

**AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI LECCO
SETTORE ECOLOGIA**

**Gestione dell'impianto di prelievo ipolimnico nel lago
di Annone Est nel periodo giugno - ottobre 2024**

**Relazione
intermedia**



Novembre 2024

NEGRI dr. ALBERTO - IDROBIOLOGO - via S.Martino 3 - 23827 Lierna (LC)
Iscrizione Albo Professionale N° 043968

NEGRI dr.ssa ALICE - Laurea in Scienze Ambientali

INDICE

1. INTRODUZIONE	4
2. MATERIALI E METODI DI STUDIO	5
2.1 Localizzazione dei punti di campionamento	5
2.2 Frequenza e modalità di campionamento	7
2.3 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni	7
2.4 Metodologie analitiche	7
2.4.1 Parametri fisico-chimici	7
3. ANALISI DEI RISULTATI	10
3.1 Parametri fisico-chimici rilevati nel sistema vasche impianto-deflusso lago-Rio torto	10
3.1.1 Temperatura	13
3.1.2 O ₂ disciolto	14
3.1.3 pH	15
3.1.4 Conducibilità elettrica	16
3.1.5 Fosforo totale	17
3.1.6 Azoto ammoniacale	20
3.1.7 Solfuri	21
3.1.8 Ferro	22
3.2 Indagini sull'emissario Rio Torto	23
3.2.1 O ₂ disciolto	23
3.2.2 Azoto ammoniacale	24
3.2.3 Fosforo totale	25
3.2.4 Azoto nitroso	26
3.2.5 Effetti collegati alla presenza di <i>Thiopedia rosea</i>	27
3.3 Determinazione dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) nell'emissario	29
3.3.1 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni biologici.	29
3.3.2 Cronologia dei campionamenti	29
3.3.3 Ubicazione delle stazioni di campionamento	29
3.3.4 Campionamento del 28/06/2024	31
3.3.5 Campionamento del 7/10/2024	32
3.4 Risultati dei campionamenti sul bacino di Annone est	33
3.4.1 Trasparenza	33
3.4.2 Temperatura	34
3.4.3 O ₂ disciolto	37
3.4.4 pH	39
3.4.5 Conducibilità elettrica	39
3.4.6 Azoto ammoniacale	40
3.4.7 Solfuri	42
3.4.8 Fosforo totale	44
3.5 Indagini sugli immissari	49
3.5.1 Ubicazione delle stazioni di campionamento.	49
3.5.2 Contenuti dello screening analitico.	50
3.5.3 Metodologie analitiche.	50
3.5.4 Evoluzione temporale dei valori di P totale nei singoli immissari	51

4.	BILANCIO DELL'ATTIVITÀ DELL'IMPIANTO -----	60
4.1	Asportazione di fosforo -----	60
4.1.1	<i>Confronto attività 2008-2024 -----</i>	<i>66</i>
4.2	Asportazione di riducenti -----	71
4.2.1	<i>Azoto ammoniacale -----</i>	<i>71</i>
4.2.2	<i>Confronto attività 2008-2024 -----</i>	<i>73</i>
4.2.3	<i>Solfuri -----</i>	<i>77</i>
5.	VERIFICA DI EVENTUALI EFFETTI PRODOTTI NEL BACINO EST -----	78

1. INTRODUZIONE

Vengono di seguito presentati i risultati ottenuti dalla gestione dell'impianto di prelievo ipolimnico nel periodo giugno 2024 – settembre 2024. L'incarico consisteva nel controllo dei seguenti aspetti fondamentali:

1. stabilire il periodo di inizio e termine dell'attività per evitare inutili sprechi energetici e quindi economici.
2. verificare che l'attività di prelievo ipolimnico non alterasse le condizioni di stratificazione termica nel bacino lacustre.
3. controllare il corretto funzionamento dell'impianto di ossigenazione, al fine di garantire una sufficiente concentrazione di ossigeno disciolto nelle acque in uscita dall'impianto ed un parziale abbattimento o diluizione dei composti riducenti, in particolare l'idrogeno solforato e azoto ammoniacale.
4. attuare un'attività di monitoraggio fisico-chimico e biologico delle acque dell'emissario Rio Torto per rilevare l'eventuale impatto dell'attività di aspirazione ipolimnica sul corpo idrico recettore.
5. quantificare l'incidenza dell'intervento di prelievo ipolimnico sullo stato trofico attuale del bacino di Annone est.

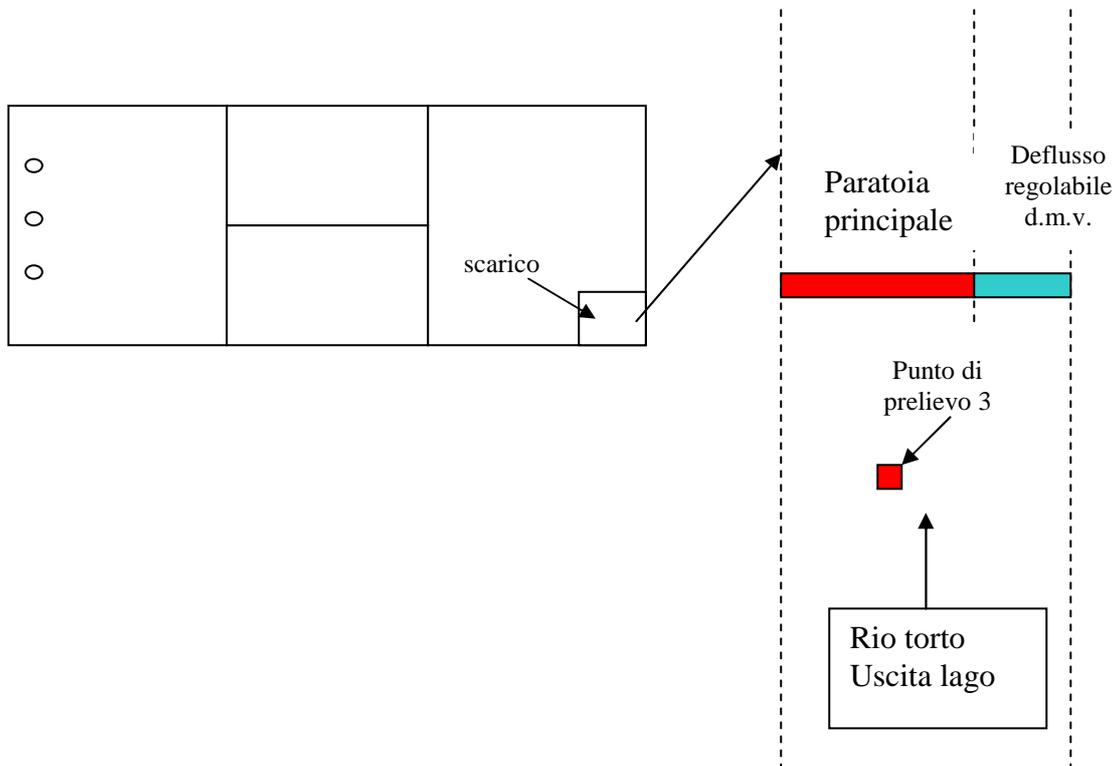
L'incarico ha quindi previsto la raccolta e l'analisi di campioni d'acqua in entrata ed uscita dall'impianto, e nel calcolo delle masse di nutrienti allontanate dal bacino. A tal fine è stato inoltre necessario monitorare la qualità dell'acqua superficiale in uscita dal lago e delle acque emissarie in condizioni di completa miscelazione. La gestione dell'impianto ha comportato anche la calibrazione del funzionamento delle tre pompe in relazione alla necessità di salvaguardare la fruibilità dell'ambiente lago in relazione al mantenimento di un livello ottimale dello stesso. Un altro aspetto importante è stata la regolazione dei quantitativi di ossigeno impiegati in vasca per mantenere nel Rio Torto una concentrazione minima ottimale di ossigeno disciolto per la sopravvivenza della fauna acquatica. Con la stessa logica è stato necessario regolare, tramite la soglia di deflusso minimo vitale, la portata idrica in uscita dal lago al fine di contenere, tramite semplice effetto di diluizione, la concentrazione di azoto ammoniacale nel Rio Torto al di sotto della soglia di tossicità per la fauna ittica.

Durante l'attività di prelievo ipolimnico sono stati inoltre effettuati campionamenti nel bacino est sulla colonna d'acqua superficie-fondo, al fine di valutare l'assenza di perturbazioni generate dall'attività di aspirazione e per avere misure dirette sulle concentrazioni di nutrienti nell'ipolimnio da paragonare ai dati dalla vasca. Il sistema è rimasto in funzione per un arco temporale di 96 giorni. Di seguito riportiamo i dati e le relative considerazioni su ciascuno dei comparti indagati durante lo svolgimento dell'attività di controllo.

2. MATERIALI E METODI DI STUDIO

2.1 Localizzazione dei punti di campionamento

Un aspetto fondamentale per la corretta gestione dell'impianto e la successiva valutazione degli effetti ottenuti dall'intervento è l'individuazione dei punti di rilevazione dei dati. Per quanto riguarda l'impianto sono state monitorate le vasche di ingresso e di scarico finale, come illustrato nello schema seguente.



Ovviamente il controllo della vasche di ingresso ed uscita ha permesso di verificare la concentrazione di nutrienti e di riducenti prelevata dall'ipolimnio, di calibrare il trattamento di ossigenazione in base alla concentrazione di O_2 disciolto e di solfuri in uscita dall'impianto.

Si sottolinea però che il trattamento di ossigenazione risulta efficace solamente sui solfuri, composti ossidabili per via chimica, ma risulta quasi del tutto inefficace sull'azoto ammoniacale la cui ossidazione avviene per via biochimica.

L'abbattimento dell'ammoniaca richiederebbe quindi procedimenti diversi, quali lo stripping diretto o maggiori tempi di permanenza dei liquami nelle vasche di ossigenazione, ipotesi inattuabile su un impianto di piccole dimensioni. Poiché anche l'azoto ammoniacale presenta però caratteristiche di tossicità nei confronti della fauna acquatica, per mantenere la concentrazione nel Rio torto al di sotto della soglia di rischio è stato necessario calibrare la diluizione con l'acqua di deflusso superficiale del lago.



Foto 2.1 - Stazione 4 : primo punto di campionamento sul Rio torto

Quest'ultima rappresenta quindi un altro punto fondamentale di monitoraggio, anche al fine di confrontare la resa dell'impianto rispetto alla condizione di deflusso naturale. Un terzo punto di campionamento è stato quindi localizzato a monte della soglia di regolazione, come visualizzato nello schema precedente, e rappresenta l'uscita naturale del lago. Una quarta stazione di campionamento è stata infine posizionata direttamente nell'emissario Rio torto, in un tratto dove i due apporti idrici (impianto di trattamento e acqua superficiale) raggiungevano la completa miscelazione (foto 1).

E' noto che nei corsi d'acqua la concentrazione minima di O_2 disciolto viene raggiunta a valle dello scarico inquinante. Al fine di controllare l'evoluzione del livello di ossigeno e di altri parametri che rappresentano un potenziale fattore di rischio per la fauna acquatica, sono state prese in considerazione altre stazioni di campionamento lungo il corso del Rio torto, illustrate nella foto 2. In particolare la stazione 5 è in prossimità dello svincolo per la zona industriale di Valmadrera,



foto 2.2 – punti campionamento lungo il Rio torto

a monte del ponte sul Rio Torto (a valle della ditta “è luce”). La stazione 6 è invece localizzata nella zona di ingresso dell’impianto di depurazione della Rio torto, a monte dello scarico del depuratore di Valmadrera.

2.2 Frequenza e modalità di campionamento

Per tutte le sei stazioni di campionamento la campagna di monitoraggio ha avuto una frequenza settimanale per l’intero periodo di controllo. In pratica dal 01/07/2024 al 30/09/2024, pari a 91 giorni totali di funzionamento dell’impianto di aspirazione, è stato effettuato un totale di 14 sopralluoghi al sistema impianto-deflusso lago-emissario. Ad ogni campionamento sono stati rilevati i parametri da sonda (temperatura, O₂ disciolto e % di saturazione, pH, conducibilità elettrica), oltre ai parametri da laboratorio (P totale, azoto ammoniacale e nitroso, solfuri).

Parallelamente ai controlli sull’impianto sono stati effettuate con frequenza mensile anche indagini limnologiche sul bacino di Annone est, al fine di verificarne le condizioni della colonna d’acqua durante l’attività di prelievo ipolimnico. Si è ritenuta sufficiente una sola stazione di campionamento nel punto di massima profondità, con prelievi ogni due metri sulla colonna d’acqua superficie-fondo per un totale di 6 campioni (0m, 2m, 4m, 6m, 8m, fondo).

Per ogni singolo campione sono stati analizzati i seguenti parametri fisico-chimici:

- Disco di Secchi (a campionamento)
- Temperatura
- Ossigeno disciolto e % saturazione
- pH
- Conducibilità elettrica
- Fosforo totale
- Fosforo ortofosfato
- Durezza totale

Nella sola zona anossica sono stati inoltre rilevati i seguenti parametri:

- Azoto ammoniacale
- Potenziale di ossidoriduzione
- Solfuri
- Ferro totale

2.3 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni

I campionamenti sono stati effettuati utilizzando contenitori in PET da 0,5 l preventivamente condizionati. Tutti i campioni così raccolti sono stati etichettati e conservati in borsa frigorifera a 4°C fino alle analisi di laboratorio, eseguite entro il giorno successivo al campionamento.

2.4 Metodologie analitiche

2.4.1 Parametri fisico-chimici

TRASPARENZA: è stato utilizzato il disco di Secchi (un disco metallico bianco del diametro di 20 cm). Il metodo consiste nell’immergere in acqua lo strumento fino alla completa scomparsa alla vista dell’osservatore. Il valore della trasparenza è calcolato come media tra la profondità di scomparsa e di ricomparsa (in metri) del disco di Secchi. Il vantaggio di questo metodo risiede nel fatto che fornisce una rapida valutazione della distribuzione subacquea della radiazione solare.

Questo parametro ha però qualche interferenza soggettiva, dipendendo dall'osservatore e dalle condizioni meteorologiche al momento del campionamento.

TEMPERATURA (°C): è stata misurata direttamente sul posto tramite la sonda termometrica Cellox 325 collegata all'ossimetro WTW mod. OXI 320.

pH (UNITÀ DI pH): il pH dei campioni è stato misurato al momento del prelievo tramite un pHmetro Cyberscan 20, dotato di elettrodo combinato Hamilton Liq Glass in vetro. L'arresto dell'attività fotosintetica collegato al trasporto può infatti determinare una sensibile diminuzione dei valori di pH.

OSSIGENO DISCIOLTO (mg O₂/l e % di saturazione): la concentrazione di ossigeno e la percentuale di saturazione è stata misurata mediante l'utilizzo di una sonda Cellox 325, collegata all'ossimetro OXI 320 WTW con compensazione automatica di temperatura e di altitudine.

CONDUCIBILITÀ ELETTRICA (μS/CM A 25°): la conducibilità elettrica dei campioni prelevati è stata misurata direttamente al momento del prelievo su campioni di 100 ml tramite conduttimetro WTW mod. LF 90. L'analisi della conducibilità elettrica può fornire utili e immediate indicazioni sulle condizioni di stratificazione del bacino lacustre.

FERRO (mg/l)

Un tampone acido tioglicolico riduce gli ioni Fe⁺⁺⁺ a Fe⁺⁺. Gli Fe⁺⁺ reagiscono con la fenantrolina a formare un composto di colore arancio. Il metodo esprime il Ferro disciolto (anche colloidale) ma non in forma di idrossidi di Fe stabilizzato.

FOSFORO TOTALE (μg/l P)

Il campione tal quale viene digerito a 105° per 30 minuti con potassio persolfato allo scopo di portare in soluzione eventuali composti insolubili del fosforo e trasformare tutto il fosforo organico in ortofosfato. Quest'ultimo è successivamente determinato con il metodo all'acido ascorbico per determinazione fotometrica come blu di molibdeno, che viene dosato per via spettrofotometrica a 890 nm.

FOSFORO ORTOFOSFATO (μg/l P)

La determinazione viene effettuata sul campione filtrato utilizzando il metodo all'acido ascorbico. In ambiente acido (H₂SO₄) l'ortofosfato reagisce con molibdato di ammonio e tartrato di ossido di antimonio-potassio formando acido fosfomolibdico che viene ridotto dall'acido ascorbico a blu di molibdeno. Quest'ultimo viene dosato per via spettrofotometrica a 890 nm.

AZOTO NITROSO (μg/l N)

Lo ione nitrito reagisce in ambiente acido con l'acido sulfanilico a formare un sale diazotato intermedio. Questo si unisce ad un acido cromotropico a produrre un complesso di colorazione rosa direttamente proporzionale alla concentrazione di azoto nitroso presente, determinabile per via spettrofotometrica a 507 nm.



Foto 2.3 - Strumenti per la rilevazione di alcuni parametri

AZOTO NITRICO (mg/l N)

I nitrati vengono quantificati per via spettrofotometrica dopo filtrazione del campione. Il cadmio riduce a nitriti i nitrati presenti nel campione. Lo ione nitrito reagisce in ambiente acido con l'acido sulfanilico a formare un sale diazotato intermedio che si unisce all'acido gentisico a formare un composto ambrato, determinabile per via spettrofotometrica a 400 nm.

AZOTO AMMONIACALE (mg/l N)

E' stato determinato per via spettrofotometrica con il metodo di Nessler. Lo stabilizzatore minerale complessa la durezza nel campione, mentre un agente polivinilico aiuta la formazione del colore nella reazione del reattivo di Nessler con gli ioni ammonio. Il colore giallo risultante, determinabile per via spettrofotometrica a 425 nm, è proporzionale alla concentrazione di ammoniaca.

SOLFURI (mg/l S²⁻)

La concentrazione di solfuri è stata determinata con il metodo al blu di metilene, tramite lettura per via spettrofotometrica a 665 nm.

DUREZZA TOTALE (mg/l CaCO₃)

Dopo che il campione è stato tamponato ad un valore di pH di 10,1, viene aggiunto un indicatore che forma un complesso di colore rosso con il calcio ed il magnesio presenti nel campione. Successivamente si effettua la titolazione con EDTA tramite titolatore digitale Hach.

3. ANALISI DEI RISULTATI

3.1 Parametri fisico-chimici rilevati nel sistema vasche impianto-deflusso lago-Rio torto

Nelle seguenti tabelle sono riportati i dati relativi alle vasche di ingresso (st.1) ed uscita (st.2) dell'impianto di prelievo ipolimnico, al deflusso superficiale del lago (D.M.V) ed alla prima stazione di rilevamento sul Rio Torto (1a miscelazione). Sono inoltre riportati i dati relativi alle altre due stazioni di rilevamento previste sul Rio Torto (staz.5 e staz.6).

PARAMETRI	T	O2	sat. O2	pH	cond.	N-NH4	H2S	P tot.	Fe
vasca entrata	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	mg/L	ug/L	mg/L
03/07/2024	15,3	0,0	0	7,3	346	0,88	0,12	151	0,10
09/07/2024	15,6	0,0	0	7,3	348	0,94	0,23	150	0,11
16/07/2024	15,8	0,0	0	7,3	353	0,99	0,25	154	0,11
24/07/2024	15,9	2,4	25	7,2	366	1,18	0,01	173	0,11
30/07/2024	16,1	2,3	24	7,2	364	1,27	0,00	184	0,11
05/08/2024	16,3	2,7	28	7,2	370	1,32	0,01	150	0,11
13/08/2024	16,4	2,8	30	7,2	375	1,39	0,02	146	0,12
20/08/2024	16,4	2,6	27	7,3	381	1,50	0,14	213	0,14
28/08/2024	16,4	2,2	23	7,2	387	1,61	0,18	160	0,13
03/09/2024	16,9	2,3	25	7,2	388	1,52	0,01	145	0,15
11/09/2024	16,9	5,2	55	7,1	390	1,73	0,01	162	0,20
16/09/2024	19,1	3,4	38	7,3	320	0,68	0,00	88	0,05
23/09/2024	19,1	3,9	43	7,3	305	0,62	0,00	76	0,04
30/09/2024	18,8	4,7	52	7,5	293	0,37	0,000	45	0,02

PARAMETRI	T	O2	sat. O2	pH	cond.	N-NH4	H2S	P tot.	Fe
vasca uscita	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	mg/L	ug/L	mg/L
03/07/2024	15,3	0,0	0	7,3	345	0,87	0,01	149	0,10
09/07/2024	15,7	0,0	0	7,3	347	0,93	0,19	148	0,11
16/07/2024	15,8	0,00	0	7,3	352	0,98	0,24	152	0,11
24/07/2024	15,9	4,4	46	7,3	365	1,15	0,00	174	0,11
30/07/2024	16,1	4,3	45	7,2	364	1,26	0,00	182	0,11
05/08/2024	16,3	4,3	44	7,2	370	1,31	0,00	148	0,11
13/08/2024	16,4	5,2	54	7,2	375	1,38	0,00	144	0,12
20/08/2024	16,4	4,7	49	7,3	379	1,49	0,04	211	0,14
28/08/2024	16,4	4,5	47	7,2	385	1,60	0,11	157	0,13
03/09/2024	17,0	4,8	50	7,2	386	1,51	0,00	143	0,15
11/09/2024	16,9	8,4	89	7,2	389	1,71	0,00	161	0,20
16/09/2024	19,1	6,2	69	7,4	320	0,68	0,00	86	0,05
23/09/2024	19,0	6,6	73	7,3	305	0,60	0,00	75	0,04
30/09/2024	18,9	8,1	88	7,5	292	0,37	0,000	44	0,02

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	H ₂ S	P tot.
D.M.V.	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	mg/L	ug/L
03/07/2024	26,0	7,7	97	7,9	257	0,09		35
09/07/2024	24,6	8,3	102	8,3	264	0,02		34
16/07/2024	28,2	6,7	88	8,1	267	0,02		35
24/07/2024	28,7	9,1	121	8,1	251	0,13		36
30/07/2024	29,9	7,5	101	8,0	248	0,06		41
05/08/2024	29,5	7,4	99	8,1	244	0,05		40
13/08/2024	30,5	6,8	91	7,9	243	0,06		43
20/08/2024	27,5	6,6	85	8,1	250	0,02		35
28/08/2024	26,2	6,4	77	8,1	261	0,02		39
03/09/2024	27,1	5,9	76	7,9	268	0,05		37
11/09/2024	24,0	6,7	82	8,0	269	0,01		33
16/09/2024	21,2	5,3	62	7,8	286	0,22		39
23/09/2024	20,4	6,3	71	7,9	282	0,17		29
30/09/2024	19,4	3,8	42	7,6	291	0,22		33

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	N-NO ₂	P tot.
1a miscelazione	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	ug/L	ug/L
03/07/2024	25,1	7,6	94	7,9	266	0,20	12	51
09/07/2024	24,2	8,0	98	8,2	270	0,10	11	41
16/07/2024	27,3	7,1	92	8,0	274	0,11	9	42
24/07/2024	24,2	8,8	107	7,6	289	0,46	6	109
30/07/2024	24,6	6,9	85	7,5	295	0,52	13	92
05/08/2024	22,8	7,0	83	7,5	313	0,68	12	101
13/08/2024	21,9	6,6	77	7,4	327	0,86	9	104
20/08/2024	20,5	6,6	75	7,5	334	0,91	5	97
28/08/2024	19,8	5,9	66	7,4	345	1,04	6	111
03/09/2024	20,5	6,1	70	7,3	348	1,04	7	98
11/09/2024	22,7	7,0	83	7,6	293	0,33	6	58
16/09/2024	20,9	6,2	71	7,8	290	0,28	5	50
23/09/2024	20,0	7,1	80	7,8	288	0,27	9	45
30/09/2024	19,3	5,6	62	7,7	291	0,24	22	40

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	N-NO ₂	P tot.
staz.5	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	ug/L	ug/L
03/07/2024	23,4	7,0	85	7,9	303	0,18	21	48
09/07/2024	23,7	7,6	92	8,1	309	0,12	21	48
16/07/2024	27,7	7,7	98	8,1	307	0,07	15	45
24/07/2024	24,1	8,4	102	7,9	331	0,35	35	90
30/07/2024	24,7	8,2	100	7,8	330	0,37	64	88
05/08/2024	23,1	8,1	97	7,8	346	0,45	68	95
13/08/2024	22,3	8,0	94	7,7	364	0,52	95	91
20/08/2024	21,5	7,7	89	7,8	362	0,52	58	79
28/08/2024	19,9	6,5	72	7,6	369	0,65	60	85
03/09/2024	21,0	7,2	82	7,7	371	0,71	82	87
11/09/2024	22,0	6,8	80	7,7	332	0,55	24	96
16/09/2024	20,8	7,7	88	7,8	308	0,51	17	92
23/09/2024	19,6	8,1	91	8,0	310	0,22	39	50
30/09/2024	18,9	7,7	84	7,9	320	0,20	43	48

PARAMETRI	T	O ₂	sat. O ₂	pH	cond.	N-NH ₄	N-NO ₂	P tot.
rio torto	°C	mg/L	%	unità	uS/cm 25°C	mg/l	ug/L	ug/L
03/07/2024	22,9	7,5	90	7,9	304	0,17	26	49
09/07/2024	22,9	8,2	97	8,0	324	0,11	23	54
16/07/2024	27,6	7,6	97	8,1	320	0,03	18	47
24/07/2024	23,6	8,3	100	7,9	341	0,23	47	74
30/07/2024	24,2	8,0	97	7,8	339	0,25	71	90
05/08/2024	22,6	8,3	98	7,9	360	0,24	90	90
13/08/2024	22,0	8,5	99	7,8	372	0,29	114	82
20/08/2024	20,9	8,4	95	8,0	371	0,29	76	70
28/08/2024	19,8	8,2	91	7,8	379	0,34	109	76
03/09/2024	20,4	8,4	95	7,9	379	0,38	142	78
11/09/2024	21,9	7,8	91	7,8	338	0,38	42	87
16/09/2024	20,1	9,0	102	7,9	314	0,39	30	81
23/09/2024	19,6	8,7	97	8,0	319	0,18	49	48
30/09/2024	18,7	8,8	96	7,9	326	0,14	53	54

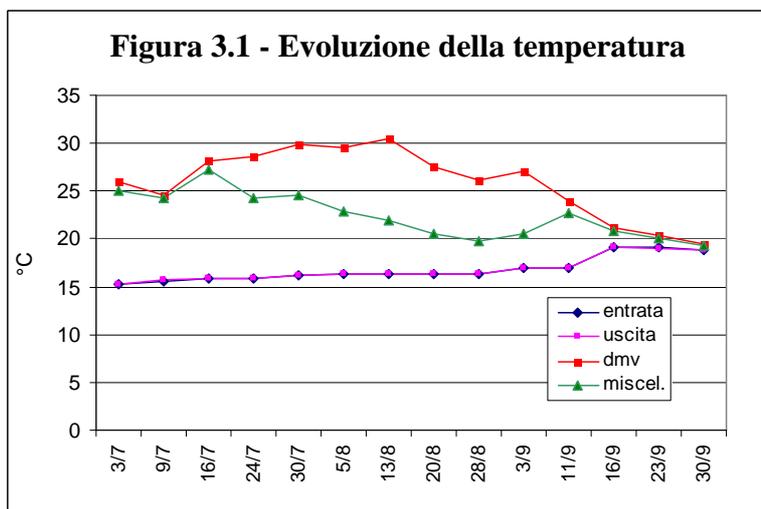
3.1.1 Temperatura

Per quanto riguarda la temperatura si osserva una sostanziale assenza di variazione tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto, collegato al limitato tempo di residenza. Nella fase iniziale dell'attività di prelievo ipolimnico la temperatura dell'acqua prelevata dal fondale è pari a 15,3°C, con un incremento di circa 1,2°C rispetto alla fase iniziale del 2023. Durante il periodo di attività dell'impianto è rilevabile un costante aumento dei valori fino ad un massimo di 19,1°C raggiunto il 16/09. Il graduale incremento della temperatura dell'ipolimnio è in parte collegato ai normali eventi di circolazione termica parziale che trasferiscono le masse d'acqua superficiale più calda negli strati più profondi, ma probabilmente in parte anche all'attività di aspirazione che, asportando acqua più fredda dall'ipolimnio, determina un richiamo di acqua superficiale più calda. A partire dal 30/7 la temperatura dell'acqua in ingresso è risultata superiore a 16 °C.

