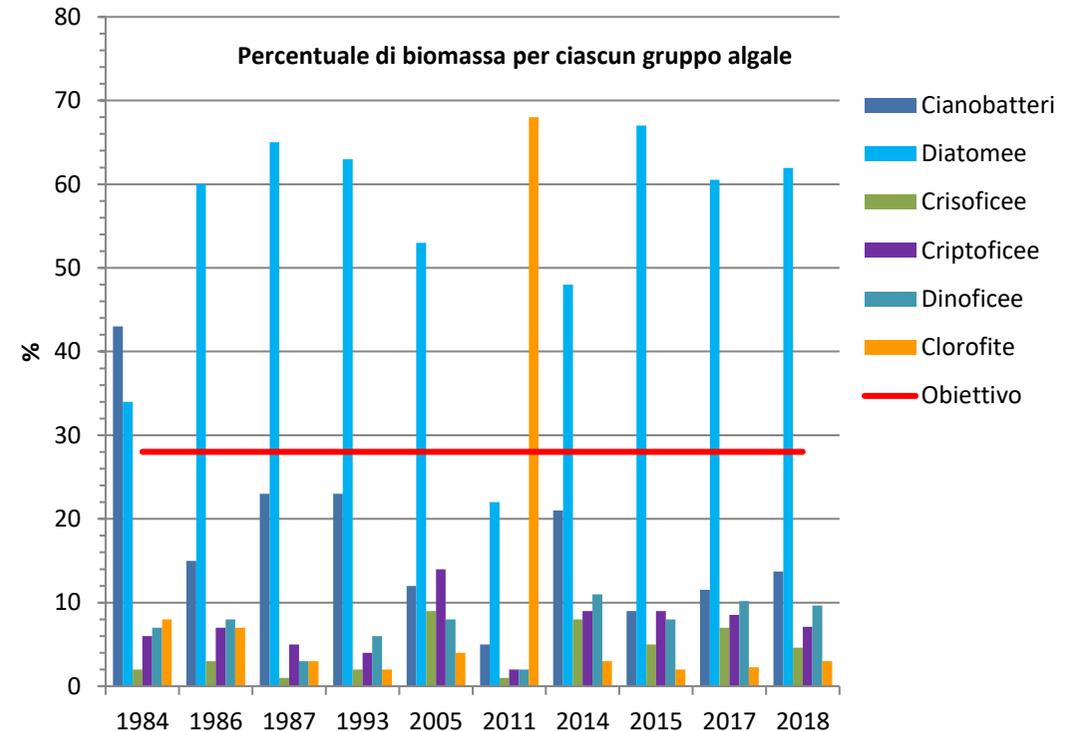
Da diversi anni a questa parte è ormai chiaro come i fattori meteo-climatici giochino un ruolo fondamentale nel controllare la dinamica del plancton nel Lago Maggiore. Anche il 2018 è stato caratterizzato, come i quattro anni precedenti, dalla forte dominanza delle diatomee di grandi dimensioni, in particolare nei mesi primaverili. Il 2018 ha confermato anche che le fioriture fitoplanctoniche non sono più eventi occasionali nel Lago Maggiore, ma si ripetono anno dopo anno, anche se con intensità molto diversa a seconda delle condizioni meteorologiche. Nel 2018, pur essendo l'estate calda e secca, i fenomeni di fioritura di cianobatteri sono stati poco marcati e di conseguenza si sono avuti valori più modesti di clorofilla *a* ad esempio rispetto al 2016 quando le fioriture erano state favorite da una combinazione di fattori meteorologici ed idrologici (temperature elevate e input di nutrienti a seguito di occasionali fenomeni di dilavamento).

La percentuale di cianobatteri si è ridotta dal 43% del 1984 al 15-20% della seconda metà degli anni '80 - inizio anni '90, indicando un netto miglioramento delle condizioni trofiche del Lago Maggiore. Dagli anni 2000 in poi, essa è rimasta stabilmente al di sotto del 28%. Il valore più basso, nel 2011, è legato alla già ricordata notevole biomassa di Clorofitee (*Mougeotia sp.*). Come nel 2017, anche nel 2018 si sono verificate alcune fioriture estive di cianobatteri, tra settembre ed ottobre, con il contributo di numerose specie, tra cui le *Aphanothece clathrata* e *Microcystis aeruginosa*, ma con biovolumi modesti. Il complesso *Plankthorix agardhii/rubescens*, da sempre ben rappresentato nel Lago Maggiore, sembra essere diminuito nel corso degli ultimi anni e nel 2018 ha generato una modesta biomassa nel mese di maggio in corrispondenza del picco delle diatomee.



[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Percentuale di biomassa di ciascun gruppo tassonomico dal 1984 al 2018



Obiettivo: Percentuale di cianobatteri inferiore al 28%



Stato attuale



L3 7 BIOMASSA DELLE POPOLAZIONI ZOOPLANCTONICHE

DESCRITTORI

Rotiferi
Copepodi
Cladoceri

OBIETTIVO

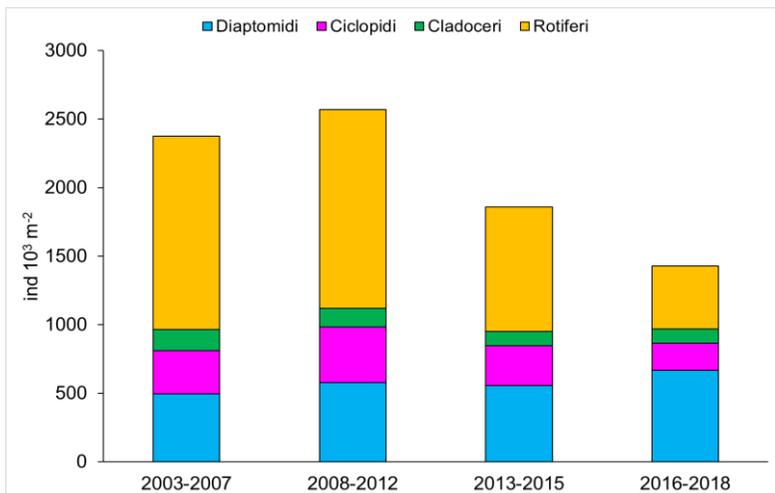
Un valore medio annuo di biomassa di rotiferi superiore al 20% del popolamento zooplanctonico totale corrisponde al valore soglia al di sopra del quale si riscontrano alterate condizioni ambientali.

STATO E TENDENZA

Mediamente nel corso del triennio 2016-2018 è stata riscontrata una riduzione del popolamento zooplanctonico pelagico di rete rispetto al triennio precedente (ca. 20%). In particolare, tale riduzione è stata il risultato della diminuzione sia del popolamento a rotiferi, quasi dimezzato rispetto al periodo 2013-2015, che del popolamento a cladocidi. Permangono stabili mediamente i cladoceri, mentre, in controtendenza i diaptomidi sono risultati in leggero aumento (Fig. 1).

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Fig. 1. Densità di popolazione dei gruppi componenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore nello strato 0-50 m: confronto dei valori medi dei quinquenni 2003-2007 e 2008-2012 e dei trienni 2013-2015 e 2016-2018



Oobiettivo: valore medio annuo di biomassa di rotiferi inferiore al 20% del popolamento zooplanctonico totale

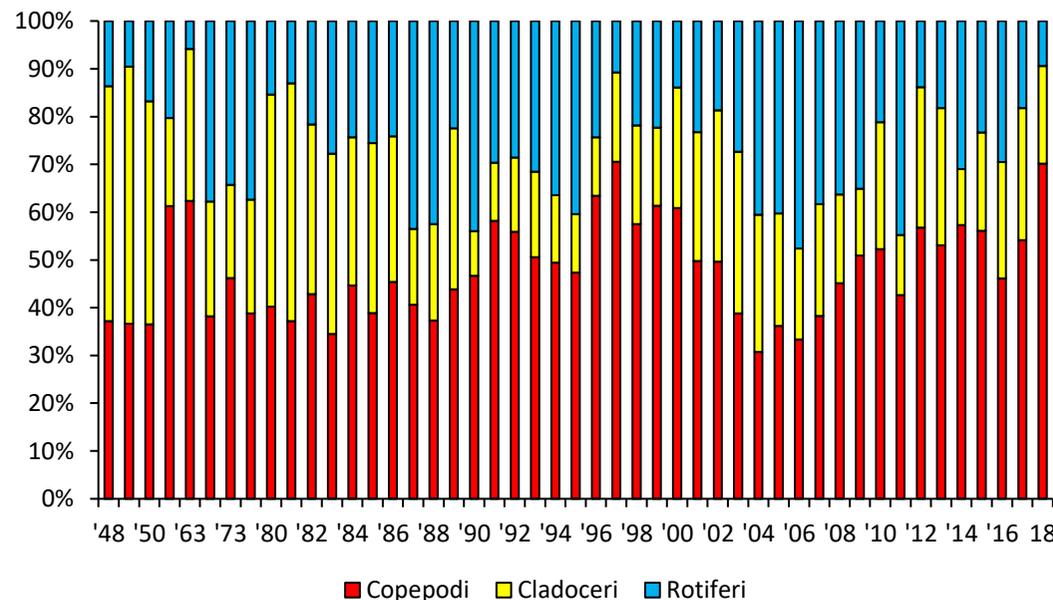
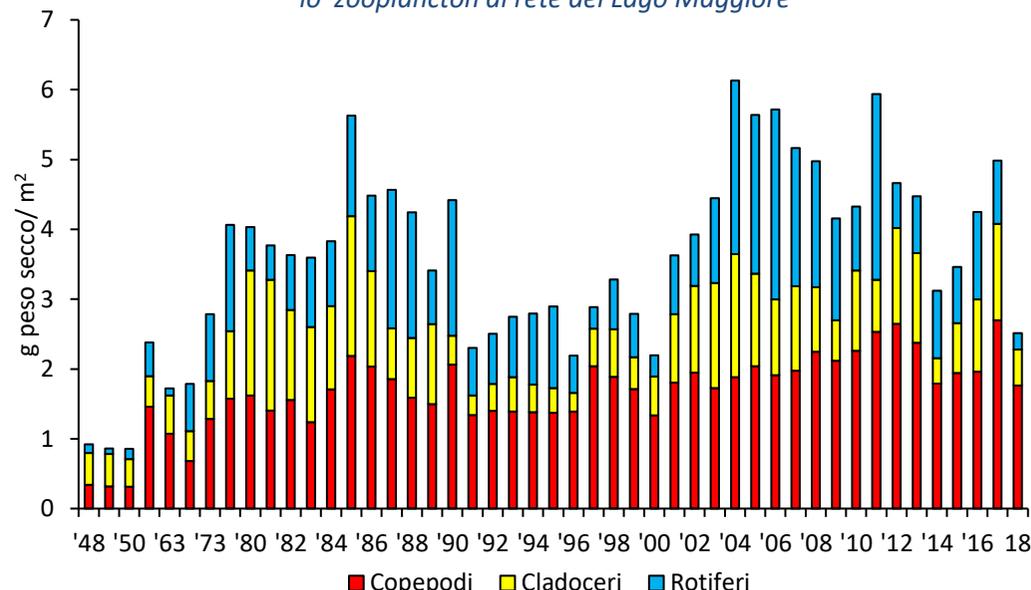
Stato attuale

Stato al 2010



Densità delle popolazioni zooplanctoniche

Variazioni a lungo termine della densità di popolazione media annuale (valore numerico in alto, percentuale in basso) dei tre gruppi di organismi componenti lo zooplancton di rete del Lago Maggiore



L3 8 DIETA E COMPETIZIONE DELLE SPECIE ITTICHE PER LE RISORSE ALIMENTARI

Indicatore di sovrapposizione della nicchia trofica tra le principali specie ittiche autoctone e alloctone

DESCRITTORI

Indice di sovrapposizione della nicchia trofica α

OBIETTIVO

L'indice α può variare tra un valore pari a 0 (nessuna sovrapposizione) e 1 (completa sovrapposizione), mentre $\alpha > 0,8$ può essere considerato indice di un elevato grado di similarità nelle diete e di significativa competizione anche in condizioni di elevata produzione ambientale e disponibilità di risorse alimentari.

STATO E TENDENZA

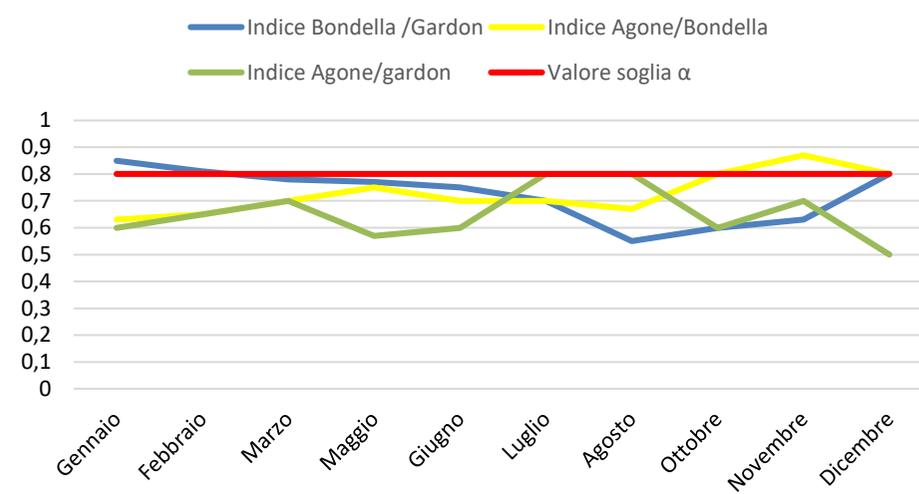
L'indicatore è costruito dall'analisi congiunta delle informazioni relative alla composizione specifica e all'abbondanza numerica delle diverse prede per ogni specie ittica. È descritto sinteticamente dall'indice di sovrapposizione di nicchia (Schoener's index) tra le specie monitorate: il gardon, l'agone e il coregone bondella.

Le tre specie ittiche presentano un grado di sovrapposizione della nicchia trofica piuttosto elevato che, in un contesto ambientale oligotrofo come quello del Lago Maggiore, possono essere ritenuti biologicamente significativi. I valori medi più elevati ($\alpha = 0,73$) si registrano per bondella e agone. Anche tra bondella e gardon i valori medi di alfa sono piuttosto elevati (0,72). Più basso, sebbene non trascurabile, il valore di α per l'agone e il gardon ($\alpha = 0,65$).

