

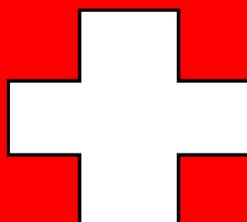
Commissione internazionale  
per la protezione delle acque italo-svizzere

**Lago di Lugano: Ricerca e monitoraggio di sostanze  
pericolose nella fauna ittica**

Programma triennale 2016 - 2018  
**Campagna 2018**

*a cura di Nicola Solcà*

Bellinzona 2019





Commissione internazionale per la  
protezione delle acque italo-svizzere

**Lago di Lugano:**  
**Ricerca e monitoraggio di sostanze pericolose nella  
fauna ittica**

Programma triennale 2016-2018

**Campagna 2018**

*a cura di Nicola Solcà*

Bellinzona 2019



## **Indice**

- 1. Introduzione generale**
- 2. Raccolta, preparazione e analisi**
  - 2.1. Campionamento e preparazione**
  - 2.2. Materiali e metodi analitici**
    - 2.2.1. DDT, PCB, HCB e HCH
    - 2.2.2. Mercurio
    - 2.2.3. PBDE
- 3. Risultati e discussione**
  - 3.1. DDT, HCH e HCB**
  - 3.2. PCB**
  - 3.3. PBDE**
  - 3.4. Mercurio**
  - 3.5. Evoluzione della contaminazione**
- 4. Conclusioni**
- 5. Bibliografia**
- 6. Allegati**



### Autori dello studio

Nicola Solcà<sup>1</sup>, Antonio Pessina<sup>1</sup>, Giuseppe Ranieri<sup>1</sup>, Nicola Forrer<sup>2</sup>, Claudio Roscioli<sup>3</sup>, Sara Mattiuzzi<sup>3</sup>, Licia Guzzella<sup>3</sup>.

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

2- Laboratorio cantonale, Bellinzona

3- CNR – IRSA, Brugherio

## **1. Introduzione generale**

La Convenzione di Stoccolma sugli inquinanti organici persistenti (Persistent Organic Pollutants, POPs), alla quale anche la Svizzera e l'Italia aderiscono, si prefigge di ridurre al minimo le emissioni globali di sostanze particolarmente problematiche nell'ambiente. I POPs sono composti organici tossici difficilmente biodegradabili, che possono accumularsi nei tessuti di esseri umani e animali. Dopo il loro rilascio, si diffondono a livello globale attraverso l'aria, l'acqua e la catena alimentare, provocando possibili danni alla umana e all'ambiente anche a grande distanza dalla fonte di emissione. Uno dei principi della Convenzione è la regolare verifica dell'efficienza delle misure adottate. In questo contesto i risultati del monitoraggio sull'evoluzione delle concentrazioni di POPs nell'ambiente rivestono un grande interesse (Stockholm 2019).

Dopo i primi 12 POPs - Aldrin, Clordano, DDT, Dieldrin, Endrin, Eptacloro, Esaclorobenzene, Mirex, Toxafene, Bifenili policlorurati (PCBs), Policloro-dibenzo Diossine (PCDD) e Furani (PCDF), la convenzione è stata modificata aggiungendo un numero crescente di composti, tra cui alcuni perfluoroalchilici (PFAS) e i ritardanti di fiamma polibromurati (PBDE), limitati parallelamente dalla legislazione europea e svizzera per i possibili impieghi alla fonte.

Il mercurio è un metallo pesante molto tossico e tra i composti inorganici rappresenta uno degli inquinanti ubiquitari più rilevanti. Nonostante la sua possibile liberazione a seguito di fenomeni naturali, le attività antropiche – per esempio la combustione di carbone fossile e alcuni processi industriali – sono all'origine delle emissioni più significative. In linea generale, accanto alle emissioni, giocano un ruolo molto importante la mobilitazione e la redistribuzione di mercurio immesso in passato nell'ambiente, incluso il trasporto su larga scala in tutto il mondo con possibili fenomeni di bioaccumulo negli organismi e negli ecosistemi (UNEP 2013; Ritscher *et al.* 2018). Per questo motivo, su impulso delle Nazioni Unite per l'ambiente, è stato deciso di elaborare un accordo sul mercurio, concretizzato tramite la Convenzione di Minamata, allo scopo di limitarne l'uso e prevenirne la diffusione (Minamata 2019).

Per giudicare l'inquinamento dai citati contaminanti, le norme a valle includono i tenori massimi di residui nelle derrate alimentari, per esempio in Svizzera attraverso l'Ordinanza sui contaminanti (OCont). Nel contesto della legislazione a tutela dell'ambiente, la direttiva 2013/39/UE ha definito degli standard di qualità ambientale (SQA) per diverse sostanze prioritarie nelle acque o in altre matrici (biota in particolare). Tale direttiva è stata recepita in Italia con il Decreto legislativo 172/2015, che ha ripreso e aggiornato la lista delle sostanze. In Svizzera, le esigenze ecotossicologiche per il monitoraggio della qualità chimica delle acque sono invece elaborate dal centro svizzero di ecotossicologia applicata per ricavare, con gli stessi principi, i cosiddetti criteri di qualità ambientale CQA (Oekotoxzentrum, 2019). I relativi valori soglia vengono poi se del caso ripresi nella legislazione nazionale, anche allo scopo di armonizzare nel limite del possibile i criteri di protezione con i Paesi limitrofi. Al momento, in Svizzera non esistono valori di riferimento per i contaminanti qui discussi nel biota.

A partire dagli anni '80-'90 sono state promosse sia a livello istituzionale che di ricerca scientifica diverse indagini sulla presenza di sostanze pericolose nel lago di Lugano, nei suoi organismi indicatori (in particolare: pesci e molluschi) o in altri comparti ambientali specifici (es. sedimenti).

Nella stragrande maggioranza dei casi, queste indagini hanno focalizzato la loro attenzione all'indirizzo di inquinanti organici persistenti liposolubili - quali DDT, PCB, HCB, HCH, Clordano, Eptacloro, Aldrin, Dieldrin, Endrin e composti nitro aromatici - o inorganici - i metalli o metalloidi arsenico, cadmio, cromo, mercurio, piombo, rame e zinco o gli isotopi radioattivi del cesio (Ceschi *et al.* 1996; Repubblica e Cantone Ticino, 2000 e 2007). Le indagini promosse dalla CIP AIS nel quinquennio 2008-2012 hanno potuto estendere le conoscenze già acquisite per queste categorie di contaminati e, nel 2015, di ampliarle ad altri POPs emergenti, in particolare gli PFAS e i PBDE (CIP AIS 2010, 2011, 2012, 2013 e 2016; Guzzella *et al.* 2018).

Ne risulta un quadro complessivo piuttosto rassicurante. Un confronto delle concentrazioni di residui organoclorurati nelle matrici provenienti dal lago di Lugano con quelle tipiche di altri laghi suggerisce per il Ceresio una contaminazione di sottofondo. PCB, DDT e mercurio nelle matrici del lago Ceresio si situano a livelli più bassi di quelli che è possibile riscontrare in altri laghi con sorgenti puntuali di contaminazione, come il Verbano (Guzzella *et al.* 2018). Tuttavia, per PFAS e PBDE gli scarsi dati a oggi disponibili non permettono di escludere la presenza di possibili fonti puntuali anche nel bacino idrografico del lago Ceresio (CIP AIS 2016, Mazzoni *et al.* 2019). Fonti puntuali di PBDE in particolare erano già state ipotizzate nell'ambito dei risultati CIP AIS relativi alla campagna 2015 (CIP AIS 2016), motivando quindi la pianificazione di una ricerca specifica sugli immissari, programmata nel 2020.

La presente indagine mira in primo luogo a estendere la serie di dati storici per PCB, DDT e mercurio nei pesci del lago Ceresio allo scopo di permettere, dopo gli ultimi risultati disponibili del 2009, la valutazione storica dei dati. Alla luce dei valori di PBDE riscontrati nel 2015, superiori alle attese, si è ritenuto opportuno misurare nuovamente questi indicatori nell'ambito della presente campagna.