L'acqua di deflusso superficiale mostra ovviamente un'evoluzione inversa. In periodo di piena stratificazione termica la temperatura dell'acqua di deflusso superficiale raggiunge un massimo di 30,5 °C il 13/8. Segue una fase di graduale decremento dei valori con 26,2°C il 28/8. Nel mese di settembre la temperatura superficiale subisce un'ulteriore diminuzione fino a 19,4°C il 30/9, in seguito all'evento di circolazione termica totale.

Le temperature rilevate sul Rio torto segnalano ovviamente valori intermedi tra quelle in uscita dall'impianto e quelle di deflusso superficiale. Si consideri che l'attività di prelievo ha determinato una riduzione delle temperature estive del Rio torto, che naturalmente sarebbero sovrapponibili al solo deflusso superficiale. In particolare il decremento medio nel mese di luglio è pari a 2,4°C, in agosto sale a 7,2°C, mentre nel mese di settembre il decremento scende a 1,7°C.

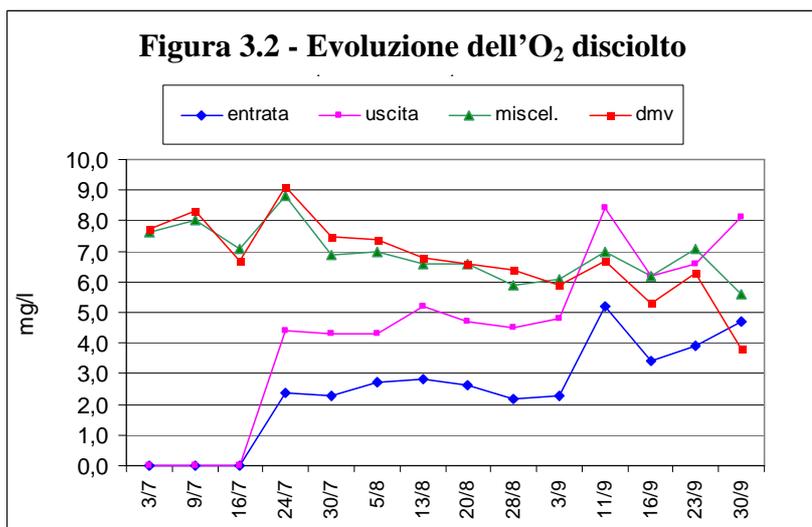
Nel 2024 la variazione di temperatura dell'emissario nel mese di luglio risulta quindi meno rilevante rispetto all'annata precedente che indicava 5,9°C, mentre nel mese di agosto risulta più elevata (7,2°C) contro i 5,9°C del 2023. Si consideri che la variazione indicata è relativa al punto di miscelazione, mentre a valle la differenza si riduce rapidamente in seguito al naturale riscaldamento della massa d'acqua. I valori rilevati ricadono comunque nei limiti delle acque ciprinicole nelle quali rientra pienamente il Rio torto.



3.1.2 O₂ disciolto

A differenza della temperatura per quanto riguarda la concentrazione di O₂ disciolto è invece rilevabile un sostanziale incremento tra l'acqua in entrata ed in uscita dall'impianto. La differenza tra la concentrazione di O₂ disciolto nei due punti di campionamento appare piuttosto costante: l'incremento medio è pari a 1,9 mg/l con un massimo di 3,4 mg/l. La presenza di ossigeno disciolto nella vasca di entrata può sembrare anomala, in quanto l'acqua ipolimnica prelevata è quasi sempre in condizioni di totale anossia. Questa apparente anomalia è collegata a fenomeni di ricircolo nella vasca di trattamento, in pratica ad un parziale ritorno dell'acqua dalla vasca di ossigenazione alla vasca di entrata. Le vasche dell'impianto sono infatti intercomunicanti.

La dinamica dell'ossigeno disciolto nella vasca di ingresso e di uscita risulta sostanzialmente parallela, come evidenziabile dalla figura 3.2 e mostra un andamento piuttosto regolare. Le condizioni di anossia delle prime due settimane di luglio sono relative al periodo di funzionamento con una sola pompa, fase in cui non è stato necessario attivare l'impianto di ossigenazione in quanto l'acqua di diluizione era sufficiente a mantenere condizioni ottimali nell'emissario, in cui infatti le concentrazioni si mantengono superiori a 5 mg/l.



Nel periodo di funzionamento dell'impianto di ossigenazione nella vasca di ingresso le concentrazioni di ossigeno disciolto risultano comprese tra 2,4 e 5,2 mg/l per l'intero periodo agosto-settembre.

I dati relativi al deflusso superficiale del lago mostrano una oscillazione determinata in primo luogo dalla variazione dei processi fotosintetici nella zona epilimnica del lago. I valori risultano compresi tra un minimo di 3,8 mg/l il 30/9 ed un massimo di 9,1 mg/l il 24/7. A partire dal mese di settembre si osserva un graduale decremento dei valori. La causa è la parziale risalita dei composti riducenti dalle acque ipolimniche ed al conseguente aumento del consumo di ossigeno.

Per quanto riguarda infine la stazione di 1a miscelazione sul Rio torto è importante sottolineare che le concentrazioni si sono sempre mantenute al di sopra dei 5,6 mg/l. Ciò ha quindi garantito il mantenimento di condizioni ottimali per la fauna acquatica presente nell'emissario. E' però importante evidenziare che nella fase terminale le acque di scarico dell'impianto di aspirazione contribuiscono ad incrementare la concentrazione di O₂ disciolto nell'emissario.

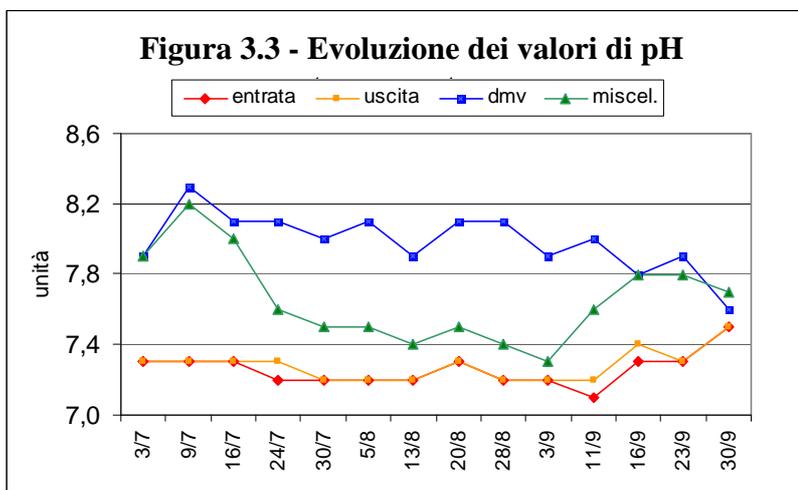
3.1.3 pH

Per quanto riguarda il pH è rilevabile una sostanziale omogeneità tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto. Durante la fase di stratificazione termica l'acqua proveniente dall'ipolimnio evidenzia valori di pH inferiori rispetto all'acqua di deflusso superficiale del lago a causa della minor concentrazione di ossigeno disciolto e della maggior quantità di composti riducenti.

Nel periodo luglio-settembre i valori di pH dell'acqua prelevata dall'ipolimnio risultano compresi tra un minimo di 7,1 ed un massimo di 7,5, segnalando quindi un'oscillazione contenuta. A metà settembre gli eventi di circolazione termica parziale determinano un graduale incremento dei valori fino ad un massimo di 7,5 in corrispondenza della circolazione termica totale al 30/9.

Le oscillazioni dei valori di pH rilevate nell'acqua di deflusso superficiale durante il periodo di funzionamento dell'impianto risultano abbastanza contenute, con valori compresi tra 7,6 e 8,3 unità. Il valore minimo è rilevabile il 30/9, quando l'evento di circolazione termica completa ha determinato il rimescolamento delle acque superficiali con quelle ipolimniche con valori di pH inferiori.

Le acque del Rio torto mostrano ovviamente valori di pH intermedi, essendo costituite dalla miscelazione delle acque di fondo con quelle di superficie, ma con un andamento meno regolare rispetto alle dinamiche precedenti, in funzione della percentuale di deflusso superficiale presente nella miscelazione. E' rilevabile un graduale decremento da 8,2 unità del 9/7 ad un minimo di 7,3 unità il 3/9, collegato al decremento di portata idrica del deflusso



superficiale e quindi alla maggiore percentuale dell'acqua ipolimnica. Un marcato incremento è rilevabile nel periodo 11/9-23/9, dove viene raggiunto un valore di 7,8 unità principalmente in seguito all'aumento della portata idrica dell'acqua di deflusso superficiale.

3.1.4 Conducibilità elettrica

Per quanto riguarda la conducibilità elettrica è rilevabile una sostanziale omogeneità tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto, collegato al limitato tempo di residenza. Ciò indica pertanto l'assenza di rilevanti fenomeni di precipitazione chimica nelle vasche di trattamento. Durante la fase di stratificazione termica l'acqua proveniente dall'ipolimnio evidenzia ovviamente un'elevata concentrazione di sali disciolti rispetto all'acqua di deflusso superficiale del lago. L'accumulo di sali nelle acque profonde è collegato in parte alla mineralizzazione della componente organica in fase di sedimentazione, in parte e fenomeni di rilascio dei sedimenti.

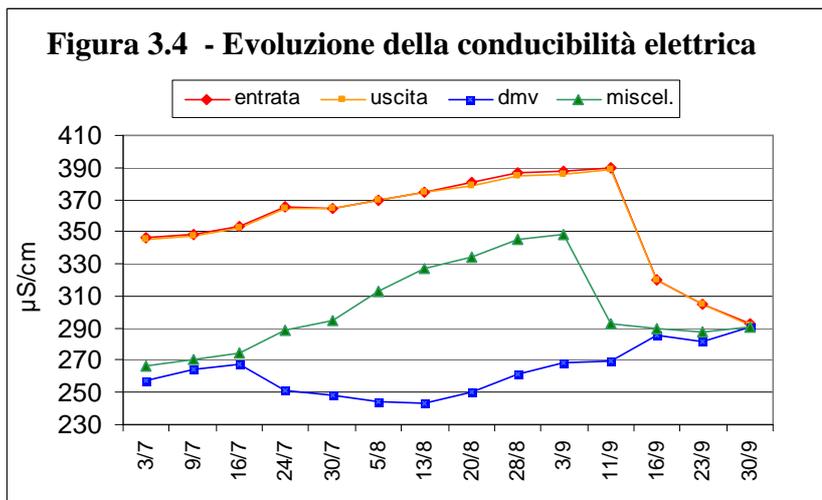
Nel periodo luglio-settembre i valori di conducibilità elettrica dell'acqua prelevata dall'ipolimnio risultano compresi tra un minimo di 293 $\mu\text{S/cm}$ ed un massimo di 390 $\mu\text{S/cm}$, segnalando quindi un'oscillazione contenuta. A metà settembre gli eventi di circolazione termica parziale determinano un graduale decremento dei valori fino ad un minimo di 293 $\mu\text{S/cm}$ in corrispondenza della circolazione termica totale al 30/9.

A questa data il valore rilevato in impianto è sovrapponibile a quello del deflusso superficiale. Le oscillazioni dei valori di conducibilità elettrica rilevate nell'acqua di deflusso superficiale durante il periodo di

funzionamento dell'impianto risultano abbastanza contenute, con valori compresi tra 243 e 291 $\mu\text{S/cm}$. Il valore minimo è rilevabile nella 2a settimana di agosto, quando è presente la stratificazione termica sulla colonna d'acqua e l'intensa attività fotosintetica determina parallelamente una rapida assimilazione di sali disciolti nello strato fotico da parte del popolamento algale.

Le acque del Rio torto mostrano ovviamente valori di conducibilità intermedi, essendo costituite dalla miscelazione delle acque di fondo con quelle di superficie, ma con un andamento meno regolare rispetto alle dinamiche di superficie e fondo, in funzione della percentuale di deflusso superficiale presente nella miscelazione. E' rilevabile un graduale incremento da 266 $\mu\text{S/cm}$ del 3/7 ad un massimo di 348 $\mu\text{S/cm}$ al 3/9, collegato al decremento di portata idrica del deflusso superficiale e quindi alla maggiore percentuale dell'acqua ipolimnica. Un marcato decremento è rilevabile al 11/9, dove viene raggiunto un valore di 293 $\mu\text{S/cm}$ in seguito ad alcune giornate ventose che hanno innescato una circolazione termica parziale.

I dati conducibilità elettrica sono stati inoltre utilizzati per calcolare la portata idrica del deflusso superficiale. Questo aspetto verrà approfondito in seguito.



3.1.5 Fosforo totale

Anche per quanto riguarda il fosforo totale è rilevabile una sostanziale omogeneità tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto. Ciò indica pertanto l'assenza di fenomeni di precipitazione chimica di rilievo nelle vasche di trattamento. Durante la fase di stratificazione termica l'acqua proveniente dall'ipolimnio evidenzia ovviamente un'elevata concentrazione di P totale rappresentata in prevalenza da ortofosfato. La dinamica delle concentrazioni rilevate nelle vasche dell'impianto è certamente un dato di primaria importanza. Dalla figura 3.5 risulta evidente che la concentrazione iniziale non rappresenta il valore più elevato del periodo di intervento. Se si analizzano infatti le

concentrazioni medie mensili del periodo 2008-2024 (figura 3.6) appare evidente che le concentrazioni medie di P totale sono state relativamente costanti nel periodo luglio-agosto, con valori compresi tra 162 e 171 µg/l. Il massimo valore (213 µg/l) è relativo al 20/8. A differenza delle annate precedenti nel mese di settembre non si riscontra un aumento della concentrazione media di P totale, ma al contrario un decremento (113 µg/l).

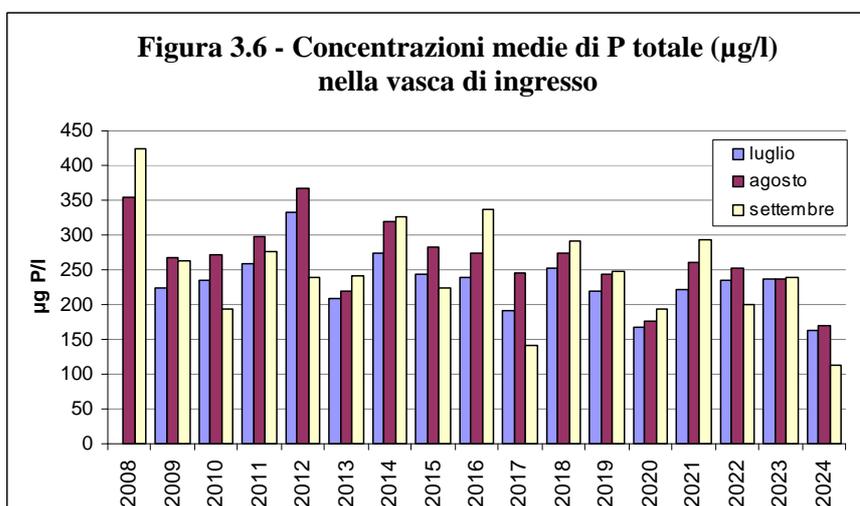
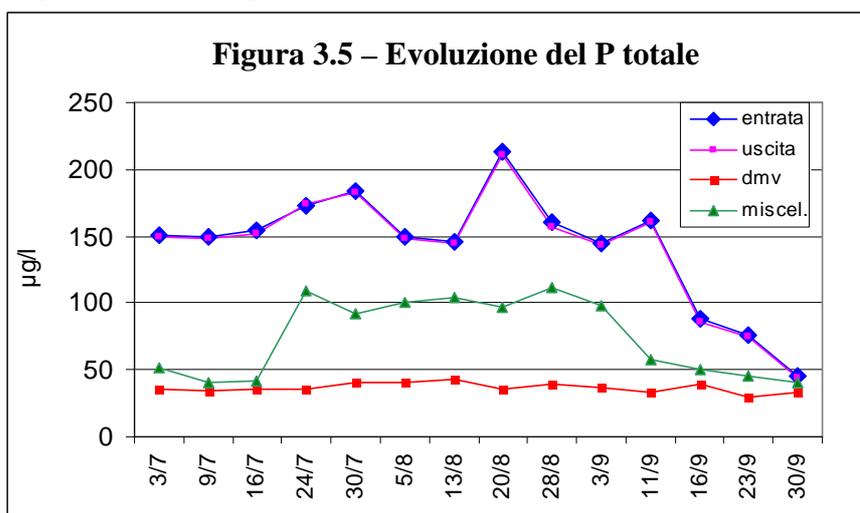
Le concentrazioni di P totale sono rimaste comprese tra 150 e 184 µg/l per l'intero mese di luglio. Le concentrazioni di P totale si mantengono su valori relativamente elevati fino al 11/9 (162 µg/l).

In seguito ad eventi meteorologici a partire dalla metà di settembre si verifica una marcata riduzione dei valori che porta a soli 45 µg/l il 30/9, condizione che non giustifica il proseguimento dell'attività di aspirazione.

Dalla figura 3.5 risulta peraltro evidente che nel 2024 sono state riscontrate concentrazioni di P totale in ingresso nettamente inferiori rispetto alle annate precedenti, con una media del periodo estivo che scende a soli 149 µg/l contro valori quasi sempre superiori a 250 µg/l.

L'evoluzione recente dei valori di P totale a livello del fondo nel periodo estivo è ricavabile dall'analisi della figura 3.7. Il confronto tra la dinamica evolutiva dei valori di P totale rilevati a livello del fondo durante il periodo di stratificazione termica mette in evidenza un incremento dei valori da giugno a luglio, mentre nel periodo agosto-settembre si segnala una maggiore stabilità. La concentrazione massima di P totale raggiunta nel 2008 risulta pari a 490 µg/l, mentre nel 2009 il valore più elevato è pari a 351 µg/l, quasi il 30% in meno rispetto al 2008.

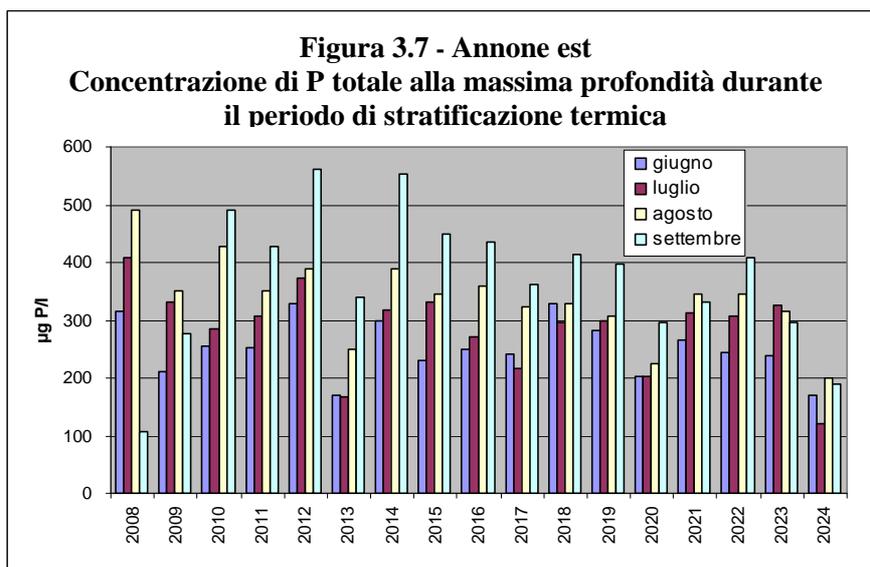
Va però considerato che nel 2009 l'attività di aspirazione è iniziata più precocemente ed ha prelevato un maggiore volume di acqua, con tre pompe in funzione dal 18/7 nel 2009 contro l'8/8



nel 2008. La riduzione delle concentrazioni ipolimniche di P totale potrebbero quindi essere collegate ad una maggiore asportazione e non ad un'effettiva diminuzione del carico interno. La dinamica delle concentrazioni di P totale sul fondo relativa al 2010 mostra un valore inferiore nel mese di luglio, mentre dalla seconda metà di agosto alla metà di settembre si riscontra un marcato accumulo di P totale che raggiunge il massimo riscontrato nel 2008 (490 $\mu\text{g/l}$). Questo accumulo tardivo sembra collegabile più a fenomeni di sedimentazione o di precipitazione chimica che ad un'attività di rilascio dei sedimenti, in quanto le condizioni di anossia si erano già instaurate da almeno due mesi. La stessa dinamica è rilevabile nel 2011 e nel 2012, con un graduale incremento della concentrazione ipolimnica di P totale fino ad un massimo di 562 $\mu\text{g/l}$ raggiunto il 17/9/2012, quindi piuttosto tardivamente per essere collegato ad un'attività di rilascio dei sedimenti.

I dati relativi al 2013 mostrano invece un marcato decremento rispetto alle annate precedenti, con un valore massimo di soli 340 $\mu\text{g/l}$ raggiunto sempre nel mese di settembre. Questo dato sembrava rappresentare un segnale

positivo per quanto riguarda l'evoluzione delle condizioni ipolimniche, ma i dati del 2014 mostrano invece un quadro sovrapponibile al 2012, con un massimo di 554 $\mu\text{g P/l}$ al 23/9. Si sottolinea che l'incremento del 2014 è probabilmente collegato alle intense e prolungate precipitazioni del periodo luglio-agosto, che hanno determinato un notevole aumento del carico esterno e quindi della



sedimentazione di materiale organico. Per quanto riguarda infine il 2015 è rilevabile una diminuzione rispetto al 2014, che al contrario in questo caso si collega parzialmente alle scarse precipitazioni del periodo estivo. Il quadro relativo al 2016 risulta sostanzialmente sovrapponibile al 2015, se si esclude un valore inferiore nel mese di luglio. Infine il quadro relativo al 2017 sembra indicare un sensibile decremento rispetto alle tre annate precedenti, in particolare per quanto riguarda il mese di settembre. In realtà questa diminuzione si collega alla circolazione termica precoce causata dalle condizioni meteorologiche negative della prima metà di settembre. La notevole stabilità meteorologica dell'estate 2018 ha invece determinato un incremento delle concentrazioni di P totale rispetto al 2017. Il quadro relativo al 2019 indica un leggero decremento delle concentrazioni rispetto al 2018, anche se è invece rilevabile un incremento rispetto al 2017. Va però considerato che l'estate del 2019 è stata caratterizzata da una quasi totale assenza di episodi ventosi e quindi di circolazioni termiche parziali. Nel 2020 si riscontra una marcata diminuzione delle concentrazioni di P totale a livello del fondo, con valori sempre inferiori a 300 $\mu\text{g/l}$. Ciò rappresenta un segnale positivo per quanto riguarda l'evoluzione dello stato di qualità dell'ipolimnio, anche se deriva in parte dalle temperature ipolimniche inferiori alla media estiva. Nel 2021 è infatti rilevabile un nuovo incremento dei valori, che confermano però una sensibile diminuzione delle concentrazioni relative al mese di settembre rispetto al periodo precedente al 2020. Il 2022 indica un quadro sovrapponibile al 2021 nel periodo giugno-agosto, mentre nel mese di settembre si riscontra un valore più elevato (409 $\mu\text{g/l}$) rispetto alle ultime annate. Ciò può dipendere da due fattori: la notevole stabilità dell'estate 2022 che ha evitato i fenomeni di circolazione termica parziale nei mesi estivi e la data più precoce di campionamento (9/9/2022 contro 14/9/2021 e 16/9/2020).

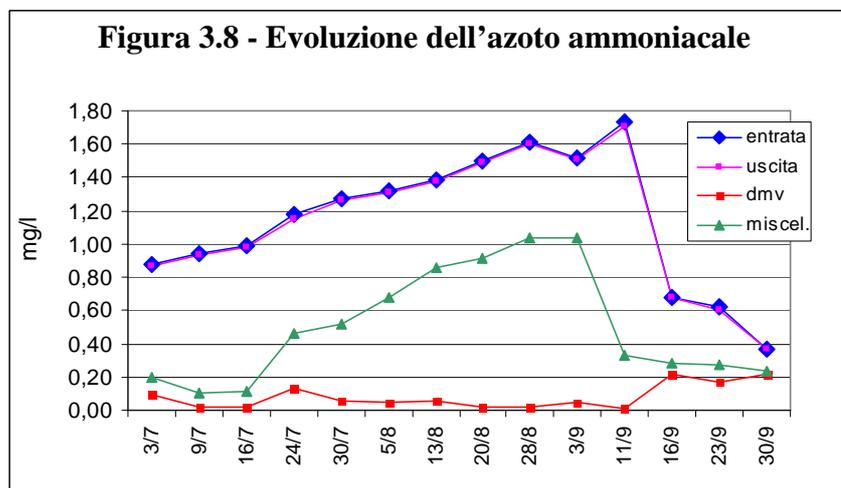
I dati relativi al 2023 mostrano invece un quadro diverso, in particolare per quanto riguarda il periodo agosto-settembre, con valori nettamente inferiori rispetto alle annate precedenti nel mese di settembre (295 µg/l). Questa tendenza è confermata nel 2024 che mostra concentrazioni di P totale nettamente inferiori rispetto alle annate precedenti, con valori che risultano sempre inferiori a 200 µg/l per l'intero periodo estivo.

Per quanto riguarda la dinamica della concentrazione di P totale nell'acqua di deflusso superficiale è rilevabile una maggiore stabilità. Per l'intero periodo di attività dell'impianto i valori si mantengono compresi tra un minimo di 29 µg/l ed un massimo di 43 µg/l.

Il punto di miscelazione sul Rio Torto evidenzia una condizione più variegata, con valori inferiori a 51 µg/l nella prima metà di luglio. A partire dal 24/7 si verifica un marcato incremento con valori prossimi a 100 µg/l fino a inizio settembre quando, in seguito a fenomeni di circolazione termica parziale, si evidenzia un graduale decremento fino ad un minimo di 40 µg/l il 30/9.

3.1.6 Azoto ammoniacale

Anche per quanto riguarda l'azoto ammoniacale è rilevabile una sostanziale omogeneità tra l'acqua in entrata ed uscita dall'impianto. Ciò è del resto prevedibile se si considera che l'ossidazione dell'ammoniaca è di origine biochimica, tramite cioè un'attività batterica, e l'abbattimento di questo riducente richiederebbe pertanto tempi di residenza decisamente maggiori o altre tipologie di trattamento (strippaggio diretto). Trattandosi però di un composto con caratteristiche di tossicità nei confronti della fauna acquatica si è provveduto a mantenere la concentrazione nel Rio torto al di sotto dei livelli di rischio tramite la diluizione dell'acqua in uscita dall'impianto con l'acqua di deflusso superficiale. Come rilevabile infatti dalla figura 3.8, l'acqua superficiale del lago presenta concentrazioni molto limitate di azoto ammoniacale, quasi sempre inferiori a 0,1 mg/l contro un valore di 1,73 mg/l raggiunto nella vasca di ingresso l'11/9.



L'accumulo di azoto ammoniacale nelle acque ipolimniche è collegato principalmente ai processi decompositivi dei composti proteici in fase di sedimentazione e in condizioni di assenza di ossigeno. Per tale motivo la concentrazione di ammoniaca negli strati profondi tende ad aumentare durante la stagione estiva, quando è presente una marcata stratificazione termica che impedisce eventuali apporti di ossigeno nella zona ipolimnica.

La dinamica evolutiva dell'azoto ammoniacale appare più costante rispetto a quella del fosforo totale. E' infatti rilevabile un graduale incremento delle concentrazioni in ingresso all'impianto dal 03/07 (0,88 mg/l) fino al 11/9 (1,73 mg/l). Nel periodo successivo si verifica un rapido calo della concentrazione che scende a 0,68 mg/l il 16/9 in seguito ad un periodo ventoso con un conseguente rimescolamento della massa d'acqua. Segue un ulteriore decremento che porta il valore di N-NH₄ ad un minimo di 0,37 mg/l il 30/9, in corrispondenza della circolazione termica totale.

