

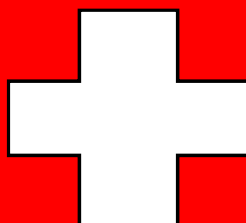
Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

**Lago di Lugano: indagine sulle sostanze pericolose
Microinquinanti nelle acque del lago**

Programma triennale 2013 - 2015
Campagna 2014

a cura di Nicola Solcà

Bellinzona 2015



Commissione internazionale per la
protezione delle acque italo-svizzere

**Lago di Lugano:
indagine sulle sostanze pericolose
Microinquinanti nelle acque del lago**

Programma triennale 2013-2015

Campagna 2014

a cura di Nicola Solcà

Bellinzona 2015

Indice

1	Introduzione	7
2	Punti e modalità di prelievo	10
3	Parametri considerati, gestione dei campioni e analitica	11
4	Risultati e discussione	12
4.1	Caratteristiche delle acque lacustri considerate	
4.2	Risultati - Microinquinanti	
4.3	Qualità delle acque del lago e rischio per gli organismi acquatici	
5	Conclusioni	21
6	Bibliografia	22

Microinquinanti nelle acque del Lago di Lugano

(Nicola Solcà¹, Antonio Pessina¹, Giuseppe Ranieri¹, Marco Simona²)

1 - Sezione per la protezione dell'aria, dell'acqua e del suolo, Bellinzona

2 - Scuola universitaria professionale della svizzera italiana, IST, Canobbio

1 Introduzione

Nei paesi industrializzati vengono utilizzati giornalmente decine di migliaia di preparati chimici diversi. In Svizzera, viene stimato l'utilizzo giornaliero di oltre 30000 sostanze che trovano impiego come prodotti fitosanitari, biocidi, farmaci o componenti di beni di consumo (prodotti per il corpo, detersivi, ecc.), in applicazioni industriali, artigianali e domestiche specifiche. Recenti studi dimostrano che alcune sostanze (o i loro prodotti di degradazione) possono essere presenti in concentrazioni molto basse (dell'ordine di microgrammi o nanogrammi per litro e per questo noti come "microinquinanti organici") nelle acque di fiumi e laghi, nei pesci e in altri comparti ambientali. Sono dimostrabili diversi effetti negativi di questa situazione: per esempio, le sostanze in grado di agire come perturbatori endocrini possono promuovere anche in concentrazioni molto basse la femminizzazione dei pesci maschi (NFP, 2008). Gli effetti di altre sostanze spaziano da poche decine di ng/l a diverse µg/l anche se va sottolineato come, per la maggior parte dei microinquinanti, le valutazioni e le conoscenze per determinare i rischi ambientali sono ancora insufficienti e in evoluzione.

Le indagini della CIP AIS nel 2013 sul lago Ceresio hanno focalizzato l'attenzione sulla presenza di microinquinanti organici nelle acque prelevate da 8 corsi d'acqua -Bolletta, Cassarate, Cuccio, Laveggio, Livone, Magliasina, Scairolo e Vedeggio-. I campioni sono stati raccolti prima dell'immissione nel lago e, con l'eccezione della Magliasina, a valle degli impianti di depurazione delle acque reflue (IDA) presenti sul territorio. Pur permettendo un giudizio solo parziale delle contaminazioni possibili a seguito di dinamiche di immissione puntuali nel tempo, la strategia di campionamento ha fornito una valutazione robusta relativa alla contaminazione di base presente nei principali immissari del Ceresio e derivante principalmente dagli scarichi degli IDA (Götz et al., 2010). I risultati hanno mostrato delle criticità, in linea con le attese, soprattutto per i corsi d'acqua sottoposti a una maggiore pressione antropica e con una diluizione delle acque di scarico degli IDA minore (Solcà et al., 2014).

Questo studio mira a quantificare la presenza di microinquinanti idrosolubili nelle acque del lago di Lugano. Mentre i risultati del 2013 hanno mostrato come la contaminazione di base e la tipologia dei microinquinanti presenti in continuo negli immissari correlati con gli scarichi degli IDA, i prelievi puntuali effettuati non hanno permesso di quantificare sufficientemente le sostanze dovute a fonti diffuse e con dinamiche di immissione nell'ambiente fortemente dipendenti dalle condizioni meteorologiche (in particolare le precipitazioni). A differenza dei corsi d'acqua tali inquinanti, soprattutto se persistenti, potrebbero essere rilevati nonostante la forte diluizione nelle acque del lago. In generale, viste le dinamiche più lente, nelle acque del lago è di principio probabile la presenza di microinquinanti molto persistenti nell'ambiente, indipendentemente dalle loro origini e dinamica di immissione. Evidentemente, vista la complessità dell'ecosistema lacustre il destino ambientale degli inquinanti organici in un lago può rivelarsi, in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche, estremamente complicato, come anche simboleggiato dalla Figura 1 (Götz et al., 2010; Lahti, 2012). Infine, analogamente a quanto osservato per le caratteristiche ecotossicologiche, anche i parametri chimico-fisici di molti microinquinanti sono ancora poco conosciuti, rendendo difficili modelli di previsione affidabili sul destino ambientale.

A oggi, non esistono che pochissimi dati sulla presenza di microinquinanti nel lago di Lugano. Un primo approfondimento è stato fornito nell'ambito delle indagini volte a caratterizzare le acque nei pressi di Riva San Vitale nell'ottica di una futura captazione a lago per l'approvvigionamento di acqua potabile (Schildknecht et al., 2009). Le stesse acque sono state analizzate in seguito

nell'ambito di un lavoro di Master volto a caratterizzare l'impatto del depuratore di Mendrisio-Rancate con scarico nel fiume Laveggio e immissione a lago presso Riva san Vitale (Sacchi, 2011; Sacchi et al., 2012). Il presente lavoro mira principalmente ad approfondire la presenza di microinquinanti nelle acque prelevate dal lago di Lugano ampliando le indagini a zone, profondità e momenti dell'anno diversi. I risultati permettono inoltre un confronto robusto con i dati disponibili per altri importanti laghi svizzeri, come il lago Lemano e il lago di Costanza (IGKB 2011; Moschet et al., 2013; Orтели et al., 2011).

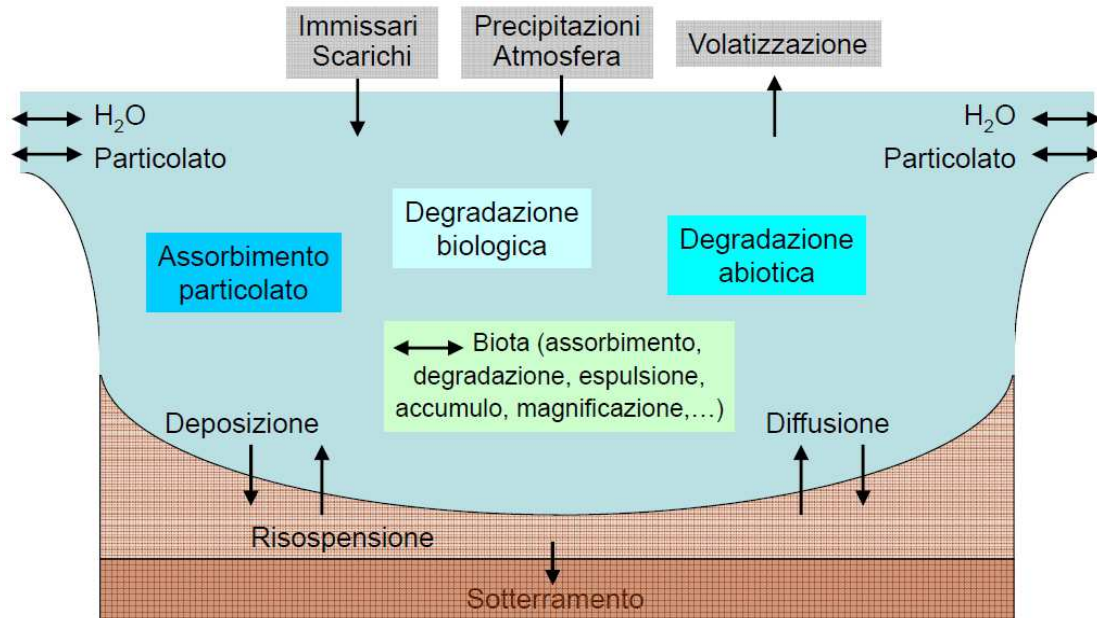


Figura 1: Possibile destino ambientale di sostanze organiche nell'ecosistema lacustre con illustrazione di processi e fenomeni di degradazione rispettivamente di ripartizione in diversi comparti ambientali.

Per promuovere la relazione con i microinquinanti analizzati nel 2013 nelle acque dei fiumi immissari, è stata scelta la medesima parametrizzazione. Questa comprende un ampio numero di diverse sostanze potenzialmente problematiche e la maggioranza di quelle indicate dall'UFAM come specifiche per la Svizzera, incluse le cinque sostanze indicatrici per la resa depurativa degli IDA e cioè il Benzotriazol, la Carbamazepin, il Diclofenac, il Mecoprop e il Sulfamethoxazol (Götz et al., 2010; Abegglen e Siegrist, 2012).

A causa della sua particolare struttura morfologica il Lago di Lugano, situato a cavallo del confine italo-svizzero, risulta suddiviso in tre sottobacini, di cui quello terminale (Ponte Tresa) di dimensioni ridotte (Tabella 1). Dal bacino di Ponte Tresa prende avvio l'unico emissario lacustre, il fiume Tresa, che sfocia nel Lago Maggiore. Il bacino imbrifero presenta caratteristiche geomorfologiche molto differenziate, con prevalenza di rocce calcaree, gneiss e rioliti. Attorno al lago gravita una popolazione residente stimata nel 2003 attorno a 195'000 abitanti, per il 73% svizzeri, che assieme a quella turistica porta il totale a circa 266'000 abitanti equivalenti (UPDA, 2004). Il carico di sostanze nutritive veicolato a lago proviene da fonti antropiche (85%), industriali (10%) ed agricole (5%). La maggiore popolazione insediata nel bacino sud e il volume minore rispetto al bacino nord suggeriscono un carico di microinquinanti maggiore nel bacino sud.