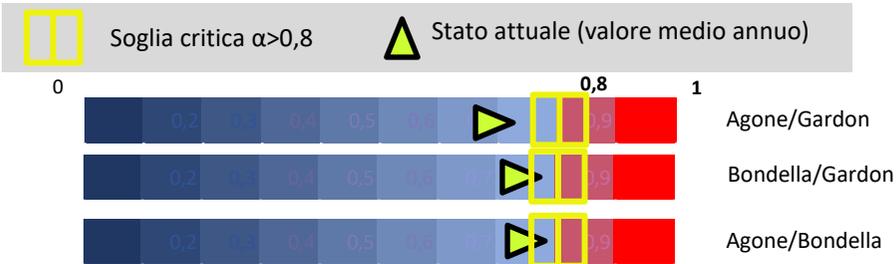
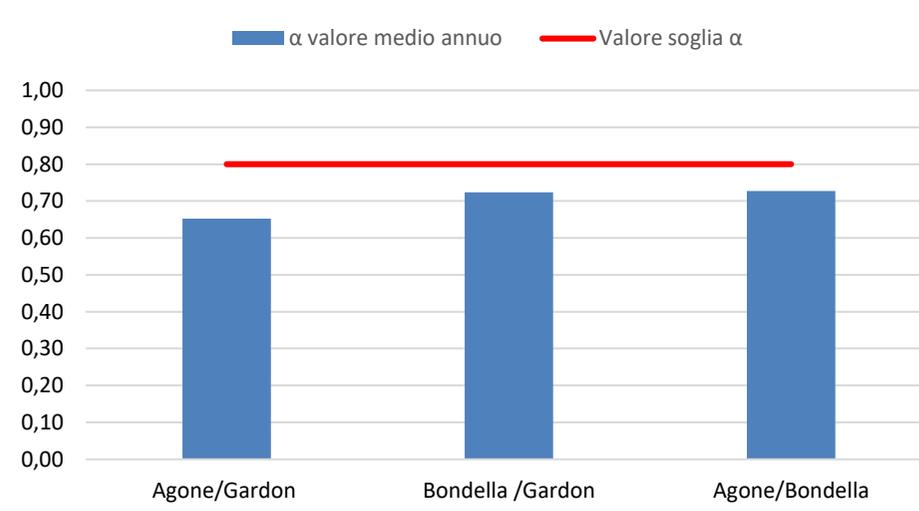
Il grado di sovrapposizione della nicchia trofica varia molto tra le diverse specie e tra le stagioni. Nei mesi tardo autunnali ed invernali, tende a raggiungere i valori più elevati. Ciò non è una novità ma riflette la diminuzione delle risorse disponibili, in primis lo zooplancton. Nei mesi invernali, la produzione lacustre è ridotta e dunque, anche specie più strettamente planctofaghe come il coregone bondella e l'agone sono costrette a sfruttare risorse alimentari più tipiche della zona litorale o sublitorale. Al contrario, nel periodo estivo, in cui la produzione lacustre è particolarmente marcata ed esiste una maggiore segregazione spaziale tra le specie, la sovrapposizione della nicchia trofica tende a diminuire. Queste considerazioni sono particolarmente valide per bondella e gardon, mentre risultano meno significative per l'agone e il gardon i cui valori di α , al contrario, raggiungono i valori più elevati nei mesi estivi, rivelando la tendenza ad assumere la stessa tipologia di prede, in questo caso specifico zooplancton (*Daphnia* spp.). Interessante invece l'andamento dei valori di α per bondella e agone. I valori sono piuttosto elevati tutto l'anno con il massimo raggiunto nel tardo autunno laddove entrambi si alimentano di zooplancton (in questo caso *Bythotrephes longimanus*). La tendenza dell'indicatore sul triennio indica chiaramente un aumento significativo.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Andamento mensile dei valori dell'indice α nel 2018 per ogni associazione delle specie ittiche



Valore medio annuo dell'indice α nel 2018



L3 9 ANTIBIOTICO RESISTENZA NEI BATTERI LACUSTRI

Trend di presenza totale dei geni di resistenza nella comunità batterica del lago

DESCRITTORI

Trend in numero di campioni positivi per la presenza di almeno un gene di resistenza

OBIETTIVO

Riduzione rispetto al triennio precedente del numero di campioni in cui sono presenti e quantificabili geni promotori di antibiotico resistenza.

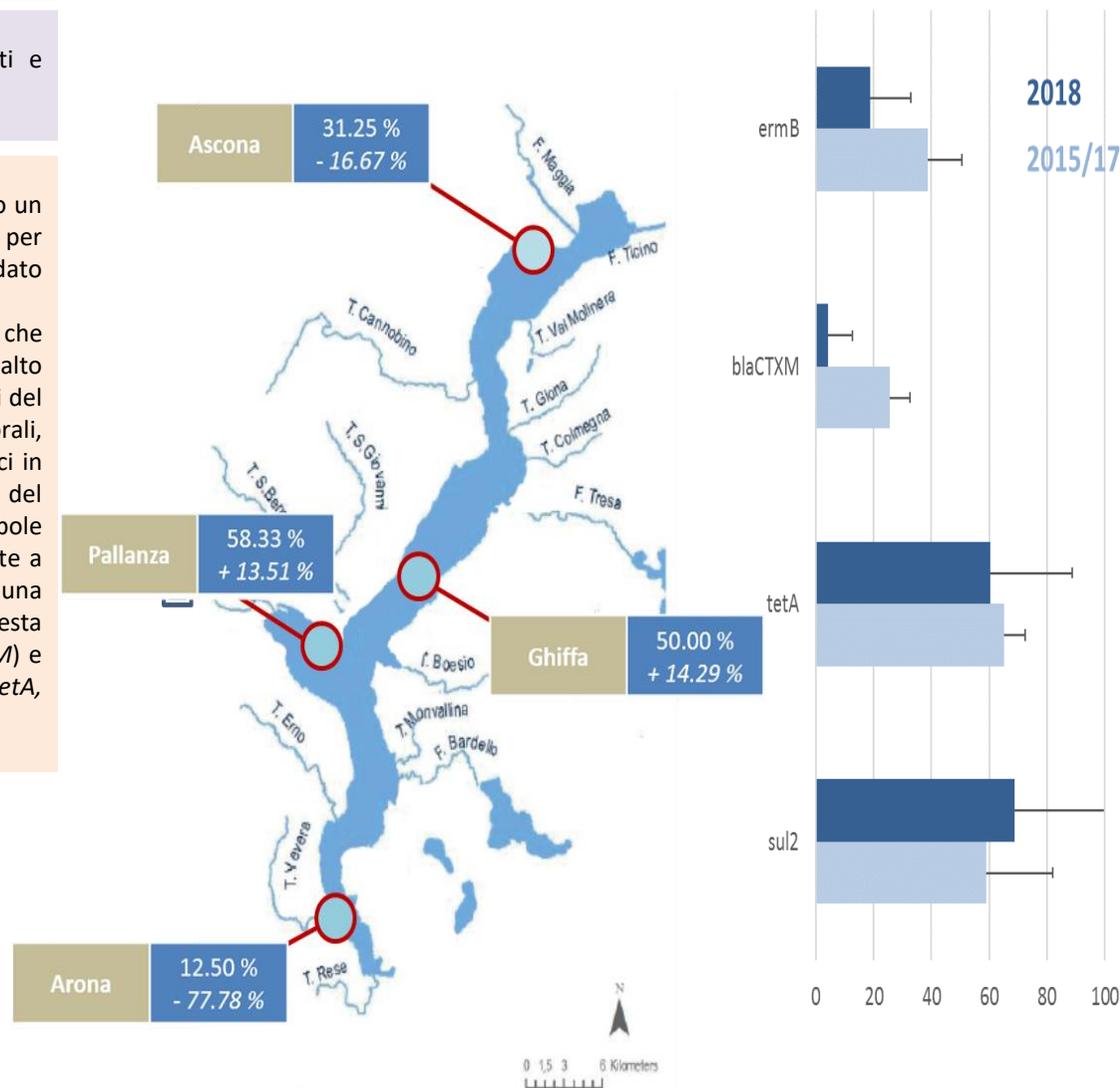
STATO E TENDENZA

I dati relativi al triennio 2013-15 presentavano tra il 61 e l'85% di campioni positivi ad almeno un gene di resistenza, dato che a partire dal 2016 ha visto una costante riduzione che ha portato per il 2017 il numero di campioni positivi al 26.5%. Il dato del 2018 è di nuovo salito al 46.09% dato che è perfettamente in media con il triennio precedente.

Nel 2018 il trend verso una costante riduzione si è arrestato, ed il totale di campioni che presentavano almeno un gene di resistenza quantificabile si è portato al 46.09%, dato più alto rispetto al 2017, ma in linea col triennio 2015/17 che presenta una media di campioni positivi del 47%. Questo dato è sempre influenzato dal costante abbattimento di resistenze nei siti litorali, forse grazie ad una diminuzione di apporti diretti grazie alla riduzione di utilizzo di antibiotici in seguito all'applicazione di "buone pratiche" sia nel settore ospedaliero che veterinario e del trattamento dei reflui sia sulla sponda Piemontese che in Canton Ticino. La riduzione è più debole nei siti pelagici, dove rispetto al 2017 si è notato un aumento delle resistenze, probabilmente a causa dell'effetto di reservoir di resistenza da parte del lago stesso, che tende a mantenere una memoria a lungo termine degli inquinamenti subiti. Il trend dei singoli geni supporta questa ipotesi con quasi totale riduzione di quelli legati ad un forte utilizzo corrente (*ermB*, *blaCTXM*) e un aumento di quelli ormai stabilizzati nel microbioma delle comunità microbiche lacustri (*tetA*, *sul2*).

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Numero di campioni positivi nel 2018 nei diversi siti di campionamento e riduzione (in corsivo) rispetto al triennio 2015-17



Obiettivo: riduzione del numero di campioni positivi del 25, 75, o 100% Triennio 2015-17 Stato attuale



L3 10 CARBONIO ORGANICO TOTALE

Il Carbonio Organico Totale misura il risultato netto del bilancio delle attività biologiche di produzione e consumo della sostanza organica

DESCRITTORI TOC

OBIETTIVO

L'obiettivo associato a questo indicatore è il mantenimento della concentrazione di Carbonio Organico Totale sui valori caratteristici per i laghi profondi meso-oligotrofi, cioè compresi nell'intervallo 0,8 – 1,0 mg/L come valore medio annuo integrato sulla colonna d'acqua. Queste concentrazioni sono quelle rilevate nel Lago Maggiore in anni recenti in seguito al raggiungimento della meso-oligotrofia. Superamenti significativi di questa soglia sono indicatori di introduzione a lago di sostanze organiche alloctone o di scostamento dallo stato meso-oligotrofo.

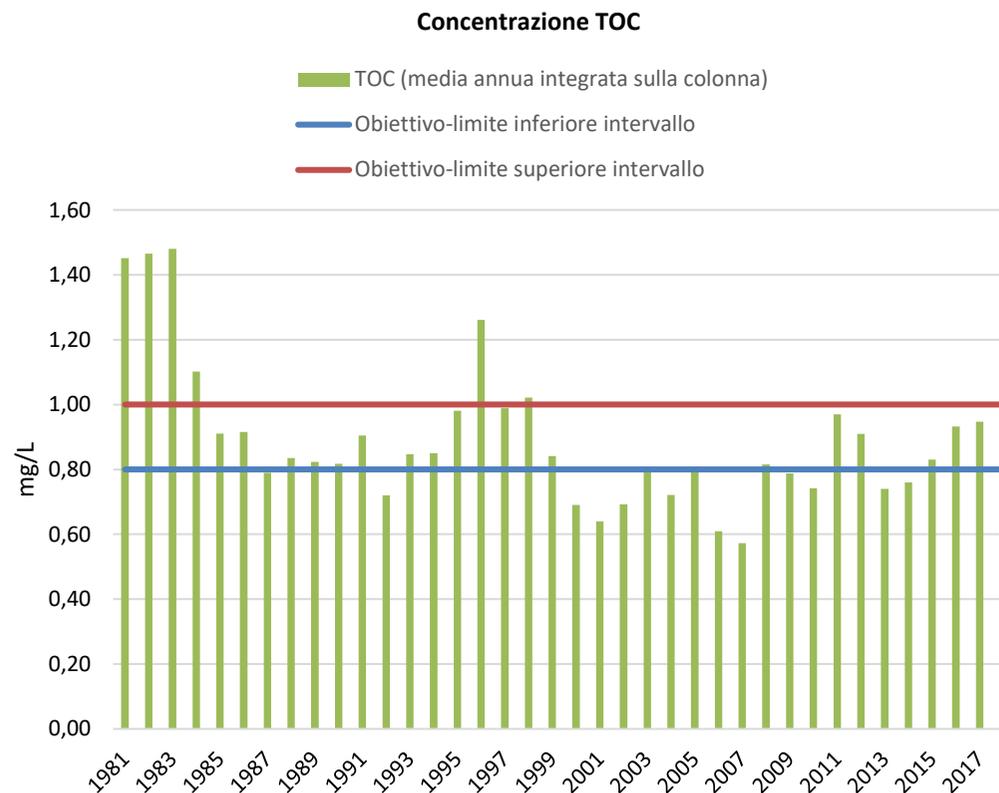
STATO E TENDENZA

Dall'avvio dell'attività di ricerca sistematica promossa dalla CIPAIS, avvenuto all'inizio degli anni '80, nel Lago Maggiore si è avuto un progressivo e significativo decremento della concentrazione del Carbonio Organico Totale (TOC), la concentrazione del quale si è dimezzata in un decennio, passando da valori medi annui di circa 1,5 mg/l a valori intorno a 0,7 mg/l. Questa evoluzione, determinata dal diminuito apporto del carico organico a lago per l'entrata in funzione di numerosi impianti di trattamento delle acque e per l'adozione di misure di controllo dell'eutrofizzazione, è culminata nell'ultimo decennio con il mantenimento di concentrazioni medie di TOC sempre prossime a 0,8 mg/l. Tuttavia nella seria pluriennale sono visibili oscillazioni del valore medio annuo, con incrementi in occasione di anni di più intensa produzione algale e di fioriture di cianobatteri e successive diminuzioni. Tali fluttuazioni, pur rimanendo al di sotto dell'obiettivo-limite superiore, ci indicano l'importanza di continuare a tenere sotto controllo le concentrazioni di TOC in lago.

In particolare, nel 2018 la concentrazione media annua di TOC è stata di 0,849 mg/L ed ha raggiunto il valore più alto in settembre a 0 e 5 m (1,34 mg/L). Tale concentrazione media annua, inferiore rispetto a quella dell'anno precedente, rappresenta una inversione del trend verso l'aumento evidenziatosi dal 2013. Le concentrazioni di TOC presentano, come in passato, i valori più elevati in estate - autunno nello strato fotico. Durante la stratificazione le concentrazioni di TOC dai 100 m ai 350 m sono state di poco inferiori rispetto all'anno precedente.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Andamento delle concentrazioni medie annue di TOC dal 1981 al 2018



Obiettivo
range di valori compresi tra 0,8 e 1 mg/L

Stato attuale
 Stato al 2010



L3 12 CONCENTRAZIONE MEDIA DI FOSFORO E AZOTO

Concentrazione media annua del fosforo e azoto totale nelle acque lacustri

DESCRITTORI

Fosforo
Azoto

OBIETTIVO

L'obiettivo da perseguire, definito dalla CIP AIS, è quello di non superare una concentrazione di fosforo pari a 10 µg /L, indicativa di una condizione di oligotrofia delle acque.

STATO E TENDENZA

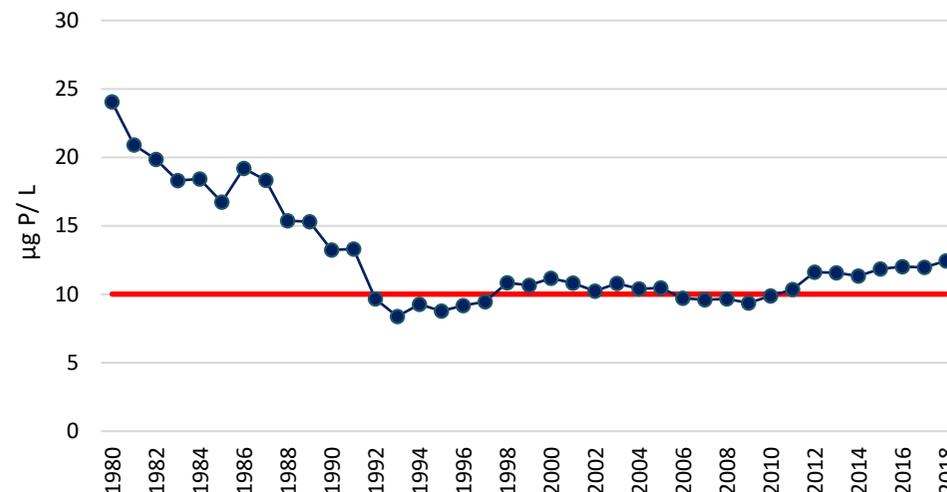
Dall'avvio delle indagini promosse dalla CIP AIS ad oggi il Lago Maggiore è passato da uno stato eutrofo ad uno oligotrofo, grazie ad una serie di interventi per la riduzione degli apporti di nutrienti, in particolare fosforo, dal bacino. La concentrazione media di fosforo totale sulla colonna d'acqua è passata da circa 20-25 µg P/L negli anni '80 a valori attorno a 9-10 µg P/L negli anni 2000. A partire dal 2011 si è osservato un lieve incremento delle concentrazioni, con valori medi annui pari a 11-12 µg P/L nell'ultimo quinquennio. Questa tendenza recente non è da imputare ad un aumento negli apporti dal bacino bensì a fattori meteo-climatici. L'aumento interessa infatti le sole concentrazioni di fosforo in ipolimnio (strato 25-360 m), mentre nelle acque superficiali i valori sono pressoché costanti. L'accumulo di fosforo nelle acque profonde è una conseguenza del mancato rimescolamento delle acque nel periodo tardo-invernale, a sua volta dovuto a condizioni miti e scarsamente ventose.