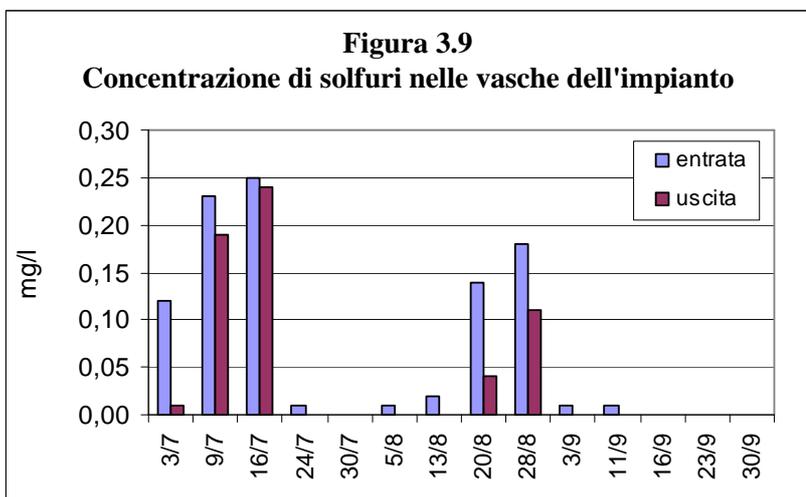
Anche in questo caso le concentrazioni nel punto di miscelazione risentono in modo diretto della variazione di portata idrica del deflusso superficiale.

Il minore deflusso superficiale determina ovviamente una minore diluizione delle acque ipolimniche e quindi delle concentrazioni di azoto ammoniacale nel Rio torto. Il valore più elevato (1,04 mg/l) viene raggiunto nel periodo 28/8-3/9, in corrispondenza dei minimi valori di portata idrica del deflusso superficiale. Nel periodo successivo si rileva un decremento dei valori fino alla circolazione termica del lago il 30/9, evento che riduce a 0,24 mg/l la concentrazione di N-NH₄ nelle acque emissarie.

3.1.7 Solfuri

La rilevazione dei solfuri è stata effettuata nelle vasche di ingresso ed uscita dell'impianto, in quanto nelle altre stazioni di rilevamento la presenza di solfuri è nulla. Per l'intero periodo di rilevamento le concentrazioni di solfuri sono risultate quasi sempre inferiori a 0,25 mg/l. I valori più elevati sono relativi alla prima fase di funzionamento quando non era stato ancora attivato l'impianto di ossigenazione, con una concentrazione che nella vasca di ingresso raggiunge un massimo di 0,25 mg/l il 16/7.

Anche nella vasca di uscita nella fase iniziale è stata rilevata la presenza di solfuri con un massimo di 0,24 mg/l sempre il 16/7. Anche nella seconda metà di agosto nella vasca di ingresso sono state rilevate concentrazioni comprese tra 0,14 e 0,18 mg/l, nonostante l'attivazione del diffusore di ossigeno. Questa situazione negativa è collegata al peggioramento delle condizioni dell'acqua prelevata dalle pompe.

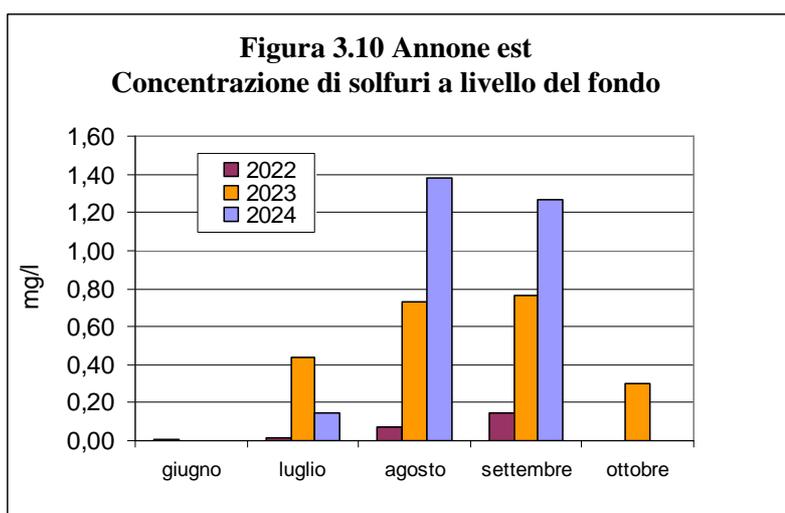


Le concentrazioni di solfuri nello

strato ipolimnico del lago risultano infatti più elevate rispetto alle annate precedenti. A titolo di confronto vengono riportate le concentrazioni rilevate durante il periodo estivo nel bacino est a 10 metri di profondità (fondo) dal 2022. Dalla figura 3.10 risulta evidente che a livello del fondo da luglio a settembre è rilevabile un marcato incremento delle concentrazioni di solfuri nell'ultimo triennio. In particolare la concentrazione massima passa da 0,15 mg/l nel 2022, 0,76 mg/l nel 2023 e 1,38 mg/l nel 2024. Si sottolinea che ciò rappresenta un segnale certamente negativo per quanto riguarda le condizioni del bacino est.

In particolare nell'estate 2024 la discreta trasparenza dell'acqua ha favorito la presenza di *Thiopedia rosea* durante l'intero periodo di aspirazione. Questi batteri fotosintetici, in presenza di una minima radiazione luminosa svolgono un'azione positiva ossidando l'idrogeno solforato e riducendo quindi il debito di ossigeno nel primo strato anossico.

La percentuale di abbattimento dei solfuri nelle vasche dell'impianto non è però totale, anche se il trattamento di ossidazione ne riduce la concentrazione. Una minima parte di solfuri viene però espulsa sotto forma di gas maleodorante (H_2S). Si consideri inoltre che la concentrazione di solfuri che viene immessa nel Rio torto è in realtà ancora inferiore ai



valori di uscita dall'impianto, in quanto la turbolenza generata dallo stramazzo finale provoca un'ulteriore fuoriuscita di H_2S .

3.1.8 Ferro

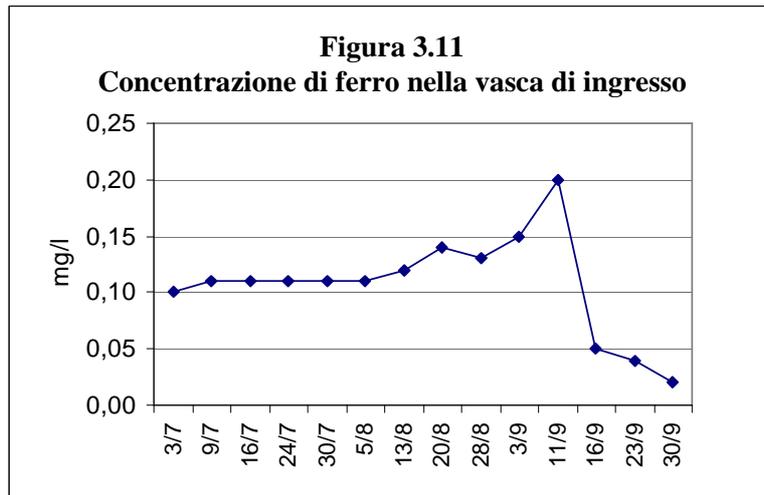
Nella vasca di ingresso dell'impianto è stata rilevata anche la concentrazione dei composti ferrici e ferrosi. Il ferro in passato rappresentava il principale mediatore del fosforo dai sedimenti all'acqua nella zona anossica. E' infatti noto che in presenza di O₂ disciolto il fosforo precipita come sale insolubile sottoforma di composti ferrici, mentre in condizioni di anossia il cambio di valenza del ferro rende solubili entrambi gli elementi.

L'analisi delle concentrazioni di ferro inorganico totale nelle vasche dell'impianto evidenzia una sostanziale sovrapposibilità dei valori in ingresso ed in uscita, segnalando quindi l'assenza di rilevanti fenomeni di precipitazione chimica in vasca. Nella vasca di ingresso si evidenzia una minima oscillazione dei valori dal 3/7 al 28/8, con valori compresi tra un minimo di 0,10 mg/l ed un massimo di 0,14 mg/l.

A partire da questa data si evidenzia un incremento della concentrazione che sale ad un massimo di 0,20 mg/l il 16/9. Segue una fase di rapido decremento che porta ad una concentrazione a soli 0,05 mg/l il 16/9. Ciò deriva da alcuni fenomeni meteorologici che nella seconda metà di settembre che hanno innescato

eventi di circolazione termica parziale e quindi conseguenti fenomeni di precipitazione chimica nella zona ipolimnica, in seguito al contatto di acque ossigenate con le acque anossiche del fondale. Segue una ulteriore fase di più graduale decremento che raggiunge un minimo assoluto di 0,02 mg/l il 30/9, in corrispondenza della circolazione termica.

Nel bacino est le concentrazioni di ferro non raggiungono però valori elevati: a titolo di confronto si consideri che nel vicino bacino ovest nel mese di agosto del 2023 a livello del fondale il ferro si superavano i 2 mg/l, indice di notevoli apporti pregressi di origine industriale.



3.2 Indagini sull'emissario Rio Torto

Premessa

Per quanto riguarda l'emissario Rio torto i controlli sono stati effettuati settimanalmente su tre stazioni di rilevamento.

Quando si verifica l'immissione di uno scarico organico in un corso d'acqua hanno inizio le trasformazioni del materiale biodegradabile ad opera dei batteri. Inizialmente il valore di concentrazione dell'ossigeno disciolto è prossimo alla concentrazione di saturazione ed i processi di ossidazione avvengono in condizioni aerobiche. Al procedere delle reazioni la quantità di ossigeno disciolto diminuisce e il deficit viene colmato con la riossigenazione dell'acqua attraverso la superficie dall'ossigeno atmosferico e l'attività fotosintetica della componente vegetale interna al corso d'acqua.

Per descrivere il processo di autodepurazione di un corso d'acqua si fa in genere riferimento all'andamento dell'ossigeno disciolto lungo il corso d'acqua, ovvero del deficit di ossigeno. La prima parte della curva è discendente in quanto è maggiore il tasso di consumo rispetto a quello di riossigenazione. Il minimo della curva rappresenta il punto di equivalenza fra il tasso di consumo con il tasso di riossigenazione: dopo tale punto la quantità di sostanza organica e di composti riducenti è diminuita a tal punto che la deossigenazione è inferiore alla riossigenazione, dando così andamento crescente alla curva fino a raggiungere nuovamente il valore di saturazione. La dinamica descritta è nota come curva a sacco e rappresenta un classico esempio del potere di autodepurazione dei corsi d'acqua.

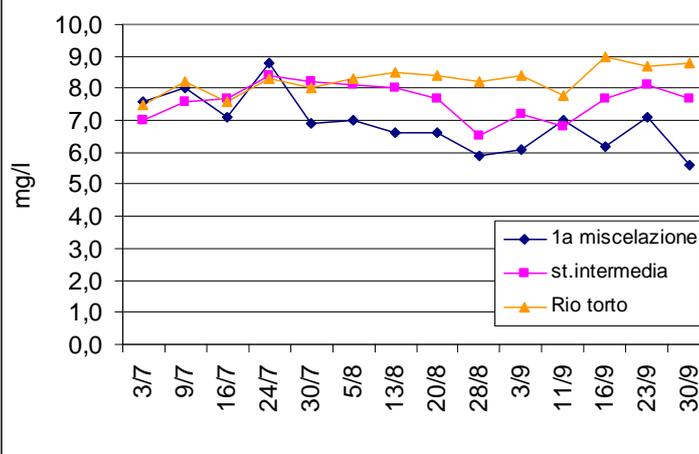
3.2.1 O₂ disciolto

In passato le dinamiche riscontrate lungo il Rio torto risultavano perfettamente sovrapponibili all'esempio teorico. Nei precedenti monitoraggi le minime concentrazioni di O₂ disciolto erano in prevalenza rilevate in prossimità della ditta "E' luce", presso il ponte dello svincolo per Valmadrera della SS36. Attualmente questa stazione non rappresenta più il punto critico dell'emissario per quanto riguarda la concentrazione di O₂ disciolto. Questa variazione non è collegata all'incremento del deflusso superficiale nel periodo luglio-agosto, ma alla diminuzione dei composti riducenti (azoto ammoniacale e idrogeno solforato) nell'acqua di prelievo ipolimnico rispetto al periodo iniziale dell'attività di aspirazione delle acque di fondo.

La concentrazione media di O₂ disciolto alla prima miscelazione risulta pari a 6,9 mg/l, contro 7,6 mg/l nella stazione intermedia e 8,3 mg/l nella stazione finale. Questi dati confermano che la stazione intermedia non rappresenta più il punto critico per quanto riguarda la concentrazione di O₂ disciolto. Nella figura 3.12 è riportata la dinamica della concentrazione di O₂ disciolto

nelle tre stazioni di rilevamento: risulta evidente che i valori minimi sono quasi sempre relativi alla 1a miscelazione. In questa stazione nel periodo di rilevamento le concentrazioni risultano sempre superiori a 5,5 mg/l, con un minimo di 5,6 mg/l il 30/9 in seguito alla circolazione termica totale e quindi alla risalita dei composti riducenti dall'ipolimnio. L'andamento dei livelli di ossigenazione

Figura 3.12 – Concentrazione di O₂ disciolto nelle tre stazioni di rilevamento sull'emissario



dell'emissario risultano sostanzialmente regolari, con valori compresi tra un minimo di 5,6 mg/l ed un massimo di 9,0 mg/l nell'intero periodo di rilevazione.

Per quanto riguarda il punto di prima miscelazione si è quindi provveduto a mantenere le concentrazioni di ossigeno disciolto superiori a 5,0 mg/l durante l'intero periodo di attività dell'impianto. In particolare nel mese di luglio, in assenza del trattamento di ossigenazione in impianto, il livello di O₂ disciolto nel punto di miscelazione è stato calibrato regolando la portata di deflusso superficiale.

Il quadro evolutivo della stazione finale, situata in prossimità del depuratore Rio Torto di Valmadrera, mette in evidenza il rapido incremento delle concentrazioni di O₂ disciolto lungo il corso d'acqua, con valori che si mantengono quasi sempre superiori a 8,0 mg/l durante l'intero periodo di rilevamento.

Per quanto riguarda il monitoraggio della concentrazione di O₂ disciolto nelle acque emissarie non sono state rilevate situazioni critiche per la fauna ittica.

3.2.2 Azoto ammoniacale

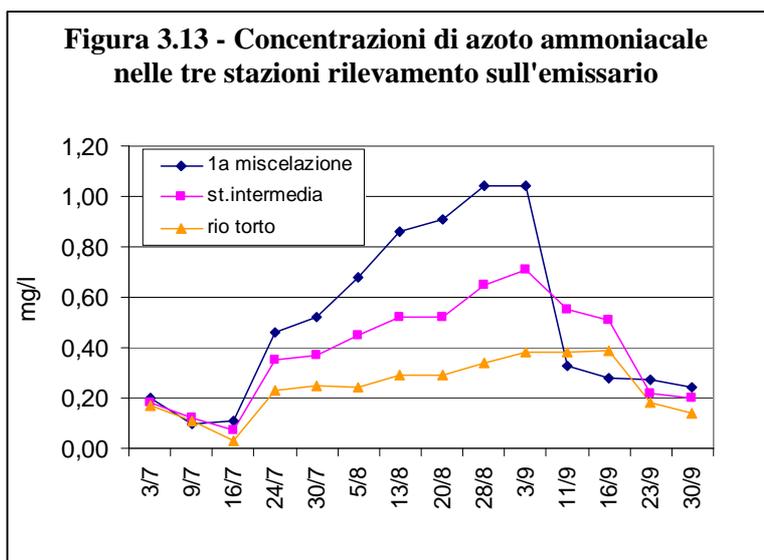
A differenza dell'ossigeno disciolto, l'azoto ammoniacale dovrebbe segnalare normalmente una graduale diminuzione dalla prima stazione a quella finale (figura 3.13). Ciò deriva dal naturale processo di ossidazione di origine biochimica che si sviluppa nel corso d'acqua. La concentrazione media alla prima miscelazione risulta infatti pari a 0,50 mg/l contro 0,39 mg/l nella stazione intermedia e 0,24 mg/l in prossimità del depuratore di Valmadrera.

Un'eccezione è però relativa al periodo 11/9-16/9, fase in cui sono stati rilevati valori più elevati nel tratto intermedio rispetto alla prima stazione. La causa probabile è la presenza di apporti inquinanti nel tratto a monte della stazione intermedia.

Il processo di ossidazione biochimica dell'azoto ammoniacale è peraltro una delle cause del consumo di ossigeno disciolto.

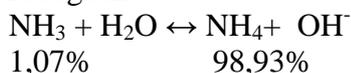
Si consideri che in questo caso il carico di azoto ammoniacale è già di origine inorganica e solo in minima parte deriva dai processi decompositivi della sostanza organica presente nello scarico.

Le concentrazioni di azoto ammoniacale rilevate nella stazione di 1a miscelazione risultano quasi sempre inferiori a 0,9 mg/l, ad esclusione di un massimo di 1,04 mg/l rilevato alla fine di agosto. La dinamica del periodo di rilevamento mostra un graduale incremento delle concentrazioni dal 16/7 al 3/9. Ciò deriva in parte dall'aumento delle concentrazioni nella zona ipolimnica ed in parte dal progressivo decremento della portata di deflusso superficiale che raggiunge un minimo di 119 l/s il 3/9. Ciò determina un conseguente decremento della diluizione delle acque di fondo con quelle superficiali povere di azoto ammoniacale. A partire dal 11/9 si verifica però un marcato decremento della concentrazione di azoto ammoniacale che passa da 1,04 mg/l a 0,33 mg/l. La causa di questa repentina diminuzione è l'aumento della portata di deflusso superficiale (da 119 l/s a 1036 l/s) in seguito a un periodo di intense precipitazioni, con una conseguente maggiore diluizione. Nella stazione intermedia le concentrazioni di azoto ammoniacale nel mese di luglio sono comprese tra un massimo di 0,37 mg/l ed un minimo di 0,07 mg/l, mentre nel mese di agosto risultano comprese tra 0,65 mg/l e 0,45 mg/l. Nella fase successiva si osserva una nuova tendenza all'incremento con un valore massimo di 0,71 mg/l raggiunto il 3/9.



Nell'ultima stazione di rilevamento a partire dal 24/7 le concentrazioni si assestano più stabilmente tra 0,2 e 0,4 mg/l.

Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale appare però opportuno valutare anche la concentrazione di ammoniaca indissociata. La molecola di ammoniaca non dissociata (NH₃) risulta infatti altamente tossica per la fauna ittica. E' una base debole la cui percentuale di dissociazione varia in funzione del pH e della temperatura. Ad esempio a 18°C e pH=7,5 la percentuale di dissociazione in acqua è la seguente:



Anche a concentrazioni relativamente contenute l'ammoniaca indissociata può causare danni all'epitelio branchiale dei pesci e la concentrazione massima ammissibile è pari 0,1 mg NH₃/l .

Il D.L.n°130 del 25/1/1992 è ancora più restrittivo ed indica per l'ammoniaca indissociata il limite massimo imperativo di 25 µg/l come NH₃.

Analizzando le concentrazioni di NH₃ relative alle stazioni esaminate si ricava che nella totalità dei casi la concentrazione di ammoniaca indissociata risulta inferiore alla soglia di tossicità per la fauna ittica.

3.2.3 Fosforo totale

Anche la concentrazione di P totale subisce un graduale decremento lungo il corso d'acqua, con percentuale di abbattimento però meno evidente rispetto all'azoto ammoniacale. Si consideri che la riduzione del fosforo è collegata principalmente all'assimilazione da parte della componente vegetale. Gli estesi banchi di macrofite sommerse presenti nell'alveo dell'emissario svolgono

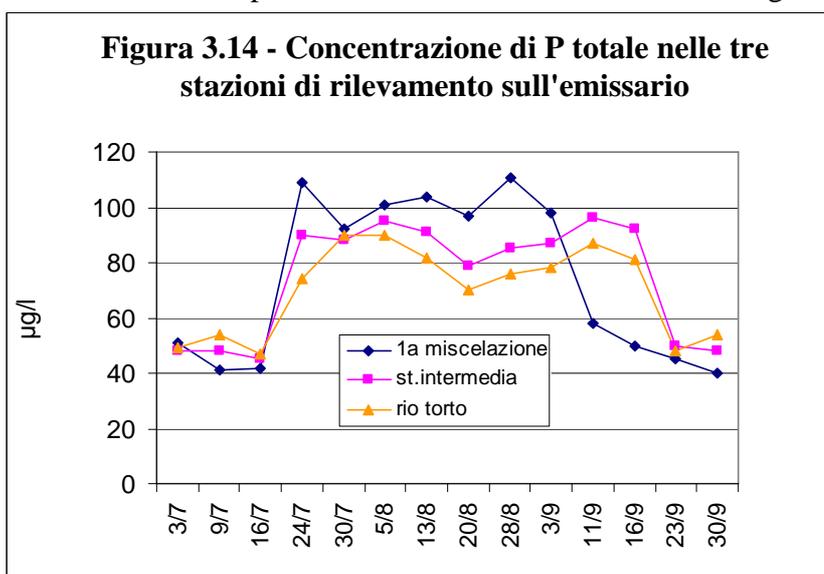
pertanto un'opera di riduzione del carico di nutrienti, sovrapponibile alle tecniche di fitodepurazione. Un'eccezione è però relativa al periodo 11/9-16/9, fase in cui sono stati rilevati valori nettamente maggiori nel tratto intermedio rispetto alla prima stazione. La causa probabile è la presenza di apporti inquinanti nel tratto a monte della stazione intermedia.

Nel punto di prima miscelazione nel mese di luglio la concentrazione media di P totale risulta pari a 67 µg/l, quindi

nettamente inferiore rispetto al 2023 (122 µg/l). Nel periodo 16/7-24/7 si evidenzia un marcato incremento, con valori che partono da un minimo di 42 µg/l e raggiungono rapidamente un massimo di 109 µg/l. Questo aumento è collegato in parte al passaggio da una e tre pompe attivate e in parte alla minore diluzione delle acque di fondo in seguito alla riduzione del deflusso superficiale. Nella fase successiva si rileva una oscillazione delle concentrazioni di P totale, che variano da un minimo di 92 µg/l il 30/7 ad un massimo di 111 µg/l il 28/8. Nel mese di settembre si riscontra un graduale decremento che deriva principalmente da circolazioni termiche parziali, fino ad un minimo di 40 µg/l il 30/9, in corrispondenza della circolazione termica completa.

La stazione intermedia e quella finale mostrano un'evoluzione simile, con valori che tendono a decrescere lungo il corso dell'emissario.

La concentrazione media alla prima miscelazione e nella stazione intermedia risulta pari a 74 µg/l, contro 70 µg/l in prossimità del depuratore di Valmadrera.



3.2.4 Azoto nitroso

Come già rilevato nelle campagne di monitoraggio precedenti, il composto che richiede un maggiore controllo è l'azoto nitroso. Questo rappresenta la frazione più instabile dell'azoto inorganico, essendo un composto intermedio tra la forma ridotta (azoto ammoniacale) e la forma ossidata (azoto nitrico). La presenza di concentrazioni critiche di ossigeno disciolto può favorire un accumulo di azoto nitroso, impedendo o rallentando il processo biochimico di ossidazione dell'azoto ammoniacale.

Anche la permanenza di elevate concentrazioni di azoto ammoniacale può provocare l'accumulo di azoto nitroso come composto intermedio dell'ossidazione dell'ammoniaca a nitrati. Nel Rio torto sono dunque presenti entrambe le condizioni e per tale motivo si è scelto di controllare la concentrazione di N-NO₂.

Anche l'azoto nitroso presenta infatti un marcato effetto tossico nei confronti del popolamento ittico in seguito alla elevata capacità ossidante di questi composti. I nitriti infatti attraverso gli epiteli branchiali raggiungono il circolo sanguigno e ossidano l'emoglobina a metemoglobina, pigmento respiratorio incapace di trasportare l'ossigeno ai tessuti.

L'esposizione permanente a concentrazioni di N-NO₂ superiori a 100 µg/l è ritenuta in grado di provocare difficoltà respiratorie nei pesci (Precis de pathologie des poissons - INRA,1985).

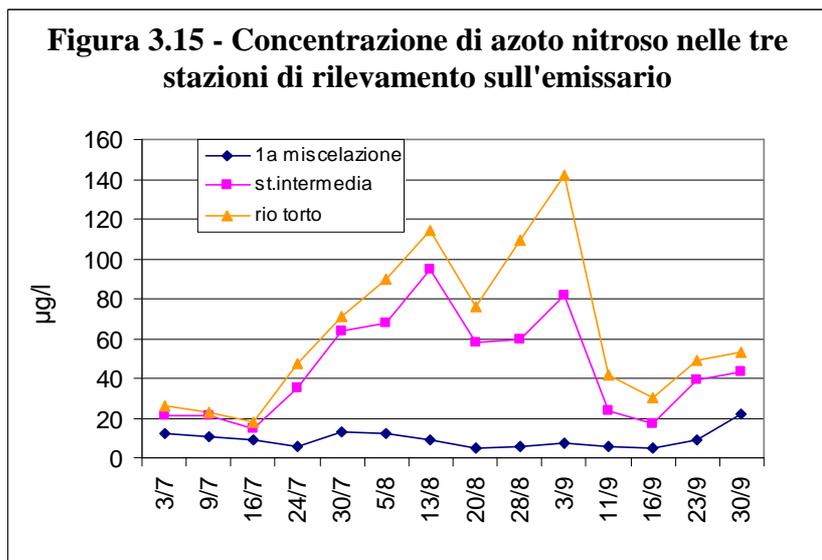
Se si analizzano i dati rilevati nel Rio torto nel periodo di attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica risulta un quadro parzialmente negativo (figura 3.15). A differenza degli altri parametri la concentrazione di azoto nitroso tende infatti ad aumentare lungo il corso del Rio torto, raggiungendo spesso i valori più elevati nella stazione finale, dove in alcuni casi si raggiungono i 142 µg/l.

I valori più elevati sono relativi al 13/8 ed al 3/9, con massimi rispettivamente di 114 µg/l e 142 µg/l nella stazione finale. In questa fase la prolungata assenza di precipitazioni ha comportato una progressiva riduzione dell'acqua di deflusso superficiale e quindi una minima diluizione dell'acqua di prelievo ipolimnico. La presenza di azoto nitroso aumenta parallelamente anche alla concentrazione di azoto ammoniacale nella vasca di ingresso dell'impianto.

Nella fase terminale si evidenziano valori più contenuti, con un minimo di 17 µg/l nella stazione intermedia il 16/9. La causa di questa tendenza evolutiva è il marcato aumento della portata di deflusso superficiale in seguito ad una fase con intense precipitazioni ed un progressivo incremento della diluizione delle acque di fondo con quelle superficiali povere di azoto nitroso.

E' invece da evidenziare la concentrazione limitata di questo composto nella stazione di prima miscelazione, a conferma dell'intensa attività batterica presente lungo il corso d'acqua. Si consideri infatti che l'azoto nitroso è praticamente assente nelle acque anossiche ipolimniche e nell'acqua di deflusso superficiale dove la concentrazione di ossigeno disciolto non è in genere limitante. In questa stazione le concentrazioni si mantengono inferiori a 15 µg/l per quasi l'intero periodo di rilevamento.

Le concentrazioni di azoto nitroso nella stazione intermedia e finale hanno solamente in rari casi raggiunto un limite potenzialmente in grado di determinare fenomeni di asfissia nei pesci. E' comunque evidente che la concentrazione di azoto nitroso potrebbe rappresentare un fattore di



rischio: il monitoraggio di questo composto durante il periodo di attività dell'impianto è dunque prioritario e la diluizione con il deflusso superficiale, unico intervento di contenimento applicabile, dovrebbe essere calibrata su questo parametro.

E' pertanto opportuno mantenere il lago su livelli più elevati nel periodo tardo primaverile, al fine di garantire un sufficiente volume idrico di scorta per le eventuali diluizioni dell'acqua di fondo nei periodi di siccità.