La previsione qualitativa per cui la maggiore quantità di microinquinanti viene immessa nel bacino sud in virtù di una maggiore popolazione insediata è corroborata dal differente carico gravante nei due bacini e calcolato sulla base dei risultati del 2013 relativi ai tributari (Solcà et al., 2014). La Figura 2 riassume graficamente l'apporto annuale di contaminanti organici selezionati, conside-

Tabella 1: Caratteristiche principali dei due bacini del lago Ceresio con l'indicazione della popolazione insediata in abitanti equivalenti (A.E.) gravante sui singoli bacini.

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

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

*) La città di Lugano gravante sul bacino nord, recapita i suoi scarichi nel bacino sud.

rando tutti i risultati ottenuti e la portata dei corsi d'acqua riscontata in occasione dei quattro diversi momenti di prelievo. In tutti i casi l'apporto di sostanze al bacino sud risulta chiaramente superiore e stimabile, in termini percentuali, tra l'80 e il 95%. Queste considerazioni, unitamente alle caratteristiche del lago descritte sopra, suffragano la previsione di quantità crescenti di microinquinanti lungo l'asse del lago da est verso ovest e nel bacino sud in particolare. Da notare comunque come questi dati, riferendosi alla contaminazione di base proveniente prevalentemente dalle acque reflue degli IDA, vadano interpretati con cautela. Per esempio, mentre la città di Lugano contribuisce di norma all'apporto di microinquinanti al bacino sud tramite l'IDA di Bioggio e il fiume Vedeggio, le acque reflue provenienti dagli scaricatori di piena in regime di precipitazioni importanti gravano sul bacino nord e non sono considerate nell'allestimento della Figura 2.

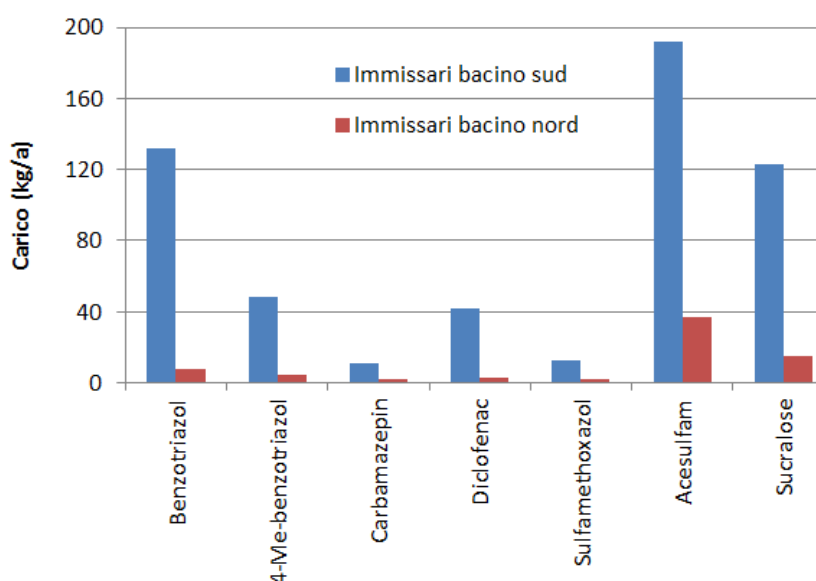


Figura 2:

Apporto annuale al lago di alcuni microinquinanti rilevati con sistematicità nei fiumi immissari.

Sono stati considerati i risultati della campagna CIP AIS 2013 e la portata dei corsi d'acqua per i quattro diversi momenti di prelievo (Solcà et al., 2014). I risultati mediati per ogni corso d'acqua sono sommati per ottenere il carico totale degli immissari dei bacini sud (Laveggio, Bolletta, Scaiolo, Vedeggio, Magliasina) e nord (Cuccio, Livone, Cassarate).

In assenza di valori di legge specifici e per valutare il potenziale di rischio delle sostanze ritrovate sulla biocenosi acquatica lacustre, è possibile confrontare i dati sperimentali con i diversi valori di riferimento disponibili. Una variante è quella di prendere in considerazione gli standard di qualità ambientale definiti dalla direttiva europea 2000/60CE, che propone una procedura specifica. In Svizzera, la definizione di tali standard è gestita dall'Oekotoxzentrum di Dübendorf che pubblica e mantiene aggiornati allo stato delle conoscenze ecotossicologiche i criteri di qualità acuti (MAC-EQS) e cronici (AA-EQS) per le acque (Götz et al., 2010; Oekotoxzentrum, 2015). A prescindere da valutazioni di questo tipo, la determinazione di microinquinanti in diverse regioni del lago fornisce conoscenze di base che potranno essere utilizzate per comprendere fenomeni emergenti, come l'apparizione nell'ambiente di batteri resistenti agli antibiotici (Corno et al., 2014).

2 Punti e modalità di prelievo

I campioni d'acqua sono stati prelevati in quattro punti del lago Ceresio, ubicati lungo l'asse di deflusso delle acque (Figura 3): uno nel bacino nord, due nel bacino sud, ed uno nel bacino di Ponte Tresa. L'ubicazione dei punti di prelievo è riportata nella Tabella 2. I campionamenti sono stati distribuiti durante il periodo vegetativo del lago, nei mesi di marzo (giorno 14), maggio (giorno 20), agosto (giorno 26) e novembre (giorno 18).

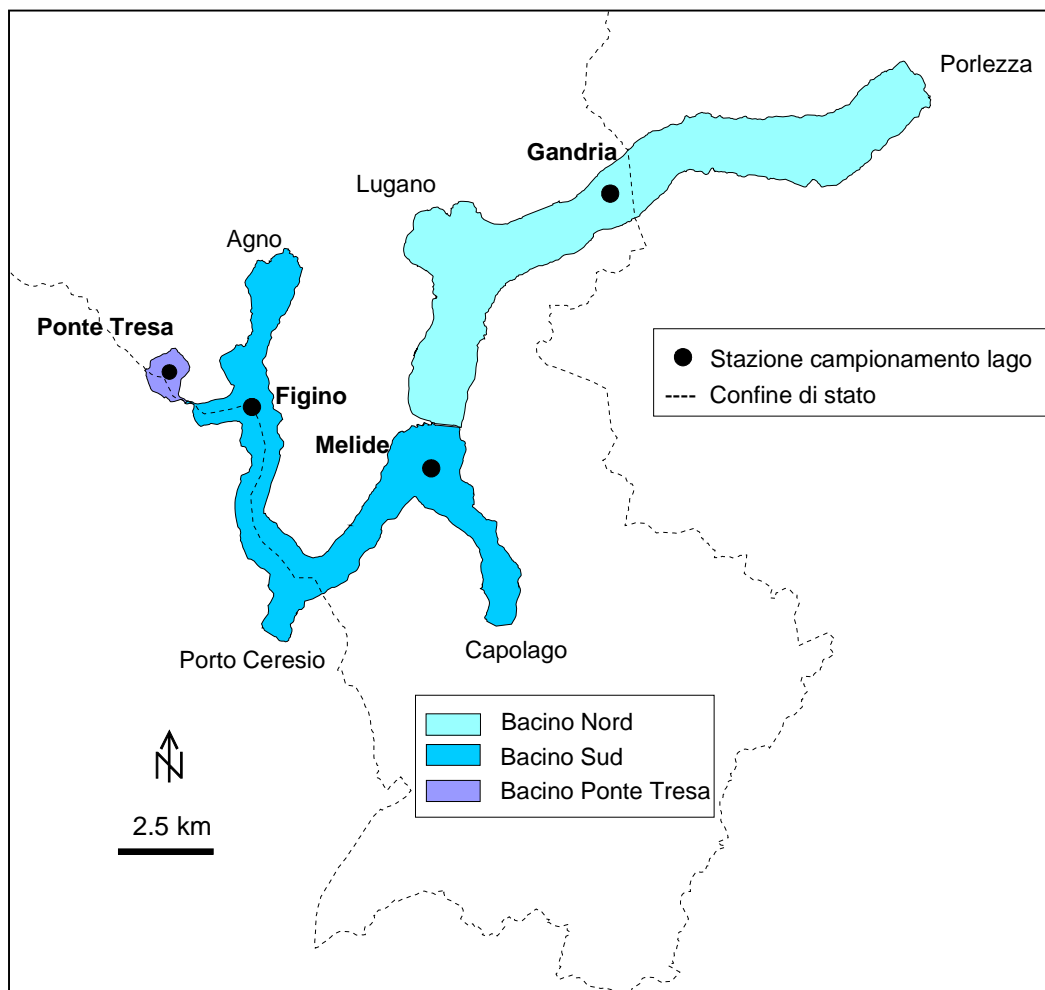


Figura 3: Lago di Lugano con l'indicazione delle quattro stazioni di campionamento presso Gandria, Melide, Figino e Ponte Tresa nonché dei tre sottobacini (Nord, Sud, Ponte Tresa).

Tabella 2: Lago di Lugano: profondità massima (prof. max) e coordinate delle stazioni di prelievo.