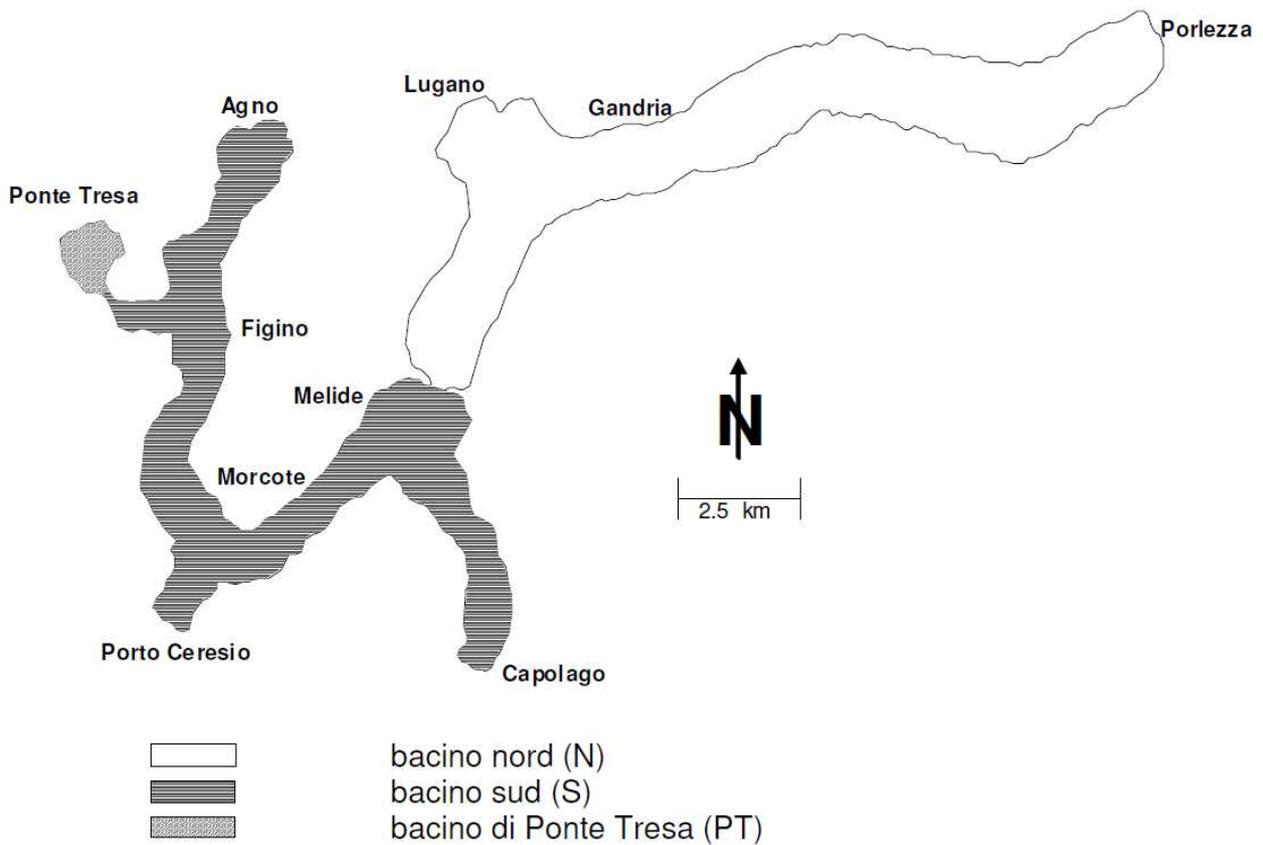
## **2. Raccolta, preparazione e analisi**

### **2.1. Campionamento e preparazione**

I pesci sono stati catturati da pescatori professionisti operanti sul lago Ceresio e facenti parte del Consorzio pescatori con reti di Cadempino. Il programma prevedeva quattro diversi momenti di campionamento, distribuiti uniformemente durante il 2018. Per ogni periodo di cattura erano previsti 5 esemplari di agoni e altrettanti di persici, reperiti nel bacino nord e nel bacino sud e da riunire in un campione misto ("pool" di pesci) per un totale di 16 campioni. Rispetto al programma, non è stato possibile catturare due singoli esemplari di agoni. La Figura 1 visualizza le due zone del Ceresio considerate, ovvero il bacino nord e il bacino sud, mostrando anche il più piccolo bacino terminale di Ponte Tresa. Le caratteristiche dei 16 campioni misti considerati, per un totale di 78 pesci singoli, sono riassunte nella Tabella 1.

Gli agoni sono stati catturati con reti volanti di maglie 35-37 mentre i persici con reti di fondo di maglie 28-32 mm. Dopo la cattura, i pesci sono stati misurati, eviscerati, pesati e quindi congelati fino alla consegna al laboratorio. Il trasporto verso il laboratorio è avvenuto tramite frigo box. Gli esemplari sono stati conservati congelati fino alla preparazione.

I campioni sono stati preparati componendo un "pool" di singoli pesci (n) della medesima zona di cattura (bacino nord oppure bacino sud, Figura 1). Ogni singolo campione "pool" è stato preparato, previo scongelamento e preparazione dei singoli esemplari, omogeneizzando tutti i filetti di pesce (pelle esclusa, regione caudale da entrambi i lati del corpo) appartenenti alla medesima specie, zona e serie di cattura. L'omogeneizzazione dei filetti è avvenuta meccanicamente con l'ausilio di un tritacarne e un'impastatrice automatica e la matrice ottenuta è stata trasferita in recipienti di vetro a -18 °C fino al momento previsto per l'analisi.



**Figura 1:** Lago Ceresio con l'indicazione dei tre bacini lacustri e delle due zone di cattura dei pesci considerati in questa campagna: bacino nord (senza riempimento) e bacino sud (righe orizzontali).

**Tabella 1: Caratteristiche dei campioni dal Ceresio nel 2018, con indicazione della specie (agone rispettivamente pesce persico), del luogo (bacino sud rispettivamente bacino nord) e del mese di cattura. È indicata la serie di campionamento durante il 2018 (1-4), il numero di singoli esemplari (n) omogenizzati per formare i diversi campioni sottoposti ad analisi, unitamente alla valutazione statistica della loro lunghezza e peso lordo totale,  $L_T$  e  $P_T$ .**

Camp. pool	Serie	n		Media	Minimo	Massimo	CV %
Agoni sud	1	4	$L_T$ in cm	35.0	34.0	36.0	3.3
Marzo			$P_T$ in g	448.8	360.0	535.0	19.3
Agoni nord	1	5	$L_T$ in cm	39.4	37.0	41.0	4.6
Marzo			$P_T$ in g	619.0	450.0	710.0	18.0
Persici sud	1	5	$L_T$ in cm	29.0	27.0	30.0	4.2
Marzo			$P_T$ in g	372.8	274.0	445.0	18.0
Persici nord	1	5	$L_T$ in cm	29.0	25.0	32.0	11.4
Marzo			$P_T$ in g	390.0	220.0	555.0	41.3
Agoni sud	2	5	$L_T$ in cm	39.0	37.0	41.5	4.2
Maggio			$P_T$ in g	506.8	460.0	576.0	9.0
Agoni nord	2	5	$L_T$ in cm	37.6	33.0	41.0	8.5
Giugno			$P_T$ in g	457.2	355.0	612.9	27.0
Persici sud	2	5	$L_T$ in cm	21.9	20.0	25.0	9.5
Maggio			$P_T$ in g	146.6	109.0	229.0	33.1

Persici nord	2	5	L <sub>T</sub> in cm	22.3	21.0	25.0	7.0
Giugno			P <sub>T</sub> in g	149.2	130.0	212.0	23.7
Agoni sud	3	5	L <sub>T</sub> in cm	37.3	31.0	43.0	14.6
Settembre			P <sub>T</sub> in g	538.8	360.0	674.0	30.3
Agoni nord	3	5	L <sub>T</sub> in cm	32.4	29.0	37.0	10.6
Settembre			P <sub>T</sub> in g	420.0	360.0	530.0	16.0
Persici sud	3	5	L <sub>T</sub> in cm	22.6	19.0	25.5	10.5
Settembre			P <sub>T</sub> in g	173.2	94.0	236.0	29.4
Persici nord	3	5	L <sub>T</sub> in cm	22.3	21.0	25.0	7.0
Settembre			P <sub>T</sub> in g	165.5	143.0	184.0	8.8
Agoni sud	4	5	L <sub>T</sub> in cm	38.1	35.0	41.0	6.0
Novembre			P <sub>T</sub> in g	498.0	350.0	590.0	19.1
Agoni nord	4	4	L <sub>T</sub> in cm	35.4	34.0	38.0	5.1
Dicembre			P <sub>T</sub> in g	339.8	312.0	390.0	10.1
Persici sud	4	5	L <sub>T</sub> in cm	27.2	21.5	32.5	18.3
Novembre			P <sub>T</sub> in g	332.0	105.0	555.0	59.4
Persici nord	4	5	L <sub>T</sub> in cm	27.6	25.0	29.0	6.1
Dicembre			P <sub>T</sub> in g	303.0	209.0	350.0	20.1

In tutti i campioni sono state ricercate dal Laboratorio cantonale ticinese i residui di paradichlorodifeniltricloroetano e dei suoi principali isomeri e metaboliti (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE, o,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDD, la cui somma viene definita come "DDT totale" o DDT<sub>tot</sub>), di sei bifenili policlorurati indicatori (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-138, PCB-153, PCB-180, la cui somma viene definita come "i-PCB totale" o i-PCB<sub>tot</sub>), di esaclorobenzene (HCB), di esaclorocicloesano (HCH, isomeri β e γ) e di mercurio (Hg).