3.2.5 Effetti collegati alla presenza di *Thiopedia rosea*

Mentre nel 2017 durante il periodo luglio-agosto sono stati rilevati valori di trasparenza limitati (1,6 m il 18/7), nel 2018 nel mese di luglio la trasparenza rilevata è pari a 2,7 m. Anche nel 2019 il valore del disco di Secchi nel mese di luglio era piuttosto elevata, pari a 3,2 m. Ciò ha quindi favorito la presenza di attività fotosintetica nello strato ipolimnico ed in particolare lo sviluppo di solfobatteri fotosintetici (*Thiopedia rosea*). Nel 2020 nel periodo luglio-agosto i valori di trasparenza si sono mantenuti su livelli inferiori, pari rispettivamente a 1,5 e 1,6 metri, mentre nel 2021 si rilevano valori più elevati, pari rispettivamente a 4,1 e 3,1 metri. Nell'estate 2021 la comparsa di questo solfobatterio è stata quindi favorita, segnalando una presenza più limitata nel



Foto 3.1 - Depositi di *Thiopedia rosea* sui sedimenti del Rio Torto

seguito a fenomeni di parziale circolazione termica. Nel 2022 erano presenti valori di trasparenza leggermente inferiori, pari rispettivamente a 3,0 e 2,3 metri, ma la presenza di *Thiopedia* è stata riscontrata durante l'intera fase di attività dell'impianto. Anche nel 2023 sono stati rilevati valori di trasparenza simili, pari rispettivamente a 3,5 e 1,8 metri nel periodo luglio-agosto e 2,1 metri a settembre. La presenza di *Thiopedia* è stata comunque riscontrata durante l'intera fase di attività dell'impianto. Nel 2024 si rilevano valori di trasparenza pari rispettivamente a 3,7 e 1,5 metri nel periodo luglio-agosto e 3,4 metri a settembre. La presenza di *Thiopedia* è stata riscontrata durante l'intera fase di attività dell'impianto.

Questi batteri fotosintetici, in presenza di una minima radiazione luminosa svolgono un'azione positiva ossidando l'idrogeno solforato e riducendo quindi il debito di ossigeno nel primo strato anossico. Lo sviluppo di *Thiopedia rosea* (foto 3.1 e 3.2) rappresenta un importante segnale positivo per quanto riguarda l'evoluzione del bacino est in quanto indice di migliori valori di trasparenza durante il periodo estivo rispetto alle fasi iniziali dell'attività di aspirazione ipolimnica. Un ulteriore aspetto positivo collegato alla presenza di *Thiopedia* è la conseguente rimozione dell'idrogeno solforato. Nel 2024 questo composto mostra però concentrazioni ipolimniche



foto 3.2 - Aggregato tabulare di *T.rosea*

già nell'ultima settimana di settembre in mese di settembre quando la trasparenza del bacino est era in diminuzione (2,3 m). Una fase di graduale decremento si è però verificata

superiori rispetto alle ultime annate. Questo aspetto verrà approfondito nel paragrafo relativo al bacino lacustre.

Questo solfobatterio fotosintetico, che può raggiungere notevoli densità nella zona di prelievo delle acque ipolimniche anossiche, utilizza il solfuro di idrogeno (H_2S) come donatore di elettroni per i processi fotosintetici. Svolge quindi un ruolo positivo nell'ambiente contribuendo alla rimozione di questo composto tossico e come prodotto dell'attività fotosintetica forma depositi di zolfo sottoforma di granuli neri all'interno delle cellule.

Per quanto riguarda il lago di Annone est il processo di sviluppo di questo batterio è ovviamente collegato alla presenza contemporanea di H_2S e di una ridotta intensità luminosa, caratteristiche che trova nella parte alta dello strato anossico (8-9 metri). Il deposito rosa nell'emissario non rappresenta un reale fattore di rischio per la fauna acquatica, ma un danno sostanzialmente estetico al corso d'acqua.

3.3 Determinazione dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) nell'emissario

Premessa

A differenza del dato chimico, che rappresenta una fotografia dello stato di qualità del corso d'acqua al momento del prelievo, tale metodica di indagine presenta la possibilità di rilevare anomalie conseguenti ad immissioni anche non immediatamente precedenti alla data del prelievo, grazie alla durata del ciclo vitale degli organismi presi in considerazione (in genere mesi). Le modifiche sulla struttura del popolamento bentonico causate da fattori esterni restano quindi evidenziabili per un periodo significativo. Data la relativa stabilità di tali organismi (a differenza dell'analisi diretta sull'acqua che permette solo verifiche immediate) è dunque possibile costruire una mappa di distribuzione delle varie unità sistematiche lungo il corso del fiume, al fine di localizzare eventuali fonti di alterazione che determinano un progressivo scadimento delle qualità ambientali.

Al fine di valutare l'impatto conseguente all'immissione delle acque ipolimniche nell'emissario Rio Torto è stata effettuata un'indagine sul popolamento di macroinvertebrati bentonici. La stazione di monte è ubicata in prossimità dell'ipermercato Iperal. Il punto di campionamento è visualizzato nella foto allegata. Per quanto riguarda invece la stazione di valle è ubicata poco a monte del depuratore di Valmadrera.

3.3.1 Modalità di prelievo e di conservazione dei campioni biologici.

Per l'operazione di prelievo è stato utilizzato un retino standard per indicatori biologici (apertura 20 cm di lato, maglia 300 μm). La separazione ed una prima analisi degli organismi raccolti è stata effettuata direttamente sul posto; i campioni sono stati quindi fissati in formaldeide al 3%. In laboratorio si è poi proceduto alla divisione per gruppi sistematici ed alla successiva determinazione delle singole unità sistematiche tramite analisi allo stereomicroscopio. Per la classificazione del materiale biologico sono state utilizzate le guide del C.N.R. relative al riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Per la valutazione dell'indice biologico si è fatto riferimento all'Indice Biotico Esteso (Ghetti 1997, Trento).

3.3.2 Cronologia dei campionamenti

Al fine di verificare l'impatto dell'attività di prelievo ipolimnico un primo campionamento è stato effettuato nel mese precedente alla messa in funzione dell'impianto (28/06/2024), mentre nella fase terminale del periodo di aspirazione ipolimnica si è proceduto ad una seconda verifica (7/10/2024).

3.3.3 Ubicazione delle stazioni di campionamento

Sono state quindi prese in considerazione due stazioni di rilevamento, rispettivamente la stazione 1 (situata a monte della stazione 5 dei prelievi chimico-fisici) posizionata in prossimità dello svincolo per Civate della SS36 (vedi foto 3.3), la stazione 2 (che corrisponde alla stazione 6 dei prelievi chimico-fisici) che è invece localizzata più a valle, nella zona di ingresso dell'impianto di depurazione della Rio torto, a monte dello scarico del depuratore di Valmadrera (foto 3.4).

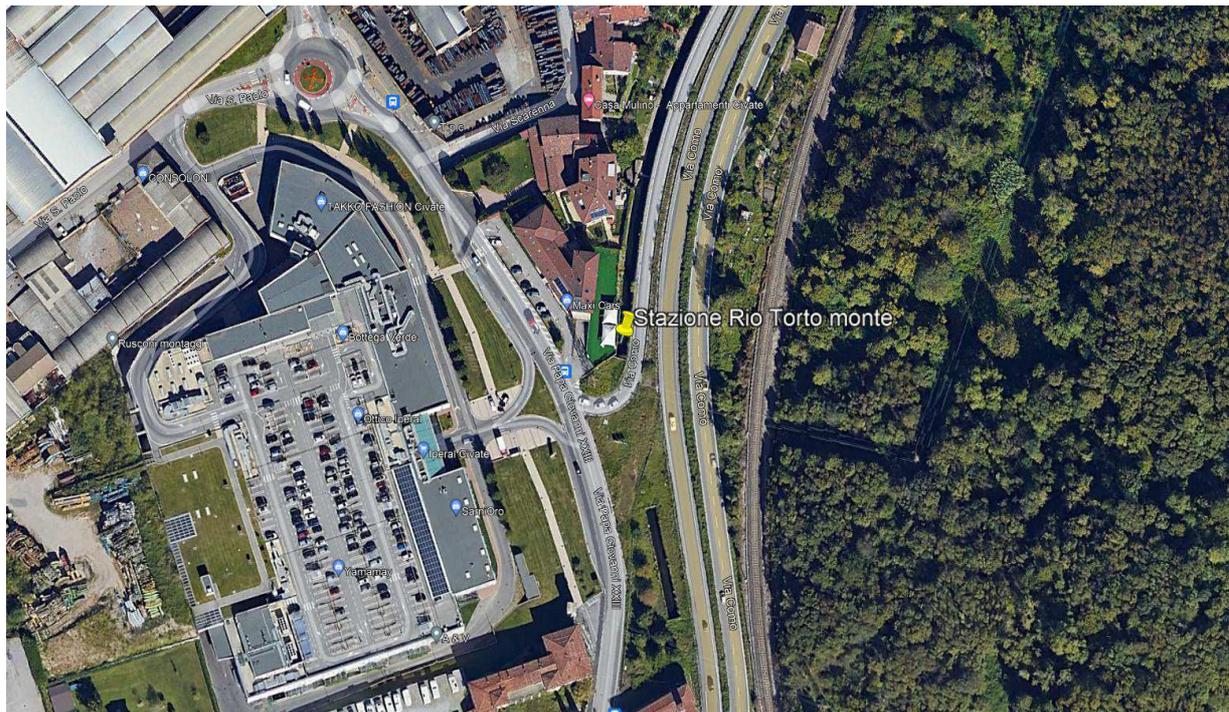


Foto 3.3- Primo punto di campionamento I.B.E



Foto 3.4 - Secondo punto di campionamento I.B.E.

3.3.4 Campionamento del 28/06/2024

Per quanto riguarda la valutazione dell'Indice Biotico Esteso nella stazione di monte è da rilevare la presenza di 10 Unità Sistematiche, con ingresso orizzontale su Tricotteri con più di una U.S.

Corpo idrico: Rio torto			
Data di campionamento : 28/06/2024			
Struttura della comunità di macroinvertebrati			
		Monte	Valle
Plecotteri	<i>Leuctra</i>		(1)
Efemerotteri	<i>Baetis</i>	x	xxx
	<i>Caenis</i>		x
Tricotteri	<i>Hydropsychidae</i>	xxx	x
	<i>Odontoceridae</i>	x	
Ditteri	<i>Chironomidae</i>	x	x
	<i>Simuliidae</i>	x	x
	<i>Tipulidae</i>		
	<i>Anthomyidae</i>		
Crostacei	<i>Asellidae</i>		
	<i>Gammaridae</i>		
	<i>Ostracodae</i>		
Gasteropodi	<i>Physidae</i>		
	<i>Bithyniidae</i>		
	<i>Lymnaeidae</i>	xx	
Odonati	<i>Cordulegaster</i>		
	<i>Calopteryx</i>		
Coleotteri	<i>Elminthidae</i>		x
Bivalvi	<i>Dreissena</i>	x	
Irudinei	<i>Erpobdella</i>		
	<i>Helobdella</i>		
	<i>Glossiphonia</i>		
Tricladi	<i>Dugesia</i>	x	x
Oligocheti	<i>Lumbricidae</i>	x	x
	<i>Tubificidae</i>	x	x
	Totale U.S.	10	9
	IBE	6	6

L'applicazione della tabella di calcolo dell'IBE indica come risultante un valore pari a 6, corrispondente ad una 3a classe di qualità.

La stazione di valle segnala la presenza di 9 Unità Sistematiche. L'ingresso orizzontale è ancora su Tricotteri con più di una U.S., da cui deriva un valore di I.B.E. anche in questo caso pari a 6. La stazione di valle rientra quindi nella 3a classe di qualità, con un livello simile alla stazione di monte. Alla prima data di campionamento, in assenza di attività dell'impianto di aspirazione, la stazione a monte dell'impianto di depurazione di Valmadrera rientra in una 3a classe di qualità. Pertanto, anche in assenza dello scarico di fondo, lo stato attuale del torrente Rio Torto a valle dell'abitato di Valmadrera corrisponde ad un ambiente alterato.

Una 3a classe di qualità sarebbe comunque una condizione accettabile per quanto riguarda lo stato complessivo dell'emissario Rio Torto durante la fase di attività dell'impianto. Ne deriva che, in assenza dello scarico dell'impianto di aspirazione, la 3a classe di qualità indica la presenza di altri apporti inquinanti lungo il corso dell'emissario.

28/06/2024 Rio torto monte			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
10	6	III	Ambiente alterato

28/06/2024 Rio torto valle			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
9	6	III	Ambiente alterato

3.3.5 Campionamento del 7/10/2024

Per quanto riguarda la valutazione dell'Indice Biotico Esteso nella stazione di monte è da rilevare la presenza di 11 Unità Sistematiche, con ingresso orizzontale su Tricotteri con più di una U.S. A differenza del campionamento di giugno, l'applicazione della tabella di calcolo dell'IBE indica

Corpo idrico: Rio torto			
Data di campionamento : 07/10/2024			
Struttura della comunità di macroinvertebrati			
		Monte	Valle
Efemerotteri	<i>Baetis</i>	xx	xx
	<i>Caenis</i>		x
	<i>Proclon</i>		
Tricotteri	<i>Hydropsychidae</i>	x	x
	<i>Limnephilidae</i>		
Ditteri	<i>Chironomidae</i>	x	x
	<i>Simuliidae</i>	x	x
	<i>Tipulidae</i>		x
	<i>Athericidae</i>		
Crostei	<i>Asellidae</i>		
	<i>Ostracodae</i>	x	
Gasteropodi	<i>Physidae</i>	xx	xx
	<i>Bithyniidae</i>		
	<i>Lymnaeidae</i>	xx	
Odonati	<i>Cordulegaster</i>	(1)	(1)
	<i>Calopteryx</i>		x
Coleotteri	<i>Elmthidae</i>		x
Bivalvi	<i>Dreissena</i>	x	
	<i>Sphaerium</i>	x	
Irudinei	<i>Erpobdella</i>	x	
Tricladi	<i>Dugesia</i>	xx	
Oligocheti	<i>Lumbricidae</i>		x
	<i>Enchytraeidae</i>		x
	Totale U.S.	11	11
	IBE	7	7

come risultante un valore pari a 7, che rientra comunque nella 3a classe di qualità.

La stazione di valle segnala la presenza di 11 Unità Sistematiche. L'ingresso orizzontale è anche in questo caso su Tricotteri con più di una U.S., da cui deriva un valore di I.B.E. pari a 7. Anche la stazione di valle rientra quindi nella 3a classe di qualità come nel campionamento di giugno.

Si consideri che nel punto di 1a miscelazione la concentrazione di O₂ disciolto è stata sempre mantenuta sopra i 5,5 mg/l, con percentuali di saturazione sempre superiori al 60%. Anche la concentrazione di N-NH₄ è risultata quasi sempre inferiore a 1,0 mg/l. In prossimità della stazione intermedia la concentrazione di O₂ disciolto è risultata sempre superiore a 6,5 mg/l ed al 70% di saturazione.

Si può pertanto affermare che anche nel 2024 l'attività di aspirazione ipolimnica ha avuto un impatto molto limitato sull'emissario Rio Torto, in quanto non sono rilevabili variazioni tra la situazione precedente all'entrata in funzione dell'impianto (3a classe di qualità) e quella rilevata al termine della fase di aspirazione ipolimnica (3a classe di qualità).

07/10/2024 Rio torto monte			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
11	7	III	Ambiente alterato

07/10/2024 Rio torto valle			
Totale U.S	Valore di I.B.E	Classe di qualità	Giudizio di qualità
11	7	III	Ambiente alterato

3.4 Risultati dei campionamenti sul bacino di Annone est

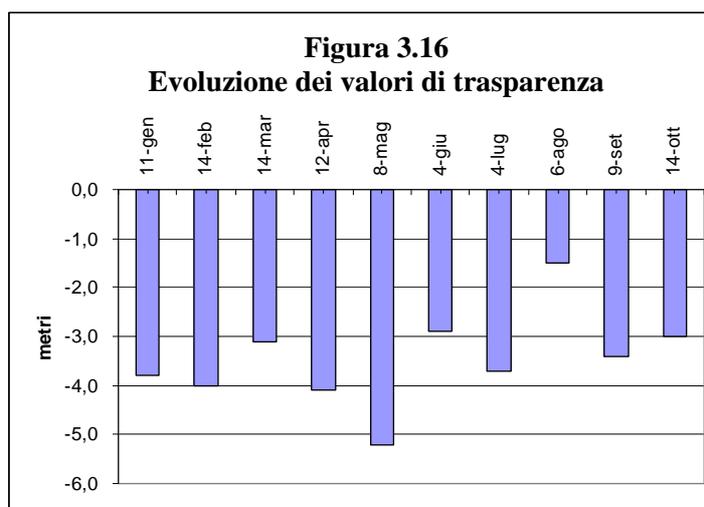
Parallelamente all'attività di controllo sull'impianto sono state effettuate anche campagne mensili di rilevamento nel bacino di Annone est, al fine di verificare eventuali effetti negativi (surriscaldamento dell'ipolimnio, destratificazione termica della colonna d'acqua, ecc.) conseguente all'attività di prelievo ipolimnico.

3.4.1 Trasparenza

La trasparenza rappresenta certamente il parametro più intuitivo per valutare la qualità dell'acqua. Ciò è in parte vero, in quanto la limpidezza dell'acqua è strettamente correlata con il livello trofico di un lago e quindi con la quantità di nutrienti in esso presenti. Nei laghi molto produttivi l'elevata densità degli organismi planctonici, in particolare del fitoplancton, limita notevolmente la penetrazione della radiazione solare, determinando la rapida scomparsa del disco di Secchi.

I dati relativi a questo parametro mostrano una notevole variabilità nel periodo di rilevamento. Nel campionamento di maggio la trasparenza risulta pari a 5,2 metri, che segnala il valore più elevato nel periodo gennaio-ottobre 2024. Ciò è dovuto al fatto che in questo periodo dell'anno si verifica un incremento dello zooplancton, in particolare del genere *Daphnia*, che svolge una consistente attività di rimozione del popolamento algale.

Fino al mese di aprile si rileva comunque una trasparenza piuttosto elevata, che risulta sempre superiore ai 3 metri. A differenza del 2022 (1,3 metri), nel mese di giugno non si riscontra una drastica diminuzione della trasparenza che si mantiene a 2,9 metri, dato che rappresenta il valore più elevato nel mese di giugno nelle ultime cinque annate. La trasparenza nel mese di luglio sale a 3,7 metri, dato che rappresenta il massimo raggiunto in questo mese nel triennio 2022-2024. Nel mese di agosto si evidenzia un marcato decremento della trasparenza che scende a 1,5 metri a causa di una fase di fioritura algale. Nei due mesi successivi la trasparenza risale al di sopra dei 3 metri (3,4 m a settembre e 3,0 m a ottobre). Questo rappresenta certamente un dato positivo rispetto al biennio 2022-2023, in cui i valori di trasparenza registrati nello stesso periodo erano di circa 2 metri. La trasparenza media relativa al periodo considerato risulta pari a 3,5 metri.



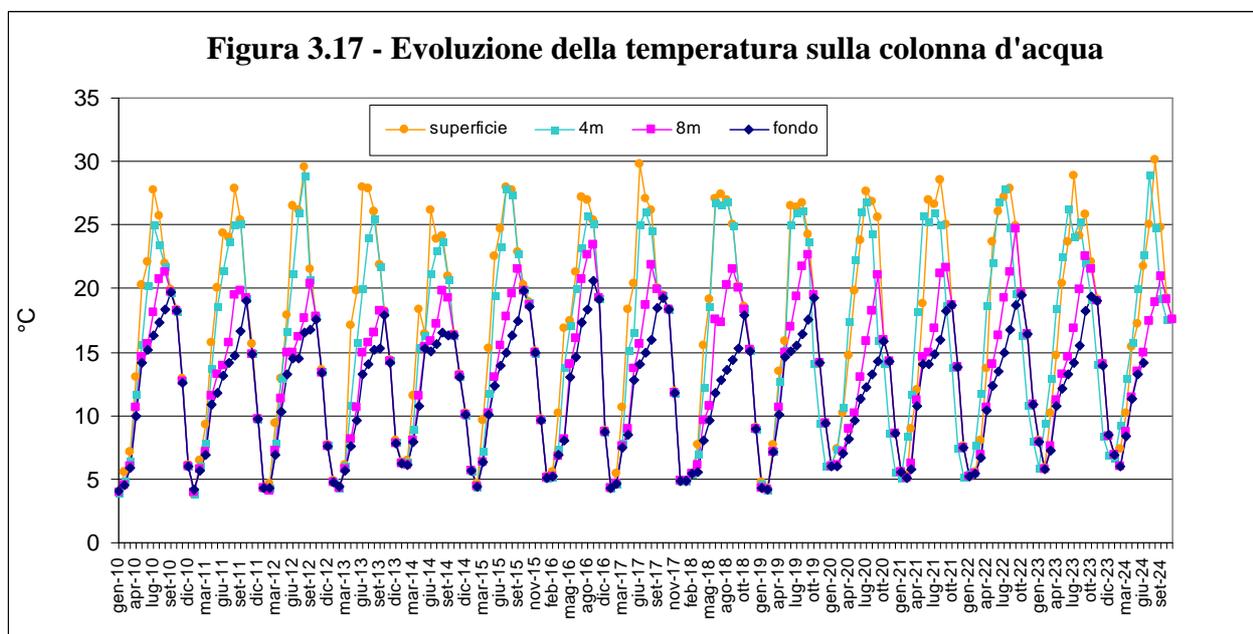
3.4.2 Temperatura

Il quadro iniziale del 2024 mostra temperature medie più elevate rispetto alle annate precedenti nel periodo marzo- aprile, mentre nel mese di maggio si riscontra un valore inferiore alla media recente.

Anno	Marzo	Aprile	Maggio
2009	7,7°C	12,7°C	17,4°C
2010	6,4°C	11,4°C	16,1°C
2011	7,8°C	13,1°C	16,6°C
2012	8,0°C	12,1°C	16,0°C
2013	5,9°C	11,1°C	14,7°C
2014	9,3°C	14,2°C	16,0°C
2015	7,5°C	11,9°C	17,5°C
2016	7,9°C	12,3°C	15,8°C
2017	8,3°C	13,3°C	16,1°C
2018	6,8°C	11,7°C	15,2°C
2019	7,3°C	11,9°C	15,2°C
2020	7,8°C	10,8°C	14,9°C
2021	7,5°C	11,5°C	16,8°C
2022	7,4°C	11,8°C	17,9°C
2023	8,8°C	12,7°C	16,9°C
2024	9,2°C	12,8°C	15,1°C

Per quanto riguarda la temperatura (figura 3.17) risulta evidente la dinamica annuale con un incremento dei valori a partire dal mese di marzo, più precoce nelle acque epilimniche.

Il progressivo raffreddamento della massa d'acqua in condizioni di circolazione termica completa durante la fase autunnale del 2023 prosegue fino al mese di febbraio 2024, con un minimo rilevato

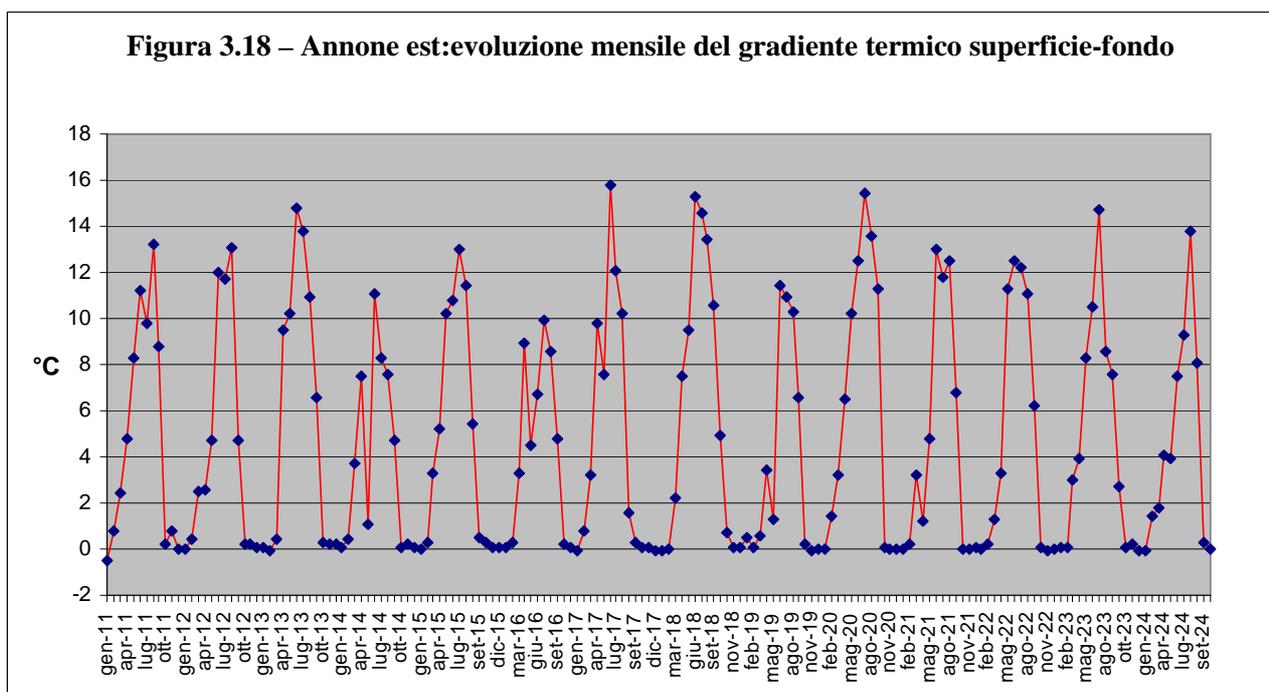


sulla colonna d'acqua di circa 6,0°C. A fine inverno ha inizio il processo di stratificazione termica che tende a separare le acque superficiali più calde (e quindi a minore densità) da quelle del fondo più fredde. La progressiva separazione degli strati comporta una serie di conseguenze importanti, quali l'assenza di trasporto negli strati profondi dell'ossigeno prodotto per via fotosintetica negli strati superiori.

Nell'ipolimnio, in assenza di luce e quindi di processi fotosintetici, si verifica pertanto un progressivo consumo di ossigeno disciolto a causa dei processi di mineralizzazione conseguenti alla

sedimentazione della sostanza organica. Questa dinamica porta rapidamente a condizioni di carenza di O₂ disciolto fino all'anossia totale.

Dal mese di marzo ha quindi inizio un nuovo processo di stratificazione termica, anche se il gradiente termico superficie-fondo risulta ancora limitato (1,8°C). Anche nel 2024 il processo di stratificazione termica risulta lineare con un progressivo incremento senza interruzioni primaverili (figura 3.18). Il massimo gradiente superficie-fondo è raggiunto nel mese di agosto con una differenza di temperatura di 13,8°C. Le sfavorevoli condizioni meteorologiche del mese di settembre hanno anticipato la fase di circolazione termica che si è realizzata nell'ultima settimana di settembre.



La circolazione termica totale è raggiunta al 30/09/2024, quindi sovrapponibile alle ultime annate.

Un altro aspetto che è importante sottolineare è la differenza di temperatura delle acque di fondo (fig. 3.19). Nel 2010 la temperatura media nel periodo giugno-settembre a livello del fondale è pari a 16,8°C, mentre nello stesso periodo del 2011 il valore medio scende a 14,7°C, con una differenza quindi di quasi 3°C. Nonostante l'estate molto calda, nel 2012 il valore medio è pari a 15,6°C, quindi ancora inferiore rispetto al 2010. Nel 2013 si conferma il dato del 2011 con 14,4°C, mentre nel 2014 sale a 15,9°C.