Stazione	Prof. max (m)	Longitudine	Latitudine	Longitudine	Latitudine
		CH	CH	WGS84	WGS84
Ponte Tresa	50	710 750	91 500	8° 52' 02.43"	45° 57' 57.58"
Figino	93	712 855	90 653	8° 53' 39.45"	45° 57' 28.93"
Melide	85	717 735	88 919	8° 57' 24.44"	45° 56' 29.79"
Gandria	286	722 219	96 234	9° 00' 56.35"	46° 00' 23.77"

Tenuto conto della variabilità delle condizioni chimico-fisiche lungo la colonna d'acqua, in ogni stazione sono stati raccolti due campioni: uno nell'epilimnio ed uno nell'ipolimnio. Per il campione epilimnico è stato utilizzato un campionatore integrale, che preleva l'acqua in continuo da 20 m di profondità fino in superficie (campione 0-20 m; ditta Züllig AG, Rheineck, CH; Figura 4), mentre il campione ipolimnico è stato prelevato tramite un campionatore da 5 l con chiusura a distanza (modello PWS, della ditta Hydrobios, Kiel, D) alla profondità di 50 m in tutte le stazioni tranne che a Ponte Tresa, dove si è proceduto con prelievi a 40 m o, in occasione dell'ultimo prelievo di novembre a 45 m.



Figura 4: Immagine del campionatore integrale utilizzato per prelevare acqua dalla colonna compresa tra 0 e 20 m di profondità.

3 Parametri considerati, gestione dei campioni e analitica

In concomitanza con la raccolta dei campioni d'acqua, in occasione dei campionamenti sono stati rilevati sul posto diversi parametri fisico-chimici lungo l'intera colonna d'acqua tramite una sonda multiparametrica (Ocean Seven 316plus, Ditta Idronaut, Brugherio, I). La sonda, raffigurata nella Figura 5, ha raccolto, con lo scopo caratterizzare la colonna d'acqua, informazioni sui seguenti parametri:

- Temperatura
- Conducibilità elettrica
- pH
- Ossigeno disciolto
- Torbidità.



Figura 5: Immagine della sonda multiparametrica impiegata per rivelare in continuo lungo la colonna d'acqua diversi parametri chimico-fisici.

I campioni, con un volume di 2 l di acqua raccolta in apposite bottiglie in vetro, sono stati stoccati provvisoriamente a 4°C e trasportati successivamente nelle stesse condizioni per consegna di persona all'istituto incaricato delle analisi, il *Technologie Zentrum Wasser* (TZW) di Karlsruhe (Germania). La consegna è avvenuta sistematicamente in tempi ristretti e dopo un massimo di 50 ore circa dal momento di prelievo.

La parametrizzazione scelta per i microinquinanti, elencati nella Tabella 3 in allegato, focalizza principalmente su sostanze attive biologicamente come principi attivi contenuti in farmaci, fitosanitari o biocidi ed è essenzialmente la medesima di quella considerata nello studio CIAPIS 2013 sui fiumi immissari (Solcà et al., 2014). Comprende in larga misura prodotti utilizzati quotidianamente sia a livello domestico che professionale, così come le cinque sostanze indicatrici suggerite dall'Ufficio federale dell'ambiente (Götz et al., 2010; Abegglen e Siegrist, 2012). Oltre alle sostanze attive, sono stati nuovamente presi in considerazione quattro edulcoranti artificiali, in quanto conosciuti come estremamente persistenti in ambiente acquatico. Mentre per i dettagli su origini e utilizzi delle sostanze si rimanda alla referenza Solcà et al., 2014, è possibile rimarcare la suddivisione per classe di appartenenza come segue:

- Benzotriazoli (3 sostanze)
- Biocidi e Fitosanitari (85 sostanze)
- Farmaci (61 sostanze)
- Dolcificanti (4 sostanze)

Le analisi affidate al laboratorio del TZW sono avvenute estraendo gli analiti su fase solida (SPE). Gli estratti sono stati successivamente valutati tramite separazione nel tempo per cromatografia liquida ad alta prestazione (HPLC) e rivelazione selettiva con spettrometria di massa in tandem (MS/MS). A differenza dello studio CIPAIIS del 2013, nell'ambito del quale i fitosanitari e i biocidi erano stati quantificati con metodi meno sensibili, l'aggiornamento della metodica per questa classe di microinquinanti ha permesso di migliorare la sensibilità e di abbassare i limiti di rivelazione, compresi tra 5 e 50 ng/l e indicati sostanza per sostanza nella Tabella 3 in allegato.

4 Risultati e discussione

4.1 *Caratteristiche delle acque lacustri considerate*

Le caratteristiche chimico-fisiche della colonna d'acqua lacustre nelle quattro stazioni e nei differenti momenti di prelievo sono illustrate, utilizzando i profili della temperatura e dell'ossigeno disciolto, nella Figura 6.

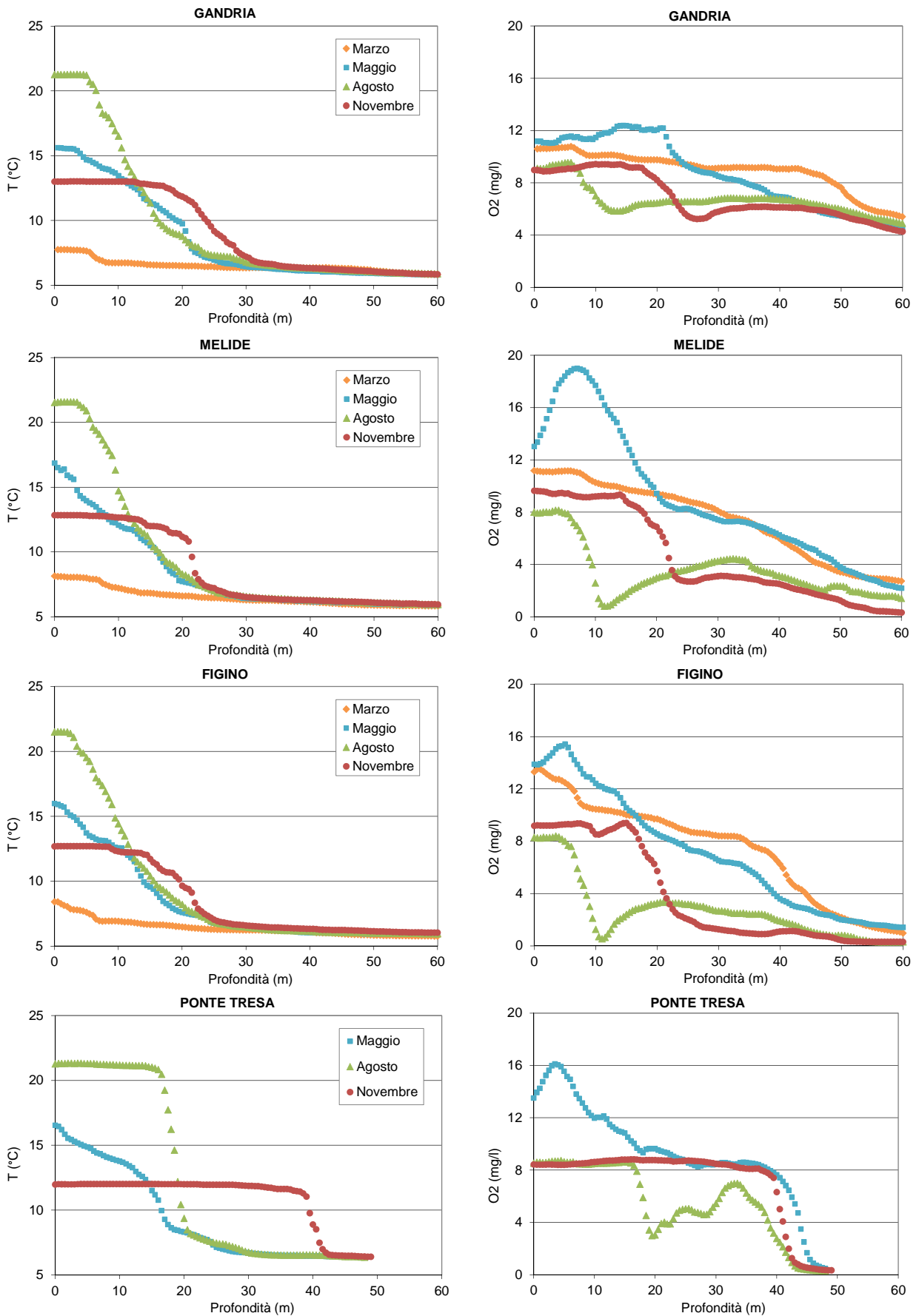


Figura 6: Temperatura e tenore di ossigeno disciolto ottenuti con sonda multiparametrica in funzione della profondità dalle quattro stazioni di campionamento e nei quattro diversi momenti di prelievo del 2014. Non sono stati raccolti i dati del mese di marzo da Ponte Tresa.

Le curve della temperature evidenziano la fase di progressivo riscaldamento degli strati superficiali (epilimnio) da marzo ad agosto, e l'inizio del loro raffreddamento in novembre; negli strati più profondi (ipolimnio), invece, i valori si mantengono costanti durante tutto l'anno (attorno a 6°C). La profondità di massimo rimescolamento della colonna d'acqua, determinata dall'intensità della circolazione invernale, è risultata decisamente più modesta nel 2014 rispetto ad altri anni, come dimostra l'andamento della temperatura, ma soprattutto dell'ossigeno nei profili di marzo. A seguito alla particolare mitezza climatica del periodo invernale nel 2014, la colonna d'acqua non ha raggiunto condizioni di completa omotermia neppure nelle stazioni meno profonde del bacino sud, e gli effetti della riossigenazione invernale delle acque si sono manifestati unicamente nei primi 40-50 m.