Il contenuto di azoto totale delle acque è rappresentato per il 90% da azoto nitrico e per la restante parte dalla forma organica. Le deposizioni atmosferiche sono il principale veicolo di azoto alle acque del lago. La concentrazione media annua di azoto totale, dopo aver mostrato un incremento fino ai primi anni 2000, ha evidenziato un trend decrescente a partire dal 2011-12. Questi andamenti dipendono dagli apporti di nitrati a lago dalle acque dei tributari, a loro volta determinati in primo luogo dalle deposizioni di azoto. Queste ultime hanno infatti provocato una condizione di azoto-saturazione dei suoli negli anni '80 e '90, con conseguente aumento dei nitrati nelle acque tributarie e nel lago. Nel periodo recente questa tendenza si è invertita grazie ad una diminuzione delle deposizioni azotate, in particolare della forma nitrica, dovuta alla riduzione delle emissioni in atmosfera di ossidi di azoto. Nel 2018 le concentrazioni medie annue di P totale e N totale sono state pari rispettivamente a 12,4 µP/L e 0,86 mg N/L, confermando rispettivamente la tendenza ad un aumento e ad una diminuzione dei valori. In base alle attuali concentrazioni di P totale, il lago può essere classificato come oligo-mesotrofo. Le concentrazioni di azoto totale si sono riportate su valori molto simili se non inferiori a quelli della prima metà degli anni '80. Il rapporto N/P nel 2018 è risultato pari a 70 (in peso), indicativo di una condizione di limitazione da fosforo. Il rapporto mostra una tendenza alla diminuzione in conseguenza del contemporaneo aumento del P e della diminuzione dell'N totale che si stanno verificando negli ultimi anni.

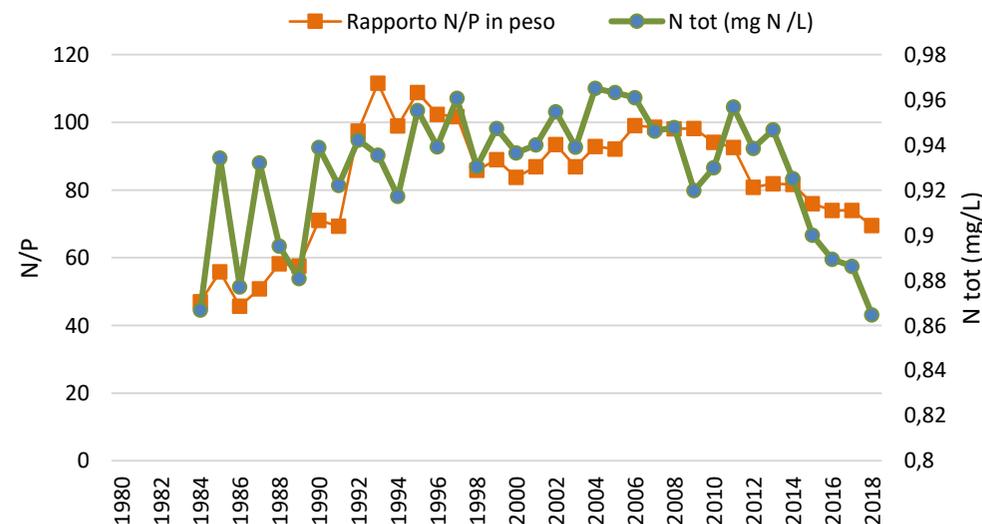
[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Concentrazione media annua di fosforo e azoto totale nelle acque lacustri

Concentrazione media annua del fosforo totale



Concentrazione dell'azoto totale e rapporto N/P in peso



Obiettivo: concentrazioni di P inferiori a 10 µg/L

Stato attuale Stato al 2010



L3 13 CONCENTRAZIONE DELL'OSSIGENO DI FONDO

Andamento della concentrazione dell'ossigeno nelle acque lacustri profonde

DESCRIPTORI

Ossigeno Disciolto di fondo

OBIETTIVO

Valori di concentrazione dell'ossigeno di fondo maggiori di 6 mg O₂/L sono indice del mantenimento di uno stato ottimale di ossigenazione delle acque profonde (obiettivo definito

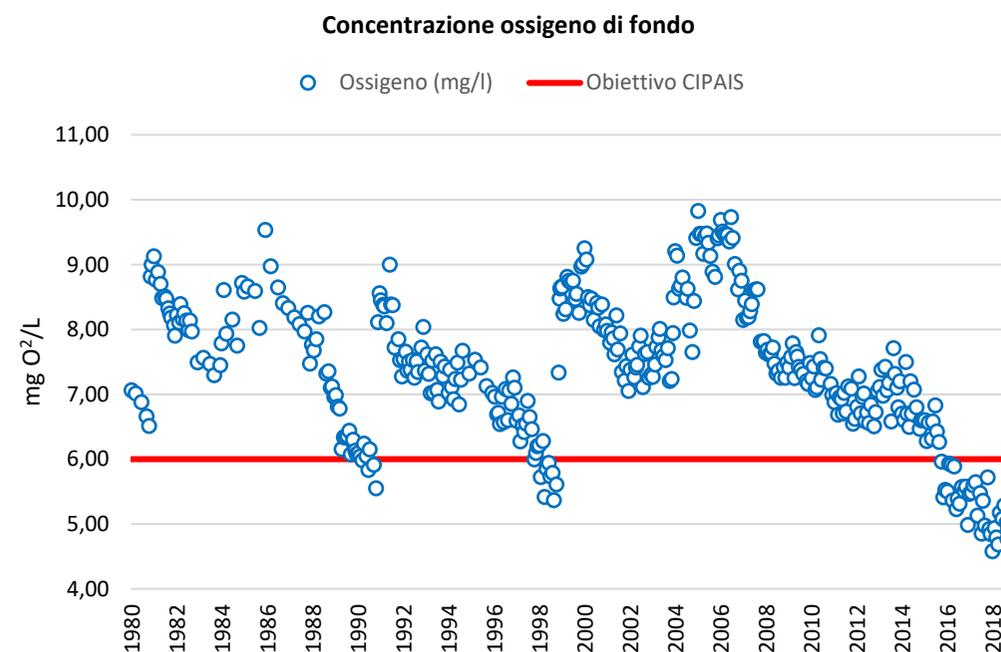
STATO E TENDENZA

Nel Lago Maggiore i valori di ossigeno nello strato al di sotto dei 200 m hanno raggiunto minimi inferiori a 6 mg O₂/L nel 1990 e nel 1998, dopo una sequenza di anni caratterizzati da incompleto rimescolamento verticale. I massimi, tra 9 e 10 mg O₂/L, sono stati rilevati dopo eventi di completa circolazione (1991, 1999, 2005-06), grazie alla riossigenazione dell'intera colonna d'acqua. Nel periodo 2000-10 le concentrazioni si sono mantenute sempre al di sopra dei 7 mg O₂/L, a dimostrazione di una buona ossigenazione delle acque profonde. I dati del periodo recente, in particolare dell'ultimo quinquennio, indicano invece una diminuzione del contenuto di ossigeno nello strato ipolimnico e profondo; in quest'ultimo le concentrazioni a partire dal 2016 sono risultate al di sotto della soglia critica di 6 mg O₂/L in tutti i mesi dell'anno, raggiungendo minimi di 4,6-4,7 mg O₂/L tra aprile e giugno 2018. Questa tendenza è da attribuire al limitato mescolamento verticale delle acque del lago del periodo recente, dovuto alle condizioni meteorologiche, situazione che comporta un progressivo accumulo di nutrienti e un consumo di ossigeno negli strati profondi.

I dati del 2018 hanno confermato la tendenza alla diminuzione. Il valore medio annuo di ossigeno al di sotto dei 200 m nel 2018 è stato infatti pari a 4,99 mg O₂/L (42% di saturazione), che rappresenta il minimo assoluto nella serie storica dei dati.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Andamento dei valori medi ponderati della concentrazione di ossigeno disciolto sul fondo del Lago Maggiore (sotto i 200 m di profondità) - periodo dal 1980 al 2018



Obiettivo: concentrazione di ossigeno disciolto pari o superiore a 6 mg/L



Stato attuale



Stato al 2010



L3 15 TEP (*Transparent Exopolymeric Particles*)

La concentrazione di TEP in lago è il risultato dell'attività fotosintetica algale e dell'eventuale input alloctono

DESCRITTORI

Trend del valore di concentrazione di TEP

OBIETTIVO

L'obiettivo corrisponde al mantenimento della concentrazione di *Transparent Exopolymeric Particles* (TEP), espressa come carbonio, su valori inferiori al massimo raggiunto nel triennio 2013-2015 e pari a 400 µg C/L.

STATO E TENDENZA

I microgel organici costituenti il TEP sono punti caldi dell'attività microbica e possono essere un sito di colonizzazione di batteri e virus. Le proprietà adesive dei polisaccaridi ne fanno un sito di accumulo potenziale di nanoparticelle, metalli pesanti e contaminanti diversi. Tali proprietà, inoltre, rendono il TEP capace di interferire con le attività di pesca ocludendo le maglie delle reti. Occasionali rilevanti concentrazioni di TEP, evidenziate anche dalla presenza di schiume superficiali, avevano costituito motivo di allarme. Nel triennio 2013-2015 si sono acquisiti i dati dell'abbondanza stagionale di TEP, mai prima d'ora misurati nel Lago Maggiore, che sono stati usati come linea di base per definire i limiti di sicurezza del parametro e come premessa indispensabile per la valutazione della sua futura evoluzione nell'ecosistema lacustre.

Nel 2018 la concentrazione media annua di TEP, calcolata sui valori medi ponderati sulla colonna d'acqua sono stati di 283 µg C/L nella zona 0-20 m e di 14 µg C/L nella zona 20-350 m. Mentre la zona più profonda è rimasta entro i limiti di rispetto ed in linea con i valori misurati negli anni precedenti, si vuole sottolineare il notevole incremento del TEP nella zona da 0 a 20m. Tale aumento inizia in agosto e raggiunge il valore massimo in settembre con 1.296 µg C/L, valore che si situa oltre la soglia massima di 1000 µg C/L.

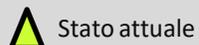


[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

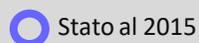


Obiettivo

Concentrazione media annua di TEP < a 400 µg C/L
nello strato 0-20 m



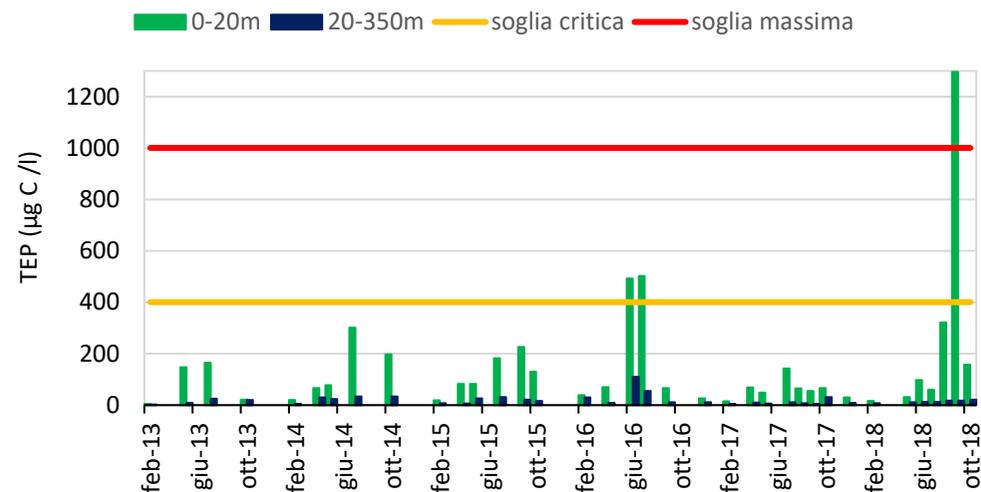
Stato attuale



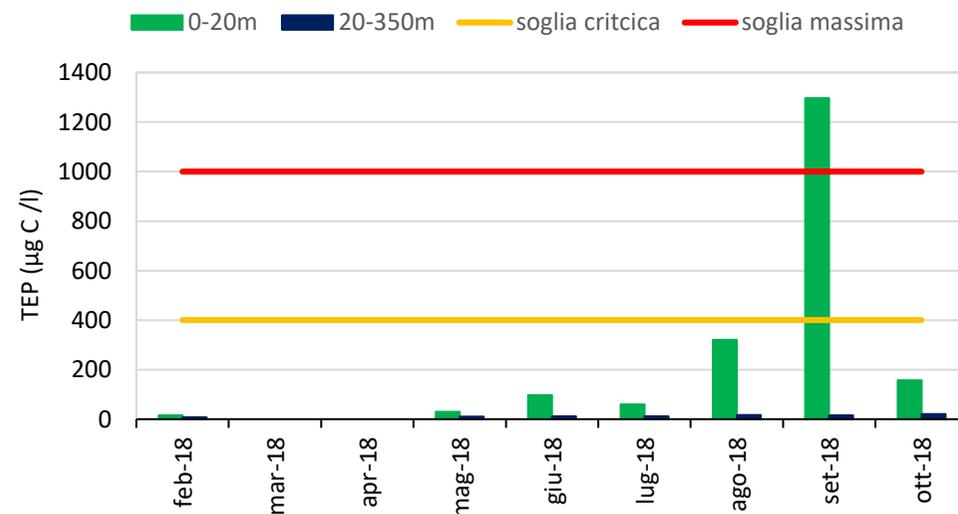
Stato al 2015



Andamento delle concentrazioni di TEP nel periodo 2013-2018



Andamento delle concentrazioni di TEP nel 2018 come valore medio calcolato sulle medie mensili nello strato 0-20 m e 25-350 m





L4 1 CARICO DI FOSFORO E AZOTO TOTALE IN INGRESSO AL LAGO

DESCRITTORI

Carico di Azoto
Carico di Fosforo

OBIETTIVO

Il massimo carico ammissibile di fosforo totale per il Lago Maggiore, secondo i limiti proposti dalla CIP AIS, è di 200 t/anno. Relativamente all'azoto l'obiettivo da perseguire è di contenere gli apporti a lago.

STATO E TENDENZA

La CIP AIS monitora regolarmente i carichi di fosforo e azoto apportati a lago dalle acque tributarie mediante campionamenti ed analisi mensili dei principali tributari del Lago Maggiore.

I carichi totali di P e N a lago nel 2018 sono stati pari a 178 t P/a e 8900 t N/a, rispettivamente.

Dagli andamenti storici dei carichi di fosforo veicolati a lago (somma degli apporti dai tributari e dalla fascia rivierasca) si osserva come, a partire dagli anni '80, si sia verificata una riduzione degli apporti di fosforo (da 400-500 t P/a a valori inferiori a 200 t P/a), che ha avuto come risultato l'oligotrofizzazione delle acque lacustre (indicatore L3 12). Nel triennio 2016-2018 i carichi totali di fosforo sono ulteriormente diminuiti (valore medio: 168 t P/a), mantenendosi stabilmente al di sotto delle 200 t P/a.