Nel caso dei ritardanti di fiamma polibromurati (PBDE), sono stati ricercati dall'IRSA-CNR di Brugherio i congeneri BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 184 e 209. I 6 congeneri BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, indicati dalla Direttiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo, sono i principali costituenti della miscela tecnica "PentaBDE". Gli altri due congeneri ricercati (BDE-183 e 209) rappresentano rispettivamente i componenti principali delle miscele tecniche "OctaBDE" e "DecaBDE".

## 2.2. Materiali e metodi analitici

### 2.2.1. DDT, PCB, HCB e HCH

La determinazione dei composti organoclorurati si è basata su una metodica che combina un'estrazione secondo Steinwandter (Steinwandter, 1985) e una procedura di purificazione rispettivamente quantificazione descritta dalla Deutsche Forschungsgemeinschaft (Specht *et al.* 1980; Specht *et al.* 1985; Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1991). Questa metodica è stata impiegata anche in occasione di diversi studi precedenti relativi a pesci del Ceresio e del Verbano (Ceschi *et al.* 1996; Solcà *et al.* 2006, Repubblica e Cantone Ticino, 2000 e 2007) e per i dettagli si rimanda anche al rapporto relativo alla campagna CIP AIS del 2009 (CIP AIS, 2010).

Per la determinazione è stata considerata un'aliquota, opportunamente pesata, di 50 g di omogeneizzato. Il campione è stato addizionato di acqua, cloruro di sodio e solvente organico per raccogliere, dopo agitazione e separazione, gli analiti nella fase organica. L'estratto è stato in

seguito seccato, concentrato e ridisciolti in un volume noto di cicloesano/acetato d'etile 1:1, dal quale è stata prelevata un'aliquota per determinare il contenuto di grasso dei campioni. Una seconda aliquota di 5 ml è stata purificata tramite cromatografia a permeazione di gel (GPC) raccogliendo, evaporando e riprocessando in isoottano gli eluati di interesse. Sono seguiti ulteriori passi di purificazione, trasferendo 1 ml dell'estratto in testa a una colonnina riempita di gel di silice per poi eluire con esano (frazione F0) e una miscela di esano-toluene 65:35 (frazione F1) gli analiti. Tali frazioni sono state trattate separatamente (evaporazione e discioglimento in un volume noto di isoottano) e addizionate di un opportuno standard interno (PCB-198).

La quantificazione degli analiti in F0 e F1 è stata realizzata con l'ausilio di un sistema gas cromatografico munito di rivelatore a cattura elettronica (ECD). La separazione dei segnali ricercati è stata garantita dall'utilizzo di una colonna capillare combinata all'impiego di idrogeno quale gas di trasporto e attraverso degli appropriati programmi di temperatura del forno e dell'iniettore. La quantificazione è avvenuta confrontando i segnali rilevati con quelli da soluzioni standard opportune (curve di calibrazione multilivello con correzione per il segnale dello standard interno). Le serie analitiche sono state accompagnate dai consueti controlli di qualità, in particolare con la determinazione dei contaminanti contenuti in un materiale di riferimento certificato. In generale, diversi dati di validazione attestano per contaminanti organoclorurati recuperi dell'ordine di 85–110% e deviazioni standard di ripetibilità e riproducibilità soddisfacenti ( $s_r \sim 14\%$  e  $s_R \sim 26\%$ ) (Solcà *et al.* 2006).

### 2.2.2. Mercurio

Le concentrazioni di mercurio sono state determinate, dopo opportuna mineralizzazione dell'omogeneizzato, tramite spettrometria di massa con sorgente al plasma (ICP-MS). Un'aliquota di circa 1.5 grammi di omogeneizzato è stata sottoposta a una procedura standard di digestione acida sotto pressione utilizzando un mineralizzatore a microonde turbo WAVE. All'interno di appositi inserti in quarzo sono stati aggiunti 5 ml di una soluzione di  $\text{HNO}_3$  al 65%. Le condizioni di digestione sono state programmate in maniera da raggiungere  $250^\circ\text{C}$  (temperatura massima) durante 21 min di riscaldamento graduale.

Le soluzioni mineralizzate e opportunamente diluite sono state analizzate per ICP-MS, includendo ad ogni serie di misurazione diversi campioni per il controllo della qualità analitica (campioni rinforzati, materiali di riferimento a tenore certificato di Hg).

### 2.2.3. PBDE

L'omogenato di tessuto muscolare è stato liofilizzato, avendo cura di misurare il peso fresco del campione prima di disidratarlo. L'estrazione dei PBDE è stata eseguita mediante estrattore Soxhlet automatizzato. L'estratto concentrato è stato purificato tramite passaggio su colonnina contenente silice acida e Florisil® attivato, per essere successivamente eluito e concentrato fino a piccolo volume.

L'analisi è stata eseguita utilizzando un gascromatografo accoppiato ad uno spettrometro di massa del tipo Ion Trap. La separazione dei congeneri di BDEs (BDE-28, 47, 100, 99, 153, 154, 183, 209) è stata ottenuta utilizzando una colonna capillare all'interno della quale è stato impiegato un flusso di Elio a 1,3 ml / min, raggiungendo con incrementi gradualmente una temperatura del forno di  $300^\circ\text{C}$ .

L'analisi quantitativa è stata ottenuta utilizzando come standard interni per i BDE tri-epita dei marcati  $^{13}\text{C}12$  ( $^{13}\text{C}12$  BDE-28, 47, 99, 154, 153, 183) e come standard interno del BDE-209 il BB-209 (decabromobifenile). Le serie analitiche sono state accompagnate dai diversi controlli di qualità, inclusa la determinazione dei contaminanti contenuti in un materiale di riferimento certificato (NIST-1947) ogni 4 campioni e una prova di bianco ogni 8, che sono sempre risultati inferiori ai valori di LOD calcolati (0,1 ng / g p.f. per tutti i BDEs). Per l'agone bacino nord di

settembre 2018 sono state condotte tre repliche di estrazione, ottenendo valori sul totale dei PBDE considerati molto simili tra loro, pari a  $9.6 \pm 1.3$  ng/g p.f.; lo stesso è stato fatto per il persico del bacino Sud di marzo 2018 con valori pari a  $0.56 \pm 0.1$  ng/g p.f., confermano la buona riproducibilità della metodica. Per i dettagli del metodo si rimanda alla referenza Guzzella *et al.* 2018.

### 3. Risultati e discussione

Tutti i risultati dei 16 campioni analizzati, riferiti alla parte edibile e al peso fresco, sono riassunti nelle Tabelle 2 e 3 in allegato. Confrontandoli per la medesima specie ittica e nella stessa serie di cattura non emergono, come prevedibile, variazioni significative o statisticamente rilevanti tra bacino nord e bacino sud. Di conseguenza vengono di seguito discusse esclusivamente le medie rilevate per gli agoni e i persici durante i differenti momenti dell'anno.

Sulla base del contenuto lipidico e delle tendenze già ben documentate nella letteratura, i residui di sostanze organoalogenate liposolubili negli agoni dovrebbero risultare chiaramente superiori rispetto a quelli che è possibile ritrovare nei persici. I risultati, con concentrazioni negli agoni mediamente superiori – DDT<sub>tot</sub> di ~7 volte, i-PCB<sub>tot</sub> di ~8 volte, PBDE di oltre 15 volte – confermano questa previsione. Anche le concentrazioni di mercurio, maggiori negli agoni, rispecchiano le differenze tipicamente osservate tra queste due specie in occasione di studi precedenti (Repubblica e Cantone Ticino 2007, CIP AIS 2010, Guzzella *et al.* 2018).