Nel 2015 risulta un valore medio sovrapponibile al 2014 con 15,7°C, mentre il 2016 indica un sensibile incremento con 17,7°C. Tale incremento è però da imputare principalmente ai più frequenti episodi ventosi dell'estate 2016 ed ai conseguenti fenomeni di circolazione termica parziale. Nel 2017 risulta un valore medio pari a 15,9°C, sovrapponibile al dato del 2014 e del 2015. nel 2018 si riscontra una temperatura media nettamente inferiore (13,2 °C), che rappresenta il minimo assoluto dal 2010. Questa condizione si collega in parte alla quasi totale assenza di episodi ventosi durante la stagione estiva e quindi all'assenza di circolazioni termiche parziali che tendono a riscaldare le acque ipolimniche. Situazione diversa nel 2019, con temperature del fondo superiori a 15°C già nel mese di giugno. Nel 2020 è invece riscontrabile una situazione più simile al 2018, con temperature di fondo inferiori rispetto alla norma. Nel mese di giugno si evidenzia un valore di 11,3°C, in luglio 12,2°C ed in agosto 13,3°C. Tutto i valori rappresentano dei minimi assoluti dal 2010. Per quanto riguarda il 2021 è da rilevare un incremento dei valori rispetto al 2020, con temperature superiori a 14°C già a partire dal mese di giugno. Nel 2022 si riscontrano valori sovrapponibili al 2021, con valori compresi tra 13,5°C a giugno e 16,8°C a settembre. Nel 2023 si riscontrano valori sovrapponibili alle ultime annate, con valori compresi tra 13,2°C a giugno e

15,5°C ad agosto. Nel 2024 non si riscontrano variazioni di rilievo, con valori compresi tra 14,2°C a giugno e 16,3°C ad agosto.

Il gradiente tra superficie e fondo risulta di fondamentale importanza nella gestione dell'attività di aspirazione perché una temperatura inferiore del fondale ostacola i processi di destratificazione termica parziale e ritarda la circolazione termica totale, migliorando quindi la resa dell'attività stessa.

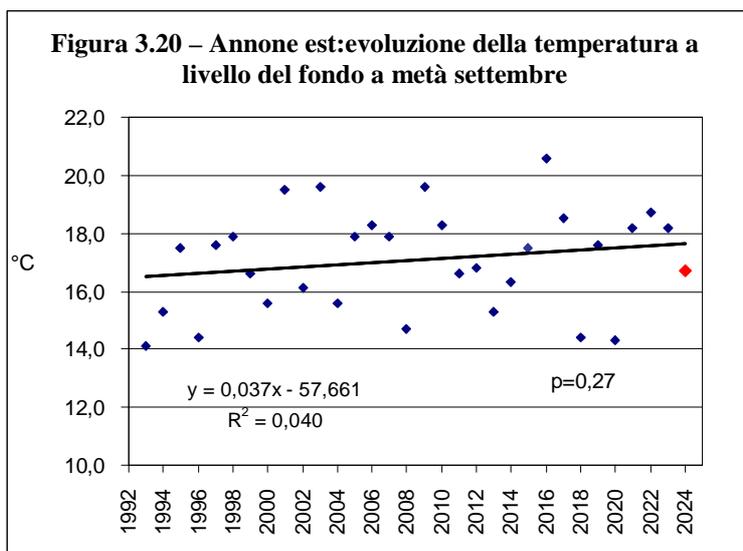
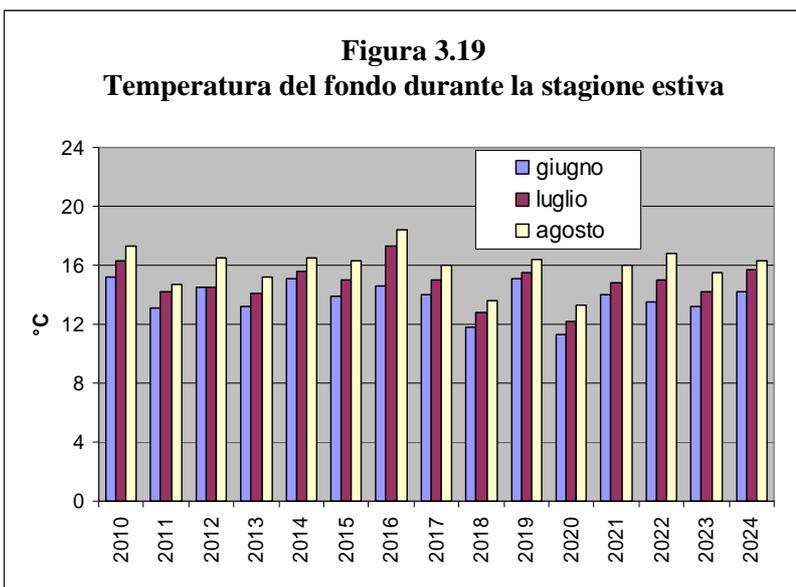
Per quanto riguarda l'impianto di aspirazione ipolimnica, una prima analisi dei dati relativi alla temperatura è verificare la presenza di eventuali processi di destratificazione termica innescati dall'attività di prelievo. A tale

scopo è utile confrontare le temperature rilevate a livello del fondo a metà settembre a partire dal 1993, utilizzando i dati del Consorzio Lago di Annone. La figura 3.20 mostra la tendenza evolutiva nel periodo indicato. Il dato relativo al 2024 è relativo al campionamento del 9 settembre, quindi molto prossimo al periodo di riferimento (metà settembre).

Analizzando la figura appare evidente che temperature elevate a livello del fondo si erano già verificate nel 2001 (19,5°C) e nel 2003 (19,6°C), quando l'impianto di aspirazione ipolimnica non era ancora esistente. Il dato relativo al 2018 conferma questa ipotesi, segnalando un valore (14,4°C) molto prossimo al minimo assoluto del 1993 (14,1°C). Anche a lungo termine la correlazione non risulta per ora significativa ($r^2=0,04$ - $p=0,27$).

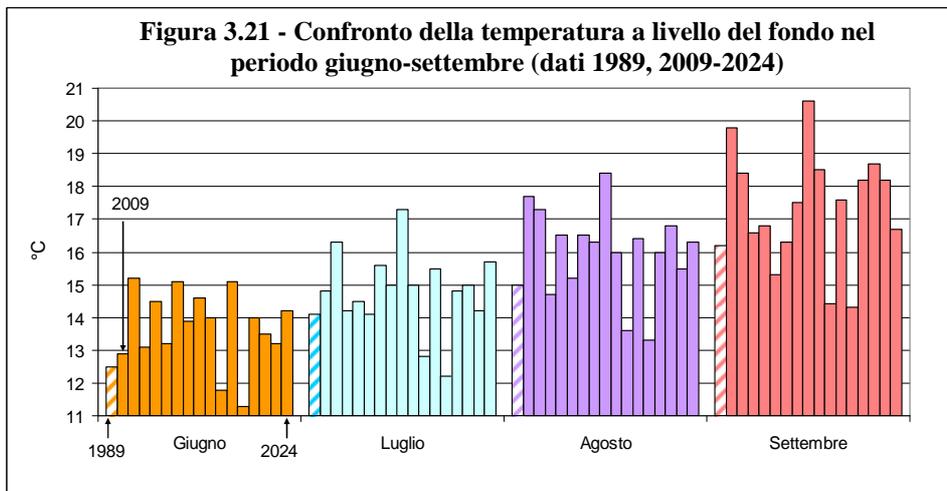
Un ulteriore contributo può essere ricavato dal confronto tra le temperature rilevate a livello del fondo durante la stagione estiva del 1989 (dati G.Chiaudani e coll) con quelle relative al periodo 2009-2024.

Dall'analisi della figura 3.21 risulta evidente la diversa dinamica della temperatura del fondo nel biennio 2009-2010, con valori che nel periodo estivo subiscono un graduale incremento fino ad un massimo di circa 3,6°C nel mese di settembre 2009 rispetto al 1989. La dinamica relativa al triennio 2011-2014 mostra invece una sostanziale sovrapposibilità con i dati del 1989, indicando un'incidenza limitata dell'attività di aspirazione sulle dinamiche termiche dell'ipolimnio. Si consideri inoltre che il periodo luglio-agosto 2012 è stato particolarmente caldo e scarso di precipitazioni, e questo ha certamente influito sulla termica lacustre. Per quanto riguarda il 2016 è invece rilevabile un importante incremento delle temperature sul fondale nel periodo estivo. Al contrario il 2018 mostra valori minimi assoluti da giugno a settembre, nettamente inferiori anche ai dati del 1989. Nonostante le temperature elevate del periodo estivo nel 2018 a livello del fondo si riscontrano temperature decisamente inferiori alle annate precedenti e questa condizione ha



determinato un marcato ritardo della circolazione termica totale, avvenuta il 26/10. La causa di questa apparente anomalia è in parte l'assenza di episodi ventosi durante la stagione estiva. Questi eventi, innescando fenomeni di circolazione termica parziali, determinano infatti un graduale riscaldamento delle acque ipolimniche.

Nel 2019 è rilevabile un nuovo incremento della temperatura estive sul fondale, ma nel 2020 si registrano i minimi assoluti dell'intero periodo considerato. Nel 2021 si osserva invece un nuovo incremento, con temperature che nel mese di giugno rientrano nella media.

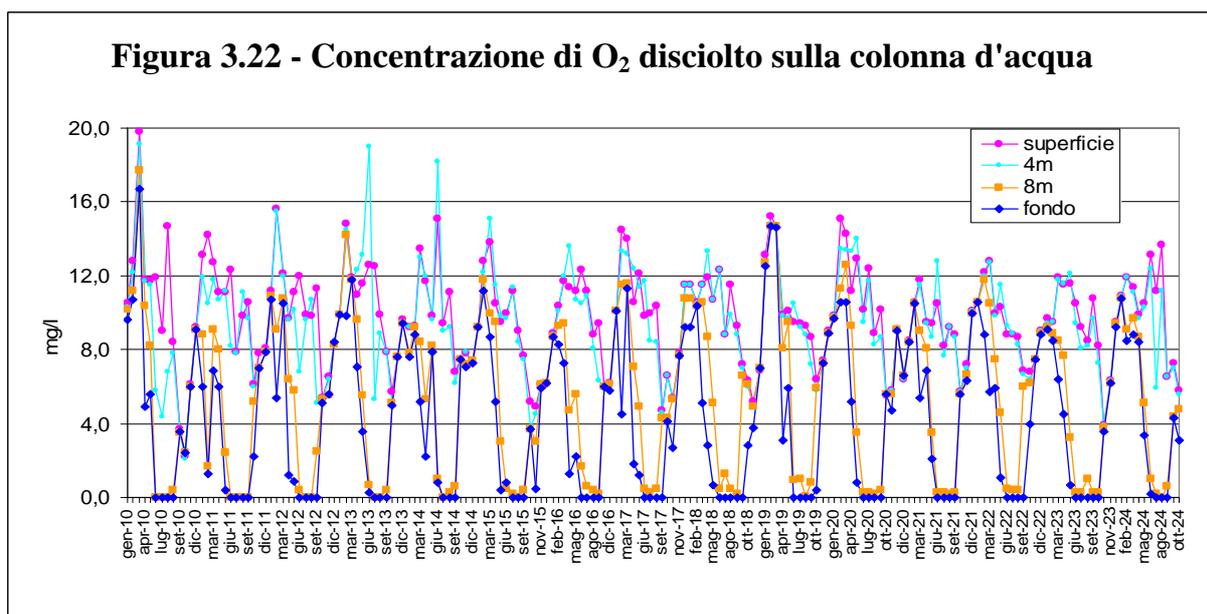


Situazione analoga nel 2022, con valori sovrapponibili al 2021. Durante il periodo estivo del 2023 si riscontrano temperature leggermente inferiori rispetto alle ultime due annate, mentre nel 2024 i valori ritornano nella media stagionale.

Sulla base di questi dati sembra quindi che l'attività di aspirazione non abbia una reale incidenza sulla temperatura della zona ipolimnica. Si consideri che i valori più elevati sono collegati a maggiori eventi di circolazione termica parziale durante la stagione estiva. Anche un eventuale aumento della trasparenza dell'acqua potrebbe determinare un incremento delle temperature ipolimniche, in seguito alla maggiore penetrazione della radiazione solare.

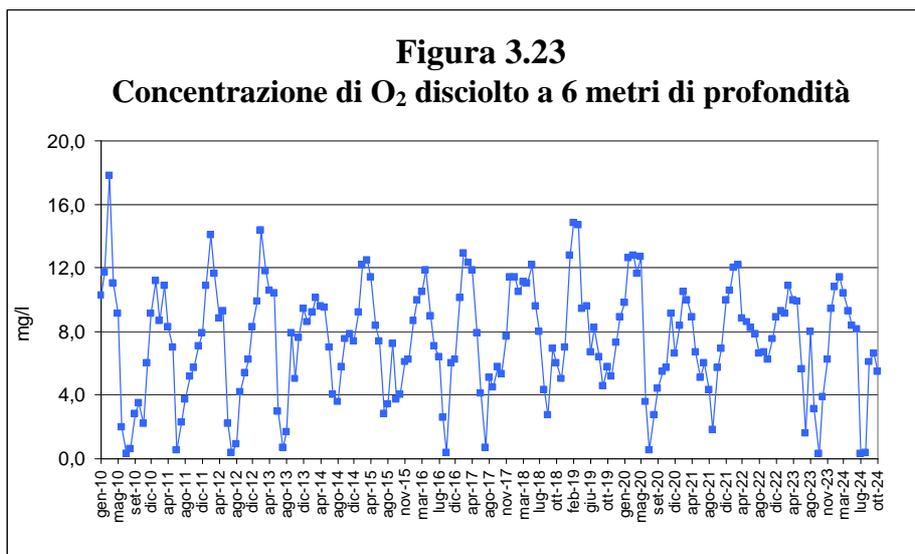
3.4.3 O₂ disciolto

Per quanto riguarda l'O₂ disciolto il quadro risulta più variabile (figura 3.22). Dalla figura risulta evidente il marcato miglioramento della zona epilimnica rispetto al periodo 2010-2014, quando le concentrazioni di ossigeno disciolto nello strato 0-4 metri segnalavano picchi elevati conseguenti a notevoli fioriture algali e quindi all'intensa attività fotosintetica.



A differenza di quanto rilevato nel 2014 e nel 2015 è da segnalare l'assenza di condizioni prossime all'anossia a 6 metri di profondità, evento che in passato durante il periodo estivo era piuttosto normale (figura 3.23). Nel 2019 il minimo annuale è relativo al mese di settembre con 4,6 mg/l,

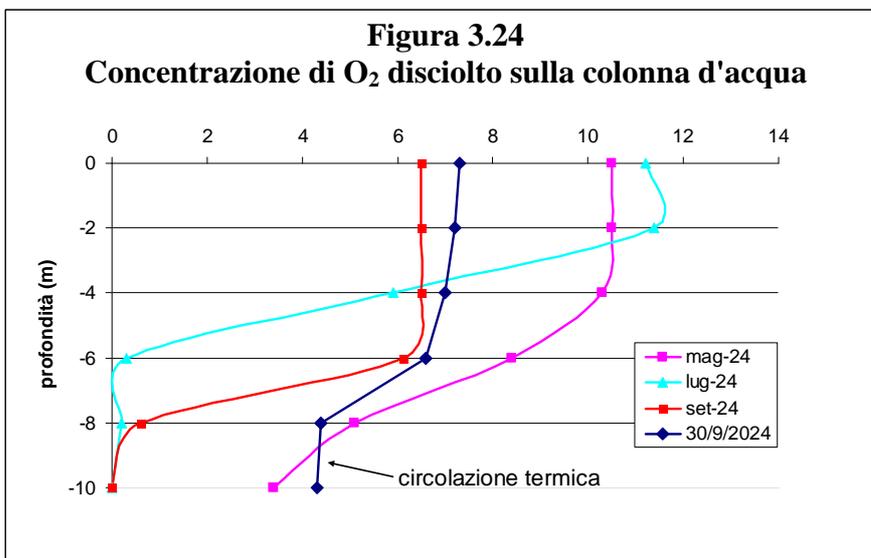
mentre nel 2021 è invece rilevabile un minimo di 1,8 mg/l. Per quanto riguarda il 2022 il valore minimo rilevato a 6 metri di profondità è pari a 6,2 mg/l nel mese di ottobre. Il quadro relativo al 2023 risulta più negativo. Già nel mese di luglio si rileva una concentrazione di soli 1,6 mg/l e nel mese di ottobre si riscontrano condizioni prossime all'anossia (0,3 mg/l). Anche i dati relativi al 2024 confermano una tendenza negativa, con un valore di soli 0,3 mg/l a luglio e 0,4 mg/l ad agosto.



Le cause di questo peggioramento sono probabilmente le consistenti precipitazioni del periodo maggio-giugno che hanno determinato un aumento del carico esterno di inquinanti. Questo parametro rappresenta quindi un riferimento importante da verificare nei prossimi anni come indice di tendenza del bacino lacustre.

E' anche importante sottolineare che ad 8 metri di profondità non si raggiungevano più condizioni di totale anossia, con un minimo di 0,2 mg/l il 17/9/2018, 0,1 mg/l il 19/8/2019, 0,2 mg/l il 18/8/2020, 0,2 mg/l il 16/8/2021, 0,4 mg/l il 9/8/2022 e 0,3 mg/l nel periodo estivo del 2023, mentre fino al 2014 le condizioni di totale anossia erano rilevabili nell'intero periodo luglio-agosto. Al contrario nel 2024 sono state rilevate condizioni di totale anossia nel mese di agosto. Anche l'evoluzione dei parametri a 8 metri di profondità potrebbe quindi rappresentare un importante riferimento relativo all'evoluzione dello stato di qualità del bacino est.

A livello del fondo il periodo anossico si estende invece dal 4/6 al 9/9/2024. La presenza di valori omogenei sulla colonna d'acqua al 30/09/2024 indica condizioni di circolazione termica totale.

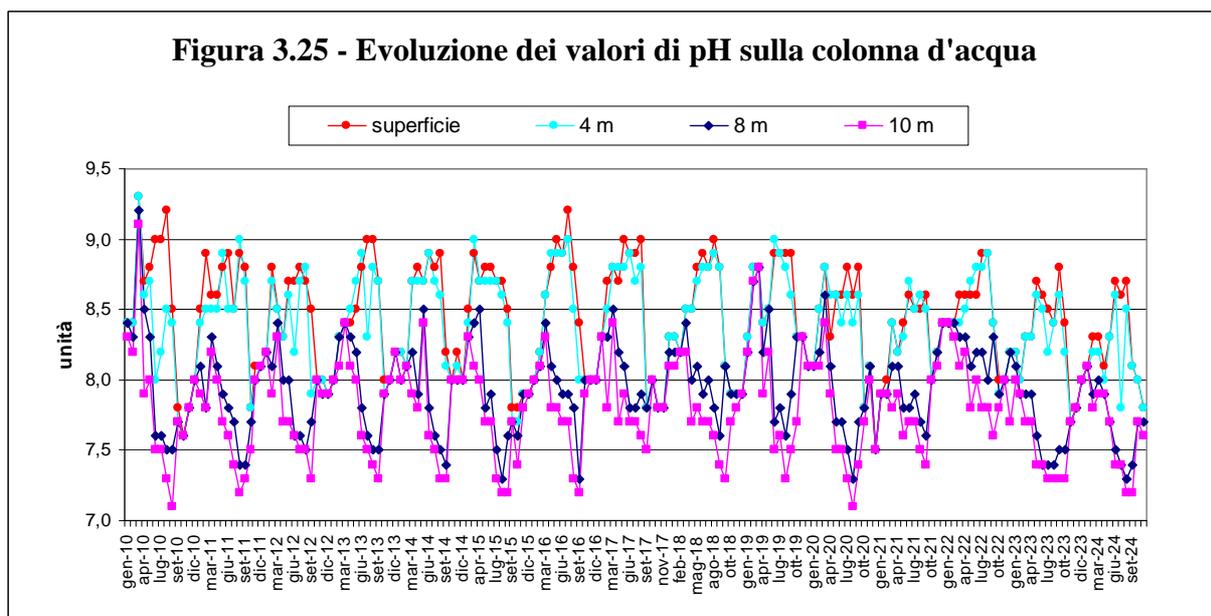


La figura 3.24 mostra una visione più diretta della distribuzione verticale dell'O₂ disciolto sulla colonna d'acqua. Nel periodo primaverile ha inizio la fase di stratificazione termica che porta ad una progressiva riduzione delle concentrazioni ipolimniche di O₂ disciolto: in particolare a partire dal mese di maggio a livello del fondo si riscontrano già condizioni di ipossia (3,4 mg/l).

Nel mese di luglio a 6 metri profondità l'ossigeno è praticamente assente con una concentrazione di 0,3 mg/l, mentre nel mese di settembre si evidenzia una maggiore stabilità nello strato 0-6 metri con valori compresi tra 6,1 mg/l e 6,5 mg/l. Concentrazioni di ossigeno disciolto più omogenee dalla superficie al fondo sono riscontrabili il 30 settembre in corrispondenza della circolazione termica, con valori compresi tra 7,3 mg/l e 4,3 mg/l sulla colonna d'acqua per una media ponderata di 6,5 mg/l.

3.4.4 pH

Altri due parametri oggetto di monitoraggio sono il pH e la conducibilità elettrica. Nel periodo 11/01/2024-14/10/2024 i valori di pH risultano compresi tra un minimo di 7,2 unità ed un massimo di 8,7 unità rilevati nel periodo estivo rispettivamente sul fondo e in superficie (figura 3.25). Nello strato fotico il pH è direttamente collegato all'attività fotosintetica che, in seguito alla sottrazione di CO₂, ne provoca un marcato incremento. Il picco durante i mesi estivi deriva da processi di fioritura algale in atto. A livello del fondale l'accumulo di CO₂, derivante dai processi di respirazione, e di acidi deboli provoca al contrario un decremento dei valori di pH, che si mantengono però sopra le 7,0 unità per l'intero periodo di indagine.



La netta separazione dei valori di pH sulla colonna d'acqua durante il periodo estivo può fornire un'indicazione sullo spessore dello strato fotico, che normalmente non si spinge oltre i 4 metri di profondità. La scarsa penetrazione della radiazione solare è ovviamente a sua volta collegata ai limitati valori di trasparenza dell'acqua. Un segnale positivo è però rilevabile dal decremento dei valori massimi raggiunti nell'epilimnio rispetto al 2010, quando nel periodo primaverile ed estivo si superavano spesso le 9,0 unità. Ciò indica una riduzione della densità algale e quindi del livello trofico. Si consideri inoltre che valori di pH così elevati possono determinare effetti negativi sulla fauna ittica, in particolare a livello branchiale.

3.4.5 Conducibilità elettrica

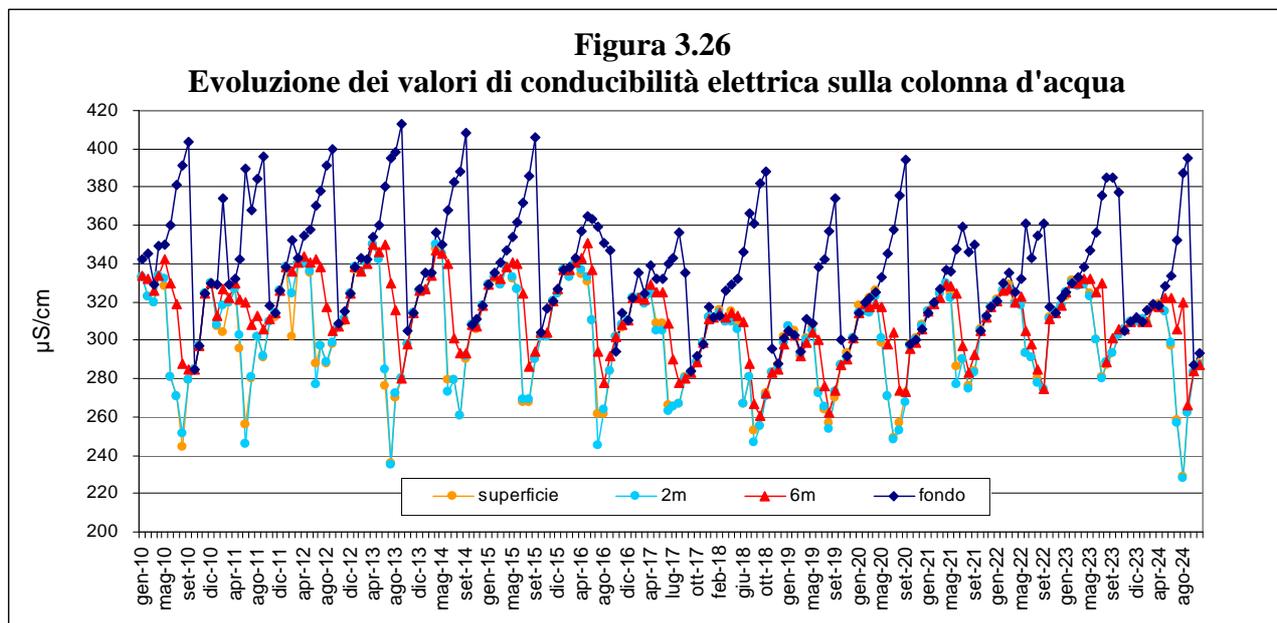
La conducibilità elettrica di un'acqua indica la sua capacità di condurre la corrente ed è quindi direttamente collegata alla concentrazione di ioni disciolti.

Ovviamente la concentrazione di sali disciolti è a sua volta collegata alla densità del popolamento algale che utilizza i sali minerali e ne riduce quindi la presenza nell'acqua. Lo sviluppo del popolamento algale determina inoltre una diminuzione indiretta dei valori di conducibilità, innescando una maggiore precipitazione dei carbonati nel periodo estivo in seguito all'aumento dei valori di pH. Al contrario i processi di mineralizzazione della sostanza organica portano alla produzione finale di sali disciolti e quindi ad un aumento dei valori di conducibilità elettrica.

I valori relativi al periodo maggio 2022-maggio 2023 sembrano evidenziare una leggera tendenza al decremento dei valori di conducibilità elettrica, indice di una minore concentrazione di sali disciolti. Ciò potrebbe effettivamente derivare dall'attività di aspirazione delle acque di fondo che presentano un'elevata presenza di sali disciolti.

Nel periodo 11/01/2024-14/10/2024 il lago di Annone est mostra un valore iniziale alla circolazione termica invernale pari a 310 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (11/01/2024).

A partire dal mese di maggio si osserva in genere una netta separazione dei valori di conducibilità,



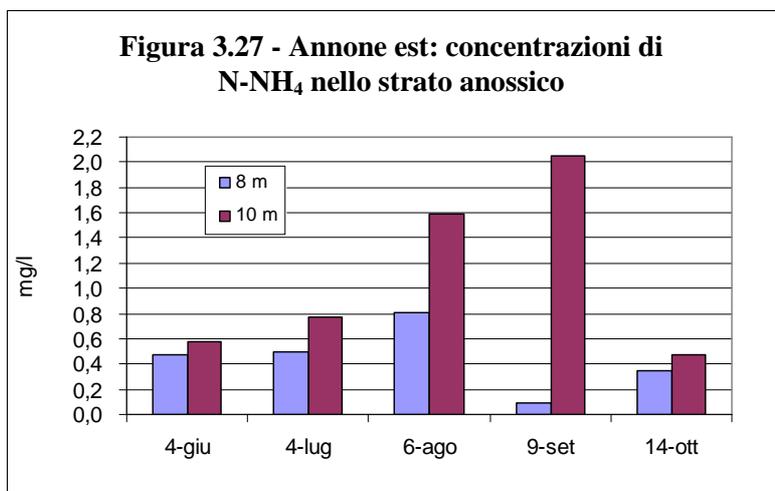
con un marcato decremento negli strati superficiali ed una tendenza inversa invece nello strato ipolimnico. La causa di questa variazione è il progressivo consumo dei sali disciolti nello strato fotico che non può essere reintegrato in seguito alla stratificazione termica in atto. Al contrario negli strati profondi i processi di mineralizzazione portano ad un accumulo progressivo di sali disciolti. Durante la stagione estiva a livello del fondo è rilevabile un progressivo incremento dei valori di conducibilità fino ad un massimo pari a 395 $\mu\text{S}/\text{cm}$ registrato il 9/9 (figura 3.26). La successiva circolazione termica totale porta ad un repentino decremento dei valori del fondale, raggiungendo al 30/09/2024 una sostanziale uniformità sulla colonna d'acqua (285 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

3.4.6 Azoto ammoniacale

Un parametro che rappresenta la parte prevalente del debito ipolimnico è l'azoto ammoniacale. Nella figura 3.27 sono riportate le concentrazioni rilevate nello strato che risulta in prevalenza anossico durante la stagione estiva.