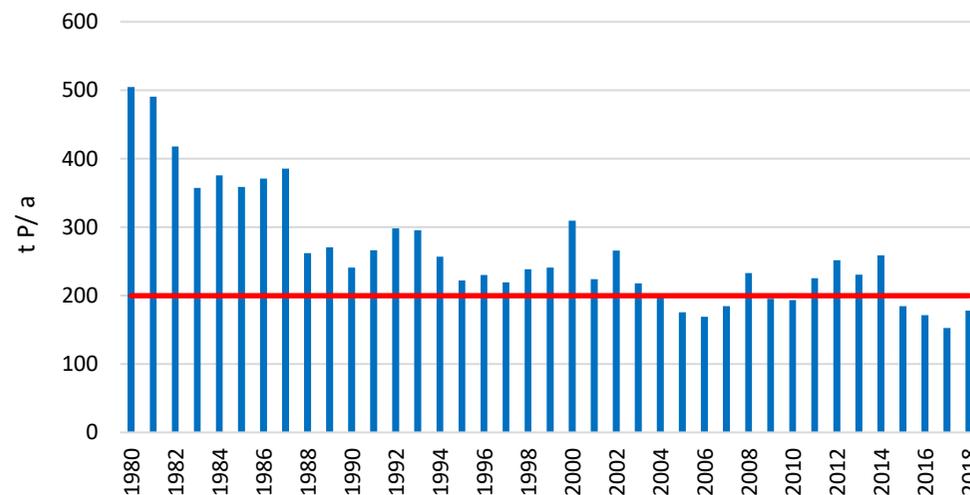
I carichi di azoto (somma degli apporti dai tributari, dalla fascia rivierasca e dalle precipitazioni sullo specchio lacustre) si sono mantenuti abbastanza stabili nel tempo (tra 8000 e 12000 t N/a), con una leggera tendenza alla diminuzione nell'ultimo decennio a causa della riduzione negli apporti atmosferici di azoto. L'elevata variabilità interannuale dei carichi, soprattutto nel caso dell'azoto, è dovuto alle variazioni negli afflussi meteorici e quindi nelle portate.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

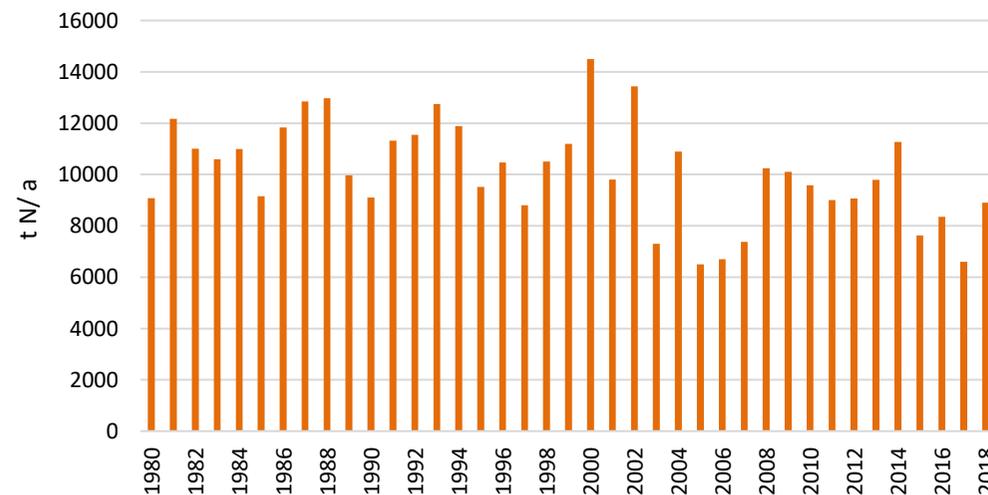
Apporti di nutrienti a lago derivanti dalle acque dei tributari, dalla fascia rivierasca e dalle precipitazioni

Apporti di nutrienti a lago, dal 1980 al 2018: fosforo totale (in alto) e azoto totale (in basso)

Carico di fosforo tot.



Carico di azoto tot.



Obiettivo
massimo carico 200 tP/anno



Stato attuale



Stato al 2010



L4 2 MICROINQUINANTI NELL'ECOSISTEMA LACUSTRE

DESCRITTORE

DDT (DicloroDifenilTricloroetano)

OBIETTIVO

La normativa italiana (Decreto Legislativo 172/2015 che recepisce la Direttiva Europea 2013/39) prevede uno standard di qualità ambientale per la concentrazione del DDx totale (cioè della somma del DDT e dei suoi isomeri e metaboliti) pari a 100 µg/kg p.f. per i pesci con più del 5% di grassi e di 50 µg/kg p.f. per i pesci con valori minori o uguali al 5% di grassi.

STATO E TENDENZA

Il DDT (diclorodifeniltricloroetano) è un insetticida di sintesi, che è stato largamente diffuso nell'ambiente a partire dal 1939, dapprima per combattere la malaria e successivamente in agricoltura.

A causa della sua persistenza nell'ambiente e della sua tendenza ad accumularsi nelle reti trofiche, è stato bandito negli anni '70, ma è stato prodotto a Pieve Vergonte fino al 1997.

Il DDT è poco solubile in acqua e si trova principalmente associato ai sedimenti fini. Nella fig. 1 si osserva la forte variabilità della quantità di DDx presente nei sedimenti del Toce e del Ticino emissario, dovuta essenzialmente alle piogge che dilavano i terreni e alle piene che mobilizzano sedimenti inquinati nel Toce. Nel 2018 le basse concentrazioni si correlano bene con l'assenza di fenomeni meteorologici importanti.

Negli organismi, il DDT si accumula nei tessuti grassi, perciò per confrontare tra loro specie diverse occorre esprimere la concentrazione in proporzione alla massa lipidica (fig. 2). Anche negli organismi si ha una forte variabilità legata alle condizioni metereologiche e alla fisiologia degli organismi, in relazione alle dinamiche stagionali.

L'obiettivo di qualità è riferito alla concentrazione sul peso umido. I valori misurati nei pesci del Lago Maggiore sono mostrati in fig. 3. Per interpretare correttamente la figura, si deve tener conto che generalmente (ma non sempre) gli agoni hanno una percentuale lipidica superiore al 5% e i coregoni inferiore al 5%. Lo standard di qualità ambientale viene superato saltuariamente in entrambe le specie. Nella rappresentazione dello stato attuale si è tenuto conto del valore medio di concentrazione osservato nei pesci, tenendo conto del diverso contenuto lipidico.

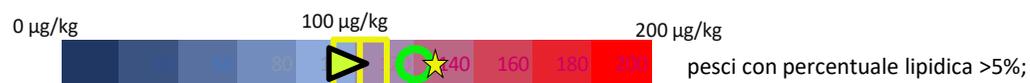
[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Obiettivo: **DDT tot.** <50 µg/kg per pesci con percentuale lipidica ≤5%; <100 µg/kg per pesci con percentuale lipidica >5%

★ Valore massimo di concentrazione osservato

▲ Stato attuale

○ Stato al 2010



Concentrazione di inquinanti organici clorurati nei sedimenti e nel biota del Lago

Fig. 1 – Concentrazione di DDx nei sedimenti del Fiume Toce e Ticino emissario

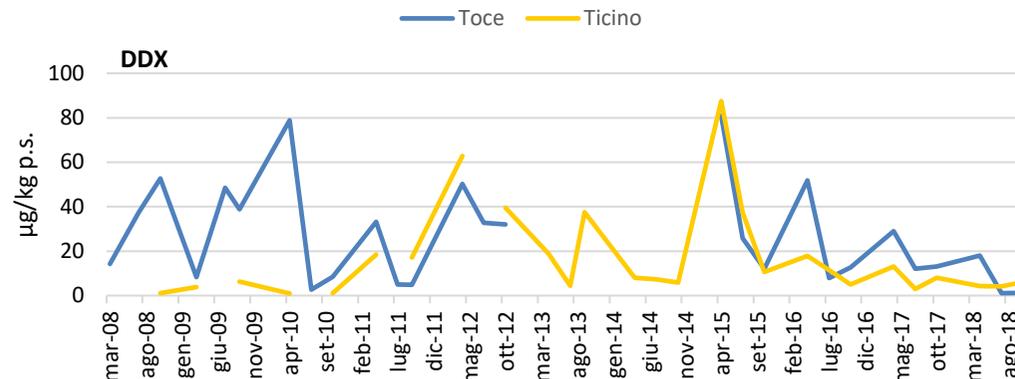


Fig. 2 – Concentrazione di DDx nel biota del Lago Maggiore

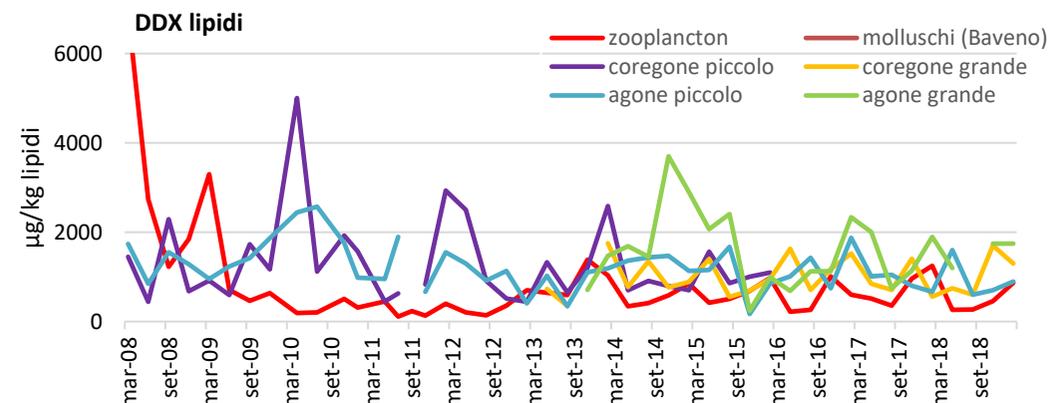
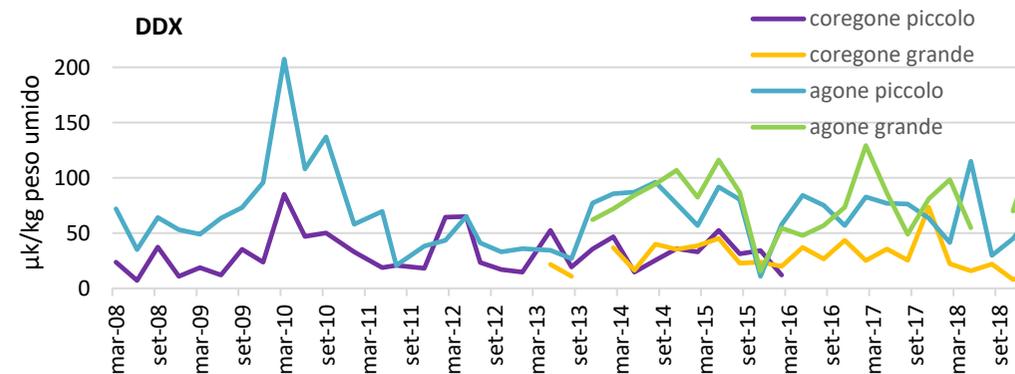


Fig. 3 – Concentrazione di DDx nei pesci del Lago Maggiore



Pannello di Controllo del Lago Maggiore 2018

L4 2 MICROINQUINANTI NELL'ECOSISTEMA LACUSTRE

DESCRITTORE

PCB (PoliCloroBifenili)

OBIETTIVO

Il Decreto Legislativo 172/2015 prevede uno standard di qualità ambientale per la somma di diossine, furani e PCB-diossina simili (PCB-dl) pari 6,5 µg/kg di tossicità equivalente (TEQ). Nel Lago Maggiore vengono misurati solo i PCB-dl.

STATO E TENDENZA

Il policlorobifenili (PCB) sono composti di sintesi molto stabili, non infiammabili, usati in passato come isolanti termici ed elettrici, fluidi per circuiti idraulici e scambio termico, lubrificanti, ritardanti di fiamma, e additivi in vari prodotti chimici. Essi persistono a lungo nell'ambiente e possono accumularsi negli organismi lungo le reti trofiche. Alcuni di questi composti hanno tossicità simile alle diossine e vengono denominati PCB-diossina simili (PCB dioxin-like, PCB-dl).

Nei sedimenti dei tributari, i valori più alti vengono misurati generalmente nel Bardello, nel Boesio e nel Ticino emissario (fig. 1). Negli organismi, i PCB si accumulano nei tessuti grassi, perciò per confrontare tra loro specie diverse occorre esprimere la concentrazione in proporzione alla massa lipidica (fig. 2). Si nota una forte variabilità legata alla variabilità degli apporti, con concentrazioni minori nei molluschi rispetto ai pesci.

La tossicità equivalente (TEQ) dei PCB-dl misurati nei pesci del Lago Maggiore è mostrata in figura 3. Il valore soglia di 6,5 µg/kg non è mai stato superato nel 2018. Lo standard di qualità ambientale è stato superato diverse volte negli anni precedenti per gli agoni e una sola per i coregoni, ma bisogna tener conto che la somma di diossine e furani (non analizzati) e PCB-dl può raggiungere valori maggiori di quanto qui riportato. Per la rappresentazione dello stato dell'indicatore si è considerato il valore medio di concentrazione nell'anno.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Concentrazione di inquinanti organici clorurati

Fig. 1 – Concentrazione di PCB nei sedimenti di alcuni immissari e del Ticino emissario

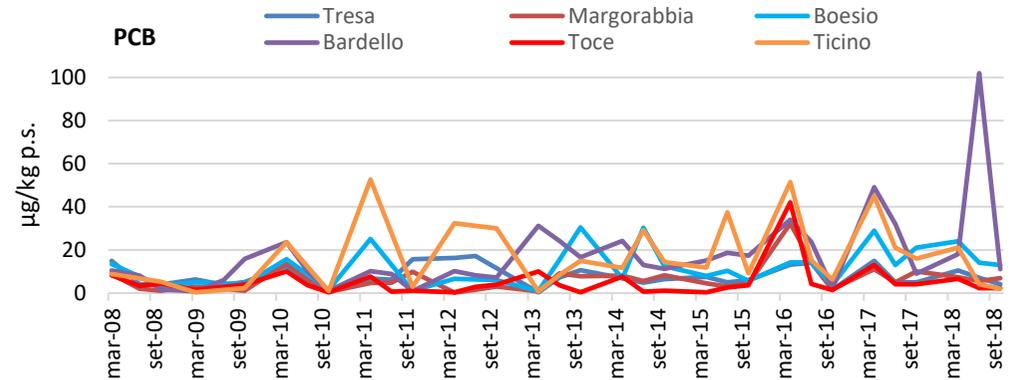


Fig.2– Concentrazione di PCB nel biota del Lago Maggiore

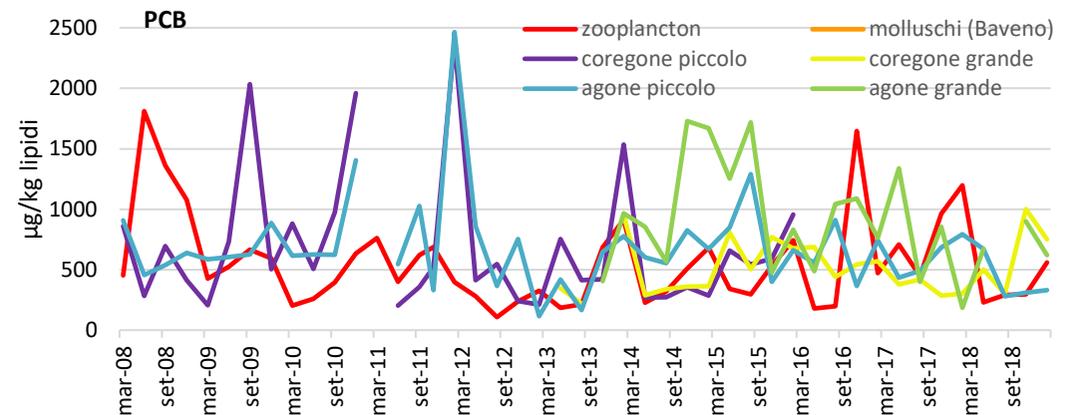
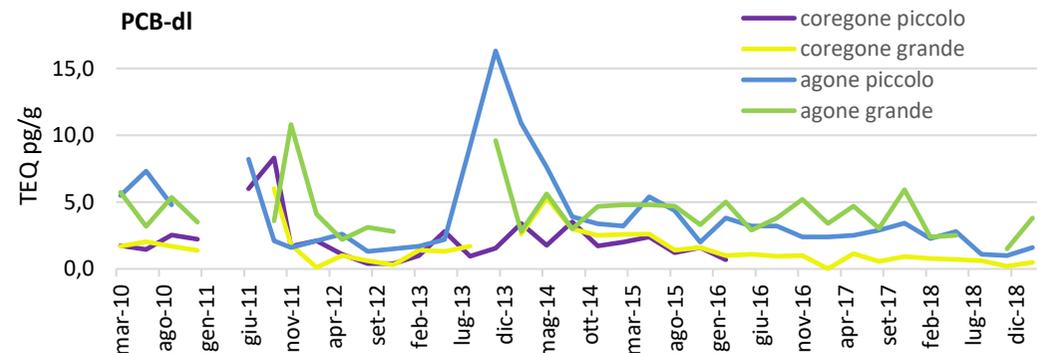