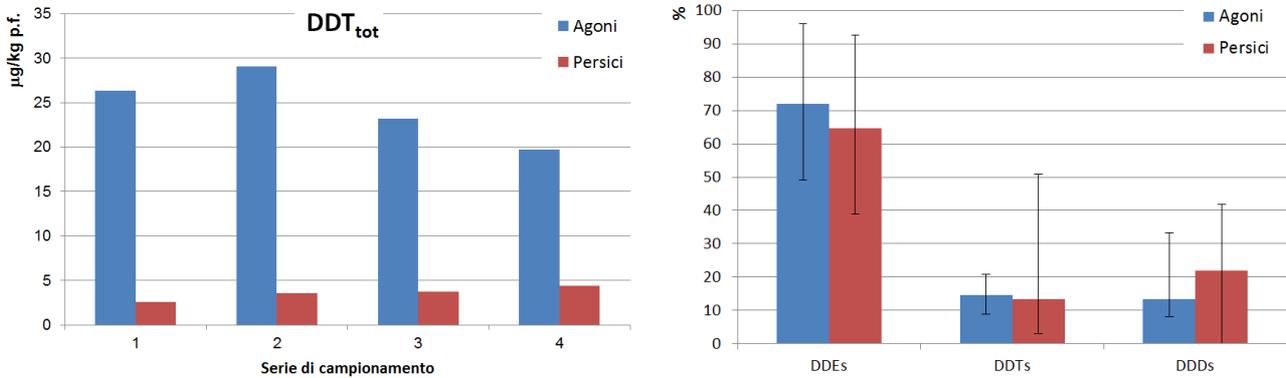
#### 3.1. DDT, HCH e HCB

L'andamento della contaminazione da DDT<sub>tot</sub> durante l'arco del 2018, raffigurato nella Figura 2, mostra concentrazioni negli agoni più importanti in occasione della seconda serie di campionamenti che durante il resto dell'anno. Residui più elevati in pesci catturati nel periodo primaverile sono stati documentati anche in numerose altre occasioni nel caso dei pesci del Verbano. Una possibile spiegazione di questo fenomeno si ritrova nelle dinamiche stagionali di accrescimento dei pesci con relativo influsso sul livello di contaminazione (Repubblica e Cantone Ticino, 2000 e 2007; CIP AIS 2009). Va comunque sottolineato come, date le difficoltà di cattura di esemplari del tutto comparabili in diversi periodi, l'andamento descritto per i pesci del Ceresio andrebbe irrobustito da ulteriori indagini. Per i persici, all'interno dei quali i contaminanti qui discussi sono presenti in residui minimi e che non permettono di valutare tendenze robuste, appare per contro una leggera ascesa dei residui durante l'anno.

La Figura 2 riporta anche il grafico della distribuzione dei diversi isomeri e metaboliti del DDT osservati mediamente nei pesci di questa campagna. La prevalenza di DDE (o,p'- e p,p'-DDE) e il quadro generale non sorprendono, in quanto risultano in sintonia con la distribuzione ipotizzabile per una contaminazione ambientale diffusa, come quella riscontrabile nei pesci provenienti da laghetti alpini (Steingruber *et al.* 2006). Rispetto al 2009, si osserva una lieve ma sistematica diminuzione della percentuale di DDT (dal ~20 al ~14%) a favore del DDE (dal ~63% al ~68%), mentre la percentuale di DDD è del tutto analoga (CIP AIS, 2010). Questi dati confermano l'assenza di fonti attive di DDT nel bacino imbrifero del Ceresio. Infine, i residui negli agoni e nei persici sono chiaramente inferiori a quanto previsto in Italia dal Decreto legislativo 172/2015, che fissa un SQA per i pesci di 50 µg/kg per esemplari con meno del 5% di grassi e 100 µg/kg per gli altri pesci. Un risultato ancora migliore, con concentrazioni <1 µg/kg p.f. inferiori agli eventuali SQA esistenti, è dato da HCB e HCH (Tabelle 2 e 3 in allegato).

È interessante confrontare i tenori di DDT<sub>tot</sub> con quelli tipicamente osservati in esemplari provenienti dal Verbano, dove per gli agoni durante il periodo 2014-2018 sono state misurate concentrazioni di ~150 µg/kg, con un massimo di 173 µg/kg nel 2018 (Repubblica e Cantone Ticino, 2018). Pertanto la contaminazione diffusa da DDT nel Verbano, rientrata oggi a livelli non

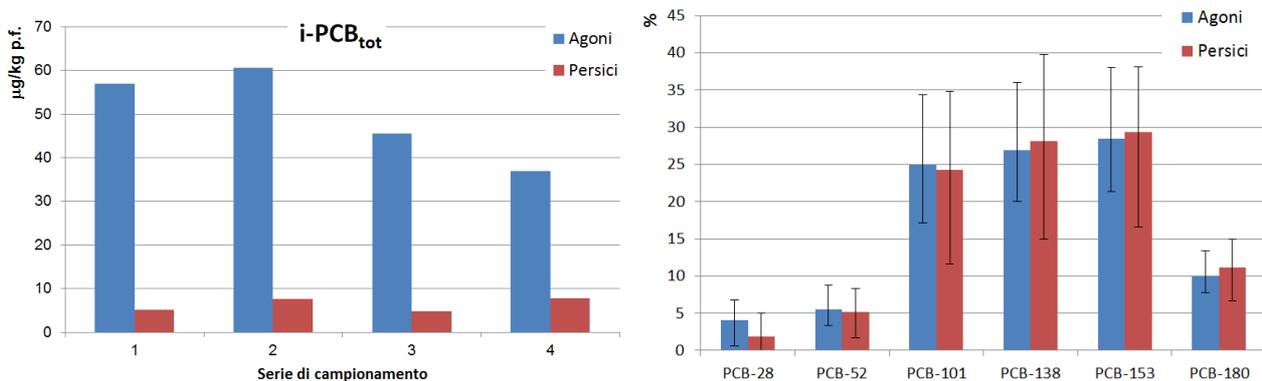
preoccupanti, causa ancora dei residui negli agoni di almeno 6 volte superiori rispetto a laghi meramente toccati da una contaminazione diffusa. All'epoca del ritrovamento del grave inquinamento da DDT nel Verbano, gli agoni risultavano contaminati mediamente di oltre 30 volte rispetto agli esemplari del Ceresio (Ceschi *et al.* 1996).



**Figura 2:** a sinistra, andamento della contaminazione da DDT<sub>tot</sub> durante l'arco del 2018 negli agoni (barre azzurre) e nei persici (barre rosse). Sono riportate le concentrazioni medie ottenute per tutti i campioni di una determinata specie durante la medesima serie (Tabella 1). A destra: distribuzione percentuale di isomeri e metaboliti negli agoni e nei persici (% sulla concentrazione di DDT<sub>tot</sub>), raffigurata tramite la media di tutti i campioni con l'indicazione dei valori minimi e massimi osservati in singoli campioni.

### 3.2. PCB

Senza particolari sorprese, l'andamento dei residui di i-PCB<sub>tot</sub> nei pesci durante il 2018 (Figura 3, a sinistra) ricalca quello già discusso per il DDT<sub>tot</sub> e illustrato nella Figura 2, permettendo di formulare ipotesi e conclusioni analoghe. Il grafico relativo alla distribuzione percentuale dei sei congeneri di PCB rispetto al totale di i-PCB<sub>tot</sub> (Figura 3, a destra), invece, sembra suggerire delle leggere differenze rispetto a osservazioni passate, evidenziando in particolare una quota-parte per il PCB-101 in ascesa (al 25% circa) rispetto ai tre congeneri più pesanti (in leggero calo). Questo dato potrebbe essere dovuto in particolare a tempi di degradazione diversi di singoli congeneri o a meccanismi di destino ambientale concorrenti che, con in tempo, potrebbero influire sulla biodisponibilità per la fauna ittica. Vista l'importante variabilità osservata, tuttavia, per potere formulare tendenze effettive sono necessari ulteriori risultati nel tempo.



**Figura 3:** a sinistra, andamento della contaminazione da i-PCB<sub>tot</sub> durante l'arco del 2018 negli agoni (barre azzurre) e nei persici (barre rosse). Sono riportate le concentrazioni medie ottenute per tutti i campioni di una determinata specie durante la medesima serie (Tabella 1). A destra: distribuzione percentuale dei sei congeneri (% sulla concentrazione di i-PCB<sub>tot</sub>), raffigurata tramite la media di tutti i campioni con l'indicazione dei valori minimi e massimi osservati in singoli campioni.