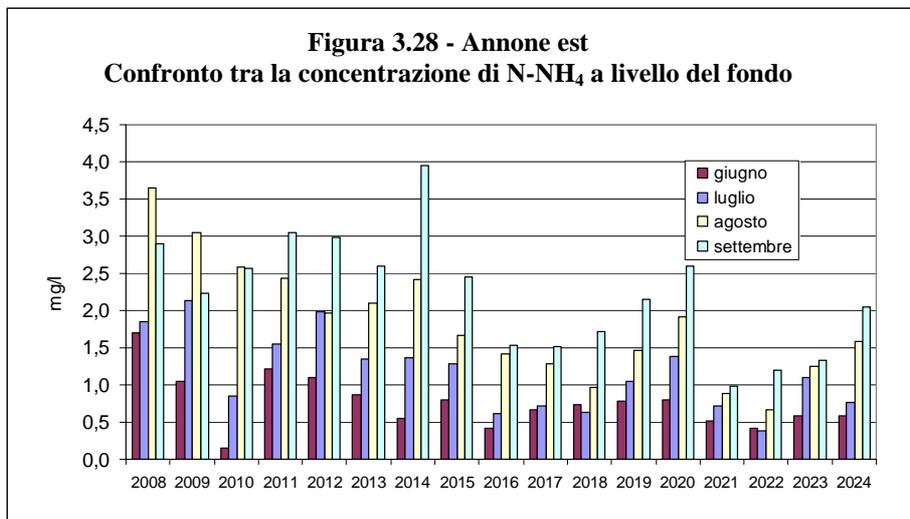
Risulta evidente la costante tendenza all'incremento a livello del fondale, che indica un valore iniziale di 0,58 mg/l al 4/6 ed un valore massimo di 2,05 mg/l al 9/9. Confrontando a parità di mese (settembre), nel 2021 risultava pari a 0,98 mg/l, nel 2022 a 1,2 mg/l e nel 2023 a 1,33 mg/l contro i 2,05 mg/l nel 2024. La concentrazione di azoto ammoniacale a livello del fondo è quindi notevolmente aumentata rispetto alle annate passate.

Il dato del mese di ottobre è invece difficilmente confrontabile perchè in alcune annate sono già presenti condizioni di circolazione termica totale. L'accumulo di azoto ammoniacale nell'ipolimnio è direttamente collegato ai processi biochimici di mineralizzazione della sostanza organica in ambiente anossico e questo parametro rappresenta quindi indirettamente un indice del livello trofico del bacino lacustre. Ad 8 metri di



profondità le concentrazioni di N-NH₄ evidenziano un graduale l'incremento nel periodo giugno-agosto, con valori che dal 4/6 al 6/8 risultano compresi tra un minimo di 0,47 mg/l ed un massimo di 0,81 mg/l. Nel mese di settembre la concentrazione di azoto ammoniacale subisce invece una riduzione, con 0,09 mg/l il 9/9 in seguito a fenomeni di circolazione parziale che hanno rimescolato la massa d'acqua fino a 8 metri di profondità.

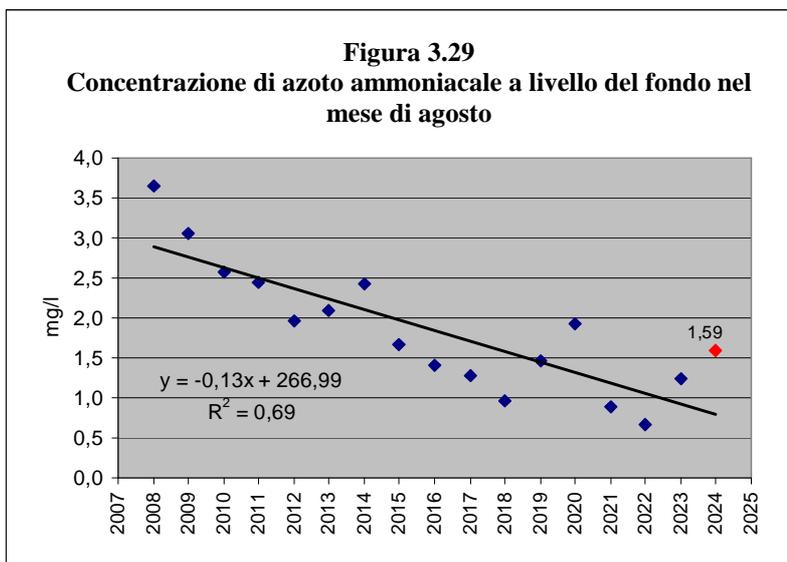
Il confronto tra i valori rilevati a livello del fondo durante la stagione estiva 2008-2024 mette in evidenza variazioni di rilievo (figura 3.28). Rispetto al 2008 nel 2009 si osservano concentrazioni più elevate nel mese di luglio, mentre il dato relativo alla prima settimana di settembre indica un valore inferiore, certamente collegato a



fenomeni di circolazione termica parziale. Per quanto riguarda il 2010 i dati relativi al mese di luglio indicano una situazione intermedia, mentre nel periodo tardo estivo i valori risultano nettamente più elevati. I valori relativi al mese di agosto del 2011 ed al 2012 risultano invece inferiori a quelli del biennio precedente durante l'intero periodo, e ciò rappresenta un dato certamente positivo.

In particolare la concentrazione di N-NH₄ sul fondo relativa al mese di agosto 2012 evidenzia il minimo assoluto del periodo 2008-2012 con soli 1,96 mg/l. I dati relativi al 2013 confermano questa tendenza positiva con valori mensili mediamente inferiori alle annate precedenti. Per quanto riguarda il 2014 è da rilevare un'apparente tendenza al decremento nel periodo giugno-luglio, mentre il dato relativo al mese di settembre segnala il massimo assoluto dal 2008 (3,95 mg/l). Il 2015 evidenzia un quadro positivo, con valori inferiori rispetto alle annate precedenti. Il quadro relativo al 2016 è ancora migliore, con minimi nell'intera stagione estiva. Il marcato decremento rilevato nel 2016 è confermato anche nel 2017, con 1,28 mg/l nel mese di agosto e 1,52 mg/l a settembre.

Nel 2018 è rilevabile una situazione sovrapponibile al 2017, con un minimo assoluto rispetto al periodo precedente nel mese di agosto (0,97 mg/l) mentre a settembre si riscontra un leggero incremento (1,71 mg/l) che probabilmente si collega al prolungato periodo di stabilità termica del 2018. Nel 2019 è rilevabile un parziale incremento dei valori nel periodo agosto-settembre, con un massimo di 2,15 mg/l. Anche nel 2020 si conferma una tendenza all'incremento già a partire dal mese di luglio, con un massimo di 2,6 mg/l nel mese di settembre.



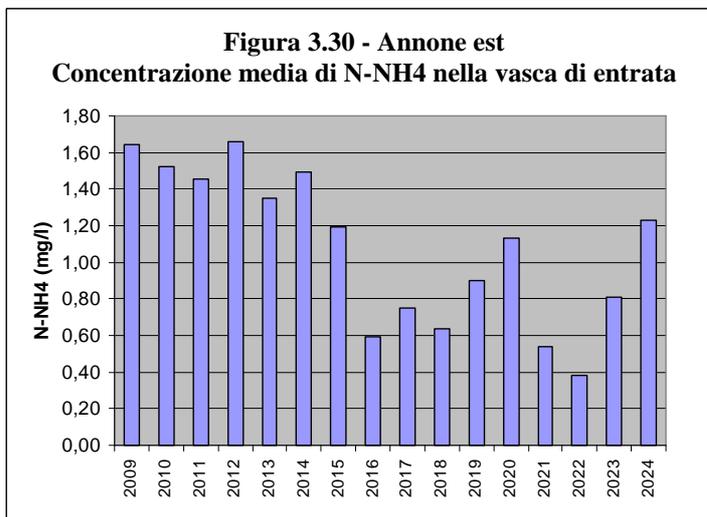
La concentrazione di N-NH₄ sul fondo nel 2021 evidenzia il minimo assoluto dell'intero periodo con soli 0,89 mg/l nel mese di agosto e 0,98 mg/l nel mese di settembre. Anche nel 2022 si rilevano minimi assoluti nel mese di luglio (0,39 mg/l) e nel mese di agosto (0,67 mg/l). Nel 2023 si riscontra un parziale incremento dei valori nel periodo luglio-agosto, con 1,10 e 1,25 mg/l rispettivamente. Nel 2024 si conferma un ulteriore incremento dei valori nel periodo agosto-settembre, con 1,59 e 2,05 mg/l rispettivamente.

La concentrazione di azoto ammoniacale al termine della stagione estiva è comunque variabile, condizionata dalle circolazioni termiche parziali e dalle temperature dell'ipolimnio.

Un riferimento evolutivo più attendibile deriva dal confronto delle concentrazioni di N-NH₄ a livello del fondo nel mese di agosto (fig. 3.29). Questo tipo di analisi mette in evidenza una tendenza significativa al decremento ($r^2=0,69$, $p=0,00003$) rispetto a inizio decennio. E' però importante sottolineare che il valore del 2024 risulta nettamente più elevato rispetto all'ultimo triennio.

Una conferma del recente incremento dell'accumulo di azoto ammoniacale nell'ipolimnio durante la fase anossica

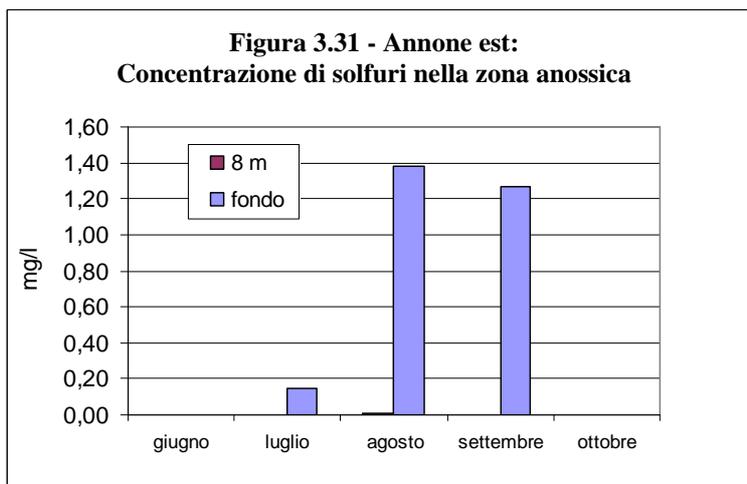
estiva è ricavabile anche dai dati relativi alla vasca di entrata dell'impianto di aspirazione che preleva l'acqua a circa 9 metri di profondità. Dalla figura 3.30 risulta evidente che nell'ultimo triennio si è verificato un marcato aumento della concentrazione media di azoto ammoniacale nel periodo luglio-agosto, passando da 0,38 mg/l del 2022 a 1,23 mg/l attuali.



3.4.7 Solfuri

La figura 3.31 mostra le concentrazioni di solfuri a livello del fondo. La presenza di questo composto è rilevabile a partire dal mese di luglio, con un valore pari a 0,15 mg/l. Al 6/8 la concentrazione di solfuri raggiunge 1,38 mg/l ed al 9/9 si mantiene su 1,27 mg/l. In data 30 settembre in seguito a fenomeni di circolazione termica completa la concentrazione di solfuri si annulla. Ad 8 metri di profondità i solfuri risultano invece praticamente assenti per l'intera stagione estiva, e ciò rappresenta un segnale positivo.

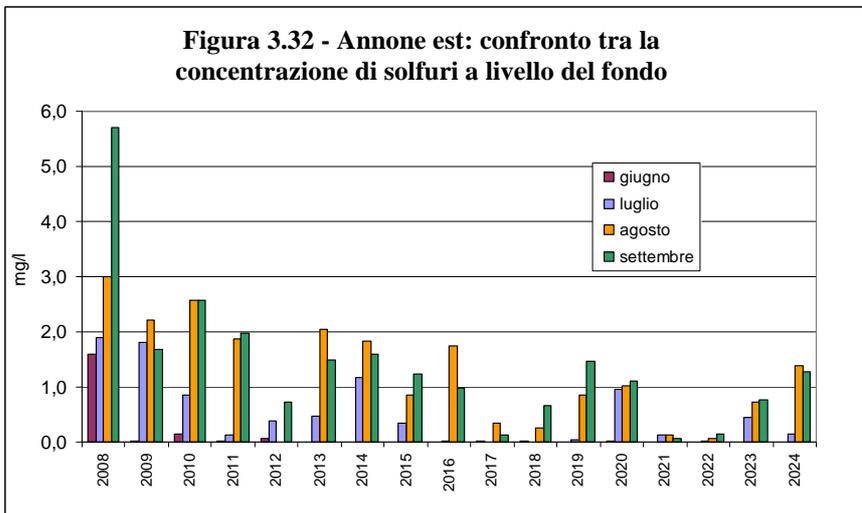
La concentrazione dei solfuri è direttamente collegata alla trasparenza: la penetrazione della radiazione solare al confine della zona anossica favorisce infatti lo sviluppo dei batteri fotosintetici (*Thiopedia rosea*) che ossidando l'H₂S a zolfo ne riducono la concentrazione ipolimnica.



Nella figura 3.32 è riportato il confronto tra la concentrazione di solfuri a livello del fondo nel periodo 2008-2024. Come per l'azoto ammoniacale nel 2012 è rilevabile un netto decremento dei valori rispetto alle annate precedenti. Il valore massimo raggiunto nel 2012 è infatti pari a soli 0,72 mg/l, mentre nel 2008 si superavano i 5 mg/l.

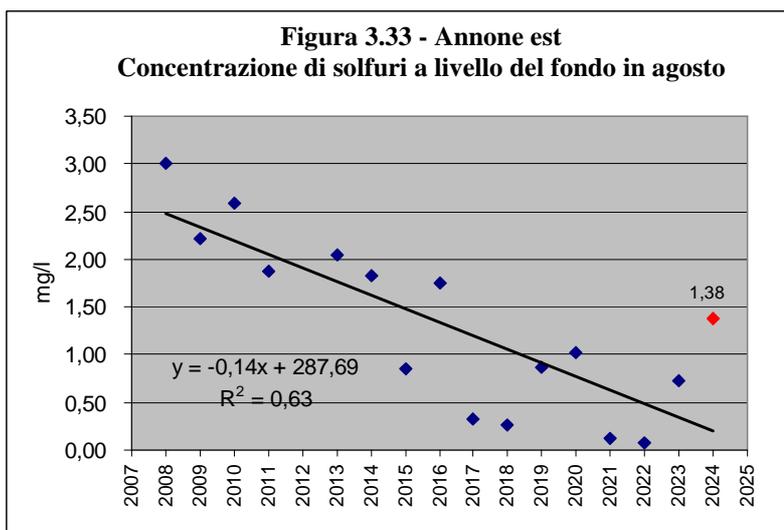
La causa della diminuzione rilevata nel 2012 va ricercata, come già evidenziato, nella elevata trasparenza estiva che ha consentito un notevole sviluppo di *Thiopedia rosea* e quindi la parziale ossidazione dei solfuri presenti nell'ipolimnio. I dati del 2014 indicano invece una sovrapposibilità con i valori del 2013, con una concentrazione massima di circa 2 mg/l nel mese di agosto. Nel 2015 sono rilevabili valori mediamente inferiori rispetto al biennio precedente, mentre nel 2016 il dato di agosto indica un leggero incremento rispetto al 2015.

Nel 2017 è invece rilevabile un marcato decremento delle concentrazioni di solfuri a livello del fondale, con valori minimi nell'intero periodo estivo. In particolare nel mese di agosto si raggiunge il valore massimo che è di soli 0,33 mg/l. I dati del 2018 confermano il quadro molto positivo del 2017, con 0,97 mg/l nel mese di agosto. Il quadro relativo al 2019 mostra al contrario un



leggero incremento dei solfuri nel mese di settembre, con un massimo di 1,47 mg/l. Si consideri però che la concentrazione sul fondale a fine estate è direttamente collegata agli eventi di circolazione termica parziale, e nel 2019 non si sono verificati episodi di rilievo. I dati relativi al 2020 indicano un incremento delle concentrazioni di solfuri, ma i valori del 2021 segnalano i minimi assoluti dell'intero periodo di indagine con massimi di soli 0,12 mg/l nel periodo luglio-agosto. Nel 2022 si conferma il marcato decremento con un massimo di soli 0,15 mg/l rilevati il 9/9. Il 2023 evidenzia un nuovo incremento nel periodo luglio-settembre, con valori compresi tra 0,44 mg/l e 0,76 mg/l. Situazione ancora peggiore nel 2024 in cui si riscontra un ulteriore incremento con valori superiori ad 1 mg/l.

Se si considera che alla fine degli anni '80 durante il periodo estivo a livello del fondale i solfuri superavano normalmente i 5 mg/l (Chiaudani e Premazzi, 1992), fino al 2022 il miglioramento relativo alla concentrazione di questo composto tossico per la fauna acquatica appare evidente. Una conferma della tendenza evolutiva deriva dal confronto delle concentrazioni di H₂S a livello del fondo nel mese di agosto (fig. 3.33). Come per l'azoto ammoniacale, questo tipo di analisi mette in evidenza una tendenza significativa al decremento dal 2008 al 2023 (r²=0,77). Nonostante risulti ancora presente una tendenza evidente (r²=0,63), il dato relativo al 2024 non rientra nel trend positivo.

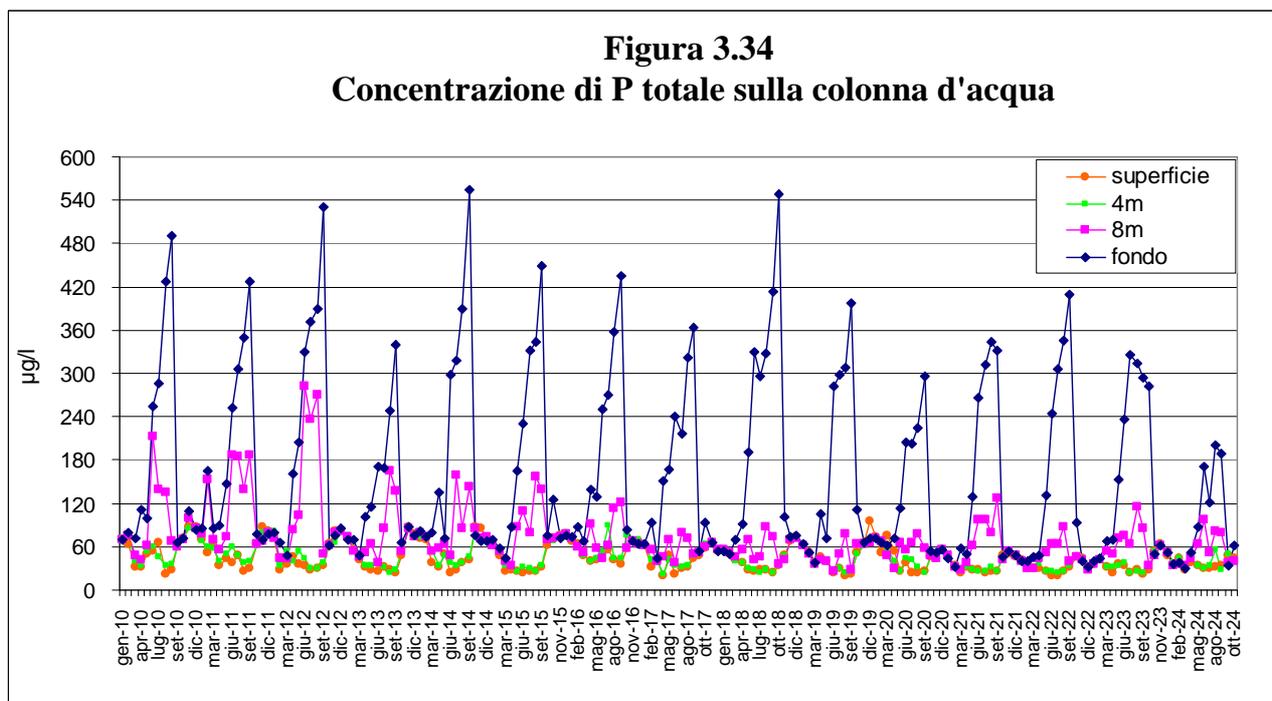


Anche questo parametro segnala quindi un marcato incremento nell'ultimo triennio.

3.4.8 Fosforo totale

La dinamica del fosforo rappresenta un fattore di primaria importanza per comprendere la tendenza evolutiva del bacino est.

La figura 3.34 mostra la distribuzione dei valori di P totale sulla colonna d'acqua alle singole date di campionamento. Appare in questo caso evidente il notevole aumento delle concentrazioni al di sotto degli 8 metri di profondità, con valori in graduale incremento da maggio a settembre. Dalla superficie a 6 metri le concentrazioni risultano invece più contenute ed omogenee.



Rispetto ai dati relativi al 2013, nel 2014 si evidenzia un marcato incremento delle concentrazioni di P totale a livello del fondale. Come dato positivo è però da segnalare una diminuzione dei valori di P totale relativi alla profondità di 8 metri, in particolare rispetto all'annata 2012. Va considerato che le intense e prolungate precipitazioni dell'estate 2014 hanno certamente determinato un marcato incremento dell'apporto organico dagli immissari e quindi un aumento dei processi di sedimentazione e mineralizzazione nell'ipolimnio. Il 2015 mostra valori inferiori rispetto al 2014. Anche nel 2016 è rilevabile un ulteriore decremento rispetto al 2014, in particolare per quanto riguarda i dati relativi ad 8 metri di profondità. Per quanto riguarda il 2017 si conferma la tendenza al decremento della concentrazione di P totale rilevata a livello del fondo, con un massimo di 363 µg/l raggiunto il 18/9. Nel 2018 si raggiungono nuovamente valori superiori a 500 µg/l nel mese di ottobre. Va però considerato che la fase di anossia ipolimnica si è prolungata fino al 26/10 e di conseguenza maggiore è risultato il periodo di accumulo dei sali di fosforo. Nel 2019 si riscontra infatti un quadro sovrapponibile al 2017. Nel 2020 a livello del fondo durante la stagione estiva è rilevabile un massimo di 296 µg/l il 16/9, che rappresenta il minimo assoluto dal 2010. Nel 2021 è rilevabile un leggero incremento con un massimo di 344 µg/l il 16/8 a livello del fondo. Anche il 2022 segnala una tendenza all'aumento con un massimo di 409 µg/l al 9/9. Per quanto riguarda il 2023 è da rilevare un parziale decremento delle concentrazioni relative al fondale rispetto al biennio precedente, con un massimo di 325 µg/l nel mese di luglio. Questo andamento viene confermato anche nel 2024, annata in cui si è registrata un'ulteriore diminuzione delle concentrazioni del fondo con un massimo di 200 µg/l nel mese di agosto.

La differenza delle concentrazioni di P totale tra lo strato 0-6 metri e lo strato 6-10 metri è notevole, e ciò spiega il significato stesso dell'attività di prelievo ipolimnico.

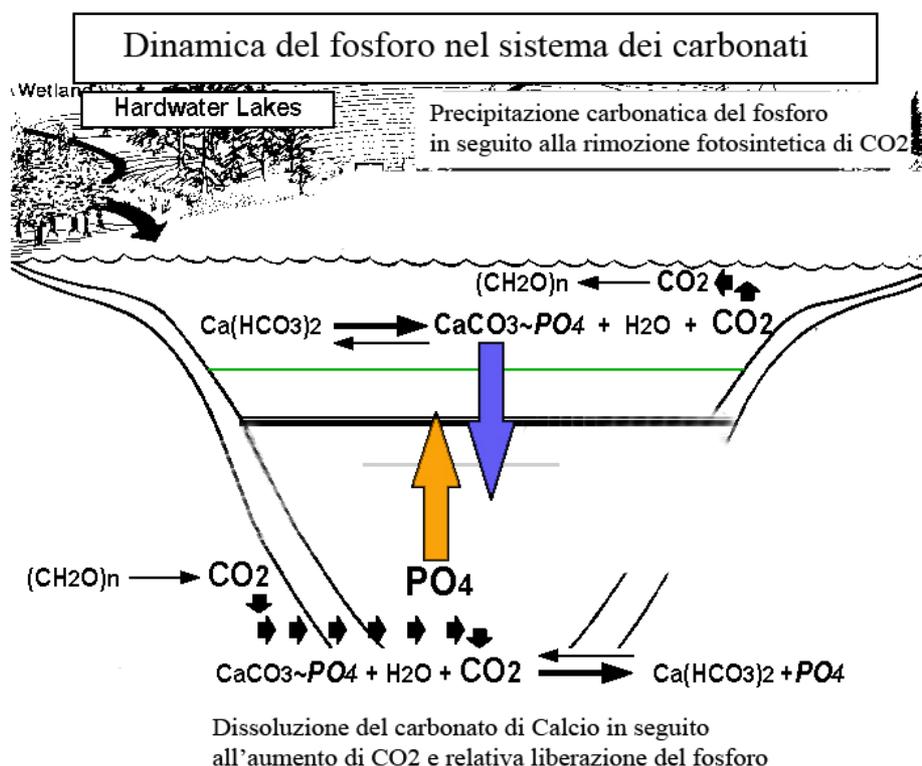
Sulla base delle concentrazioni e dei volumi dei singoli strati del bacino lacustre, calcolati in base ai valori giornalieri di livello del lago, è possibile calcolare le concentrazioni medie ponderate

volumetriche, che rappresentano un quadro attendibile della dinamica del fosforo nel periodo di indagine.

Dalla figura 3.35 risulta evidente la notevole variabilità della concentrazione media di P totale durante il periodo di rilevamento gennaio 2010 – ottobre 2024. Analizzando i dati relativi al 2012, si evidenzia che durante la fase di circolazione termica invernale la concentrazione risulta pari a 76 µg/l (19/01/2012), seguito da un minimo assoluto nel mese di febbraio con soli 36 µg/l.

Questo fenomeno in apparenza anomalo, che corrisponde ad un decremento di circa 800 kg di fosforo sulla colonna d'acqua, è piuttosto frequente nei laghi con acque ricche di carbonati.

Nei laghi con acque dure il ciclo interno del fosforo tende ad essere controllato dal sistema dei carbonati (vedi schema seguente). La rimozione del fosforo dalla colonna d'acqua avviene quando l'anidride carbonica è consumata dall'attività fotosintetica. La rimozione della CO₂ rompe l'equilibrio tra l'anidride carbonica e il bicarbonato.