Fig. 3– Valori di tossicità equivalente (TEQ) dei PCB-dl nei pesci del Lago Maggiore



Obiettivo: rispetto dei limiti della normativa Italiana (D.Lgs. 172/2015 – IT PCB-dl+Diossine+furani tot: 6,5 µg/kg p.f. F-TEQ)

Stato attuale

Stato al 2010



L4 2 MICROINQUINANTI NELL'ECOSISTEMA LACUSTRE

Concentrazione di inquinanti organici

DESCRITTORE

IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici)

OBIETTIVO

La normativa italiana (Decreto Legislativo 172/2015) non prevede uno standard di qualità ambientale per gli IPA, ma solo per il benzo[*a*]pirene (5 µg/Kg per il biota), il composto più tossico. Lo standard è riferito ai molluschi ed espresso in funzione del peso umido. Nel caso di *Dreissena polymorpha*, il mollusco utilizzato per le analisi della CIP AIS, il contenuto in acqua è molto variabile e quindi il peso fresco è poco significativo. Per poter costruire serie temporali affidabili, i valori di IPA sono espressi in funzione del contenuto lipidico, e non possono essere usati, se non indicativamente, per valutare se sia superato lo standard di qualità.

STATO E TENDENZA

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono composti derivanti dai prodotti petroliferi e dai prodotti delle combustioni di materiali organici e idrocarburi.

Nei vertebrati, compresi i pesci, gli IPA sono metabolizzati e non vengono accumulati. Perciò nell'ambito della CIP AIS gli IPA sono stati analizzati soltanto nei molluschi (*Dreissena polymorpha*) e nei sedimenti dei tributari (recentemente solo del Tresa) e del Ticino emissario.

Anche gli IPA sono poco solubili in acqua e si trovano principalmente associati ai sedimenti fini. Nella fig. 1 si vede che una certa variabilità interannuale nel Ticino emissario, e valori più stabili nel Tresa (come negli altri immissari in passato), ad eccezione di un picco molto elevato nel Tresa osservato nel 2015.

Nei molluschi (fig. 2), la variabilità interannuale è modesta in tutte le stazioni, ma si è avuto un netto aumento nel 2014 a Luino e poi nel 2015 in tutto il lago. Nel 2016 le concentrazioni sono ritornate ai valori misurati fino al 2013 per poi risalire ancora nel 2017 sia nel Tresa. Il picco di concentrazione nel Ticino emissario nel 2017 potrebbe essere in relazione ritardata con l'apporto del Tresa nel 2015. Nel 2018 le analisi di IPA nei sedimenti non erano previste.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Fig. 1 – Concentrazione di IPA nei sedimenti del Tresa e del Ticino emissario

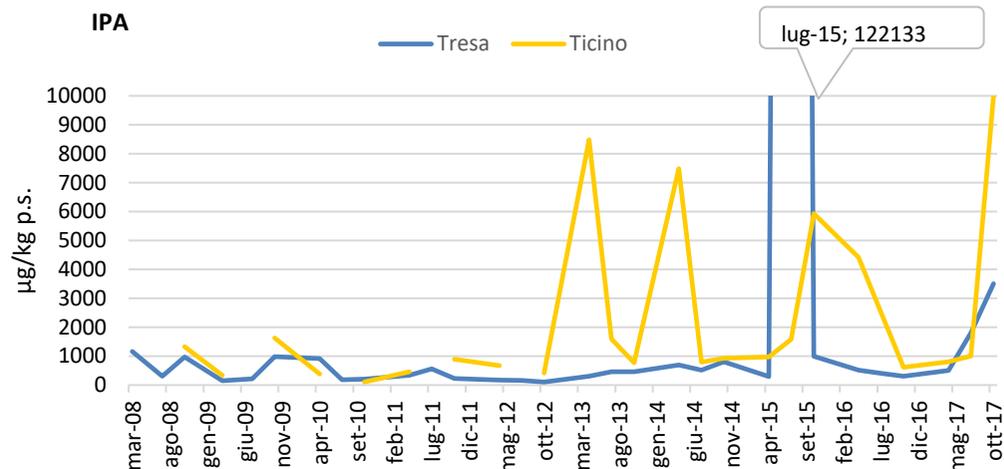
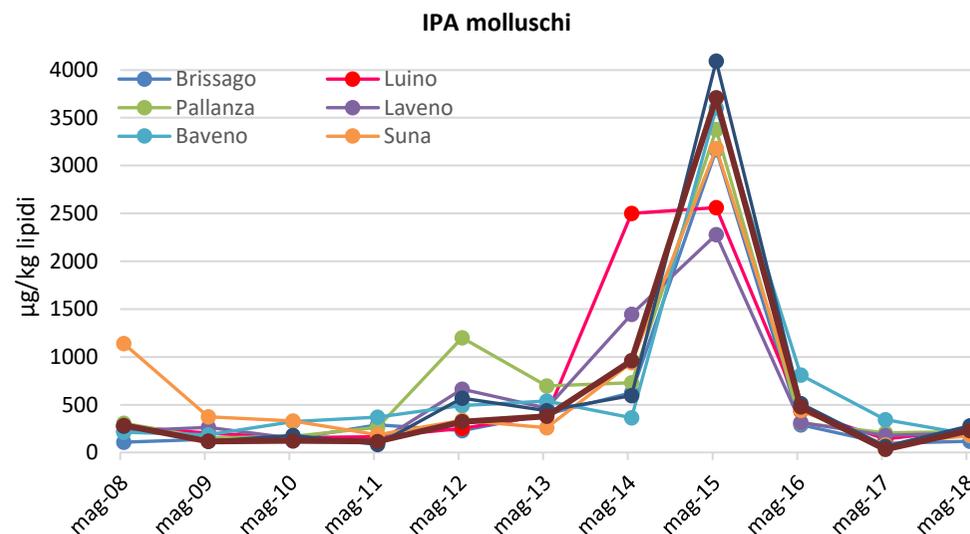


Fig. 2 – Concentrazione di IPA nei molluschi del Lago Maggiore



L4 2 MICROINQUINANTI NELL'ECOSISTEMA LACUSTRE

DESCRITTORE

PBDE (PoliBromoDifenilEteri)
HBCD (Esabromociclododecano)
DBDPE (Decabromodifeniletano)

OBIETTIVO

La normativa italiana (Decreto Legislativo 172/2015 che recepisce la Direttiva Europea 2013/39) prevede per la classe dei PBDE nel biota che la somma delle concentrazioni dei congeneri BDE-28, 47, 99, 100, 153 e 154 non debba superare il limite di 0,0085 µg/Kg p.f.

STATO E TENDENZA

I polibromodifenileteri (PBDE) sono una classe di ritardanti di fiamma alogenati usati come additivi in diversi polimeri organici e presenti, a partire dagli anni '70, in numerosi prodotti commerciali, quali i componenti elettrici ed elettronici (cavi elettrici, plastiche di housing), i materiali isolanti (schiume poliuretatiche), i tessuti (tappezzerie e tendaggi) e negli equipaggiamenti per veicoli. I PBDE sono commercializzati in miscele tecniche prodotte per bromurazione del difeniletere in presenza di un catalizzatore. Tra i possibili congeneri, alcuni penta ed esa-bromurati (BDE-28, 47, 99, 100, 153 e 154) sono ritrovati frequentemente nel sedimento e nel biota insieme al deca-bromurato (BDE-209).

Anche i PBDE sono poco solubili in acqua e si trovano principalmente associati ai sedimenti fini. Nella fig. 1 si vede come nel Bardello e nel Boesio vengano misurati regolarmente concentrazioni significative di questi composti, che si trovano anche nel sedimento del Ticino emissario.

I PBDE si accumulano nei tessuti grassi, perciò per confrontare tra loro specie diverse occorre esprimere la concentrazione in proporzione alla massa lipidica (fig. 2). Si nota come questi composti siano presenti anche nei pesci, con una variabilità interannuale che pare seguire con un breve ritardo la variabilità degli apporti. Le concentrazioni nei molluschi, misurate negli ultimi anni in otto stazioni, di cui una sola è riportata in fig. 2, espresse in funzione del contenuto lipidico, sono più elevate rispetto ai pesci.

Nelle specie ittiche la somma delle concentrazioni dei congeneri BDE-28, 47, 99, 100, 153 e 154 supera sempre il limite di 0,0085 µg/Kg p.f. (fig. 3), con valori di concentrazioni anche 200 volte superiori al limite (nel 2016 il valore medio di concentrazione calcolato è 5,12 µg/Kg p.f.).

Il DBDPE, utilizzato come possibile sostituto del BDE-2009, non è mai stato riscontrato nei campioni ittici (LOQ = 10 µg/Kg p.f.), probabilmente a causa del suo scarso uso nel bacino imbrifero considerato.

Per quanto concerne l'HBCD, utilizzato per la produzione del polistirene espanso in edilizia (Regolamento UE 2016/293), le concentrazioni sono risultate molto ridotte (< 7 µg/Kg p.f.) e rispettano la Direttiva 2013/39/UE sulla buona qualità idrica dei corpi idrici per il biota (167 µg/Kg p.f., recepita in Italia con il D.Lgs. n. 172/2015).

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Concentrazione di inquinanti organici persistenti: i ritardanti di fiamma

Fig. 1 – Concentrazione di PBDE nei sedimenti di alcuni immissari e del Ticino emissario

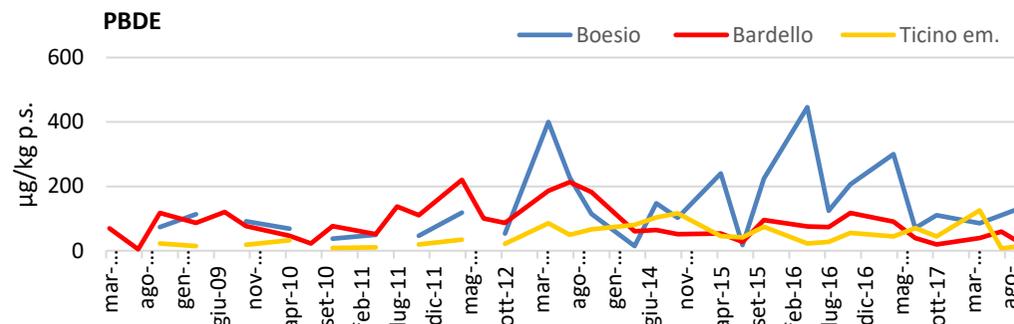


Fig. 2 – Concentrazione di PBDE nel biota del Lago Maggiore

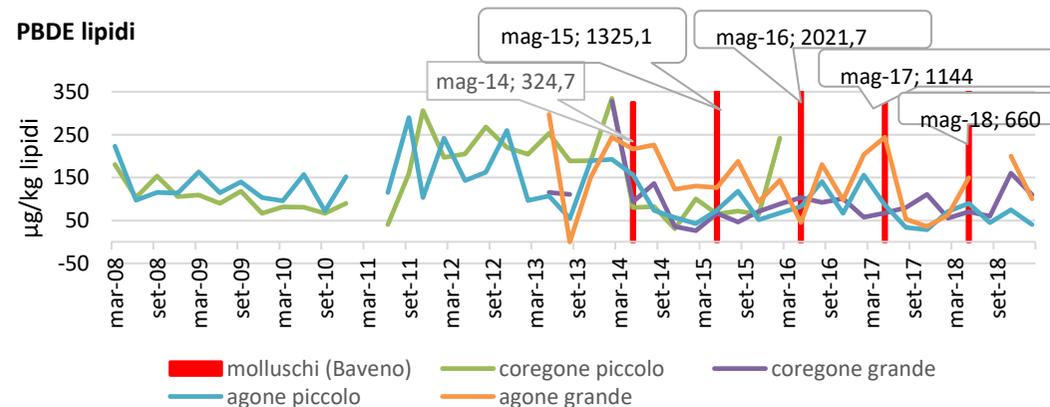
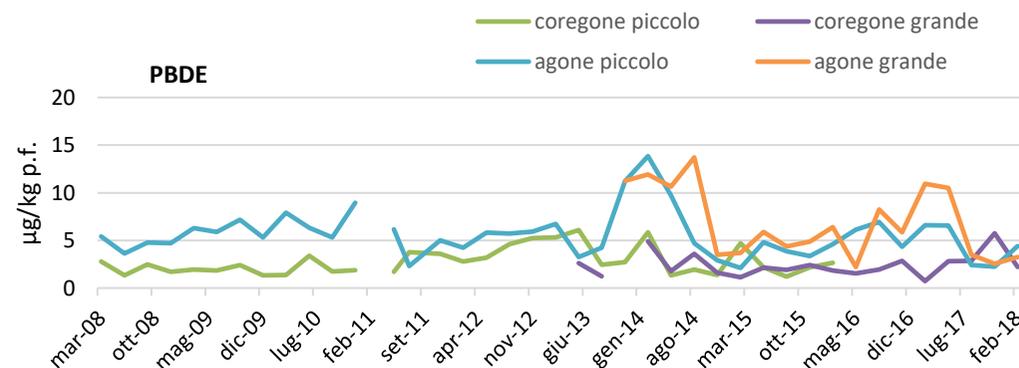


Fig. 3 – Somma delle concentrazioni dei PBDE 28, 47, 99, 100, 153 e 154 nei pesci



L4 2 MICROINQUINANTI NELL'ECOSISTEMA LACUSTRE

Concentrazione di metalli potenzialmente tossici

DESCRITTORE

Mercurio

OBIETTIVO

La normativa italiana (Decreto Legislativo 172/2015 che recepisce la Direttiva Europea 2013/39) indica il mercurio come una sostanza pericolosa prioritaria e prevede uno standard di qualità ambientale per l'acqua di 0,07 µg/L come concentrazione massima ammissibile e per il biota di 20 µg/kg riferito al peso fresco nei pesci.