Come conseguenza di questa situazione, lo stato d'ossigenazione dei campioni raccolti a 50 m di profondità (Gandria, Melide, Figino) è risultato deficitario già a marzo, ed è andato riducendosi progressivamente nei mesi successivi, con concentrazioni in calo lungo l'asse di deflusso del lago, e comprese tra 5.4 e 7.3 mg O₂ l⁻¹ a Gandria, tra 1.3 e 3.8 a Melide, tra 0.4 e 2.2 a Figino. Nei campioni di Ponte Tresa, raccolti a 40 m (45 m per il prelievo di Novembre), le concentrazioni risultano comprese tra 0.5 e 7.6 mg O₂ l⁻¹ (non sono stati tuttavia raccolti i dati relativi al prelievo di marzo). Come conseguenza del rimescolamento solo parziale nel 2014, durante tutti i quattro momenti di prelievo le acque raccolte dalla colonna d'acqua superficiale possono essere chiaramente considerate differenti da quelle prelevate in profondità.

4.2 Risultati - Microinquinanti

La Tabella 3 in allegato elenca tutte le sostanze analizzate, in totale 153, nei 32 campioni considerati, indicando la loro categoria di appartenenza e il limite di quantificazione analitico. Le sostanze indicate in grassetto corrispondono a quelle per cui almeno una volta la loro concentrazione è risultata maggiore al limite di quantificazione (19 sostanze). L'88% degli inquinanti non è mai stato ritrovato, mentre il 12% è stato rivelato almeno una volta. Per confronto e in linea con le attese (maggiore diluizione e processi di degradazione nel lago), questi valori sono chiaramente inferiori a quanto osservato in occasione della campagna 2013 sui fiumi immissari (28% degli analiti rivelato almeno una volta).

Le Tabelle 4 – 7 in allegato riassumono tutti i risultati ottenuti considerando esclusivamente i parametri per cui almeno una volta la concentrazione è risultata superiore al limite di quantificazione. Sono subito evidenti delle differenze rilevanti tra le diverse zone del lago. Il maggior numero di sostanze in un singolo campione, 14, è stato misurato per le acque prelevate da Ponte Tresa in novembre alla profondità di 45 m. D'altra parte, solo un minimo di 4 e un massimo di 7 sostanze sono state rivelate nelle acque raccolte dalla stazione di Gandria.

Per un confronto visivo e immediato tra i diversi luoghi di prelievo e per delineare tendenze generali, è stata formata per ogni luogo e profondità di prelievo la somma delle sostanze appartenenti a una determinata categoria - Benzotriazoli, Biocidi e Fitosanitari, Farmaci e Dolcificanti. La Figura 7 mostra i risultati dei quattro differenti momenti di prelievo e relativi alla colonna d'acqua superficiale (colori scuri) rispettivamente al campione prelevato in profondità (colori chiari).

In termini assoluti, non è possibile confrontare tra loro le quantità totali appartenenti a diverse categorie, in quanto i risultati della somma dipendono fortemente dalla parametrizzazione considerata. Tuttavia, appaiono evidenti, nonostante l'alto numero di analiti, quantitativi molto limitati di fitosanitari e biocidi in tutte le regioni del lago e durante tutti i quattro momenti di prelievo. I risultati appaiono inoltre relativamente comparabili durante il corso dell'anno.

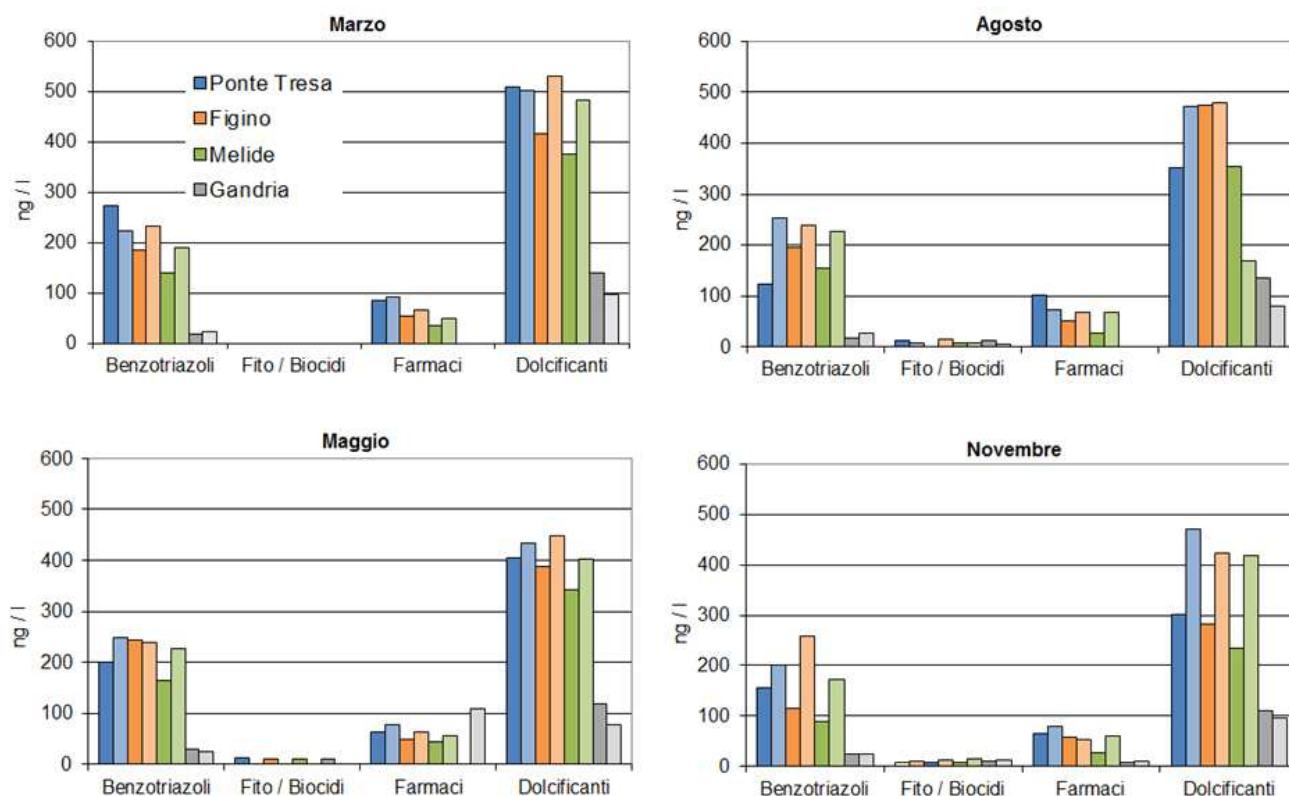


Figura 7: Somma delle sostanze rilevate per una determinata categoria - Benzotriazoli, Fitosanitari e Biocidi, Farmaci e Dolcificanti - per i quattro diversi momenti di prelievo e per le due differenti profondità (Superficiale: colonna d'acqua 0-20 m, colori scuri. Profondo: 50 m rispettivamente 40/45 m per il campione di Ponte Tresa, colori chiari).

In linea con le attese, risulta evidente la contaminazione inferiore per il punto di Gandria nel bacino nord (rettangoli grigi) rispetto alle tre stazioni del bacino sud (altri rettangoli). Singoli risultati per un punto di prelievo e profondità diverse suggeriscono livelli di contaminazione differenti, come ipotizzabile dall'osservazione di colonne d'acqua che non hanno raggiunto condizioni di rimescolamento verticale completo (vedi capitolo 4.1). Tendenzialmente, le concentrazioni appaiono leggermente maggiori per il campione prelevato in profondità (rettangoli chiari). Questa osservazione potrebbe essere spiegabile con dei processi di degradazione per singole sostanze tanto più lenti quanto minori l'irraggiamento (inibizione di processi di fotodegradazione) e/o la temperatura e l'ossigeno (degradazione microbica aerobica più lenta). I risultati delle indagini di novembre mostrano differenze più marcate tra le concentrazioni nella colonna d'acqua superficiale e quelle nel campione in profondità. Tale effetto potrebbe essere dovuto alle condizioni eccezionali del prelievo di novembre, organizzato in un regime di acque superficiali alquanto diluite dopo precipitazioni eccezionali continue, con un livello del lago molto alto (271.86 m s.l.m. secondo i dati della stazione idrometrica dell'UFAM presso Melide) e zone di esondazione. Di conseguenza, le concentrazioni di diverse sostanze appaiono sotto le attese nei rispettivi campioni superficiali, verosimilmente in ragione di una certa diluizione naturale.

Ad ogni modo, i risultati illustrati nella Figura 7 mostrano come, con buona approssimazione, i contenuti in microinquinanti nel lago Ceresio dipendano principalmente dal luogo e solo secondariamente e marginalmente dalla profondità (nonostante le condizioni che, nel 2014, non hanno permesso un rimescolamento completo delle acque) e dal momento di prelievo durante l'anno. In linea con queste osservazioni e per meglio illustrare la dipendenza geografica, la Figura 8 riporta la somma di tutte le sostanze misurate per una singola categoria in diversi luoghi di campionamento, considerando la media dei risultati per diverse profondità e durante i quattro momenti di prelievo.