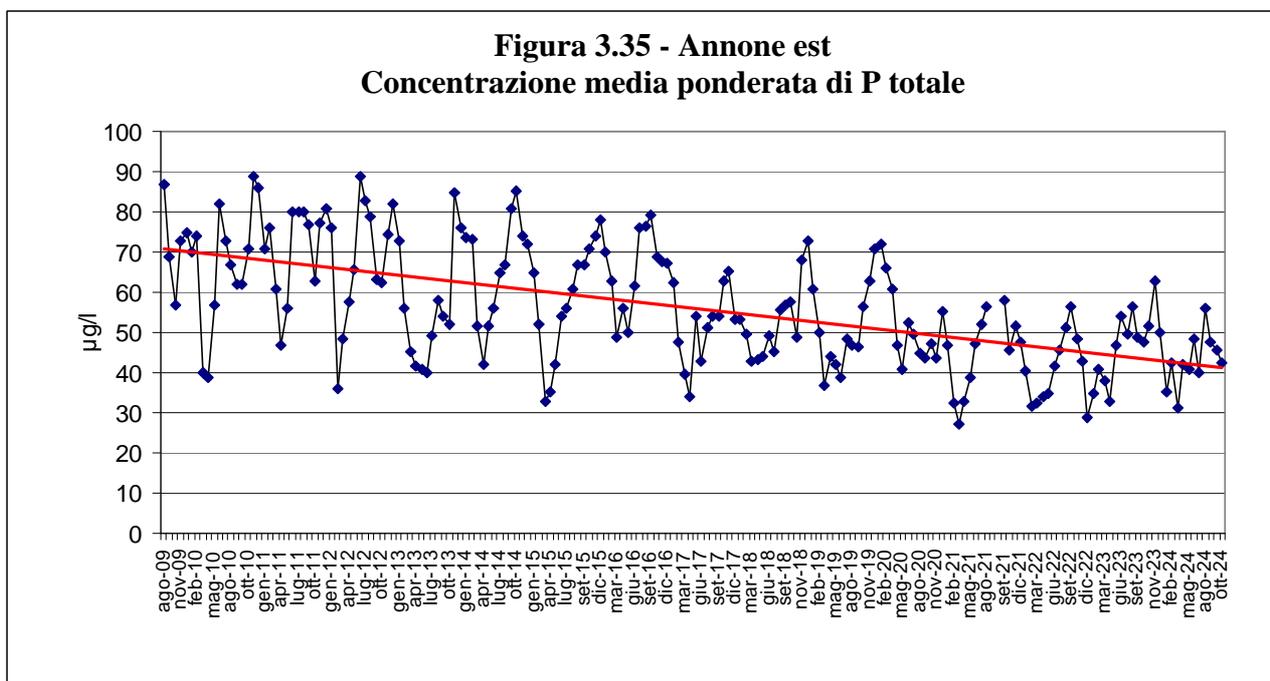


La prima fioritura algale nel periodo tardo invernale, costituita in genere da Diatomee, raggiunge densità elevate grazie alla notevole disponibilità di fosforo inorganico (ortofosfato) dopo i processi di mineralizzazione.

La notevole attività fotosintetica che ne consegue alza i valori di pH in seguito alla progressiva asportazione di CO₂ da parte del popolamento algale. Viene quindi a mancare l'effetto tampone della CO₂ sul pH, che raggiunge in tal modo valori molto basici. Questo processo è noto come "decalcificazione epilimnica" e porta alla rimozione dalla colonna d'acqua di notevoli quantità di fosforo associate a complessi di carbonato (Wetzel 1975). Perché ciò avvenga il pH deve superare almeno 8,3 unità. Anche l'attività di "grazing" esercitata nel periodo primaverile dal popolamento zooplanctonico, in particolare dal genere *Daphnia* che in questa fase raggiunge densità elevate, gioca un ruolo non secondario nella riduzione del livello trofico in seguito all'aumento della sedimentazione organica.

Nel periodo invernale i valori indicano un graduale decremento, passando da 82 µg/l dell'11/12/2012 a 45 µg/l del 19/3/2013 e 51 µg/l del 12/3/2014, con un quasi dimezzamento della concentrazione media ponderata. A differenza però del 2013 nel periodo primaverile le concentrazioni medie di P totale evidenziano un incremento più rapido: nel mese di giugno è

rilevabile un valore medio pari a 56 µg/l contro i 40 µg/l del 2013. Anche il dato di luglio segnala un incremento (65 µg/l) rispetto al 2013 (49 µg/l), mentre un aumento meno consistente è rilevabile in agosto con un massimo di 67 µg/l. Appare comunque evidente che le concentrazioni raggiunte durante il periodo estivo risultano più limitate rispetto alle annate precedenti, quando si superavano gli 80 µg/l. Il dato negativo del 2014 è però relativo al mese di settembre, quando la concentrazione media sale a 81 µg/l. Nel 2015 si evidenzia un graduale incremento da marzo (33 µg/l) ad ottobre (71 µg/l), seguito da un ulteriore incremento che porta ad un massimo di 78 µg/l nel mese di dicembre. Nel 2016 la concentrazione minima è relativa al mese di marzo con 49 µg/l, a cui segue un graduale incremento fino ad un massimo di 79 µg/l nel mese di settembre. Per quanto riguarda il 2017 è da rilevare un minimo di 34 µg/l nel mese di aprile. Il valore più elevato è invece relativo al mese di ottobre con 63 µg/l. Nel 2018 risulta evidente una minore oscillazione annuale delle concentrazioni medie ponderate di P totale, collegata principalmente ad una riduzione dei valori durante la stagione estiva. Il valore minimo del 2018 è pari a 43 µg/l nel periodo marzo-aprile, mentre il valore più elevato è invece relativo al mese di dicembre con 73 µg/l.



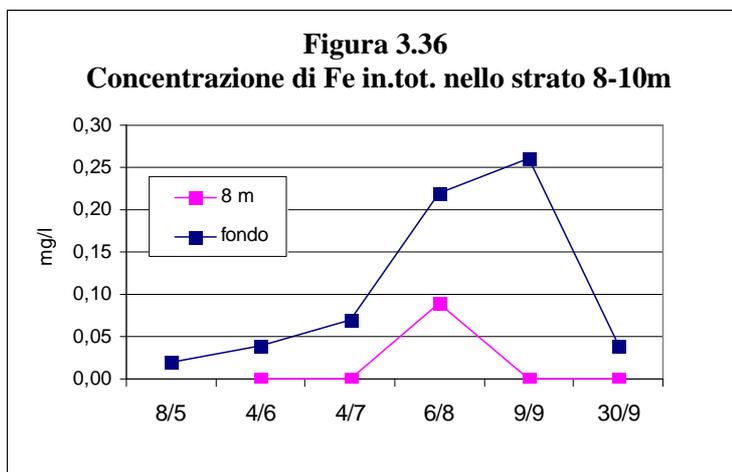
Quadro in apparenza migliore nel 2019 con un'oscillazione più limitata dei valori ed un massimo parziale di 57 µg/l nel mese di ottobre. I dati relativi al 2020 confermano la tendenza al decremento: il valore invernale è superiore alla norma (72 µg/l il 14/1), ma durante la stagione estiva le concentrazioni di P totale risultano comprese tra 44 e 52 µg/l. Il quadro del 2021 conferma la tendenza al decremento dei valori con un minimo di 27 µg/l il 11/3 ed un massimo di 58 µg/l il 14/9. La diminuzione del livello trofico è riscontrabile anche nel 2022, con valori compresi tra un minimo di 32 µg/l il 14/3 ed un massimo di 57 µg/l il 9/9. Nel 2023 è invece rilevabile una sostanziale stabilità, con valori compresi tra 49 µg/l e 56 µg/l durante la stagione estiva. Quadro sovrapponibile anche nel 2024, anno in cui si sono registrati un minimo di 40 µg/l il 4/7 ed un massimo di 56 µg/l il 6/8. Nelle ultime annate sembra quindi meno evidente la tendenza al decremento del livello trofico.

L'aumento della concentrazione media di P totale nel periodo tardo primaverile è in parte ancora legata alle dinamiche dei carbonati. Nell'ipolimnio avviene infatti il processo inverso. Quando negli strati profondi diminuisce gradualmente l'O₂ disciolto si verifica un parallelo aumento della CO₂ ed il pH diminuisce per la formazione di acido carbonico, e quindi l'equilibrio va in direzione opposta. Il carbonato di calcio viene disciolto per ristabilire l'equilibrio e di conseguenza viene rilasciato dai sedimenti il fosforo precedentemente legato ai carbonati.

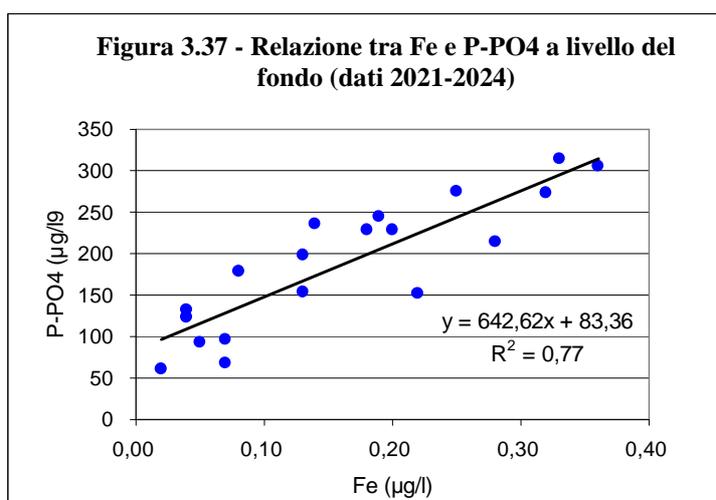
Il miglioramento del livello trofico determinato dalla precipitazione carbonatica ha quindi un effetto temporaneo. Il fosforo ritorna in circolo abbastanza rapidamente, in quanto non sono necessarie condizioni di anossia come per i fenomeni di rilascio legati al ferro e ad altri riducenti. L'incremento di P totale rilevato nel periodo luglio-agosto è invece collegato ai classici fenomeni di rilascio dei sedimenti in seguito alle condizioni di anossia totale, legato principalmente alle note dinamiche del ferro.

Il fosforo totale evidenzia ormai chiaramente una diminuzione delle concentrazioni all'interno delle periodiche oscillazioni tra fase ossica e anossica. Questo aspetto verrà approfondito nel capitolo relativo agli effetti sul bacino lacustre.

L'incremento di fosforo nella zona ipolimnica durante il periodo di stratificazione termica in seguito all'instaurarsi di condizioni anossiche è però ancora evidente. Una parte di questo incremento deriva dai normali processi di sedimentazione, mentre una parte proviene dal rilascio dei sedimenti e rappresenta quindi il carico interno. Una conferma di queste dinamiche è ricavabile dall'analisi del ferro, principale mediatore del fosforo dai sedimenti all'acqua nella zona anossica. L'analisi delle concentrazioni di ferro inorganico totale a livello del fondo (fig. 3.36) evidenziano un graduale incremento dal 8/5 al 9/9/2024, indicando la presenza di fenomeni di rilascio dei sedimenti nel periodo maggio-settembre.



Un'ulteriore conferma è ricavabile da un'eventuale correlazione tra la concentrazione di fosforo ortofosfato e ferro a livello del fondo. E' noto che in presenza di O₂ disciolto il fosforo precipita come sale insolubile sottoforma di composti ferrici, mentre in condizioni di anossia il cambio di valenza del ferro rende solubili entrambi gli elementi. Per questa verifica sono stati utilizzati i dati mensili rilevati a livello del fondo nel periodo maggio-settembre del triennio 2021-2024. La correlazione appare piuttosto evidente con un valore di r² pari a 0,77 (fig. 3.37). Ciò confermerebbe pertanto la presenza di un carico interno di fosforo, probabilmente di limitata entità ed in progressivo decremento, più evidente nel periodo luglio-agosto. In una prima fase intervengono i fenomeni di mineralizzazione della sostanza organica che proviene dai processi di sedimentazione.



La stechiometria dei processi di mineralizzazione della componente algale indica che per ogni milligrammo di ossigeno consumato si liberano 7 µg/l di P-PO₄. Analizzando i dati di ossigeno disciolto dal 11/1 al 8/5 (condizione precedente all'anossia) risulta che al consumo di 7,4 mg/l dovrebbe corrispondere la liberazione di 52 µg di P, mentre l'incremento di P-PO₄ a livello del fondo è pari a 48 µg. Si può quindi considerare che nel periodo gennaio-maggio 2023 circa il 100% dell'incremento di P a livello del fondo è da attribuire ai normali processi di mineralizzazione della sostanza organica in fase di sedimentazione e in questa fase non sono

rilevabili fenomeni di rilascio dei sedimenti. Fino a condizioni prossime all'anossia l'incremento di P-PO₄ deriva pertanto dai normali fenomeni di mineralizzazione della sostanza organica.

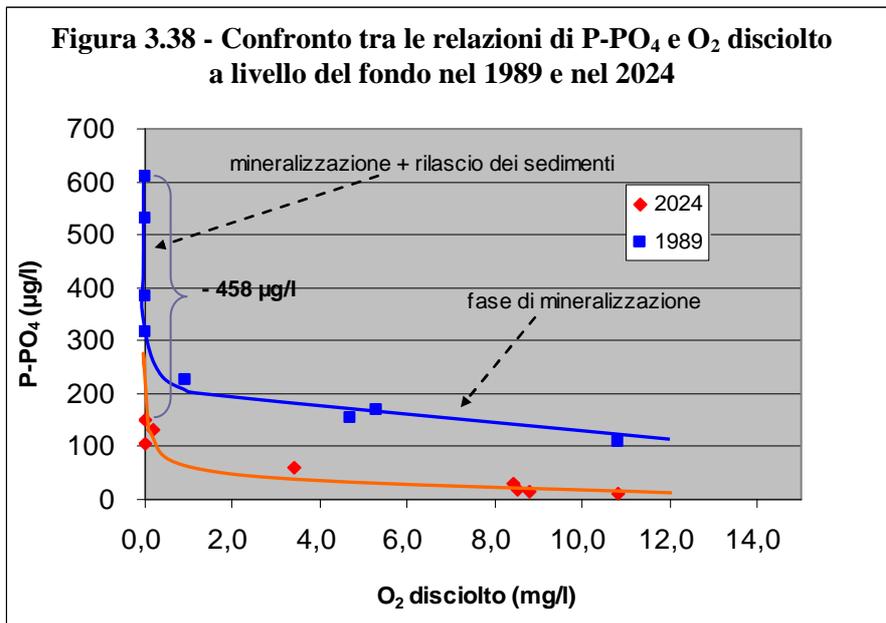
A partire dal mese di aprile in seguito alla progressiva stratificazione termica si verifica un rapido decremento della

concentrazione di O₂ disciolto che determina un parallelo incremento della CO₂. Questa inversione innesca la solubilizzazione dei carbonati e quindi il rilascio graduale dell'ortofosfato precipitato nei mesi precedenti. A partire poi dalle condizioni di anossia si innescano diversi meccanismi di rilascio del fosforo collegati principalmente ai composti ferrici.

Nella figura 3.38 è visualizzato il confronto tra

le dinamiche di O₂ disciolto e P-PO₄ a livello del fondo nel 1989 e nel 2024. Risulta evidente che anche durante la fase ossica le concentrazioni di ortofosfato risultano notevolmente diminuite rispetto al 1989.

In questo caso è rilevabile anche il miglioramento delle condizioni presenti nello strato ipolimnico durante la fase anossica, con un decremento di 458 µg/l per quanto riguarda la concentrazione massima di P-PO₄ raggiunta a livello del fondo.



3.5 Indagini sugli immissari

3.5.1 Ubicazione delle stazioni di campionamento.

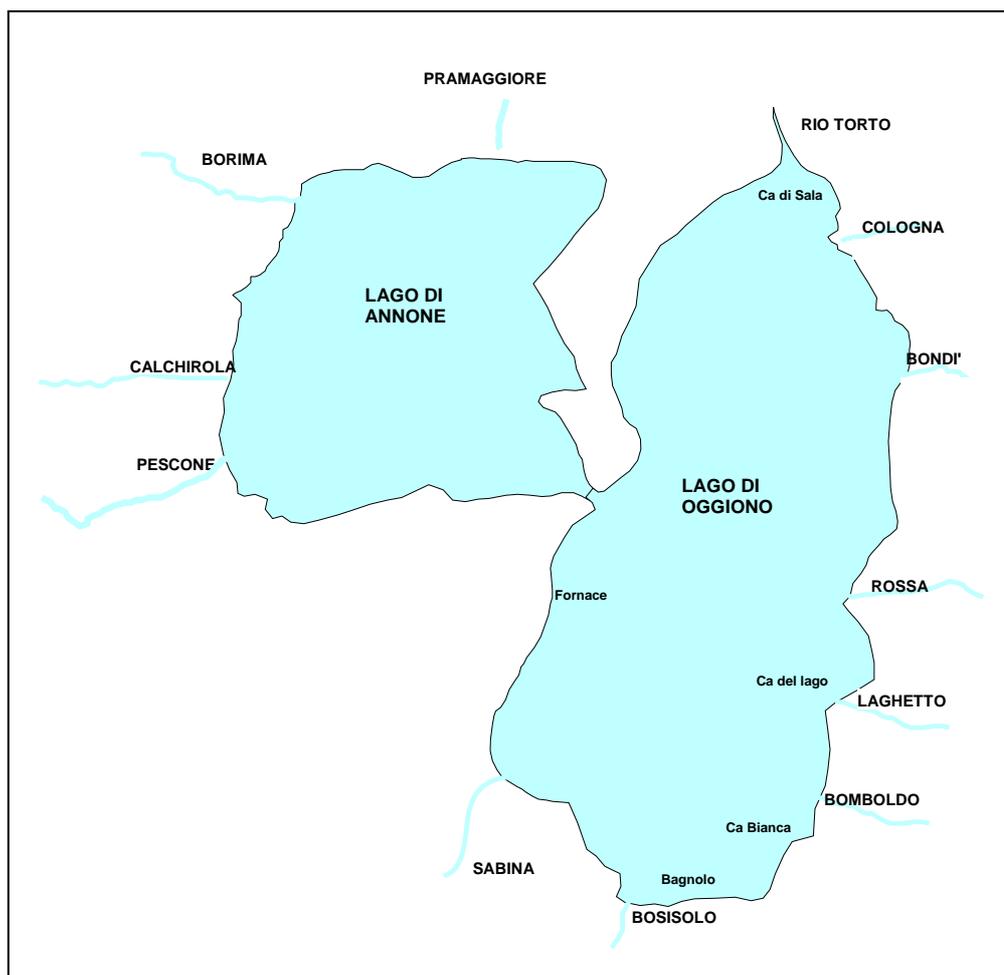
L'obiettivo dell'indagine è di verificare l'attuale stato di qualità degli immissari del lago di Annone ed il relativo carico di fosforo apportato al bacino di Annone est.

Il programma di controlli ed analisi ha quindi previsto l'attuazione di 12 campagne mensili di campionamento e misura su sette corsi d'acqua. La stazione di campionamento è sempre ubicata in prossimità della foce, al fine di fornire un quadro complessivo dell'impatto dei singoli immissari sul bacino lacustre.

Per il bacino di Annone est gli immissari oggetto di indagine sono i seguenti:

Cologna, Bondi, Rossa, Laghetto, Bombolo, Bosisolo e scarico Sabina. E' stato inoltre considerato come immissario il canale di collegamento con il bacino ovest. In questo caso il rilevamento è finalizzato al solo carico di P totale e verrà quindi analizzato nel capitolo relativo al bilancio di massa del fosforo. A titolo informativo nella presentazione dei risultati relativi al P totale sono stati inseriti anche quattro immissari del bacino ovest, monitorati su incarico dell'Autorità di bacino del Lario e dei laghi minori (Pescone, Calchirola, Pramaggiore e fontana Borima). Per il 2023 il periodo considerato è compreso tra gennaio e ottobre.

Viene di seguito allegata la mappa di riferimento relativa agli immissari oggetto di indagine.



Mappa degli immissari analizzati

3.5.2 Contenuti dello screening analitico.

In base agli scopi dell'indagine sono stati presi in considerazione i seguenti parametri:

- Portata	l/s
- Temperatura	°C
- Ossigeno disciolto	mg/l e % di saturazione
- pH	
- Conducibilità elettrica	µS/cm a 25°
- Azoto ammoniacale	mg/l
- Fosforo totale	µg/l

3.5.3 Metodologie analitiche.

Le metodologie analitiche sono quelle già indicate per le analisi sulle acque dell'impianto di aspirazione ipolimnica e sul bacino est.

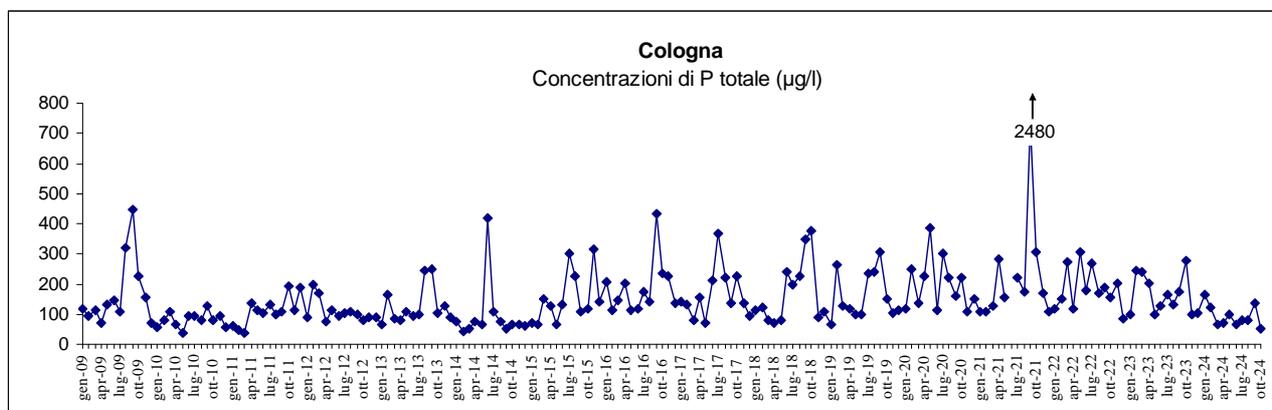
PORTATA IDRICA (l/s)

La portata è stata determinata tramite il rilevamento della sezione (larghezza dell'alveo bagnato e profondità intermedie) in prossimità del punto di prelievo, scegliendo possibilmente sezioni regolari. E' stato successivamente calcolato l'integrale della sezione per ottenere l'area corrispondente. Per la misura della velocità è stata utilizzata un apposito mulinello idrometrico ad asta (modello Flowatch JDC), tramite il quale è stata rilevata la velocità della corrente in più punti della sezione. Dal prodotto della sezione per la velocità media è stata infine calcolata la portata idrica.

3.5.4 Evoluzione temporale dei valori di P totale nei singoli immissari

COLOGNA

Dopo il picco anomalo dell'estate 2009, nel periodo gennaio 2010-maggio 2011 il Cologna mostra una condizione di sostanziale stabilità, con valori di P totale compresi tra un minimo di 40 µg/l ed un massimo di 138 µg/l. Nel periodo giugno 2011-maggio 2012 si osserva una maggiore variabilità, con valori quasi sempre compresi tra 100 e 200 µg/l. A partire da aprile 2011 si evidenzia un incremento della concentrazione media di P totale rispetto al periodo gennaio 2010-marzo 2011. Nel periodo giugno 2012-giugno 2013 si osserva una maggiore stabilità dei valori, che si mantengono quasi sempre prossimi a 100 µg/l. Nell'estate 2013 si evidenzia un marcato incremento delle concentrazioni che raggiungono i 250 µg/l, come probabile conseguenza della prolungata assenza di precipitazioni e quindi effetto di diluizione quasi nullo. Nell'ultimo periodo però i valori risultano sempre inferiori a 100 µg/l. Nel 2014 è rilevabile un dato anomalo nel campionamento del 12/6 (418 µg/l), mentre gli altri valori risultano quasi sempre inferiori a 100 µg/l.



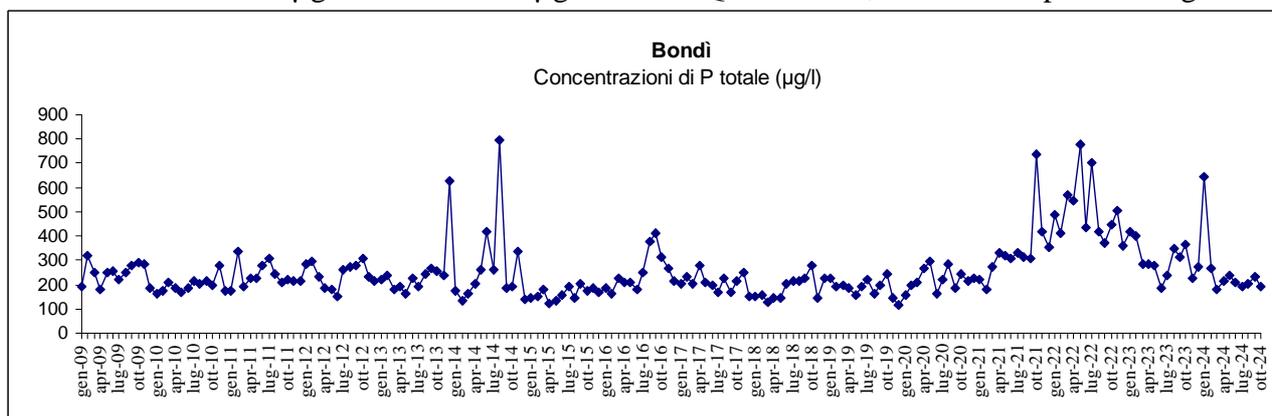
Nel 2015 si riscontrano valori superiori a 200 µg/l nel periodo luglio-agosto, conseguenti alla prolungata fase con assenza di precipitazioni e quindi al minore effetto di diluizione. Nel 2016 è rilevabile un marcato incremento delle concentrazioni di P totale, con diversi valori superiori a 200 µg/l ed un massimo di 431 µg/l il 12/9/2016. Anche nel 2017 si evidenziano valori elevati durante la stagione estiva, con un massimo di 365 µg/l il 20/7/2017. Situazione analoga nel 2018 con due massimi di 350 e 378 µg/l nei controlli di settembre ed ottobre, conseguenti a valori minimi di portata idrica. Anche nel 2019 si evidenziano valori più elevati durante la stagione estiva, con un massimo di 308 µg/l il 19/9/2019. Il 2020 mediamente valori superiori alla norma, con due picchi evidenti il 8/5/2020 (386 µg/l) e il 21/7 (301 µg/l). Situazione ancora peggiore nel 2021 con un dato anomalo relativo al 23/6 (2480 µg/l) in seguito ad un evento occasionale. Un valore molto elevato è però riscontrabile anche il 17/9 con 732 µg/l. Nel 2022 non si riscontrano valori anomali, le concentrazioni di P totale risultano comunque elevate, comprese tra un minimo di 117 µg/l il 14/4 ed un massimo di 308 µg/l il 18/5. Nel 2023 si riscontrano valori compresi tra un minimo di 101 µg/l ed un massimo 280 µg/l il 12/10/2023. Anche nel 2024 non sono stati riscontrati valori anomali, con un massimo di 165 µg/l il 16/1 ed un minimo di 51 µg/l il 21/10 in condizioni di elevata portata idrica.

In questo immissario la concentrazione di P totale è strettamente collegata alla portata idrica, segnalando in genere un aumento dei valori durante i periodi di magra.