STATO E TENDENZA

Il mercurio è un elemento della crosta terrestre, presente naturalmente nell'ambiente. Tuttavia la sua concentrazione nel Lago Maggiore è più elevata del valore di fondo naturale a causa dell'uso di questo elemento per le attività minerarie (già a partire dall'epoca romana) e industriali, come la produzione del feltro per i cappelli (a partire dal XIX secolo) e nelle celle a mercurio per la produzione di cloro e soda nello stabilimento di Pieve Vergonte (a partire dagli anni 1940). Il mercurio può raggiungere gli ecosistemi anche per via aerea, per la precipitazione di particelle di aerosol.

Le concentrazioni di mercurio analizzate nei sedimenti degli immissari (fig. 1) mostrano che i valori nel Toce sono generalmente più elevati e presentano una variabilità stagionale e inter annuale legata agli eventi idrologici, che possono provocare la mobilizzazione di sedimento fluviale contaminato. Alcuni picchi di concentrazione del Toce si ripetono nel Ticino emissario con un anno di ritardo. Per quanto riguarda il biota (fig. 2), i valori sono espressi in funzione del peso fresco per i pesci, per poter essere confrontati con lo standard di qualità ambientale, e del peso secco per i molluschi e lo zooplancton, per ridurre la variabilità dovuta al contenuto d'acqua.

Le concentrazioni di mercurio nelle due specie di pesce analizzate sono sempre superiori allo standard di qualità. Nella rappresentazione dello stato dell'indicatore è stato considerato il valore medio annuale di concentrazione nei pesci.

[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Fig. 1 – Concentrazione di mercurio nei sedimenti dei tributari e Ticino emissario

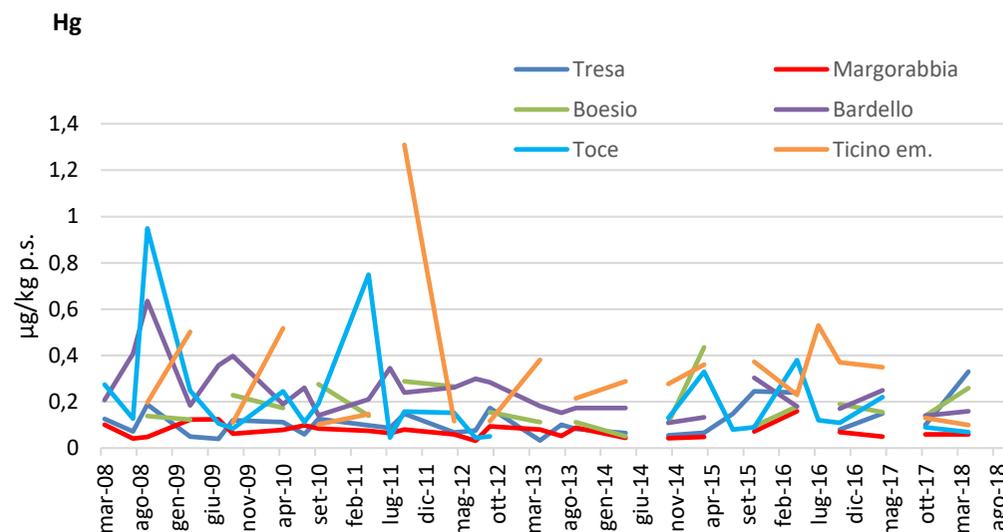
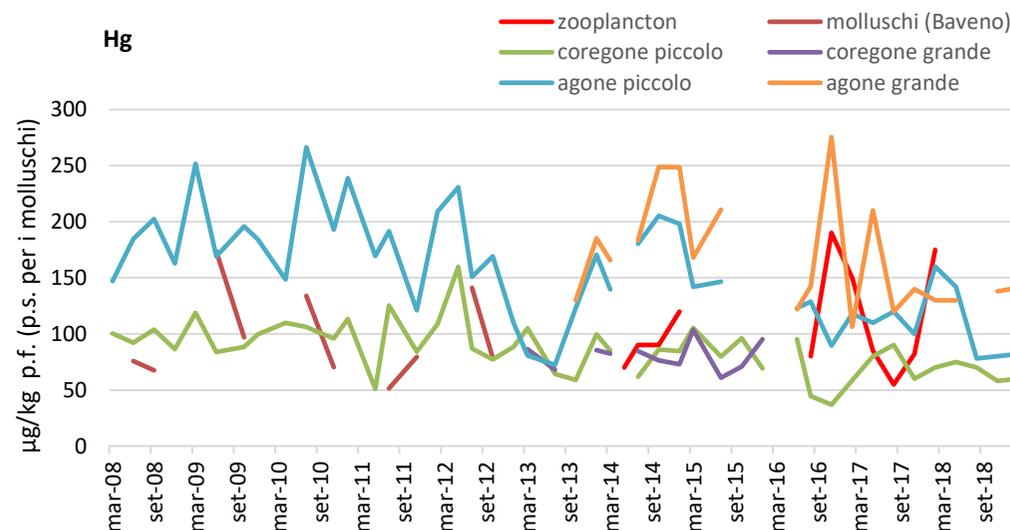


Fig. 2 – Concentrazione di mercurio in *Dreissena polymorpha* (molluschi), nello zooplancton e in due specie di pesci del Lago Maggiore



Obiettivo: rispetto dei limiti della normativa Italiana (D.Lgs. 172/2015 – IT Mercurio e composti: <20 µg/kg p.f (pesci))

Stato attuale

Stato al 2010



L4 2 MICROINQUINANTI NELL'ECOSISTEMA LACUSTRE

DESCRITTORE

Carote di sedimento di DDT, PCB e Mercurio

STATO E TENDENZA

Il grafico a lato (fig. 1) riporta un profilo di DDx (che comprende le due forme di DDT e i suoi metaboliti) in una carota di sedimento del Lago Maggiore. I sedimenti più profondi sono anche più antichi e questo profilo permette di ricostruire l'intera storia dell'inquinamento del Lago Maggiore che rispecchia fedelmente la storia della produzione e dell'uso di questo insetticida, che inizia negli anni 1940 e vede il suo massimo negli anni 1960-70.

La figura 2 riporta il profilo di PCB. Come già detto per il DDT, i sedimenti più profondi sono anche più antichi. I valori massimi sono riferibili agli anni 1960, ma vi è una presenza significativa anche negli anni recenti, che indica la presenza di sorgenti ancora attive, legate alla grande quantità di questi composti ancora presenti nel bacino imbrifero.

Nel profilo di mercurio in una carota di sedimento del Lago Maggiore (fig. 3) l'elemento è presente anche nei sedimenti più profondi e quindi più antichi. Il valore di fondo, precedente all'industrializzazione degli ultimi due secoli, è stato valutato pari a 0,044 mg/kg di peso secco. A partire dagli anni 1980 si è avuta una forte riduzione delle concentrazioni.



[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Concentrazione di inquinanti organici e metalli potenzialmente tossici nelle carote di sedimento del Lago Maggiore

Fig. 1 – Profilo di DDx in una carota di sedimento del Lago Maggiore, in ng/g in peso secco

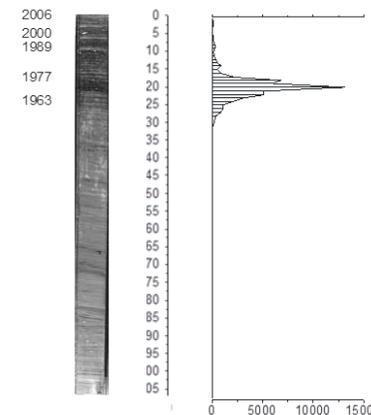


Fig. 2 – Profilo di PCB in una carota di sedimento del Lago Maggiore, in ng/g di peso secco

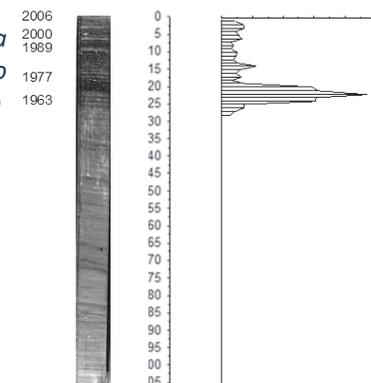
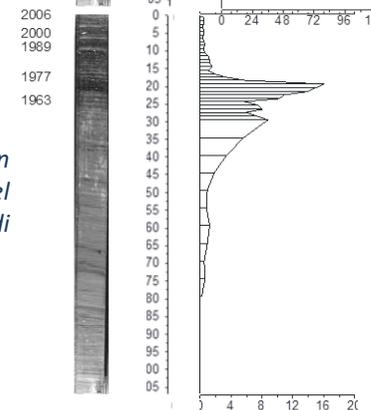


Fig. 3 – Profilo di mercurio in una carota di sedimento del Lago Maggiore, in mg/kg di peso secco



B1 1 USO DEL SUOLO E URBANIZZAZIONE

Ultimo aggiornamento: 2012

Caratterizzazione delle zone urbane ricadenti all'interno dei bacini idrografici dei laghi

DESCRITTORI

CATEGORIE USO DEL SUOLO LIVELLO 2 (CORINE LAND COVER 2012)

OBIETTIVO

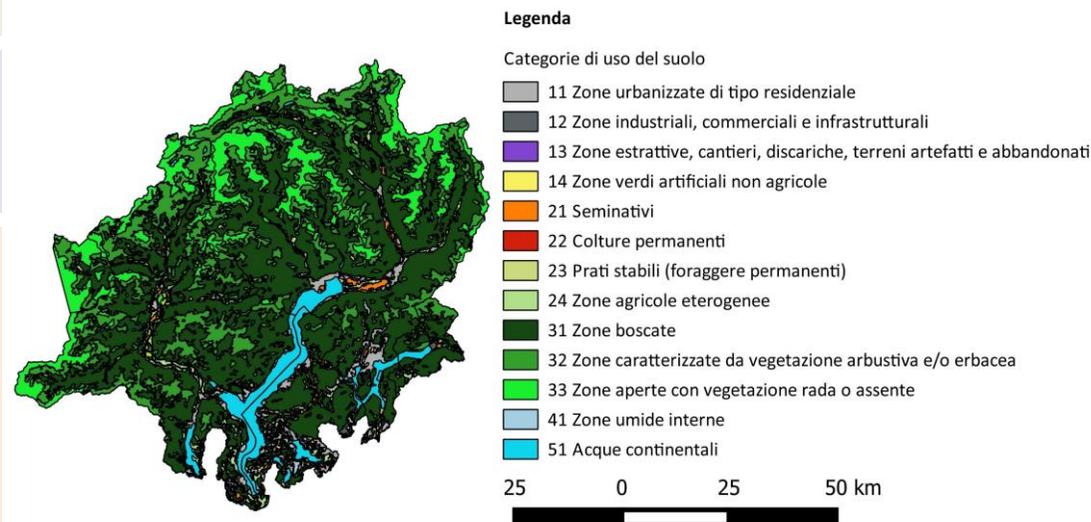
L'uso del suolo (Land Use) è un riflesso delle interazioni tra l'uomo e la copertura del suolo e costituisce quindi una descrizione di come il suolo venga impiegato in attività antropiche. Questo indicatore consente di valutare nel tempo le trasformazioni che avvengono sul territorio a livello di bacino.

STATO E TENDENZA

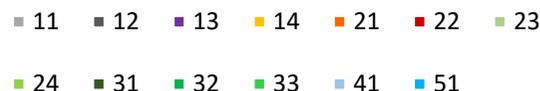
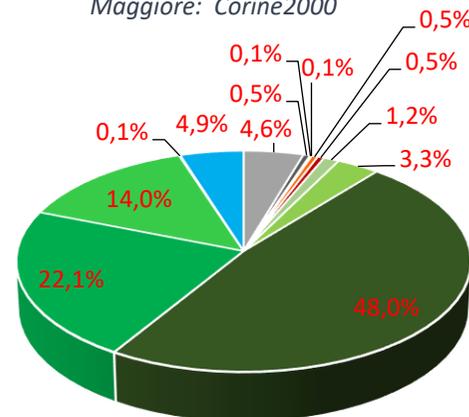
La direttiva 2007/2/CE definisce l'uso del suolo come una classificazione del territorio in base alla dimensione funzionale o alla destinazione socioeconomica presenti e programmate per il futuro (ad esempio: residenziale, industriale, commerciale, agricolo, silvicolo, ricreativo). Un cambio di uso del suolo potrebbe non avere alcun effetto sullo stato reale del suolo, che potrebbe mantenere intatte le sue funzioni e le sue capacità di fornire servizi ecosistemici. La stessa direttiva definisce copertura del suolo (Land Cover) la copertura biofisica della superficie terrestre, comprese le superfici artificiali, le zone agricole, i boschi e le foreste, le aree seminaturali, le zone umide, i corpi idrici. Il consumo di suolo è, invece definito come una variazione da una copertura non artificiale (suolo non consumato) a una copertura artificiale del suolo (suolo consumato). I dati Corine Land Cover hanno una risoluzione decisamente non adeguata per una stima accurata del fenomeno del consumo di suolo dovuto all'urbanizzazione, considerando solo i cambiamenti di copertura del suolo di almeno 5 ettari. Per questo motivo i dati qui rappresentati sono diversi da quelli contenuti nel rapporto pubblicato da ISPRA per il suolo italiano.

Il bacino del Lago Maggiore ricade per il 49% in territorio italiano e per il 51% in quello svizzero; la tipologia di copertura del suolo prevalente è rappresentata dalle zone boscate (circa il 50%), seguono le zone a vegetazione arbustiva o erbacea, quelle aperte con vegetazione rada o assente e le acque continentali. Con percentuali inferiori al 5% si trovano le aree urbanizzate, le zone agricole ed i prati. Le tre tipologie principali a livello di bacino sono le stesse che prevalgono, anche nei territori piemontese e svizzero; quest'ultimo risulta inoltre la porzione meno antropizzata dell'intero bacino. In Lombardia, invece, alle zone boscate seguono le tipologie rappresentate dalle acque continentali e dalle zone urbanizzate di tipo residenziale. L'analisi dell'evoluzione degli usi del suolo a livello di bacino mostra differenze più marcate nella riduzione delle aree a colture permanenti dello 0,49% (classe 22, presente solo in Svizzera) e per le zone boscate (classe 31, 0,47%), mentre nel 2012 aumentano le aree destinate ai seminativi (classe 22, 0,40%) e le zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea (classe 32, 0,36%).

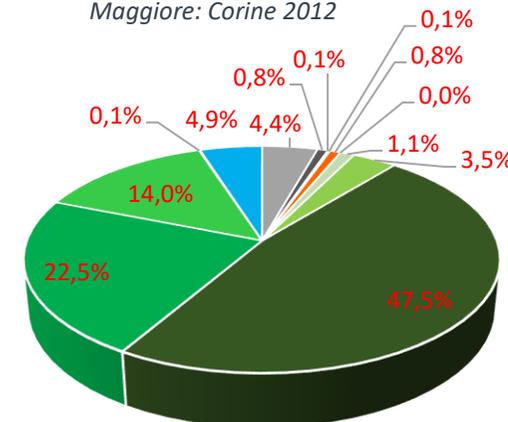
Per maggiori dettagli [Clicca Qui](#).