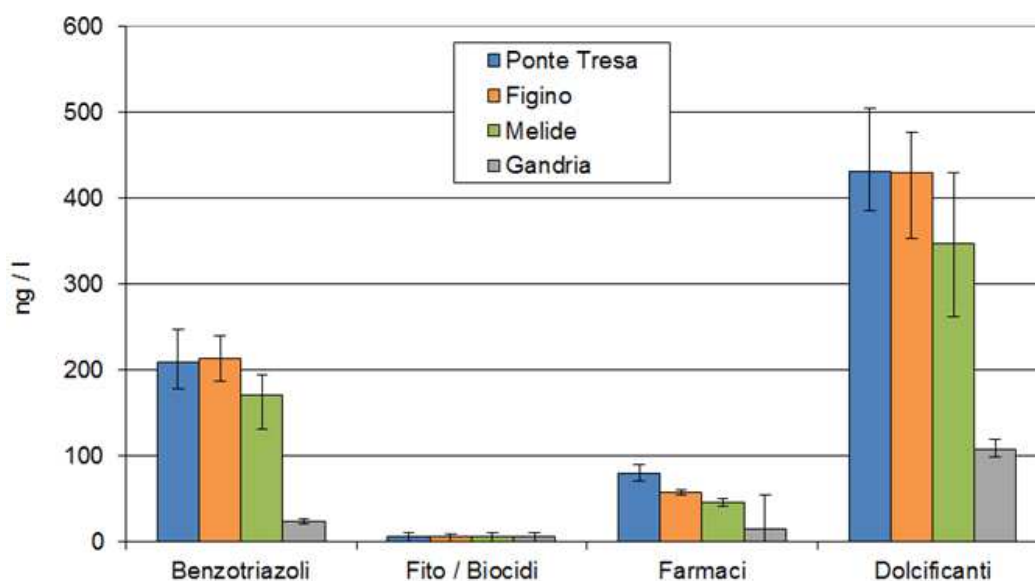


Figura 8: Somma delle sostanze rilevate per una determinata categoria - Benzotriazoli, Fitosanitari e Biocidi, Farmaci e Dolcificanti - in diversi luoghi di campionamento. Sono state considerate le medie dei risultati ottenuti a diverse profondità e per i quattro diversi momenti di prelievo. Le barre indicano i relativi risultati minimi e massimi.

Questa figura mostra bene il preventivabile gradiente crescente della contaminazione da est verso ovest. Le acque di Gandria si presentano mediamente meno contaminate, con un fattore che spazia dalle 4 volte per i dolcificanti alle 10 volte per i benzotriazoli. All'interno del bacino sud, le stazioni di Ponte Tresa e Figino forniscono il quadro di residui mediamente pressoché identici, mentre le acque di Melide appaiono, seppure in maniera poco significativa, leggermente meno contaminate. I risultati correlano molto bene con le aspettative. In ragione di un tempo teorico di ricambio di circa 15 giorni e considerata la persistenza ambientale delle sostanze misurabili, le acque del bacino di Ponte Tresa possono essere considerate in completo equilibrio con quelle di Figino, stazione del bacino sud peraltro relativamente prossima. D'altra parte, presso la stazione di Melide l'influsso negativo di immissari rilevanti come il Vedeggio, lo Scairolo o il Bolletta potrebbe essere affievolito sia da dinamiche di correnti lacustri che dalla distanza dai tributari citati.

Anche se i quantitativi complessivi di biocidi e fitosanitari sono estremamente ridotti, è interessante notare come, contrariamente alle altre, i residui medi di questa categoria sembrano indipendenti dal luogo di prelievo. Con tutta probabilità, le ragioni di questa osservazione vanno ricercate in modalità di immissione nell'ambiente profondamente diverse. In linea con le indagini del 2013 sulle acque degli immissari, biocidi e fitosanitari provengono prevalentemente da fonti diffuse e vengono principalmente dilavati a seguito di intense precipitazioni con una minore corrispondenza all'antropizzazione del territorio (Munz et al., 2012; Stauer e Ort, 2012; Wittmer et al., 2014). Piuttosto, è possibile una relazione più diretta con le aree del bacino imbrifero e lacustre (Tabella 1).

La possibilità di rivelare nel lago singole sostanze organiche dipende da molti fattori. Mentre le concentrazioni di base relative nelle acque dei fiumi immissari a valle degli IDA sono generalmente molto simili a quelle misurabili dagli scarichi degli stessi IDA (Sacchi et al., 2012), nelle acque del lago vanno considerate la possibilità di trasferimento in fasi differenti e la propensione a resistere nel tempo a fenomeni di degradazione biologica, chimica o fisica (vedi anche Figura 1). Questo rende la distribuzione di microinquinanti differente. In assenza di dati esaustivi sulle proprietà e le caratteristiche chimico-fisiche di molte sostanze, modelli di previsione sono complicati o comunque non sempre affidabili. Ad ogni modo, le sostanze ricercate in questo studio appaiono accomunate da diverse caratteristiche generali, come la loro bassa volatilità in ragione di valori della costante di Henry relativamente contenuti e la loro limitata propensione a legarsi a particolato o a sedimentare a seguito di valori del coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua bassi. È chiaro che valutazioni più

esaustive dovrebbero comprendere anche la forte dipendenza da fattori esterni come, per esempio, le variazioni del pH che possono risultare decisive nel determinare la forma -neutrale, ionica o zwitterionica- di singoli inquinanti con possibilità di influire sul destino ambientale. Notevoli differenze si riscontrano invece per i tempi di dimezzamento in ambiente acquatico. Laddove disponibili questi dati comprendono valori che spaziano da <1 giorno a > 1 anno (Lahti, 2012). In conclusione, assumendo bassa la probabilità di trasferimento in fasi diverse da quella acquatica, le possibilità di rivelare singole sostanze nelle acque del Ceresio aumentano tanto più quanto le quantità immesse alla fonte possano essere considerate importanti e quanto minore la possibilità di vie di degradazione ambientale.

In effetti, diverse delle 19 sostanze ritrovate sono conosciute come sostanze molto stabili nell'ambiente senza che, praticamente, avvengano processi di degradazione apprezzabili. Tra queste rientrano i Benzotriazoli, la Carbamazepin con il suo metabolita 10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin e i quattro dolcificanti Acesulfam, Cyclamat, Saccharin e Sucralose (Longrée et al., 2011). Per altre sostanze misurabili, sono per contro conosciuti processi di degradazione più o meno lenti e la loro osservazione è spiegabile con un apporto relativamente regolare e costante. È il caso del Diclofenac e del Sulfamethoxazol, farmaci utilizzati su larga scala ma che possono venire degradati abbastanza efficacemente per via fotolitica (Longrée et al., 2011). I loro residui nelle acque del lago sono misurabili a cavallo del limite di rivelazione di 10 ng/l in diversi punti del bacino sud, dove l'apporto è più significativo.

Come accennato nella parte introduttiva, gli inquinanti persistenti e con dinamiche di introduzione nell'ambiente discontinue come, per esempio, dipendenti dalle condizioni meteorologiche, potrebbero perdurare ed essere osservati nel lago nonostante la forte diluizione. Diversi biocidi e fitosanitari appartengono a questa tipologia. Ciò nonostante, solo tre sostanze di questo tipo sono state misurate almeno una volta, il DEET, la Simazin e la Desethylterbuthylazin. Per la prima, un principio attivo utilizzato all'interno di prodotti repellenti per zanzare, non sono riportati dati di persistenza nell'ambiente. Per la seconda e la terza sostanza, un erbicida e un prodotto dalla degradazione del principio attivo Terbuthylazin, sono note le caratteristiche di una persistenza moderata nel suolo ed elevata in ambiente acquatico (U. of Hertfordshire, 2013). Interessante notare come questi pesticidi siano stati rilevati nei prelievi di maggio e agosto, suggerendo una verosimile dipendenza stagionale, e nel prelievo di novembre, con un rilascio nell'ambiente verosimilmente favorito dalle intense precipitazioni sul territorio.

La Desethylterbuthylazin e la Simazin sono anche gli unici analiti mai rivenuti nella campagna 2013 sui fiumi immissari ma rilevati poi nelle acque lacustri. Pertanto, i risultati del presente studio rafforzano la conclusione più generale, già ipotizzata nel rapporto 2013, che biocidi e fitosanitari rappresentano un problema minore per la qualità delle acque dei tributari del bacino del lago di Lugano e delle acque del lago stesso (Solcà et al., 2014; Müller, 2008). Con tutta probabilità, questo effetto è da ricondurre da un lato ad uno sfruttamento del territorio poco legato ad attività agricole (vedi anche Capitolo 1 - Introduzione) e dall'altro ai miglioramenti ipotizzabili in altri ambiti, come quello delle nuove formulazioni di pitture e intonaci per facciate in grado di inibire fortemente il dilavamento di biocidi (Burkhardt e Dietschweiler, 2013).

È interessante paragonare i risultati ottenuti con quelli di altri importanti laghi transfrontalieri. La Tabella 8 propone tale confronto riportando, unitamente ai dati del presente studio, quelli ottenuti nell'ambito di indagini analoghe sulle acque dei laghi Lemano e di Costanza, dove almeno un parametro positivo è stato misurato per uno di questi altri laghi o per entrambi (Moschet et al., 2013; Ortelli et al., 2011). Nonostante i tre laghi siano profondamente differenti, sia per caratteristiche che per dinamiche interne, in prima battuta i risultati appaiono comparabili e suggeriscono nel caso del Ceresio una contaminazione analoga o leggermente superiore all'interno del bacino sud, rispettivamente chiaramente inferiore per quanto riguarda il bacino nord. Per un confronto sommario, i parametri relativi al lago di Lugano e riportati nella Tabella 1 si contrappongono a dei volumi del bacino lacustre e a una popolazione insediata, sia nel caso del Lemano (89 km³, 1'335'000) che del lago di Costanza (48 km³, 1'600'000), molto superiori (Longrée et al., 2011; Götz et al., 2013).

Tabella 8: Microinquinanti rivelati nelle acque del Ceresio nel presente studio (media di tutti i risultati ottenuti per stazione di prelievo) confrontati con quelli rilevati in precedenza per i laghi di Costanza e Lemano (Moschet et al., 2013; Ortelli et al., 2011).

	P. Tresa 2014	Figino 2014	Melide 2014	Gandria 2014	Lago di Costanza 2009	Lago Lemano 2010
Benzotriazol	146	150	118	24	66 – 120	99 – 110
4-Me-Benzotriazol	40	39	32	<10	33 – 47	15 – 19
5-Me-Benzotriazol	24 – 26*	24	20	<10	n.a.	16 – 19
Carbamazepin	<10	<10	<10	<10	8 – 14	44 – 62
Diclofenac	12 – 16*	3 – 11*	<10	<10	4 – <6	<10
Sulfamethoxazol	11 – 13*	6 – 11*	6 – 11*	<10	4 – 13	<10
Acesulfam	253	275	209	72	260 – 300	n.a.
Sucralose	106	97	84	<10	6 - 20	n.a.