L'SQA per la somma di dibenzodiossine (PCDD), dibenzofurani (PCDF) e PCB diossina-simili (PCB-dl) è stato definito per il biota tramite la direttiva 2013/39/UE a 6.5 pg/g WHO-TEQ, valore ripreso in Svizzera come tenore massimo nel muscolo di pesce selvatico d'acqua dolce dall'Ordinanza sui contaminanti OCont. Una raccolta di numerosi studi per la determinazione di diversi congeneri di PCB nei pesci svizzeri attesta l'esistenza di una buona correlazione tra le concentrazioni di i-PCB<sub>tot</sub> e PCB-dl. In particolare, un tenore di 6.5 pg/g WHO-TEQ corrisponde approssimativamente a delle concentrazioni di 57 µg/kg i-PCB<sub>tot</sub> (Schmid *et al.* 2010). Mentre delle zone contaminate localmente da fonti puntiformi di PCB in Svizzera si sono rivelate problematiche per le tracce di PCB-dl nei pesci, le concentrazioni di PCDD e PCDF sono molto meno importanti. I risultati del presente studio permettono sostanzialmente di confermare che i persici del Ceresio presentano una contaminazione chiaramente < 4 pg WHO TEQ/g, classificabile come di sottofondo. Gli agoni invece, a seguito del loro tenore lipidico più importante, sono maggiormente predisposti all'accumulo dei contaminanti comportando residui di PCB-dl vicini o leggermente superiori al valore massimo di 6.5 pg/g WHO-TEQ (Schmid *et al.* 2010). La media delle concentrazioni rilevate in questo studio, 50 i-PCB<sub>tot</sub>, conferma il giudizio di una contaminazione leggermente superiore al livello di base, con un buon margine anche rispetto al valore massimo di 125 µg/kg contemplato dall'OCont. Per confronto, i valori riscontrati negli agoni del Verbano - durante il periodo 2014-2018 (~75 µg/kg i-PCB<sub>tot</sub>) si situano a livelli leggermente superiori rispetto a quelli del Ceresio (Repubblica e Cantone Ticino, 2018; Guzzella *et al.* 2018).

### 3.3. PBDE

Gli andamenti stagionali per i residui di PBDE negli agoni e nei persici, rappresentati nella Figura 4, appaiono seguire una tendenza differente rispetto a DDT e PCB. Si osserva infatti un calo durante il corso dell'anno per gli agoni e un massimo estivo per i persici. Inoltre, per i PBDE le concentrazioni negli agoni sono, in proporzione, molto più marcate che nei persici (di oltre 15 volte), mentre questa proporzione nel caso di DDT e PCB è risultata minore (~7-8 volte). Anche se sono da interpretare con cautela, visti i residui ridotti e le possibili variazioni, entrambe le osservazioni lasciano ipotizzare delle dinamiche di destino ed evoluzione ambientale, almeno in parte e per alcuni congeneri di PBDE, differenti da altri POPs.

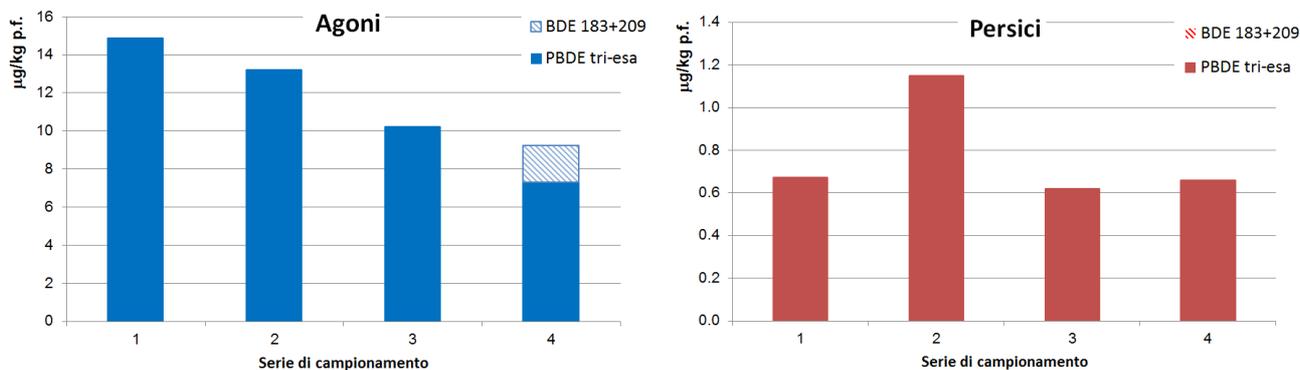


Figura 4: andamento della contaminazione da PBDE durante l'arco del 2018 negli agoni (a sinistra) e nei persici (a destra). Sono riportate le concentrazioni medie ottenute per tutti i campioni di una determinata specie durante la medesima serie (vedi Tabella 1). Il congenere BDE 183 non è stato rilevato in nessun campione, mentre il BDE 209 solo in uno degli agoni della 4a serie (prelievo di Novembre nel bacino sud).

La Figura 5 visualizza la ripartizione percentuale dei congeneri di PBDE negli agoni e nei persici del 2018. Per entrambe le specie, domina il congenere BDE 47. Il risultato d'insieme, in particolare per i persici, potrebbe essere leggermente falsato dai numerosi dati inferiori al limite di quantificazione (Tabelle 2 e 3 in allegato). Considerando la media complessiva degli 8 congeneri, la ripartizione percentuale dei diversi BDE negli agoni e nei persici del Ceresio diminuisce nell'ordine: BDE-47 (83%) > BDE-100 (5%), BDE-99 (5%) > BDE-154 (3%) > BDE-28 (2%), BDE-209 (2%) > BDE-153 (1%) > BDE-183 (<1%).

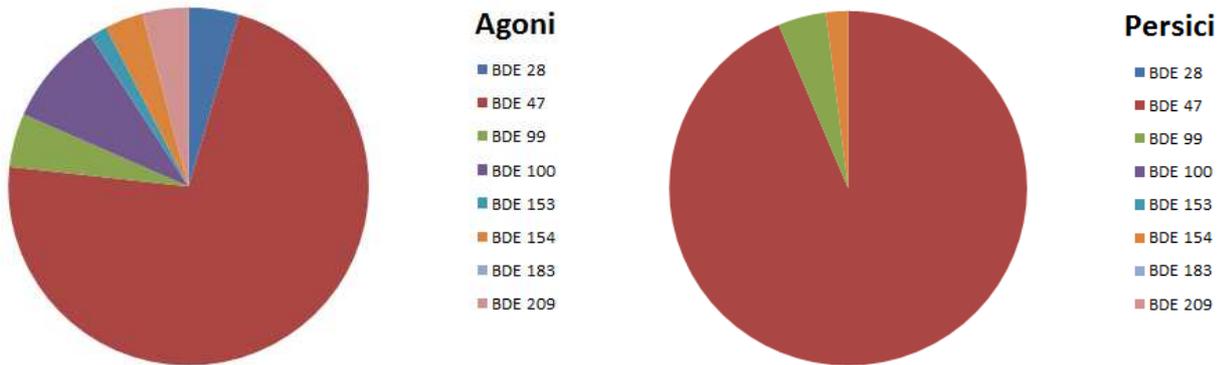


Figura 5: ripartizione percentuale dei diversi congeneri di PBDE negli agoni (immagine a sinistra) e nei persici (immagine a destra).

Per i PBDE, il valore SQA nel biota è fissato in 8.5 ng/kg p.f. relativamente alla somma di BDE 28, 47, 99, 100, 153 e 154 (somma dei congeneri “tri-esa”, definita nelle Tabelle 2 e 3 in allegato come  $\Sigma$  2013/39/UE). Questo valore è da considerarsi molto restrittivo, in quanto è stato calcolato sulla base delle concentrazioni in acqua del BDE più tossico (BDE-44). Senza sorprese, tutti i risultati ottenuti nel presente studio sono abbondantemente superiori alla soglia citata, analogamente a tutti i laghi svizzeri ed europei, laddove siano disponibili i necessari dati analitici per una valutazione.

### 3.4. Mercurio

La Figura 6 a fianco mostra l'andamento dei residui da Hg misurati durante l'arco del 2018. Nonostante gli agoni presentino tracce sistematicamente superiori a quelle dei persici, rispetto ai POPs discussi in precedenza, le differenze tra le due specie ittiche sono molto meno marcate, in linea con le aspettative.

Sia per gli agoni che per i persici, i residui appaiono più importanti in occasione della seconda serie di campionamenti (estate) rispetto al resto dell'anno. Viste le possibili variazioni e gli scarsi dati disponibili, anche in questo caso è difficile trarre delle conclusioni generali.