Uso del suolo nel bacino del Lago Maggiore: Corine2000



Uso del suolo nel bacino del Lago Maggiore: Corine 2012





B1 2 PERCORRIBILITA' FLUVIALE DELLE SPECIE ITTICHE

Ultimo aggiornamento: 2012

DESCRITTORI

Percorribilità dalla foce

OBIETTIVO

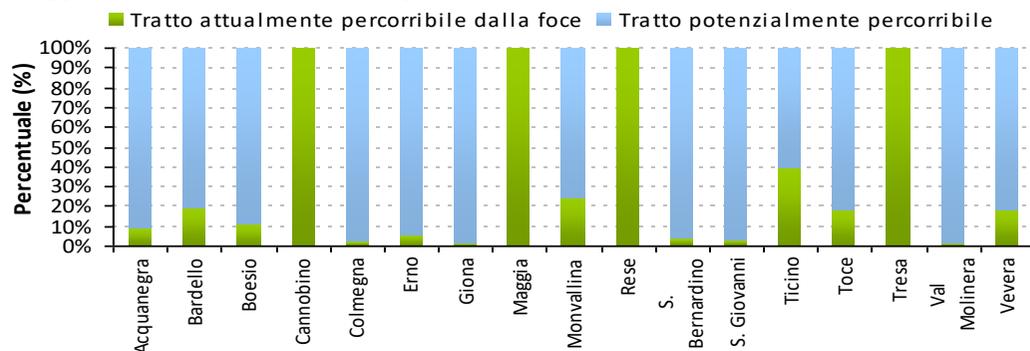
Il parametro in esame non è oggetto di un obiettivo specifico, ma al fine di migliorare lo stato di conservazione delle popolazioni ittiche nel territorio di interesse, è auspicabile considerare quale obiettivo quello di incrementare la lunghezza dei tratti percorribili dalla fauna ittica, attraverso la realizzazione di interventi di deframmentazione del corridoio ecologico fluviale.

STATO E TENDENZA

La percorribilità fluviale dei principali immissari del Lago Maggiore risulta nel complesso piuttosto compromessa. Tra i corsi d'acqua censiti al 2010, l'unico pienamente percorribile per l'intera asta fluviale era il Torrente Rese, tributario in sponda piemontese, attualmente con la realizzazione e l'attivazione della scala di risalita per pesci in corrispondenza della diga di Creva, anche il corridoio ecologico fluviale del Tresa risulta funzionale per i movimenti della fauna ittica. La piena percorribilità si riscontra inoltre nel Fiume Maggia e nel Torrente Cannobino, percorribili fino alla prima invalicabilità naturale, la cui collocazione corrisponde rispettivamente all'11% e al 14% dell'intero corso idrico. Tra i restanti tributari censiti, la situazione migliore si riscontra nel Ticino immissario, pienamente percorribile dalla foce per oltre 35 km, corrispondenti a quasi il 40% dell'intero tratto prelacuale; ad esso seguono il T. Monvallina, che presenta la sua prima invalicabilità parziale a circa 1,5 km dalla foce, il F. Bardello, percorribile per 2,4 km dalla foce, il F. Toce, pienamente percorribile per il 17% del suo corso, e il T. Boesio, pienamente percorribile dalla foce per l'11% del suo intero percorso. Le condizioni di maggiore criticità si riscontrano nei torrenti Colmegna, Giona e Val Molinera, tributari in sponda lombarda, percorribili per poche decine di metri dalla foce. In termini di invalicabilità complessive lungo l'asta fluviale, il numero maggiore di discontinuità è stato censito sul Torrente Giona (15 in tutto), seguito dal Fiume Toce (11), dal Torrente Acquanegra (9), dal Fiume Bardello e dal Torrente Boesio (7).

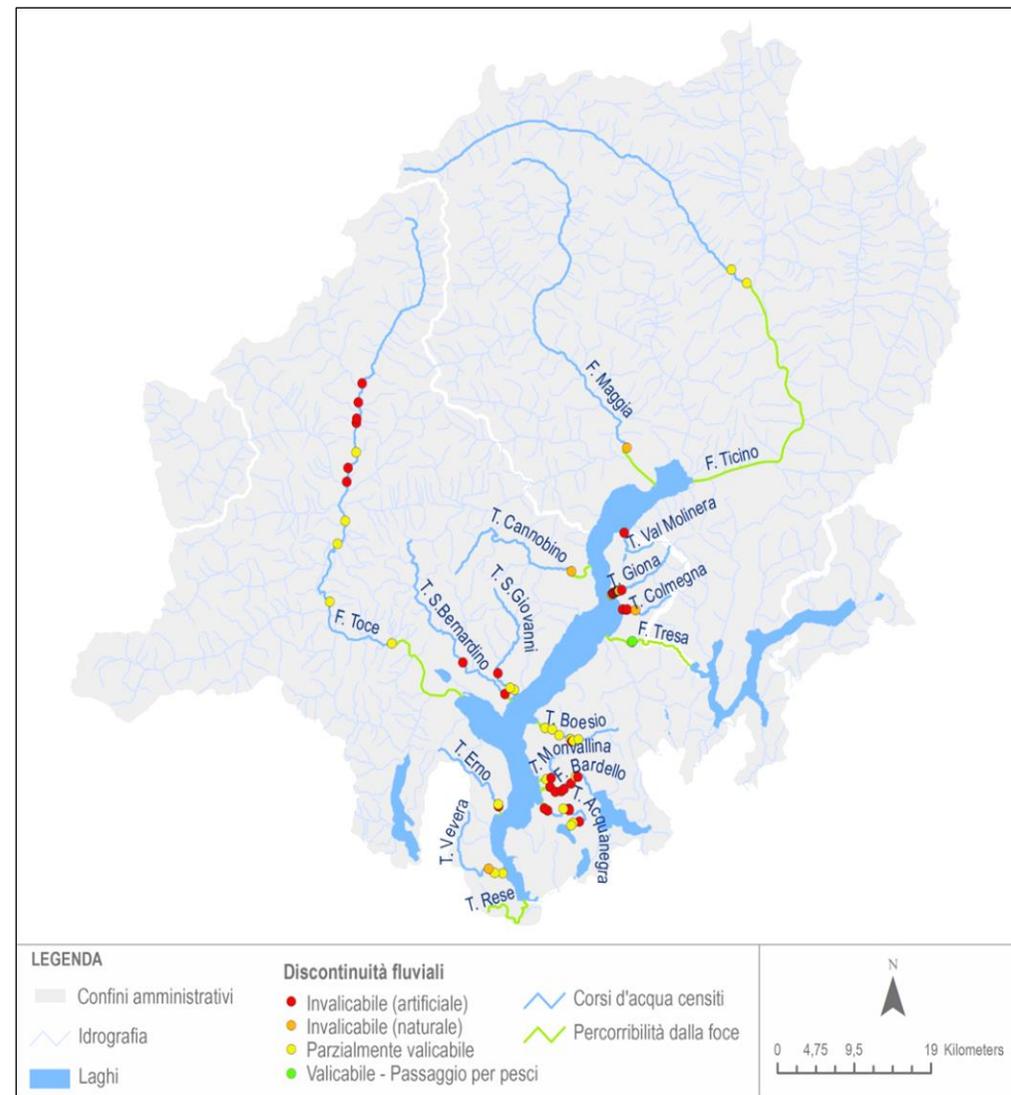
[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Percentuale di percorribilità dalla foce nei principali tributari del Lago Maggiore (nel caso di Maggia, Cannobino, Vevera e Colmegna la percorribilità potenziale termina con un ostacolo naturale)



Lunghezza dei tratti dei corsi d'acqua rientranti nei bacini imbriferi dei laghi utilizzabili dalla comunità ittica (senza sbarramenti)

Carta delle discontinuità e della percorribilità fluviale nei principali immissari del Lago Maggiore - stato al 2013. Si evidenzia la piena percorribilità del Fiume Tresa, condizione raggiunta nel 2013 con l'attivazione del passaggio per pesci in corrispondenza della diga di Creva





B3 1 ELEMENTI CHIMICO - FISICI

Macrodescrittori che definiscono la qualità dei corsi d'acqua in relazione ai nutrienti e all'ossigenazione

DESCRITTORI

Indice LIMeco, Sistema Modulare Graduato SMG

OBIETTIVO

La legislazione svizzera non prevede l'applicazione dell'indice LIMeco (Livello di Inquinamento espresso dai Macrodescrittori per lo stato ecologico, introdotto dal D.M. 260/2010), ma in base al SMG (Sistema Modulare Graduato) descritto nel manuale «*Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, 2010*», vengono definite 5 classi di qualità (da livello 1 equivalente a ottima a livello 5 pari a scadente) per alcuni parametri chimico-fisici significativi, tra cui fosforo totale, l'azoto ammoniacale, nitriti, nitrati e COD, che riprendono le esigenze qualitative espresse nell'OPAc. Per una valutazione globale della qualità del corso d'acqua, il manuale indica di utilizzare la classe peggiore degli elementi valutati. L'obiettivo da perseguire consiste nel raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato almeno «buono» per ciascun corpo idrico superficiale secondo entrambi gli indici.

STATO E TENDENZA

I corsi d'acqua compresi nel bacino del Lago Maggiore di cui si dispone dei valori di LIMeco calcolati dalle ARPA nel 2018 sono i fiumi Tresa, Boesio, Margorabbia, Colmegno, Bardello, Bolletta, Solda e Telo d'Osteno nella Lombardia; il torrente S. Giovanni e S. Bernardino in Piemonte.

Di questi corsi d'acqua non raggiunge lo stato almeno «buono» solo il rio Bolletta, che ricade in classe sufficiente (livello 3), pertanto rispetto all'obiettivo prefissato, lo stato attuale si caratterizza con il raggiungimento dello stato almeno «buono» per l'indice LIMeco solo per il 91% delle stazioni monitorate dalle ARPA.

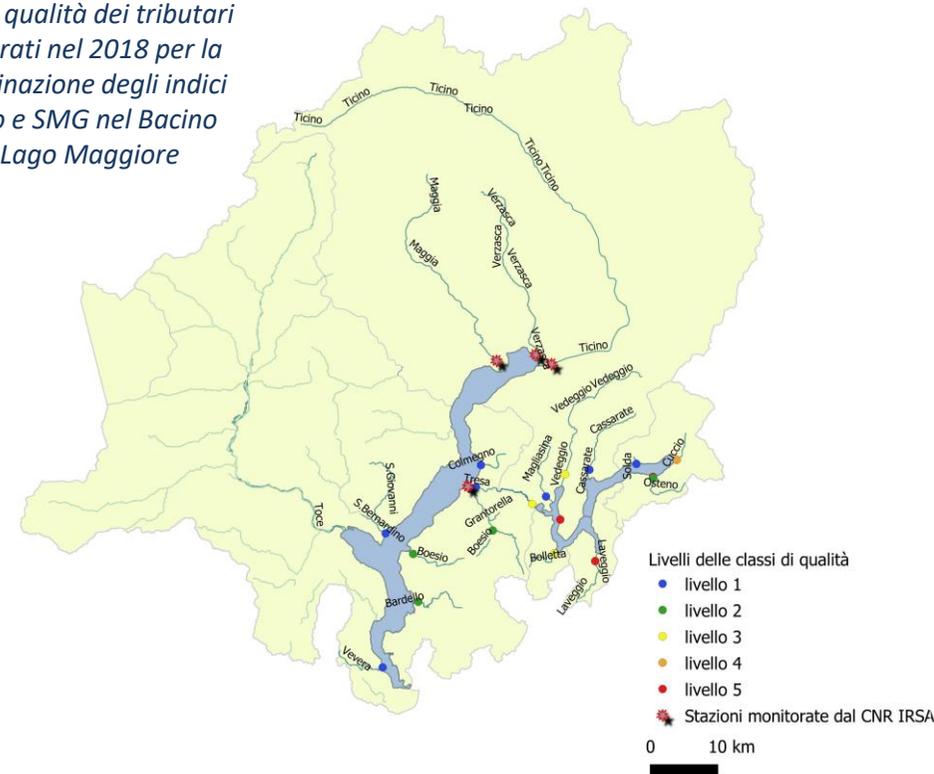
Per i tributari svizzeri del Lago di Lugano non sono disponibili i dati dell'indice LIMeco, ma 9 corsi d'acqua sono stati classificati in base al SMG (vedi Pannello di Controllo del Lago di Lugano). Secondo questo indice, si raggiunge lo stato almeno «buono» solo per il 22% dei corsi d'acqua monitorati nel 2018.

Considerando complessivamente i risultati dei 2 indici, si può affermare che lo stato almeno «buono» è raggiunto per dal 60% dei corsi d'acqua tributari del bacino del Lago Maggiore, per cui non risulta rispettato l'obiettivo CIP AIS.

In figura sono indicate le stazioni di monitoraggio e il relativo stato di qualità secondo i 2 indici; inoltre sono mostrate le stazioni di campionamento utilizzate dal CNR, che effettua i campionamenti in ambito CIP AIS, i cui i dati sono raccolti nel relativo rapporto annuale.

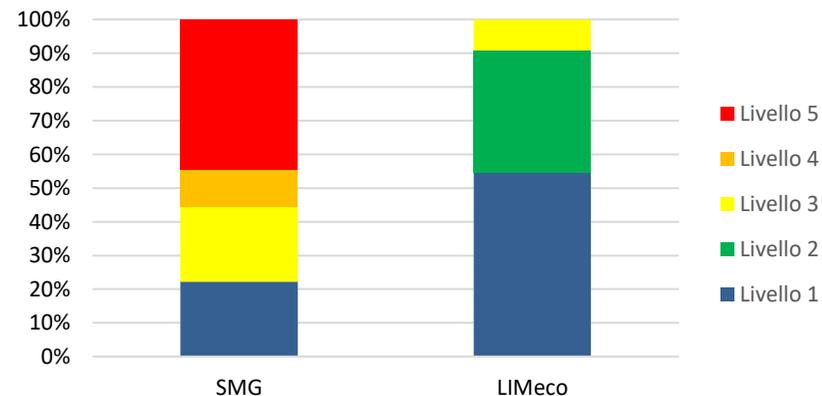
[Clicca qui per visionare il rapporto delle ricerche](#)

Classi di qualità dei tributari monitorati nel 2018 per la determinazione degli indici LIMeco e SMG nel Bacino del Lago Maggiore



NB:
i valori riportati nell'istogramma a destra si riferiscono al numero di stazioni a cui è stata attribuita una delle classi indicate in legenda

Ripartizione in classi di qualità secondo i metodi SMG (tributari del Lago di Lugano) e LIMeco nel 2018



Obiettivo
100% dei corsi d'acqua in classe di qualità almeno "Buona"



Stato attuale



B3 2 MACROINVERTEBRATI BENTONICI

DESCRITTORI

STAR_ICMi, Metodo IBCH

OBIETTIVO

La legislazione svizzera non prevede l'applicazione dell'indice STAR_ICMi (Metodo di Intercalibrazione per i macroinvertebrati per lo stato ecologico, introdotto dal D.M. 260/2010), ma in base al SMG (Sistema Modulare Graduale) descritto nel manuale «*Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau, 2010*», vengono definite dei metodi che consentono di valutare lo stato ecologico dei corsi d'acqua, sulla base dell'analisi di comunità biologiche, tra i quali sono compresi i macroinvertebrati. I valori dell'indice per i macroinvertebrati IBCH sono ripartiti in 5 classi di qualità (da ottimo a scadente) che riprendono le esigenze qualitative espresse nell'OPAC. L'obiettivo da perseguire consiste nel raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato almeno «buono» per ciascun corso d'acqua secondo entrambi gli indici.

STATO E TENDENZA

Lo Stato Ecologico è definito dalla qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici, stabilita attraverso il monitoraggio degli elementi biologici, degli elementi chimici e fisico-chimici a sostegno e degli elementi idromorfologici a sostegno. Tra gli elementi biologici vengono monitorati i macroinvertebrati, per i quali il metodo di classificazione è costituito dal Sistema MacOper, che prevede l'applicazione dell'indice STAR_ICMi. L'indice biologico IBCH consente una determinazione approssimativa dello stato biologico di un corso d'acqua sulla base degli invertebrati acquatici.