* I valori indicati sono calcolati considerando il limite di rivelazione (massimi) rispettivamente senza considerarlo (minimi)
n.a.: non analizzato nel rispettivo studio

Differenze particolarmente rilevanti includono la presenza di residui maggiori di Carbamazepin nel lago Lemano e di Sucralose nel bacino sud del lago di Lugano. Se la presenza di Carbamazepin nel Lemano può essere messa in relazione ad attività industriali specifiche e all'apporto del fiume Rodano (Götz et al., 2013), i residui di Sucralose nel bacino sud del lago di Lugano appaiono, in relazione ai livelli di altri microinquinanti, notevolmente superiori. D'altra parte, nonostante le dinamiche più lente, i residui nei laghi evolvono nel tempo con aumenti o diminuzioni delle concentrazioni. Questo può accadere tanto più velocemente quanto più repentinamente le quantità immesse nell'ambiente alla fonte subiscono variazioni rilevanti. La letteratura riporta che negli ultimi anni il consumo di derrate alimentari contenenti Sucralose avrebbe conosciuto un'importante incremento (Longrée et al., 2011). Di conseguenza, i maggiori residui di questo dolcificante nel bacino sud del lago di Lugano potrebbero essere in linea proprio con un apporto alla fonte in aumento. Una simulazione sul futuro della contaminazione da Sucralose nel lago di Costanza preconizza, allo stato del 2014, un valore circa triplicato rispetto a quello riportato nella Tabella 8 (Longrée et al., 2011). Pertanto, estrapolati al 2014, i residui di Sucralose nel lago di Costanza dovrebbero risultare molto più comparabili con quelli del bacino sud del Ceresio.

Da notare infine come i residui di diverse sostanze nelle acque del lago presso Ponte Tresa siano compatibili con quelli rilevati in occasione di un'analisi puntuale del 2012 dell'unico emissario, il fiume Tresa (Gerace, 2014). Con 130 e 13 ng/l, i contenuti di Benzotriazol e Carbamazepin, sostanze molto stabili nell'ambiente e senza processi di degradazione apprezzabili, sono in linea con i valori riscontrati nel lago (Tabelle 4 e 8). Per contro, le tracce di Diclofenac e Sulfamethoxazol nel Tresa con 1.2 e 3.3 ng/l appaiono minori di quanto riscontrabile mediamente nel lago (12 – 16 rispettivamente 11 – 13 ng/l). Questa differenza è ben spiegabile con i processi di degradazione fotolitica, già descritti in precedenza, più avanzati.

4.3 Qualità delle acque del lago e rischio per gli organismi acquatici

Per proporre un quadro il più possibile completo sulle conoscenze attuali relative alla presenza di microinquinanti idrosolubili nelle acque del lago di Lugano, la Tabella 9 riassume tutti i risultati positivi disponibili a oggi (Schildknecht et al., 2009; Sacchi et al., 2012). Complessivamente, figurano nella Tabella 41 sostanze a fronte di un totale di 244 microinquinanti leggermente o completamente idrosolubili ricercati.

Parallelamente vengono indicati, se disponibili, i criteri ecotossicologici più attuali (Oekotoxzentrum, 2015). Questi si dividono in criteri di qualità acuti per le acque, MAC-EQS, rispettivamente cronici, AA-EQS (Götz et al., 2010; Oekotoxzentrum, 2015). Il superamento puntuale nel tempo di un valore MAC-EQS significa che eventuali danni agli organismi acquatici non possono essere esclusi durante le seguenti 24-96 ore, mentre il valori AA-EQS corrispondono alle concentrazioni che, per evitare possibili problemi cronici a seguito di un'esposizione continua, non devono essere superati mediamente durante l'arco dell'anno (Oekotoxzentrum, 2015). Viste le dinamiche lente, nel caso di residui nel lago di Lugano gli AA-EQS rappresentano evidentemente il riferimento più appropriato.

Tabella 9: Tabella riassuntiva di tutti i microinquinanti idrosolubili rivelati a oggi nelle acque del Ceresio, comprendente i risultati del presente studio e quelli delle referenze Schildknecht et al., 2009 e Sacchi et al., 2012, entrambe relative alle acque presso Riva San Vitale. In tutti i casi sono indicati i singoli valori in ng/l minimi e massimi di diverse misurazioni, effettuate in momenti o profondità differenti. I valori sono confrontati con i criteri di qualità delle acque superficiali MAC e AA pubblicati dall'Oekotoxzentrum di Dübendorf (Oekotoxzentrum, 2015).

Sostanza	Categoria	GAL 2008-2009	Sacchi 2010	Questo studio	Criterio qualità acuto (MAC) e cronico (AA)	
					MAC	AA
Benzotriazol	Benzotriazoli	112 - 203	93 - 330	17 - 190	120000	30000
4-Methylbenzotriazol	Benzotriazoli	29 - 40	n.a.	<10 – 50	200000	75000
5-Methylbenzotriazol	Benzotriazoli	n.a.	n.a.	<10 – 38	200000	75000
Atrazin	Fito / Biocidi	<5	2 - 5	<5		
Desethylterbuthylazin	Fito / Biocidi	n.a.	n.a.	<5 - 12	187000	3600
DEET	Fito / Biocidi	<5 – 6	n.a.	<5 - 13	410000	41000
Mecoprop	Fito / Biocidi	n.a.	<3 – 17	<10	187000	3600
Simazin	Fito / Biocidi	<5 – 12	n.a.	<5 - 6		
Terbuthylazin	Fito / Biocidi	<5 – 7	n.a.	<5	1280	220
Terbutryn	Fito / Biocidi	<5	<0.03 - 1	<5	340	65
Atenolol	Farmaci	n.a.	<0.1 - 10	<10	330000	150000
Carbamazepin	Farmaci	<10 – 23	12 - 48	<10 – 12	2550000	500
Diclofenac	Farmaci	<10	<2 - 15	<10 – 45	Non considerato	50
Gabapentin	Farmaci	n.a.	75 - 238	n.a.		
Gemfibrozil	Farmaci	<10 – 19	n.a.	<10 – 110		
Ibuprofen	Farmaci	<10 – 14	n.a.	<10 – 19	23000	300
Naproxen	Farmaci	<10	<4 - 12	<10	370000	1700
Paracetamol	Farmaci	n.a.	n.a.	<10 – 13		
Sotalol	Farmaci	n.a.	<1 - 11	<10	Attualmente non possibile	
Sulfamethoxazol	Farmaci	n.a.	<0.4 - 12	<10 – 15	2700	600
Sulfapyridin	Farmaci	n.a.	n.a.	<10 – 12		

N-Acetyl-4-aminoantipyrin	Farmaci	n.a.	n.a.	<10 – 25		
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	Farmaci	n.a.	n.a.	<10 – 31	Attualmente non possibile	
Iopamidol	Farmaci	85 - 151	< 50	n.a.	Attualmente non possibile	
Iopromid	Farmaci	<10 – 24	133 - 548	n.a.	Attualmente non possibile	
Iohexol	Farmaci	<10 – 17	<25	n.a.		
Acesulfam	Dolcificanti	n.a.	n.a.	33 - 360		
Cyclamat	Dolcificanti	n.a.	n.a.	11 - 38		
Saccharin	Dolcificanti	n.a.	n.a.	<10 – 120		
Sucralose	Dolcificanti	n.a.	n.a.	<50 – 130		
NTA	Complessanti	<500 – 800	n.a.	n.a.	9800000	190000
EDTA	Complessanti	1900 - 2600	n.a.	n.a.	12100000	2200000
Bromoform	IC alogenati volatili	<50 – 60	n.a.	n.a.		
Perchloroethylen	IC alogenati volatili	<50 – 130	n.a.	n.a.		
MTBE	Additivi benzina	73 - 473	n.a.	n.a.		
ETBE	Additivi benzina	<10 – 33	n.a.	n.a.		
PFOA	Comp. perfluorurati	<2 – 2	n.a.	n.a.		
PFNA	Comp. perfluorurati	<2 – 3	n.a.	n.a.		
PFBS	Comp. perfluorurati	<2 – 5	n.a.	n.a.		
PFOS	Comp. perfluorurati	<2 – 3	n.a.	n.a.	36000	230
Bisphenol A	Sost. endocrine	<10 – 24	n.a.	n.a.	Non considerato	1500

n.a.: non analizzato nel rispettivo studio

Considerata l'assenza di superamenti dei valori AA-EQS e/o MAC-EQS, i risultati riportati nella Tabella 9 forniscono un quadro complessivo molto rassicurante. Inoltre, con l'eccezione dell'analgescico Diclofenac, il margine tra i valori massimi misurati e i criteri di qualità cronici sono in ogni caso superiori a un fattore di 10. D'altra parte, queste conclusioni rassicuranti sono applicabili solamente agli inquinanti per cui è disponibile una valutazione ecotossicologica attuale con relativi valori di riferimento. Come si può peraltro evincere dalla Tabella, a oggi, tali valutazioni non esistono sistematicamente. È inoltre sempre aperta la discussione relativa a possibili effetti negativi combinati, dovuti alla presenza simultanea di sostanze differenti. Anche se, apparentemente, tale problematica si dovrebbe concretizzare soprattutto per inquinanti con il medesimo meccanismo di azione, anche in questo ambito sono necessari maggiori approfondimenti (Götz et al., 2010).