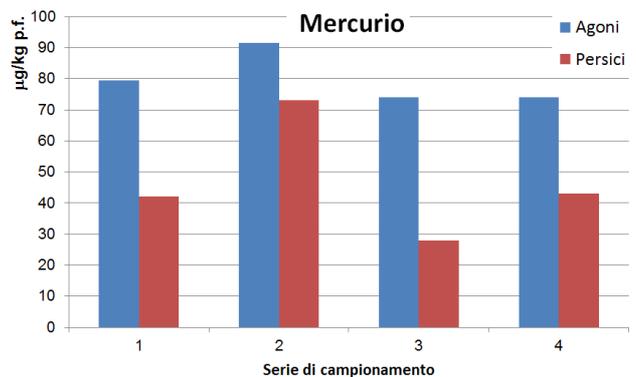


Figura 6: andamento della contaminazione media da Hg durante l'arco del 2018 negli agoni (barre azzurre) e nei persici (barre rosse).

Le medie riscontrate per il Hg nei campioni di agoni e di persici, rispettivamente 80  $\mu\text{g/kg}$  e 42  $\mu\text{g/kg p.f.}$ , sono superiori allo SQA relativo alla presenza di Hg nel biota, 20  $\mu\text{g/kg p.f.}$ , riportato nella direttiva 2013/39/UE e che rappresenta di fatto una sorta di contaminazione ubiquitaria di base (Ritscher *et al.* 2018). Si conferma quindi uno stato ecologico non ancora sufficientemente buono delle acque del Ceresio con la necessità di diminuire ulteriormente le possibili fonti di Hg a livello globale, considerando che a livello locale l'impiego è da tempo fortemente limitato o proibito del tutto. Le stesse conclusioni possono essere dedotte dalle concentrazioni misurabili in diverse matrici ambientali del Verbano, per esempio i valori medi in agoni catturati nel 2018 che, con ~134  $\mu\text{g/kg p.f.}$  Hg, si situano a livelli superiori rispetto a quelli del Ceresio qui discussi (Guzzella *et al.* 2018; Repubblica e Cantone Ticino, 2018). Per confronto, il tenore massimo di Hg definito dall'OCont, molto meno restrittivo dello SQA, ammonta a 500  $\mu\text{g/kg p.f.}$

### 3.5. Evoluzione della contaminazione

Il confronto dei risultati del presente studio con quelli di indagini passate sui pesci del Ceresio permette di valutare l'evoluzione della contaminazione dei diversi inquinanti nel tempo. Vista la disponibilità di risultati per agoni e persici catturati negli anni 1993, 2000, 2007 e 2009, la Figura 7 riporta i relativi dati per DDT<sub>tot</sub>, i-PCB<sub>tot</sub> e Hg.

Anche se i dati storici possono essere confrontati solo con cautela, visti diversi periodi di cattura e possibili variazioni per la grandezza e l'età dei pesci, i grafici confermano nel complesso una contaminazione in lenta diminuzione. Le medie presentate in questo studio sono le più basse di tutta la serie storica. L'unica eccezione riguarda i tenori di DDT<sub>tot</sub> nei persici, il cui dato 2018 (3.4 µg/kg p.f.) è leggermente superiore a quello del 2007 (3.0 µg/kg p.f.). Questo risultato è ampiamente spiegabile dal fatto che i persici del 2018, rispetto a quelli considerati nel 2007, sono mediamente più lunghi (25.2 rispetto a 18.2 cm), pesanti (254 rispetto a 72 g), grassi (1.5 rispetto a 0.9%) e vecchi, con la possibilità di accumulare maggiormente i POPs.

In definitiva, rispetto ai primi dati di 25 anni fa, il fattore di riduzione di DDT<sub>tot</sub> e i-PCB<sub>tot</sub> nei pesci si attesta tra le 2.2 volte (PCB negli agoni) e oltre le 4 volte (PCB nei persici). Come risulta anche visivamente dal grafico, il calo più significativo rispetto agli ultimi dati del 2009 si registra per il mercurio. Simulando il decadimento con una funzione esponenziale, le concentrazioni per i persici potrebbero rientrare sotto il valore SQA di 20 µg/kg p.f. Hg attorno al 2030, mentre per gli agoni il raggiungimento di questa soglia potrebbe essere stimato attorno al 2060. Il raggiungimento effettivo di questo limite, tuttavia, è complicato dal fatto che la problematica del mercurio deve essere affrontata su scala globale e che, nonostante il drastico calo dell'impiego e delle emissioni locali, giocano un ruolo importante diversi fattori (Ritscher *et al.* 2018).

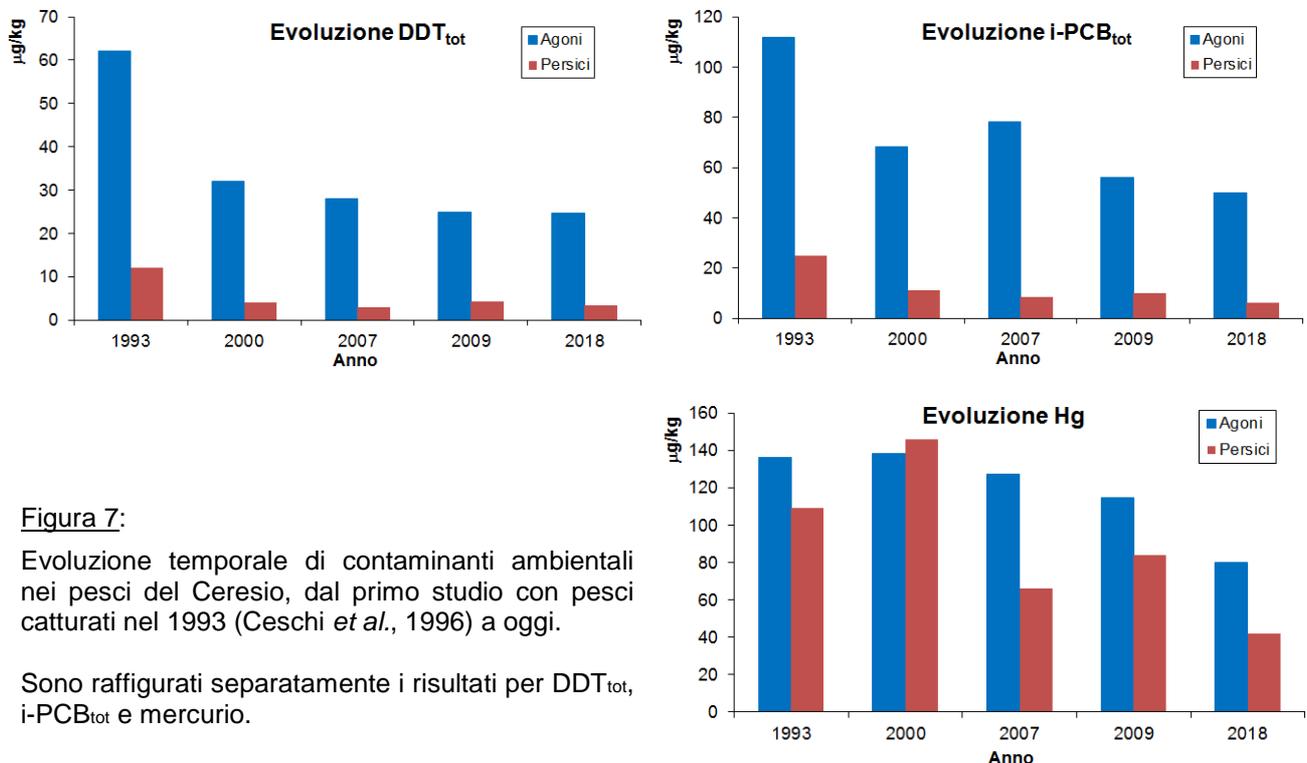


Figura 7:

Evolutione temporale di contaminanti ambientali nei pesci del Ceresio, dal primo studio con pesci catturati nel 1993 (Ceschi *et al.*, 1996) a oggi.

Sono raffigurati separatamente i risultati per DDT<sub>tot</sub>, i-PCB<sub>tot</sub> e mercurio.

Per i PBDE nel Ceresio non esistono dati storici, se non quelli raccolti in occasione della precedente indagine CIP AIS sui pesci catturati nel 2015 (CIP AIS 2016). La Figura 8 confronta tutti i dati disponibili relativamente ai diversi momenti di prelievo distribuiti durante l'anno.