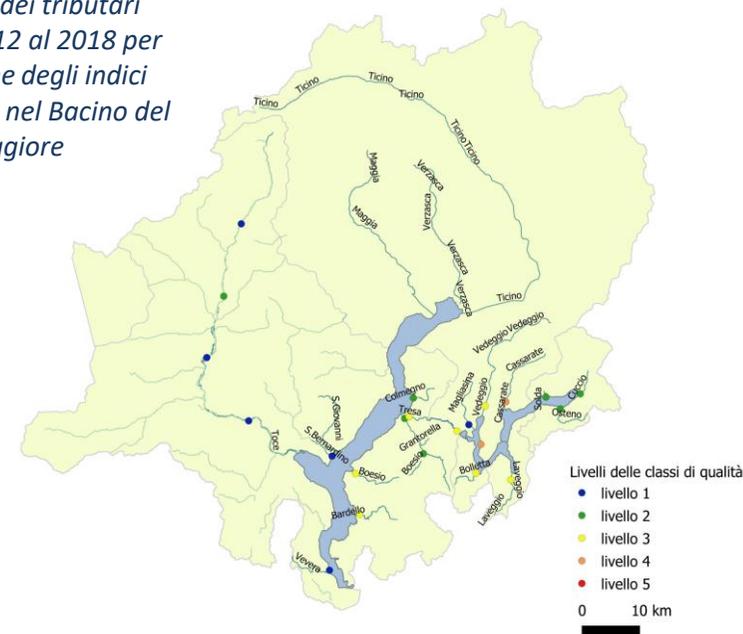
Nel 2018 la qualità biologica delle acque nei tributari del Lago Maggiore è stata valutata per i macroinvertebrati da Arpa Piemonte, presso le stazioni di monitoraggio del torrente S. Giovanni e del t. S. Bernardino. I giudizi di qualità per i due corsi d'acqua sono risultati rispettivamente «elevato» e «buono».

Esaminando i dati pregressi raccolti dalle ARPA dal 2012 al 2018, dei 17 corsi d'acqua monitorati per la componente macrobentonica, i fiumi Boesio, Bardello, Tresa (Luino) e Bolletta non raggiungono l'obiettivo «Buono» ([Clicca qui per aprire la tabella](#)). Per quanto riguarda i tributari del Lago di Lugano monitorati con il metodo IBCH, i dati di dettaglio sono riportati nel Pannello di Controllo del Lago di Lugano 2017. Considerando i dati del 2017 ottenuti con il metodo IBCH, solo il 20% dei corsi d'acqua monitorati raggiunge lo stato almeno «buono» (Livello 1+ Livello 2).

Nel 2018 risulta quindi non risulta rispettato l'obiettivo definito dalla CIPAIS, poiché solo il 76% dei corsi d'acqua monitorati dal 2012 al 2018, compresi i tributari del Lago di Lugano, raggiunge lo stato buono.

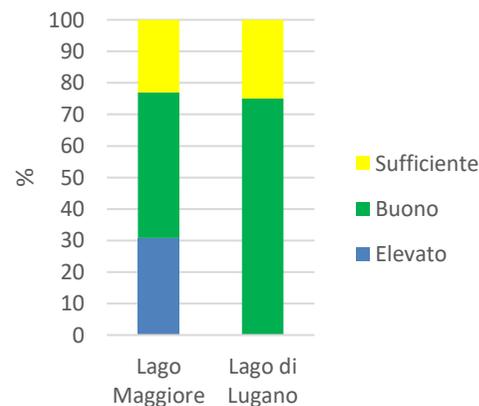
Indice del benessere delle comunità macrobentoniche basato sulla presenza e sulle caratteristiche delle comunità rilevate

Classi di qualità dei tributari monitorati dal 2012 al 2018 per la determinazione degli indici STAR_ICMi e IBCH nel Bacino del Lago Maggiore

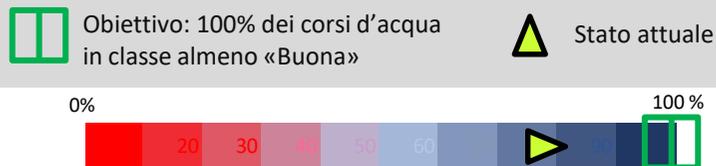
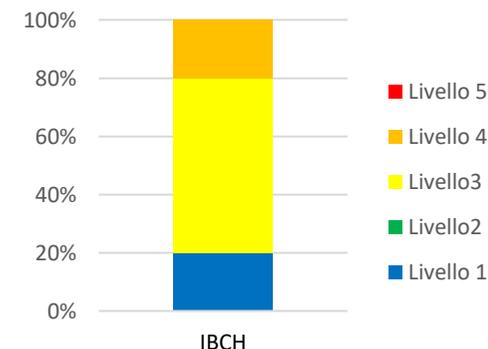


Attribuzione delle classi di qualità STAR_ICMi alle stazioni di monitoraggio dei tributari del Lago Maggiore e del Lago di Lugano (2012-2018) e dell'indice IBCH nel Lago di Lugano (dati 2017)

Ripartizione delle classi STAR_ICMi



Ripartizione in classi di qualità secondo i metodi IBCH



B4 2 STATO DELLE OPERE DI RISANAMENTO

DESCRITTORI

Tipologia di trattamento degli impianti di depurazione
Popolazione trattata in AE

OBIETTIVO

In prospettiva futura questo indicatore permetterà di valutare l'adozione di tecnologie più performanti ai fini dell'abbattimento non solo dei nutrienti ma anche, per esempio, dei microinquinanti.

STATO E TENDENZA

Nel bacino del Lago Maggiore sono presenti 49 impianti di depurazione con capacità autorizzata superiore a 2000 AE. Di questi, 24 impianti sono ubicati in territorio lombardo (compreso quello di Sesto Calende), 14 in Piemonte (il depuratore di Meina è stato dismesso) e 11 in territorio elvetico.

Nell'intero bacino del Lago Maggiore sono presenti 7 impianti con capacità autorizzata maggiore di 50.000 AE, di cui i più importanti in termini di AE serviti sono in Canton Ticino con l'impianto di Bioggio, che recapita nel fiume Vedeggio, con una popolazione trattata di 124.416 AE trattati nel 2018 e in Lombardia il depuratore di Gavirate con una popolazione trattata di 97.501 AE.

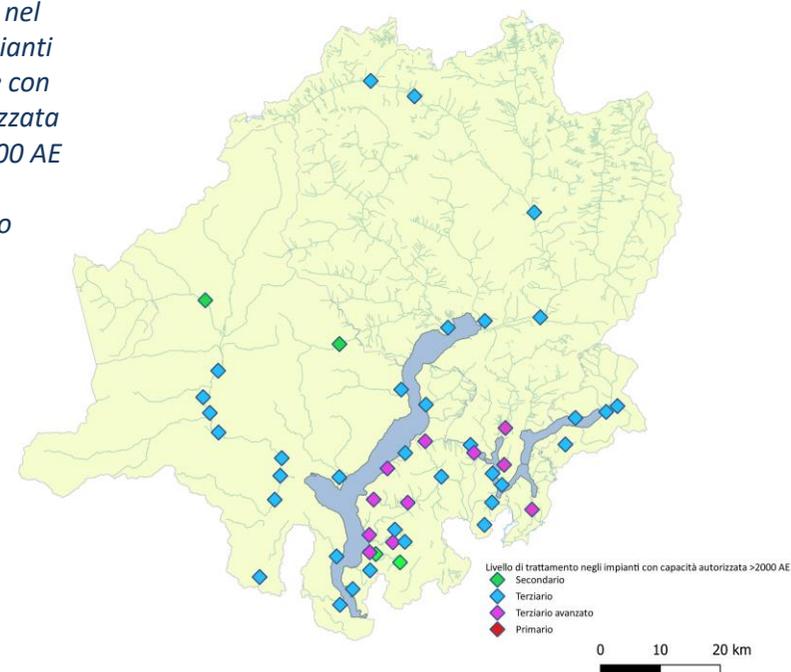
In generale, la parte lombarda del bacino del Lago Maggiore è caratterizzata da un territorio limitato (circa il 12% del totale), su cui insiste una densità di impianti a potenzialità medio-alta con livello di trattamento terziario avanzato maggiore rispetto al Piemonte e alla Svizzera.

Nel gennaio 2017 è stato dismesso l'impianto di depurazione di Cadro (Medio Cassarate) in Canton Ticino. Per i prossimi anni è prevista la costruzione di uno stadio di trattamento terziario di filtrazione delle acque di scarico depurate presso il depuratore di Giubiasco, mentre ad Airolo è in fase di costruzione un nuovo impianto di depurazione e la dismissione del vecchio impianto. Per quanto riguarda il livello di trattamento, nel bacino del Lago Maggiore si raggiunge il livello di trattamento terziario avanzato in 11 depuratori.

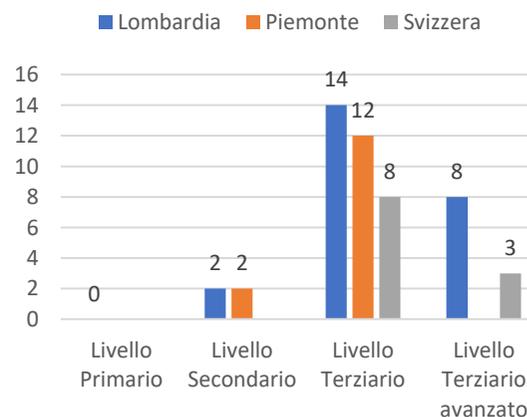
Per livello di trattamento terziario avanzato sono intesi i trattamenti di disinfezione, filtrazione e ultrafiltrazione e fitodepurazione.

Distribuzione dei servizi di depurazione; è definito attraverso la quantificazione delle diverse tipologie di trattamento depurativo presso gli impianti di depurazione con capacità autorizzata di progetto superiore a 2000 AE.

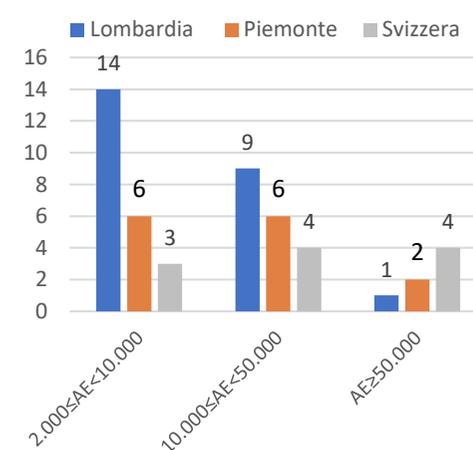
Distribuzione nel 2018 degli impianti di depurazione con capacità autorizzata maggiore di 2000 AE e livelli di trattamento



Livello di trattamento nel 2018 negli impianti di depurazione del bacino del Lago Maggiore



Distribuzioni nelle classi di potenzialità autorizzata nel 2018 degli impianti di depurazione del Bacino del Lago Maggiore





B4 3 FUNZIONAMENTO DEGLI IMPIANTI DEPURAZIONE

Efficienza di abbattimento del carico di fosforo

PARAMETRI

Fosforo, Azoto, BOD5, COD, Solidi Sospesi
Efficienza depurativa

OBIETTIVO

L'indicatore permette di verificare che le efficienze depurative si mantengono comunque al di sopra dell'80%, valore che ha portato il lago a livelli trofici corrispondenti all'oligotrofia.

STATO E TENDENZA

Considerando l'intero bacino del Lago Maggiore, che comprende anche il bacino del lago di Lugano, le percentuali di abbattimento medio dei nutrienti calcolate nel 2018 negli impianti di depurazione con capacità autorizzata superiore a 2000 AE sono del 93% per il BOD, 90% per il COD e 78% per il Fosforo Totale. L'apporto di fosforo da tutti gli impianti con capacità autorizzata superiore a 2000 AE presenti nell'intero bacino è circa 55 t/a, di cui circa 6,1 t/a provenienti dal bacino del Lago di Lugano.

Considerando gli apporti al Lago Maggiore, derivante dalle immissioni dei depuratori nei corsi d'acqua direttamente afferenti al Lago, il carico di fosforo totale dagli impianti di depurazione con capacità autorizzata superiore a 2000 AE è di circa 48,9 t/a. In particolare nel 2018 nel territorio lombardo i carichi di fosforo recapitati a lago in uscita dai depuratori indicano un apporto di 21,2 t/anno complessive, con l'abbattimento del fosforo del 68%, per un totale di 254.959 AE trattati (impianti con capacità autorizzata superiore a 2000 AE).

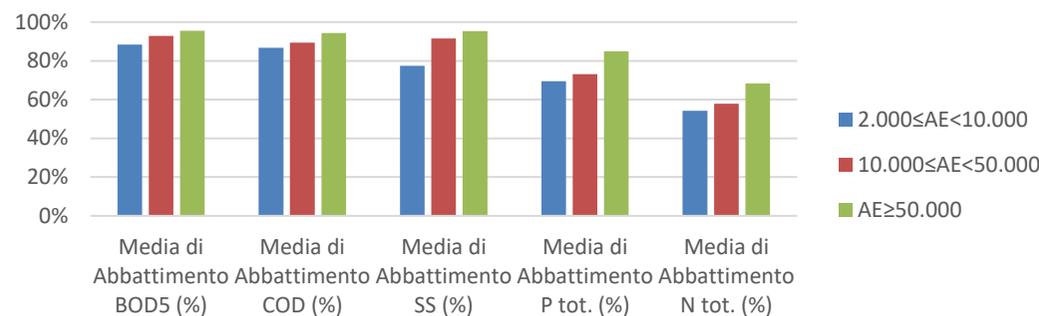
Per quanto riguarda il Piemonte, l'apporto complessivo di fosforo totale dei depuratori con capacità autorizzata > 2000 AE (237.852 AE trattati) è risultato circa 18,3 t/anno. L'abbattimento di fosforo in uscita dagli impianti di depurazione è circa dell'77%.

Infine, l'apporto complessivo di fosforo al lago dal territorio svizzero è di circa 9,5 t/anno, considerando una popolazione trattata di 158.892 abitanti equivalenti; l'abbattimento del fosforo totale è stato del 91% circa.

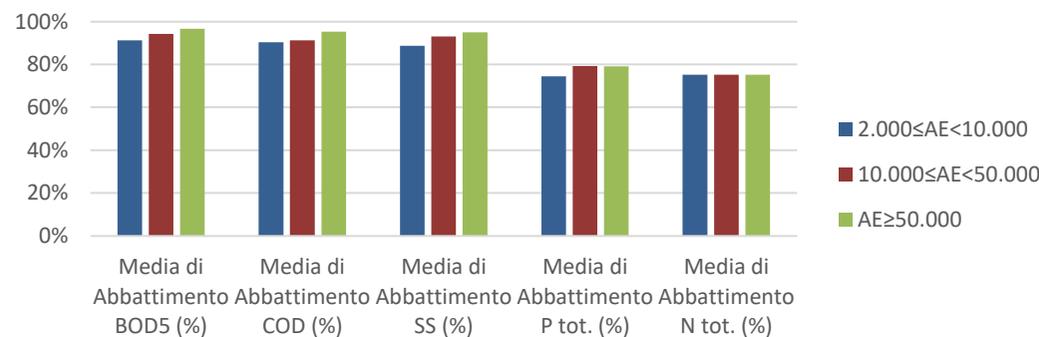
Nei grafici a lato vengono mostrate le percentuali medie di abbattimento dei nutrienti calcolati in base alle diverse classi di potenzialità autorizzata di riferimento degli impianti di depurazione, considerando l'intero bacino idrografico del Lago Maggiore.

Generalmente in tutte le tipologie di impianti i parametri BOD, COD e Solidi Sospesi sono abbattuti almeno all'80%, mentre per l'azoto e il fosforo totale i valori di abbattimento sono più variabili, in un range tra circa il 55% e 95%.

Abbattimento medio nel 2018 degli impianti di depurazione lombardi con capacità autorizzata ≥ 2000 AE



Abbattimento medio nel 2018 degli impianti di depurazione piemontesi con capacità autorizzata ≥ 2000 AE



Abbattimento medio nel 2018 degli impianti di depurazione svizzeri con capacità autorizzata ≥ 2000 AE