Analogamente a quanto osservato per i fiumi tributari, il Diclofenac si è rivelata la sostanza con i residui più vicini al rispettivo valore AA-EQS che, con 50 ng/l, è piuttosto restrittivo. In linea con le tendenze generali, anche il Diclofenac mostra una concentrazione crescente lungo l'asse del lago da est verso ovest (Tabella 8): mentre presso le stazioni di Gandria e Melide il tenore medio durante il 2014 non ha superato il limite di rivelazione di 10 ng/l, a Figino e Ponte Tresa la contaminazione è risultata compresa tra 3 – 11 ng/l e 12 – 16 ng/l. Di conseguenza e secondo le categorie proposte nella referenza Götz et al., 2010, le acque del lago di Lugano possono essere giudicate come molto buone per le stazioni di Gandria e Melide, da molto buone a buone presso la

stazione di Figino e buone per quanto riguarda il bacino di Ponte Tresa. Questo risultato, che si contrappone ai residui eccessivi riscontrabili per i fiumi Scairolo, Vedeggio, Laveggio e Bolletta a valle degli IDA presenti, è evidentemente favorito dalla forte diluizione e da una certa degradazione fotolitica del Diclofenac nel lago. Non è tuttavia rassicurante considerare come, con tutta probabilità, i consumi alla fonte di medicinali contenenti questo principio attivo siano tuttora in aumento (Longrée et al., 2011). In linea più generale, sarebbero opportuni approfondimenti sulla possibile evoluzione dei residui in diverse zone del lago tramite l'applicazione di modelli previsionali già impiegati in altre circostanze (Longrée et al., 2011, Moschet et al., 2013, Götz et al., 2013).

In chiusura, è opportuno ricordare brevemente la situazione relativa ad altre sostanze estranee organiche che, per caratteristiche radicalmente differenti, sono misurabili piuttosto in comparti ambientali differenti dalle acque come il particolato, i sedimenti e il biota. Esempi includono i contaminanti persistenti liposolubili (persistent organic pollutants, POPs) come DDT e PCB, con la propensione a fenomeni di bioaccumulo e biomagnificazione lungo la catena alimentare. I dati disponibili sui campioni provenienti dal lago Ceresio a partire dalla metà degli anni '90, così come i risultati del monitoraggio CIP AIS del periodo 2009-2012, suggeriscono una contaminazione diffusa di sottofondo. Le conoscenze nell'ambito dei POPs verranno completate con le indagini previste per il 2015 che ricercheranno per la prima volta nei pesci sostanze appartenenti alla classe dei perfluorotani sulfonati (PFOS) e a quella dei ritardanti di fiamma polibromurati (PBDE), permettendo il confronto con i residui misurabili in campioni provenienti dal lago Maggiore o da altri laghi svizzeri (Poma et al., 2014; Ortelli et al., 2009).

5 Conclusioni

Il presente studio amplia le conoscenze relative ai microinquinanti idrosolubili nelle acque del lago di Lugano e completa gli scarsi dati disponibili in precedenza. Sono stati ricercati numerosi analiti in zone del lago, profondità e momenti di prelievo differenti, fornendo per la prima volta un quadro complessivo robusto e la possibilità di delineare tendenze interne al Ceresio, così come di confrontare la qualità delle sue acque con quelle di altri laghi svizzeri.

Sono state ricercate 153 sostanze in campioni di acqua prelevati dal lago durante quattro diversi momenti dell'anno e a due diverse profondità da una stazione del bacino nord (Gandria), da due stazioni del bacino sud (Melide, Figino) e dalla stazione di Ponte Tresa. I risultati mostrano la presenza da un minimo di 4 a un massimo di 14 sostanze all'interno di un singolo campione. Sia il numero di microinquinanti che le loro quantità aumentano lungo l'asse del lago da est verso ovest e mostrano una dipendenza solo marginale sia dal momento di prelievo che dalla profondità. Le osservazioni raccolte sono in linea con la struttura morfologica del lago e i con risultati ottenuti nell'ambito delle ricerche CIP AIS 2013 sui fiumi immissari, che suggeriscono un apporto di base di microinquinanti minore nel bacino nord e con una maggiore possibilità di diluizione nello stesso bacino.

La possibilità di rilevare microinquinanti idrosolubili nelle acque di un lago aumenta tanto maggiori sono le quantità immesse alla fonte, sia essa di tipo puntuale che diffusa, e quanto più elevata la loro persistenza ambientale. I risultati sul Ceresio confermano in grandi linee queste aspettative. Solo tre sostanze appartenenti alla classe dei biocidi e dei fitosanitari sono risultate misurabili nel lago ma non nell'ambito della campagna 2013 sui fiumi immissari, suggerendo che l'apporto di microinquinanti da fonti diffuse per dilavamento rappresenta un fenomeno di minore importanza rispetto alla contaminazione continua di base proveniente in prevalenza dagli impianti di depurazione delle acque reflue. Pertanto, è possibile confermare la bontà delle strategie di ammodernamento previste a medio termine per gli IDA svizzeri, che dovrebbero migliorare significativamente l'eliminazione di microinquinanti alla fonte.

La contaminazione delle acque del lago di Lugano appare, se comparata a quella dei laghi di Costanza e Lemano, analoga o leggermente superiore considerando le acque del bacino sud e

chiaramente inferiore per quanto riguarda quelle del bacino nord. Sulla base delle attuali conoscenze ecotossicologiche, la qualità delle acque presso Gandria e Melide può essere giudicata come molto buona. Le crescenti concentrazioni di Diclofenac verso ovest portano a classificare le acque presso Figino da buone a molto buone e quelle presso Ponte Tresa come buone. Per determinare le tendenze in atto sarebbe auspicabile applicare al Ceresio modelli previsionali, così come già fatto nel caso di altri laghi svizzeri, e rispettivamente ripetere a intervalli regolari il monitoraggio analitico adattando e ampliando la parametrizzazione a categorie di microinquinanti ancora poco o non studiate.

6 Bibliografia

Abegglen C. e Siegrist, H. 2012. Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 1-210.

Burkhardt M., Dietschweiler C. 2013. Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz. HSR Rapperswil, UMTEC. Studio commissionato dall'Ufficio federale dell'Ambiente.

Corno G., Di Cesare A., Eckert E., Contesini M., Bertoni R. 2014. Presenza e distribuzione di batteri antibiotico-resistenti nelle acque del lago Maggiore. C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Rapporto annuale 2013. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 46-53.

Gerace V., 2014. Microinquinanti nelle acque: valutazione della presenza di microinquinanti nel Lago Ceresio e confronto tra le tecniche di abbattimento negli impianti di depurazione delle acque. Tesi di laurea in scienze ambientali, Università degli studi dell'Insubria, sede di Como: 1-106.

Götz C., Kase R. e Hollender, J. 2010. Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf

Götz C., Mettler S., Vermeirssen E. 2013. Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de l'épuration des. eaux usées - Bassins du Léman et du Rhône aval. Studio su mandato della Commission internationale pour la protection des eaux du Léman – CIPEL: 1-76.

IGKB 2011. Antropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen. Rapporto 2011. 57 Kommissionstagung: 1-19.

Lahti M. 2012. The fate aspects of pharmaceuticals in the environment – Biotransformation, sedimentation and exposure of fish. Academic dissertation, Publishing Unit, University Library of Jyväskylä: 1-122.

Longrée P., Singer H., Moschet C., Götz C., Schärer M., Keusen M. 2011. Organische Mikroverunreinigungen im Bodensee – Analyse und Bewertung der Situation in See und Einzugsgebiet. GWA. 7: 495-505.

Moschet C., Götz C., Longrée P., Hollender J., Singer H. 2013. Multi-level approach for the integrated assessment of polar organic micropollutants in an international lake catchment: the example of lake Constance. Environ. Sci. Technol., 47(13): 7028–7036.

Müller S. 2008. Berechnete Konzentrationen von Pestizidkonzentrationen - Vortrag Fischnetz+, Olten, 16.2.2008. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf.

Munz N., Leu C., Wittmer I. 2012. Pestizidmessungen in Fließgewässern - Schweizweite Auswertung. Aqua & Gas. 11: 32–41.

NFP 2008. AA.VV. Nacionales Forschungsprogramm «Hormonaktive Stoffe», Konsensplattform «Hormonaktive Stoffe in Abwasser und Gewässern», Schlussdokument. Pubblicato per conto del Fondo nazionale svizzero da int/ext Communications AG, Postfach, Basel.

Oekotoxzentrum. 2015. L'elenco di MAQ-EQS e AA-EQS viene aggiornato alla pagina web dell'Oekotoxzentrum: www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien.

Ortelli D., Edder P., Rapin F. 2009. Micropolluants dans les poissons et écrevisses du Léman. Campagne 2008. Rapp. Comm. Int. Prot. eaux Léman contre pollut: 73-89.

Ortelli D., Edder P., Rapin F., Ramseier S. 2011. Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Campagne 2010. Rapp. Comm. Int. Prot. eaux Léman contre pollut: 65-86.

Poma G., Pisanello F., Roscioli, C., Guzzella L. 2014. CNR-IRSA, Brugherio "Indagini su DDT e sostanze

pericolose nell'ecosistema del lago Maggiore, indagini sul comparto ittico: misura delle concentrazioni di inquinanti organici". Rapporto annuale 2013. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 28-42.

Sacchi L. 2011. Le cycle anthropique de l'eau dans la région de Mendrisio (TI): quelles perspectives pour la ressource en eau? Maîtrise universitaire en Sciences en Géosciences de l'Environnement, Université de Lausanne: 1-124.

Sacchi L., Solcà N., Crivelli E., Chèvre N., De Alencastro F., Veronesi M., Simona M., Pfeifer H.R. 2012. Microinquinanti nel Laveggio e nel Lago di Lugano presso Riva San Vitale. Lago Ceresio, indagine su DDT e sostanze pericolose: Rapporto annuale 2011. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 11-23.