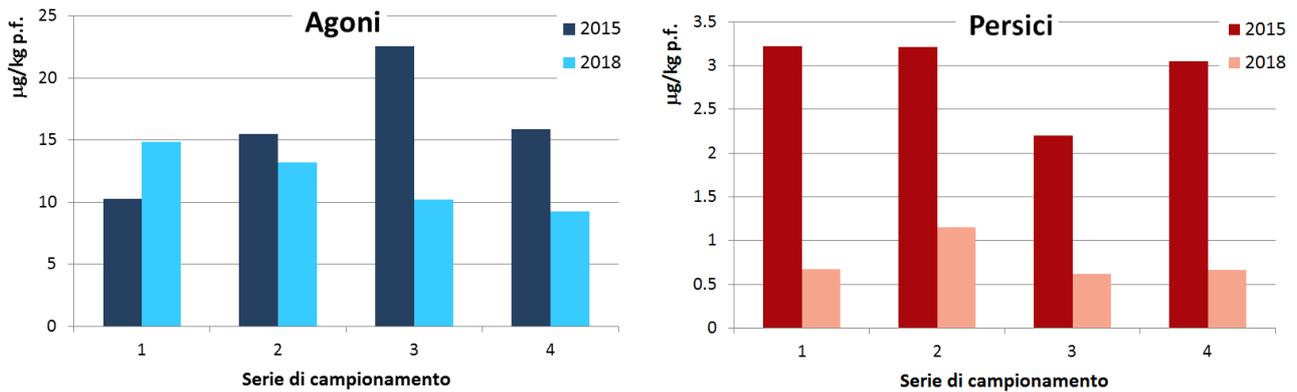


Figura 8: Confronto delle concentrazioni di PBDE per agoni e persici catturati dal Ceresio nel 2015 (CIPAIS 2016) e nel 2018 (questo studio). Sono illustrati i risultati relativi alle quattro serie di prelievo durante le stagioni dell'anno, riportando i risultati medi di  $\Sigma 8$  PBDE per i pesci catturati dai due bacini nord e sud.

Dalla Figura 8 emerge chiaramente come la diminuzione della media complessiva dei PBDE totali sia inferiore per gli agoni (media nel 2015: 16.1 µg/kg p.f.; media nel 2018: 11.9 µg/kg p.f.) e molto marcata nel caso dei persici (media nel 2015: 2.9 µg/kg p.f.; media nel 2018: 0.7 µg/kg p.f.). Rispetto al 2015, si è assistito inoltre a una diversa ripartizione dei congeneri che contribuiscono al totale. In particolare, il BDE-47, oggi dominante (mediamente ~83% del totale, vedi Figura 5), rappresentava nel 2015 solo il ~56% del totale. Il BDE-209, ritrovato nel 2015 in tutti gli agoni (>1 µg/kg, fino a 3.3 µg/kg p.f.) e in alcuni persici, è oggi quasi sparito del tutto (unico ritrovamento negli agoni del bacino sud di Novembre), presumibilmente a seguito di processi di debromurazione che possono avvenire sia in ambiente abiotico sia nel biota (Law *et al.* 2006). Questi risultati suggeriscono una riduzione degli apporti di materiale "fresco" e una certa trasformazione o una differente biodisponibilità dei diversi congeneri nell'ambiente, il che potrebbe spiegare anche la riduzione meno marcata per gli agoni rispetto a quella molto pronunciata per i persici.

#### 4. Conclusioni

Questa indagine riporta i risultati delle misurazioni su 16 campioni di pesci catturati dal Lago Ceresio in quattro diversi periodi del 2018 e in due diverse zone di cattura. In totale sono stati considerati 78 pesci singoli delle specie degli agoni e dei persici. In campioni misti sono state ricercate le tracce di DDT e dei suoi principali isomeri e metaboliti (o,p'- e p,p'- DDE, DDD e DDT), dei sei PCB indicatori i-PCB (PCB-28, 52, 101, 138, 153, 180), di HCB, di HCH ( $\beta$  e  $\gamma$ ), di PBDE (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 e 209) e di Hg.

Le concentrazioni rilevate in funzione del luogo di cattura suggeriscono che quest'ultimo non è determinante per il livello di inquinanti. In generale, i residui degli inquinanti ricercati sono chiaramente superiori negli agoni, da ~2 volte per il mercurio a oltre 15 volte per i PBDE, in linea con i tenori lipidici medi sistematicamente superiori. Tutti gli inquinanti segnano una tendenza al ribasso rispetto ai dati raccolti in passato e permettono di estendere la serie di dati storici per PCB, DDT e mercurio nei pesci del lago Ceresio a 25 anni dalle prime misurazioni. Anche i dati relativi ai PBDE, risultati superiori alle attese in occasione della campagna CIPAIS del 2015, segnano una lieve tendenza al ribasso per gli agoni e una ben più importante diminuzione nei persici. La campagna CIPAIS del 2020 focalizzerà l'attenzione sulla ricerca di eventuali fonti puntuali di PBDE e PCB nei principali immissari del lago.

## 5. Bibliografia

Ceschi M., De Rossa M. e Jäggli M. 1996. Contaminanti organici, inorganici e radionuclidi nell'ittofauna dei laghi Ceresio e Verbano (bacini svizzeri). *Trav. chim. aliment. hyg.* 87: 189–211.

CIP AIS. 2010. Lago di Lugano, indagine su DDT e sostanze pericolose - Biomonitoraggio comparto ittico. Rapporto annuale 2009. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.

CIP AIS. 2011. Lago di Lugano, indagine su DDT e sostanze pericolose - Biomonitoraggio dei molluschi. Rapporto annuale 2010. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.

CIP AIS. 2012. Lago di Lugano, indagine su DDT e sostanze pericolose - Biomonitoraggio dei molluschi. Rapporto annuale 2011. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.

CIP AIS. 2013. Lago di Lugano, indagine su DDT e sostanze pericolose – Sedimenti lacustri. Rapporto annuale 2012. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.

CIP AIS. 2016. Lago di Lugano, indagine sulle sostanze pericolose – Contaminanti organici persistenti nella fauna ittica. Rapporto annuale 2015. Ed. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.

Deutsche Forschungsgemeinschaft. 1991. Methodensammlung zur Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln, Methode S19 (9. Lieferung). Verlag Chemie GmbH, Weinheim.

Guzzella M. L., Novati S., Casatta N., Roscioli C., Valsecchi L., Binelli A., Parolini M., Solcà N., Bettinetti R., Manca M., Mazzoni M., Piscia R., Volta P., Marchetto A., Lami A. e Marziali L. 2018. Spatial and temporal trends of target organic and inorganic micropollutants in Lake Maggiore and Lake Lugano (Italian-Swiss water bodies): contamination in sediments and biota. *Hydrobiologia* 824: 271–290.

Law R.J., Allchin C.R., de Boer J., Covaci A., Herzke D., Lepom P., Morris S., Tronczynski J. e de Wit C.A. 2006. Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. *Chemosphere*, 64: 187-208.

Mazzoni M., Buffo A., Cappelli F., Pascariello S., Polesello S., Valsecchi S., Volta P. e Bettinetti R. 2019. Perfluoroalkyl acids in fish of Italian deep lakes: Environmental and human risk assessment. *Science of the Total Environment*, 653: 351–358.

Minamata Convention on Mercury. 2019. Dettagli e aggiornamento delle prescrizioni sono disponibili online alla pagina: [www.mercuryconvention.org](http://www.mercuryconvention.org).

Oekotoxzentrum. 2019. L'elenco di MAQ-EQS e AA-EQS viene aggiornato alla pagina web dell'Oekotoxzentrum: [www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien](http://www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien).

Repubblica e Cantone Ticino. 2000. Rapporto d'esercizio del Laboratorio cantonale 2000.

Repubblica e Cantone Ticino. 2002. Rapporto d'esercizio del Laboratorio cantonale 2002.

Repubblica e Cantone Ticino. 2007. Rapporto d'esercizio del Laboratorio cantonale 2007.

Repubblica e Cantone Ticino. 2008. Rapporto d'esercizio del Laboratorio cantonale 2008.

Repubblica e Cantone Ticino. 2018. Rapporto d'esercizio del Laboratorio cantonale 2018.

Ritscher A., Von Arx U., Bouchex-Bellomie H. e Buser A. 2018. Verwendung, Entsorgung und Umwelteinträge von Quecksilber: Übersicht über die Situation in der Schweiz. *Umwelt-Zustand Nr. 1832*. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Schmid P., Holm P., Brüscheweiler B., Kuchen A., Staub E. e Treppe J. 2010. Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Gewässer der Schweiz. Daten zur Belastung von Fischen und Gewässern mit PCB und Dioxinen, Situationsbeurteilung. *Umwelt-Wissen Nr. 1002*. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Solcà N., De Rossa M. e Jermini M. 2006. Monitoring of DDTs in fishes of the lake Maggiore. *Mitt. Lebensm. Hyg.*, 97: 348–357.