Schildknecht A., Késter O., Bosshart U. 2009. Analisi dell'acqua presso la futura captazione a lago di Riva San Vitale - Campagna di misure dicembre 2007 - marzo 2009. Gruppo di lavoro acquedotto a lago, Mednrisiotto.

Simona M., Lepori F., Pozzoni M. 2014. Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI) "Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano". Aspetti limnologici. Rapporto annuale 2013. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 1-89.

Solcà N., Pessina A., Ranieri G., Simona M. 2014. Microinquinanti in otto immissari del Lago di Lugano. Lago di Lugano, indagine sulle sostanze pericolose: Rapporto annuale 2013. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 1-34.

Stauer P. e Ort C. 2012. Diffuse Einträge aus Siedlungen - Ergebnisse einer Situationsanalyse. Aqua & Gas. 11: 2-10.

Ufficio Protezione e Depurazione Acque (UPDA). 2004. "Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano". Aspetti limnologici. Rapporto annuale 2003. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 1-94.

University of Hertfordshire. 2013. The Pesticide Properties DataBase (PPDB) developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, 2006-2013.

Wittmer I.K., Moschert Ch., Simovic J., Singer H., Stamm C., Hollender, J., Junghans, M. 2014. Ueber 100 Pestizide in Fließgewässern - Programm NAWA Spez zeigt die hohe Pestizid-Belastung der Schweizer Fließgewässer auf. Aqua & Gas, 3: 32-43.

Tabella 3: Microinquinanti ricercati nel presente studio (153 sostanze). Sono indicati il nome della sostanza, la categoria di appartenenza (Bz: Benzotriazoli, BF: Biocidi e Fitosanitari, Fa: Farmaci e Do: Dolcificanti) e il limite di quantificazione analitico in ng/l (per BF: il limite di rivelazione). Le sostanze in grassetto (19 sostanze) sono state rivelate almeno una volta in concentrazioni maggiori del LQ.

Cat.	Sostanza	LQ	Cat.	Sostanza	LQ	Cat.	Sostanza	LQ	Cat.	Sostanza	LQ
Bz	Benzotriazol	10	BF	Methabenzthiazuron	5	BF	DEET	5	Fa	Propyphenazon	10
Bz	4-Methylbenzotriazol	10	BF	Metobromuron	5	BF	Dicamba	10	Fa	Salbutamol	10
Bz	5-Methylbenzotriazol	10	BF	Metolachlor	5	BF	Dinoseb	10	Fa	Simvastatin	10
BF	Ametryn	5	BF	Metribuzin	5	BF	DNOC	10	Fa	Sotalol	10
BF	Atrazin	5	BF	Metoxuron	5	BF	Fluroxypyr	10	Fa	Terbutalin	10
BF	Desethylatrazin	5	BF	Monolinuron	5	BF	Ioxynil	10	Fa	Azithromycin	10
BF	Azinphos-methyl	5	BF	Monuron	5	BF	Triclopyr	10	Fa	Clarithromycin	10
BF	Azinphos-ethyl	5	BF	Napropamid	5	BF	Pentachlorphenol	10	Fa	Dehydrato-Erythromycin A	10
BF	Azoxystrobin	5	BF	Parathion-methyl	5	BF	Clodinafop-propargylester	5	Fa	Oleandomycin	10
BF	Bitertanol	5	BF	Parathion-ethyl	5	BF	Flufenacet	5	Fa	Roxithromycin	10
BF	Bromacil	5	BF	Propiconazol	5	BF	Flurtamone	5	Fa	Spiramycin	10
BF	Carbetamid	5	BF	Prosulfocarb	5	Fa	Benzafibrat	10	Fa	Tylosin	10
BF	Carbofuran	5	BF	Penconazol	5	Fa	Carbamazepin	10	Fa	Sulfadiazin	10
BF	Chloridazon	5	BF	Phenmedipham	5	Fa	Clofibrinsäure	10	Fa	Sulfadimidin	10
BF	Chloroxuron	5	BF	Prometryn	5	Fa	Diazepam	10	Fa	Sulfamerazin	10
BF	Chlortoluron	5	BF	Procymidon	10	Fa	Diclofenac	10	Fa	Sulfamethoxazol	10
BF	Cyanazin	5	BF	Propazin	5	Fa	Etofibrat	10	Fa	Sulfapyridin	10
BF	Cyproconazol	5	BF	Simazin	5	Fa	Fenofibrat	10	Fa	Amoxicillin	20
BF	Desmetryn	5	BF	Desethylsimazin	5	Fa	Fenofibrinsäure	10	Fa	Cloxacillin	20

Tabella 4: Sostanze rivelate presso la stazione di Ponte Tresa in occasione delle quattro campagne di misura. I valori, espressi in ng/l, sono confrontati con i criteri di qualità delle acque superficiali MAC e AA pubblicati dall'Oekotoxzentrum di Dübendorf (Oekotoxzentrum, 2015).

Fiume Sostanza	Colonna d'acqua 0 – 20 m				Campione 40 (45) m				Criterio di qualità acuto (MAC) e cronico (AA)	
	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 3	Camp. 4	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 3	Camp. 4	MAC	AA
Benzotriazol	190	130	97	110	150	170	180	140	120000	30000
4-Methylbenzotriazol	44	45	26	28	40	50	48	36	200000	75000
5-Methylbenzotriazol	38	25	n.d.	18	33	29	26	25	200000	75000
Desethylterbutylazin	n.d.	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	187000	3600
DEET	n.d.	n.d.	13	7	n.d.	n.d.	8	9	410000	41000
Simazin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
Carbamazepin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	11	8	2550000	500
Diclofenac	n.d.	n.d.	45	14	12	13	12	9	non considerato	50
Gemfibrozil	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
Ibuprofen	16	12	19	n.d.	19	n.d.	n.d.	7	23000	300
Paracetamol	n.d.	n.d.	n.d.	11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
Sulfamethoxazol	14	13	n.d.	11	12	15	12	13	2700	600
Sulfapyridin	n.d.	n.d.	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
N-Acetyl-4-aminoantipyrin	25	13	10	12	25	20	19	15		
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	31	26	16	18	25	29	20	27		
Acesulfam	300	240	160	150	290	280	310	290		
Cyclamat	36	37	37	34	37	28	22	26		
Saccharin	52	29	72	34	55	25	31	25		
Sucralose	120	99	84	83	120	100	110	130		

Tabella 5: Sostanze rivelate presso la stazione di Figino in occasione delle quattro campagne di misura. I valori, espressi in ng/l, sono confrontati con i criteri di qualità delle acque superficiali MAC e AA pubblicati dall'Oekotoxzentrum di Dübendorf (Oekotoxzentrum, 2015).

Fiume Sostanza	Colonna d'acqua 0 – 20 m				Campione 50 m				Criterio di qualità acuto (MAC) e cronico (AA)	
	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 3	Camp. 4	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 3	Camp. 4	MAC	AA
Benzotriazol	130	170	140	82	160	170	170	180	120000	30000
4-Methylbenzotriazol	26	44	38	21	45	45	47	48	200000	75000
5-Methylbenzotriazol	28	29	17	13	28	23	23	30	200000	75000
Desethylterbutylazin	n.d.	11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	7	n.d.	187000	3600
DEET	n.d.	n.d.	n.d.	7	n.d.	n.d.	8	8	410000	41000
Simazin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5		
Carbamazepin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	11	n.d.	12	9	2550000	500
Diclofenac	14	n.d.	n.d.	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	non considerato	50
Gemfibrozil	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
Ibuprofen	n.d.	n.d.	12	6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23000	300
Paracetamol	n.d.	n.d.	n.d.	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
Sulfamethoxazol	n.d.	12	11	n.d.	n.d.	14	12	n.d.	2700	600
Sulfapyridin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
N-Acetyl-4-aminoantipyrin	19	12	12	10	24	18	14	13		
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	22	24	17	18	30	31	31	30		
Acesulfam	250	230	220	150	360	330	350	310		
Cyclamat	38	35	36	33	20	22	19	17		
Saccharin	27	25	120	31	40	n.d.	n.d.	3		
Sucralose	100	97	99	69	110	97	110	93		

Tabella 6: Sostanze rivelate presso la stazione di Melide in occasione delle quattro campagne di misura. I valori, espressi in ng/l, sono confrontati con i criteri di qualità delle acque superficiali MAC e AA pubblicati dall'Oekotoxzentrum di Dübendorf (Oekotoxzentrum, 2015).

Fiume	Colonna d'acqua 0 – 20 m				Campione 50 m				Criterio di qualità acuto (MAC) e cronico (AA)	
	Sostanza	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 3	Camp. 4	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 3	Camp. 4	MAC
Benzotriazol	94	110	110	62	130	160	160	120	120000	30000
4-Methylbenzotriazol	25	33	30	16	35	43	44	33	200000	75000
5-Methylbenzotriazol	20	21	15	11	25	23	22	20	200000	75000
Desethylterbutylazin	n.d.	10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	187000	3600
DEET	n.d.	n.d.	8	8	n.d.	n.d.	8	9	410000	41000
Simazin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5		
Carbamazepin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	12	9	2550000	500
Diclofenac	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	non considerato	50
Gemfibrozil	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
Ibuprofen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23000	300
Paracetamol	n.d.	n.d.	n.d.	13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
Sulfamethoxazol	n.d.	11	n.d.	n.d.	n.d.	14	14	12	2700	600
Sulfapyridin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
N-Acetyl-4-aminoantipyrin	14	11	10	n.d.	20	15	15	11		
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	20	23	17	13	30	28	26	27		
Acesulfam	200	200	190	120	320	300	33	310		
Cyclamat	37	32	34	32	26	20	18	17		
Saccharin	52	23	52	24	36	n.d.	29	3		
Sucralose	87	87	78	59	100	83	90	88		