Specht W. e Tillkes M. 1980. Gas-chromatographische Bestimmung von Rückständen an Pflanzenbehandlungsmitteln nach Clean-up über Gel Chromatographie und Mini-Kieselgel-Säulen-Chromatographie. 3 Mitteilung. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 301: 300–307.

Specht W. e Tillkes M. 1985. Gas-chromatographische Bestimmung von Rückständen an Pflanzenbehandlungsmitteln nach Clean-up über Gel Chromatographie und Mini-Kieselgel-Säulen-Chromatographie. 5 Mitteilung. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 322: 443–455.

Steingruber S. e Colombo L. 2006. Impacts of Air Pollution on Alpine Lakes and Rivers. Chemistry and biology in Alpine lakes and rivers in Southern Switzerland related to acidification from long-range transboundary air pollution: Monitoring results from 1980– 2004. Environmental studies no. UW–0619. Federal Office for the Environment, Bern: 74 p.

Steinwandter H. 1985. Universal 5 min on-line method for extracting and isolating pesticide residues and industrial chemicals. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 322: 752–754.

Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants POPS. 2019. Dettagli e aggiornamento delle prescrizioni sono disponibili online alla pagina [www.pops.int](http://www.pops.int).

UNEP, 2013. Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.

## 6. Allegati

**Tabella 2: Agoni del Ceresio pescati nel 2018 nei due principali bacini del lago (sud e nord). Per ulteriori dettagli sui campioni vedi Tabella 1.**

Parte edibile	Agoni bacino sud				Agoni bacino nord			
Periodo / serie prelievo	1 Marzo	2 Maggio	3 Settembre	4 Novembre	1 Marzo	2 Giugno	3 Settembre	4 Dicembre
Lunghezza media cm	35.0	39.0	37.3	38.1	39.4	37.6	32.4	35.4
Peso lordo medio g	448.8	506.8	538.8	498.0	619.0	457.2	420.0	339.8
Grasso %	12.2	9.5	10.6	6.8	12.9	7.1	9.9	9.1
o,p'-DDE µg/kg	4.6	5.8	6.4	3.5	5.2	5.3	5.0	3.1
p,p'-DDE µg/kg	13.7	17.8	14.1	8.6	15.5	14.4	9.2	9.4
o,p'-DDT µg/kg	1.0	1.1	<1	<1	1.1	<1	<1	<1
p,p'-DDT µg/kg	3.2	4.0	2.8	1.7	3.5	3.2	2.4	2.4
o,p'-DDD µg/kg	1.1	1.4	1.7	1.2	1.1	1.6	1.8	7.4
p,p'-DDD µg/kg	1.3	1.6	1.0	<1	1.4	1.5	<1	<1
<b>Σ6 DDTs µg/kg</b>	<b>24.9</b>	<b>31.7</b>	<b>26.8</b>	<b>16.3</b>	<b>27.8</b>	<b>26.5</b>	<b>19.6</b>	<b>23.1</b>
PCB-28 µg/kg	2.7	3.4	2.4	1.2	3.2	2.1	<1	1.1
PCB-52 µg/kg	3.1	4.4	2.9	1.7	3.6	2.3	2.2	2.0
PCB-101 µg/kg	13.9	17.2	13.3	8.6	15.0	13.1	9.6	8.9
PCB-138 µg/kg	15.2	18.0	14.6	10.0	15.2	14.3	10.2	10.3
PCB-153 µg/kg	15.4	19.0	15.4	11.0	15.9	15.3	10.7	11.0
PCB-180 µg/kg	5.4	6.7	5.5	4.0	5.3	5.5	3.9	4.0
<b>Σ6 i-PCBs µg/kg</b>	<b>55.7</b>	<b>68.7</b>	<b>54.1</b>	<b>36.5</b>	<b>58.2</b>	<b>52.6</b>	<b>36.9</b>	<b>37.3</b>
β-HCH µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
γ-HCH µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
HCB µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>Mercurio µg/kg</b>	<b>85</b>	<b>81</b>	<b>85</b>	<b>75</b>	<b>74</b>	<b>102</b>	<b>63</b>	<b>73</b>
BDE-28 µg/kg	1.1	0.7	0.4	0.2	0.58	0.48	0.4	0.4
BDE-47 µg/kg	11.6	10.5	8.3	5.9	10.6	9.2	6.9	5.6
BDE-99 µg/kg	0.7	0.6	0.4	0.2	0.92	0.54	0.7	0.6
BDE-100 µg/kg	1.4	1.5	1.1	0.4	1.5	1.5	1.0	0.4
BDE-153 µg/kg	0.2	0.2	0.2	0.1	0.22	0.2	0.2	0.2
BDE-154 µg/kg	0.5	0.4	0.4	0.3	0.44	0.52	0.4	0.3
<b>Σ2013/ 39/UE µg/kg</b>	<b>15.5</b>	<b>14.0</b>	<b>10.8</b>	<b>7.2</b>	<b>14.3</b>	<b>12.4</b>	<b>9.6</b>	<b>7.4</b>
BDE-183 µg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
BDE-209 µg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	3.9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<b>Σ8 PBDE µg/kg</b>	<b>15.5</b>	<b>14.0</b>	<b>10.8</b>	<b>11.1</b>	<b>14.3</b>	<b>12.4</b>	<b>9.6</b>	<b>7.4</b>

**Tabella 3: Persici del Ceresio pescati nel 2018 nei due principali bacini del lago (sud e nord). Per ulteriori dettagli sui campioni vedi Tabella 1.**

Parte edibile	Persici bacino sud				Persici bacino nord			
	1 Marzo	2 Maggio	3 Settembre	4 Novembre	1 Marzo	2 Giugno	3 Settembre	4 Dicembre
Lunghezza media cm	29.0	21.9	22.6	27.2	29.0	22.3	22.3	27.6
Peso lordo medio g	372.8	146.6	173.2	332.0	390.0	149.2	165.5	303.0
Grasso %	1.1	1.7	1.5	2.0	1.2	1.6	1.4	1.1
o,p'-DDE µg/kg	<1	<1	1.1	1.1	<1	<1	<1	1.0
p,p'-DDE µg/kg	1.1	2.1	1.0	2.0	1.3	2.1	<1	1.1
o,p'-DDT µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
p,p'-DDT µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	1.3	<1	<1
o,p'-DDD µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1.3
p,p'-DDD µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>Σ6 DDTs µg/kg</b>	<b>2.6</b>	<b>3.6</b>	<b>3.7</b>	<b>4.4</b>	<b>2.6</b>	<b>4.8</b>	<b>1.4</b>	<b>3.7</b>
PCB-28 µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-52 µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-101 µg/kg	1.2	1.8	1.1	2.0	1.5	2.1	<1	1.3
PCB-138 µg/kg	1.4	2.3	1.4	2.0	1.7	2.4	<1	1.5
PCB-153 µg/kg	1.5	2.3	1.5	2.2	1.8	2.3	1.0	1.6
PCB-180 µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>Σ6 i-PCBs µg/kg</b>	<b>5.1</b>	<b>7.6</b>	<b>4.8</b>	<b>7.8</b>	<b>6.2</b>	<b>8.2</b>	<b>3.2</b>	<b>5.4</b>
β-HCH µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
γ-HCH µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
HCB µg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>Mercurio µg/kg</b>	<b>42</b>	<b>73</b>	<b>28</b>	<b>43</b>	<b>60</b>	<b>41</b>	<b>24</b>	<b>26</b>
BDE-28 µg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
BDE-47 µg/kg	0.4	1.1	0.6	0.7	0.5	1.0	0.4	0.4
BDE-99 µg/kg	0.2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
BDE-100 µg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
BDE-153 µg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
BDE-154 µg/kg	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1
<b>Σ2013/39/UE µg/kg</b>	<b>0.7</b>	<b>1.2</b>	<b>0.6</b>	<b>0.7</b>	<b>0.5</b>	<b>1.1</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>
BDE-183 µg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
BDE-209 µg/kg	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<b>Σ8 PBDE µg/kg</b>	<b>0.7</b>	<b>1.2</b>	<b>0.6</b>	<b>0.7</b>	<b>0.5</b>	<b>1.1</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>