BONDI' O CEPPELTO

Anche il Bondi nel 2010 mostra una condizione di relativa stabilità, con valori di P totale compresi tra un minimo di 162 µg/l ed un massimo di 278 µg/l. Il valore più elevato è relativo al mese di novembre per una temporanea attivazione dello sfioratore sul collettore principale. Nel 2011 è invece rilevabile una concentrazione anomala nel mese di febbraio, con un massimo di 334 µg/l. Il

problema è stato però prontamente risolto. Le concentrazioni del periodo giugno 2011-maggio 2012 risultano comprese tra un minimo di 182 µg/l ed un massimo di 306 µg/l. Le concentrazioni del periodo giugno 2012-maggio 2013 risultano comprese tra un minimo di 152 µg/l ed un massimo di 307 µg/l. Nel periodo giugno 2013-maggio 2014 è invece rilevabile un dato anomalo (628 µg/l il 12/12/2013, conseguenza di un carico inquinante occasionale che è stato prontamente rimosso. Anche nella seconda parte del 2014 sono ancora rilevabili valori anomali (798 µg/l il 12/8) che indicano la presenza di consistenti apporti inquinanti. Nel 2015 il quadro rientra nella normalità con valori di P totale compresi tra 124 µg/l e 204 µg/l. Nel 2016 i valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 161 µg/l il 18/2 e 410 µg/l il 12/9. Quest'ultimo, anche se in parte collegato alle



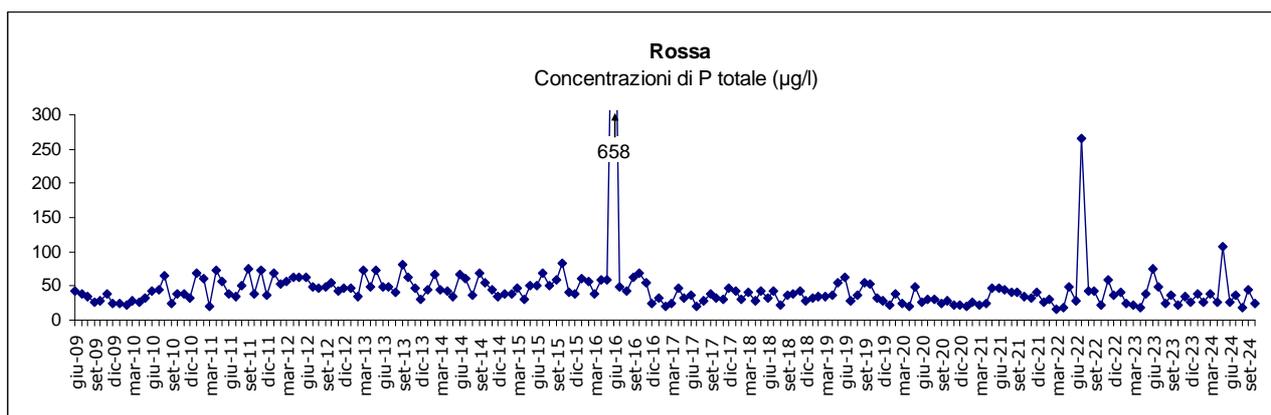
prolungate condizioni di magra, indica la presenza di un consistente apporto di fosforo. Nel 2017 si riscontra una maggiore stabilità, con valori compresi tra un minimo di 166 µg/l il 20/7 ed un massimo di 276 µg/l il 18/4. Anche nel 2018 è rilevabile una certa stabilità dei valori, con un minimo di 130 µg/l nel mese di marzo ed un massimo di 276 µg/l nel campionamento di ottobre. Nel 2019 si conferma una sostanziale stabilità dei valori, con un minimo di 159 µg/l nel Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 154 µg/l il 16/1 ed un massimo di 297 µg/l il 8/5. mese di maggio ed un massimo di 245 µg/l nel campionamento di ottobre. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 154 µg/l il 16/1 ed un massimo di 297 µg/l il 8/5. Anche per il Bondi nel 2021 è rilevabile un peggioramento con un incremento dei valori che risultano compresi tra un minimo di 310 µg/l ed un massimo di 736 µg/l. Il quadro relativo al 2022 risulta ancora più negativo, con valori compresi tra un minimo di 372 µg/l il 12/9 ed un massimo di 776 µg/l il 18/5. Nel 2023 è da rilevare un massimo di 418 µg/l nel mese di gennaio ed un minimo di 183 µg/l il 14/6/2023. Nel periodo agosto-ottobre si segnala però un nuovo incremento con valori superiori a 300 µg/l. Nel 2024 i valori si mantengono stabili tra un minimo di 182 µg/l ed un massimo di 238 µg/l, fa però eccezione il dato anomalo del 16/1 pari a 644 µg/l.

Le concentrazioni più elevate coincidono in genere con le portate di magra. La concentrazione media di P totale di questo immissario è notevolmente aumentata nell'ultimo triennio ed è pertanto necessario individuare rapidamente le cause del marcato peggioramento.

ROSSA

Nel 2010 l'immissario Rossa mostra una maggiore variabilità rispetto al 2009, con valori di P totale compresi tra un minimo di 23 µg/l ed un massimo di 65 µg/l. Il valore più elevato è relativo al mese di agosto. Tutte le concentrazioni risultano comunque inferiori a 70 µg/l. Nei valori relativi al periodo giugno 2011-maggio 2012 è rilevabile una maggiore oscillazione, con un minimo di 35 µg/l ed un massimo di 74 µg/l.

Anche nei valori relativi al periodo giugno 2012-maggio 2013 è rilevabile un'oscillazione analoga, con un minimo di 35 µg/l ed un massimo di 73 µg/l. In questo caso i valori più elevati sembrano coincidere con le maggiori portate, segnalando la probabile presenza di apporti inquinanti durante le fasi di piena. Anche nel periodo giugno 2013-maggio 2014 i valori sono compresi tra un minimo di 31 µg/l ed un massimo di 82 µg/l.



Appare però evidente che l'intervallo di variazione è molto contenuto e tutte le concentrazioni risultano comunque inferiori a 82 µg/l. Anche nella seconda parte del 2014 si evidenziano diverse oscillazioni della concentrazione di P totale, legate in prevalenza alle variazioni di portata idrica. Nel 2015 si riscontra una graduale tendenza all'incremento dal minimo di aprile (30 µg/l) fino al massimo di ottobre (84 µg/l). In questo immissario comunque i valori non superano mai la soglia dei 100 µg/l. Fa eccezione il dato relativo al 9/6/2016 che ha raggiunto i 658 µg/l. La causa di questa grave alterazione è la rottura di una derivazione sul collettore principale. Il danno è stato prontamente ripristinato e nei mesi successivi questo immissario è rientrato nella normalità. Per quanto riguarda il 2017 non si riscontrano alterazioni anomale, con valori compresi tra un minimo di 21 µg/l ed un massimo di 47 µg/l.

Anche nel 2018 non si rilevano alterazioni di rilievo, con valori compresi tra un minimo di 23 µg/l nel campionamento di agosto ed un massimo di 43 µg/l nel mese di agosto. Nel 2019 si evidenzia una maggiore oscillazione, con valori compresi tra un minimo di 29 µg/l nel campionamento di luglio ed un massimo di 62 µg/l nel mese di giugno. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 20 µg/l il 10/4 ed un massimo di 49 µg/l il 8/5. Nel 2021 si riscontrano concentrazioni molto contenute (< 26 µg/l) nel periodo invernale-primaverile. A partire dal mese di maggio è rilevabile un incremento dei valori che si assestano nell'intervallo 40-46 µg/l. Anche nel 2022 l'intervallo di oscillazione dei valori è abbastanza contenuto, compreso tra 16 e 59 µg/l. Fa eccezione il dato relativo al 14/7 che con 266 µg/l segnala la presenza di qualche apporto occasionale. Nel 2023 si riscontra un minimo di 19 µg/l nel mese di aprile ed un massimo di 75 µg/l il 14/6. Si conferma pertanto un'oscillazione contenuta durante l'arco annuale. Anche nel 2024 si conferma una variazione limitata delle concentrazioni, con un minimo di 18 µg/l ad agosto ed un massimo di 45 µg/l a settembre. Fa però eccezione il dato del 10/5 pari a 108 µg/l in seguito a lavori di scavo in alveo.

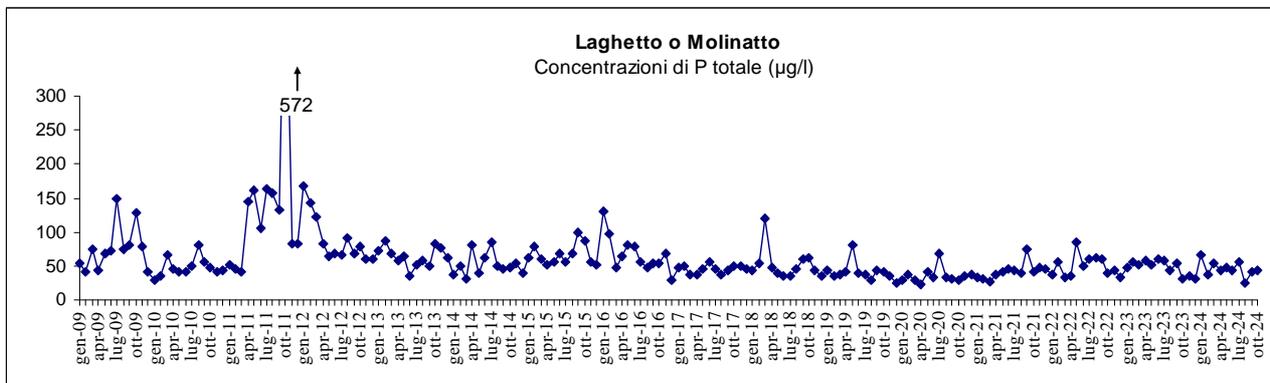
LAGHETTO O MOLINATTO

Il Molinatto mostra una maggiore stabilità nel 2010 rispetto al 2009, segnalando anzi un netto miglioramento fino al campionamento di marzo 2011. I valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 30 µg/l ed un massimo di 81 µg/l.

I primi tre mesi del 2011 confermano la situazione positiva di questo immissario, mentre a partire da aprile 2011 è rilevabile un marcato incremento delle concentrazioni di P totale fino ad un massimo di 572 µg/l nel campionamento di ottobre 2011. La causa era la rottura di un collettore fognario nella zona a monte. Risolto il problema la situazione rientra gradualmente nella normalità a partire dal campionamento di novembre 2011, anche se le concentrazioni risultano mediamente più elevate rispetto al 2010.

Le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano una elevata stabilità, con un minimo di 58 µg/l ed un massimo di 91 µg/l. Anche nel periodo giugno 2013-dicembre 2014 si conferma una sostanziale stabilità dei valori, con un minimo di 31 µg/l ed un massimo di 84 µg/l.

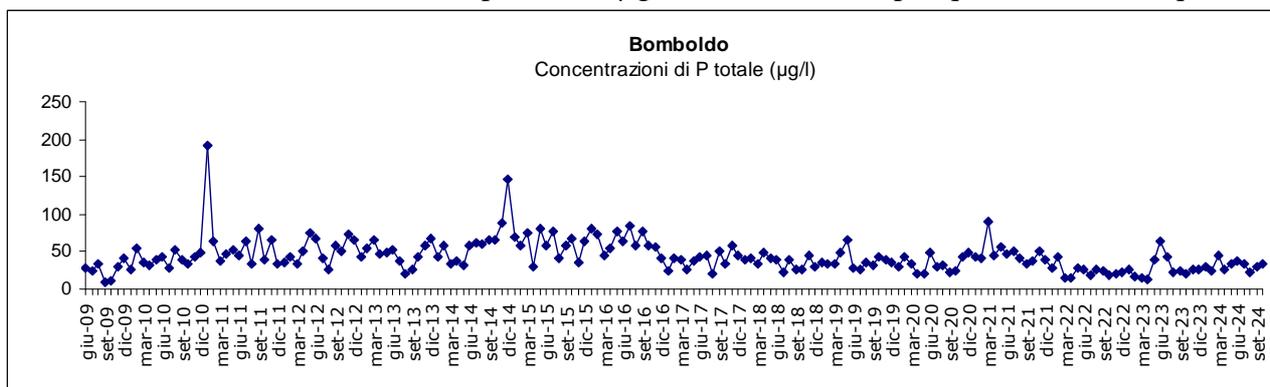
Situazione analoga nel 2015 con valori compresi tra un minimo di 51 µg/l ed un massimo di 99 µg/l. Nel 2016 non si rilevano sostanziali variazioni, con valori compresi tra un minimo di 47 µg/l ed un massimo di 130 µg/l il 20/1, che rappresenta l'unico dato annuale superiore a 100 µg/l. Condizioni di notevole stabilità anche per quanto riguarda il 2017, con valori compresi tra un minimo di 37 µg/l ed una massimo di 55 µg/l.



Nel 2018 è invece da rilevare un valore anomalo nel campionamento di marzo (120 µg/l), mentre negli altri mesi i valori risultano inferiori a 60 µg/l. Nel 2019 si evidenziano ancora condizioni di discreta stabilità, con valori compresi tra un minimo di 30 µg/l ed una massimo di 81 µg/l. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 23 µg/l il 10/4 ed un massimo di 68 µg/l il 21/7. Nel 2021 i valori risultano sempre inferiori a 50 µg/l e quindi nella norma, ad esclusione del dato relativo al 17/9 che risulta pari a 75 µg/l. Nel 2022 si riscontra un quadro meno positivo con il 36% dei valori maggiori di 50 µg/l ed un massimo di 85 µg/l il 18/5. Nel 2023 è rilevabile una oscillazione molto contenuta dei valori, che risultano compresi tra un minimo di 31 µg/l il 12/10 ed un massimo di 61 µg/l il 14/6. Il 2024 conferma la situazione del 2023 con una oscillazione limitata che varia da un massimo di 66 µg/l il 16/1 ad un minimo di 25 µg/l il 5/8.

BOMBOLDO

Il Bomboldo mostra una sostanziale stabilità delle concentrazioni di P totale nel 2010. I valori risultano infatti compresi tra un minimo di 27 µg/l ed un massimo di 55 µg/l, segnalando uno stato di qualità ottimale per questo immissario. Unica eccezione è il primo campionamento del 2011 che indica una concentrazione di P totale pari a 192 µg/l, valore anomalo per questo corso d'acqua.



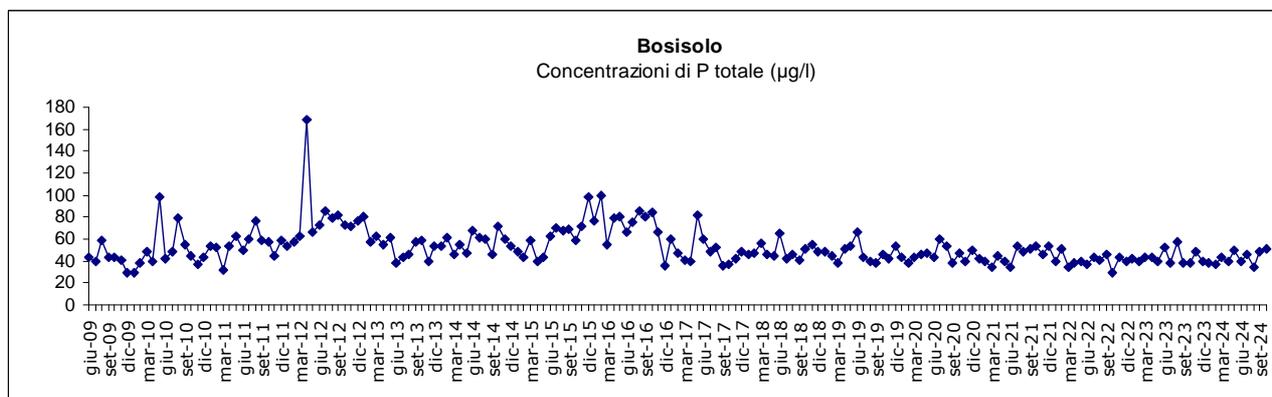
A partire dal mese di febbraio 2011 la situazione ritorna però nella normalità, con valori compresi tra 33 µg/l e 80 µg/l. Le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano una discreta stabilità, con un minimo di 26 µg/l ed un massimo di 73 µg/l. Le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2013-maggio 2014 mostrano un'oscillazione analoga, con un minimo di 21 µg/l ed un massimo di 68 µg/l. Gli ultimi due campionamenti del 2014 evidenziano però una tendenza preoccupante, con un marcato incremento dei valori di P totale. Nel 2015 la situazione si

normalizza, con valori compresi tra un minimo di 31 µg/l ed un massimo di 80 µg/l. Nel 2016 risulta un quadro analogo, con valori compresi tra un minimo di 45 µg/l ed un massimo di 85 µg/l. Per quanto riguarda il 2017 si riscontrano mediamente valori più contenuti, compresi tra un minimo di 20 µg/l il 21/8 ed un massimo di 50 µg/l il 19/9. Anche nel 2018 le concentrazioni di P totale risultano molto contenute, con un minimo di 23 µg/l nel campionamento di luglio ed un massimo di 49 µg/l nel mese di aprile. Nel 2019 si conferma un quadro positivo, con un minimo di 26 µg/l nel campionamento di luglio ed un massimo di 65 µg/l nel mese di maggio. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 21 µg/l il 8/5 ed un massimo di 49 µg/l il 23/6. Anche nel 2021 i valori risultano quasi sempre inferiori a 50 µg/l, ad esclusione del dato anomalo relativo al 15/3 che raggiunge un massimo di 91 µg/l. Il 2022 evidenzia una situazione ancora migliore, con la totalità dei valori inferiore a 43 µg/l. Nel 2023 la quasi totalità dei valori risulta inferiore a 26 µg/l, quindi molto contenuti. Fanno eccezione i dati relativi al periodo maggio-luglio che indicano valori compresi tra 39 µg/l e 64 µg/l. Nel 2024 i valori risultano quasi tutti inferiori a 40 µg/l, ad eccezione del dato del 12/3 che riporta una concentrazione di 46 µg/l. Si sottolinea però che la concentrazione di P totale di questo immissario varia in funzione del periodo di attività della pompa di calore utilizzata dalle piscine che scarica acqua di falda.

BOSISOLO

Nel 2010 il Bosisolo mostra una maggiore variabilità rispetto al 2009. I valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 30 µg/l ed un massimo di 98 µg/l, segnalando comunque uno stato di qualità ottimale per questo immissario. In particolare si evidenziano due valori anomali, il primo relativo al mese di maggio (98 µg/l) ed il secondo ancora nel mese di agosto (79 µg/l).

Quest'ultimo è probabilmente collegato al dilavamento determinato dalle intense precipitazioni della seconda metà di agosto. Nel 2011 non si evidenziano dati anomali, con valori compresi tra 32 µg/l e 77 µg/l, ma nel campionamento di aprile 2012 si registra un nuovo picco che raggiunge i 168 µg/l, massimo assoluto dal 2009. Questo valore anomalo è ancora collegato ad un periodo di intense precipitazioni ed indica pertanto la probabile presenza di apporti da sfioratori di piena.

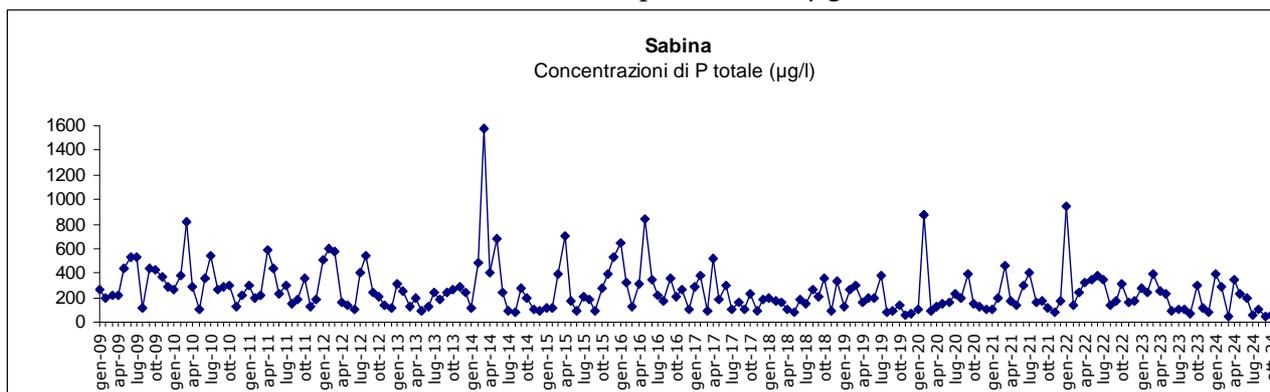


I dati relativi al periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano un quadro più positivo con l'assenza di valori anomali. In particolare le concentrazioni risultano comprese tra un minimo di 55 µg/l ed un massimo di 86 µg/l, valori comunque più elevati rispetto alla media storica recente di questo immissario. Anche i dati relativi al periodo giugno 2013-maggio 2014 confermano un quadro positivo. Le concentrazioni di P totale risultano infatti comprese tra un minimo di 38 µg/l ed un massimo di 61 µg/l, segnalando quindi un ulteriore decremento rispetto all'annata precedente. Nel 2014 è comunque rilevabile una sostanziale stabilità dei valori, con una media di 57 µg/l sovrapponibile a quella del 2013. Nel 2015 si riscontra un valore anomalo (98 µg/l il 9/12) e la concentrazione media annuale è pari a 61 µg/l. Il quadro relativo al 2016 mostra un peggioramento più evidente, con un valore anomalo (99 µg/l il 18/2) e una concentrazione media annuale che ad ottobre è pari a 78 µg/l. Per quanto riguarda il 2017 è invece rilevabile una diminuzione dei valori, ad esclusione del dato relativo al 17/5 che segnala ancora 82 µg/l. Anche nel 2018 si riscontra un massimo di 65 µg/l nel campionamento di giugno, mentre tutti gli altri valori sono compresi tra un

minimo di 41 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 56 $\mu\text{g/l}$. Nel 2019 si riscontra un massimo di 67 $\mu\text{g/l}$ sempre nel campionamento di giugno, mentre tutti gli altri valori sono compresi tra un minimo di 38 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 53 $\mu\text{g/l}$. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 38 $\mu\text{g/l}$ il 18/9 ed un massimo di 60 $\mu\text{g/l}$ il 21/7. Nel 2021 i valori risultano quasi sempre inferiori a 50 $\mu\text{g/l}$, con un massimo di 53 $\mu\text{g/l}$ rilevato il 21/7. Quadro positivo anche nel 2022, con valori compresi tra un minimo di 29 $\mu\text{g/l}$ il 10/10 ed un massimo di 51 $\mu\text{g/l}$ il 10/2. Nel 2023 non si riscontrano variazioni di rilievo, con valori compresi tra un minimo di 38 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 57 $\mu\text{g/l}$. Situazione sovrapponibile anche nel 2024, annata in cui si sono registrate oscillazioni limitate comprese tra i 34 $\mu\text{g/l}$ il 5/8 e i 51 $\mu\text{g/l}$ il 21/10.

SABINA

Questo immissario rappresenta senz'altro la situazione più critica del bacino est. Nel 2010 lo scarico Sabina mostra una notevole variabilità, con valori di P totale che risultano compresi tra un minimo di 101 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 822 $\mu\text{g/l}$, segnalando uno stato di qualità certamente non ottimale per questo immissario. In particolare si evidenziano due valori anomali, il primo relativo al mese di marzo (822 $\mu\text{g/l}$) ed il secondo nel mese di luglio (546 $\mu\text{g/l}$). Anche in questo immissario la concentrazione di P totale è collegata alla portata idrica, ma alcuni valori anomali hanno certamente una causa più diretta. Nei primi tre mesi del 2011 è rilevabile una maggiore stabilità con valori compresi tra 199 $\mu\text{g/l}$ e 295 $\mu\text{g/l}$, nel periodo aprile-maggio si riscontra un nuovo marcato incremento delle concentrazioni di P totale che superano i 400 $\mu\text{g/l}$.



Per quanto riguarda la fase più recente sono da rilevare concentrazioni ancora elevate, comprese tra 500 e 600 $\mu\text{g/l}$, nel periodo gennaio-marzo 2012. Va in effetti segnalato che questo incremento è collegato principalmente alla riduzione della portata idrica in seguito alle scarse precipitazioni atmosferiche. Nel prima parte del 2014 è invece da rilevare un drastico peggioramento delle condizioni di questo immissario, con un massimo storico di ben 1580 $\mu\text{g/l}$ il 14/03/2014. Il 2015 mostra ancora valori anomali, in particolare nel periodo marzo-aprile con un picco di 705 $\mu\text{g/l}$ e nel periodo autunnale (396 $\mu\text{g/l}$ il 18/11 e 533 $\mu\text{g/l}$ il 9/12). Anche nel 2016 sono rilevabili due valori molto elevati, 640 $\mu\text{g/l}$ il 20/1 e 845 $\mu\text{g/l}$ il 18/5, mentre durante la stagione estiva il quadro sembra migliorare. Appare quindi evidente che le concentrazioni medie dello scarico Sabina non rientrano negli obiettivi di risanamento del lago di Annone. Nel 2017, in seguito ad alcuni interventi sul collettore, a partire dal mese di maggio è rilevabile un parziale miglioramento con valori compresi tra un minimo di 106 $\mu\text{g/l}$ ed un massimo di 302 $\mu\text{g/l}$. Nel 2018 sembra rilevabile una maggiore stabilità, con valori compresi tra un minimo di 86 $\mu\text{g/l}$ nel campionamento di maggio ed un massimo di 360 $\mu\text{g/l}$ nel mese di ottobre in condizioni di minore portata idrica.

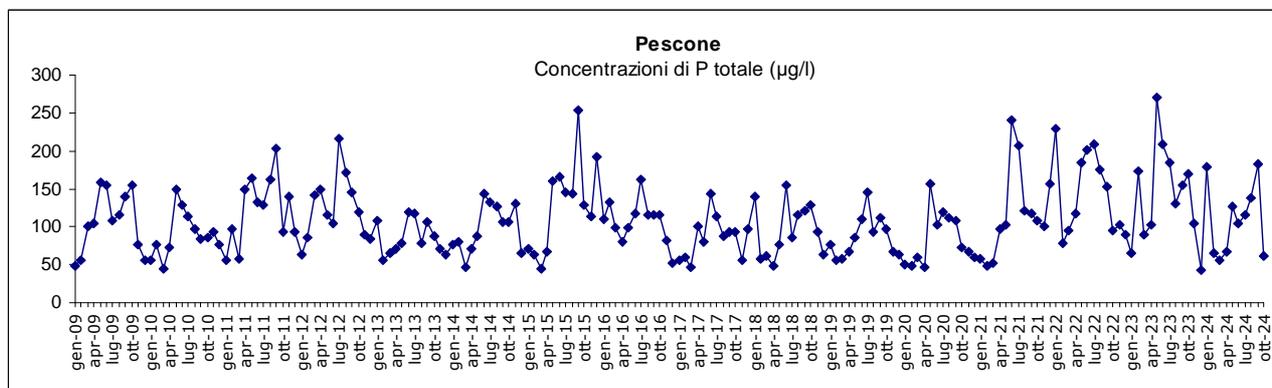
Anche nel 2019 si rileva una maggiore stabilità rispetto al passato, con valori compresi tra un minimo di 78 $\mu\text{g/l}$ nel campionamento di agosto ed un massimo di 375 $\mu\text{g/l}$ nel mese di luglio. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 96 $\mu\text{g/l}$ il 16/3 ed un massimo di 878 $\mu\text{g/l}$ il 19/2. E' però da sottolineare che il 67% dei valori supera ancora i 150 $\mu\text{g/l}$. Nel 2021 è ancora da rilevare una notevole instabilità di questo immissario, con valori compresi tra un minimo di 103 $\mu\text{g/l}$ il 18/1 ed un massimo di 458 $\mu\text{g/l}$ già al 15/3. Un secondo picco

è rilevabile il 21/7 con 406 µg/l. L'elevata variabilità di questo immissario si conferma anche nel 2022, con valori compresi tra un minimo di 134 µg/l il 10/8 ed un massimo di 948 µg/l al 20/1. Il 64% dei valori supera comunque i 200 µg/l. Quadro variabile anche nel 2023 che segnala valori compresi tra un minimo di 72 µg/l il 14/9 ed un massimo di 393 µg/l il 16/3. Anche in questo caso 60% dei valori supera comunque i 200 µg/l, indicando uno stato di evidente alterazione. Nel 2024 il quadro delle concentrazioni appare ancora molto instabile, soprattutto fino al mese di giugno. Il 50% dei valori risulta anche in questa annata al di sopra dei 200 µg/l, con un massimo di 389 µg/l il 16/1. A partire dal mese di luglio sembra rilevabile un decremento delle concentrazioni che risultano quasi sempre inferiori a 100 µg/l.

PESCONE

A differenza dei precedenti questo immissario si immette nel bacino ovest, ma rientra comunque nel piano di monitoraggio per la sola portata idrica, mentre i dati relativi ai parametri chimici sono rilevati su incarico del Consorzio del lago di Annone. Lo stato di qualità di questo corso d'acqua è importante in quanto rappresenta il principale immissario del bacino ovest.

Nel 2010 il Pescone mostra un'evoluzione piuttosto simile a quella del 2009, con un progressivo incremento dei valori di P totale nel periodo primaverile fino ad un massimo nel mese di maggio. Nel periodo invernale si osserva invece una marcata riduzione delle concentrazioni. I valori di P totale risultano compresi tra un minimo di 45 µg/l ed un massimo di 150 µg/l. In particolare nel 2010 è rilevabile un graduale e costante decremento delle concentrazioni da maggio a dicembre. Anche nel 2011 sembra riscontrabile un apparente incremento delle concentrazioni nel periodo primaverile, ma in realtà i valori piuttosto elevati di aprile (150 µg/l) e maggio (164 µg/l) sono imputabili ad una marcata riduzione della portata idrica. Nel campionamento di settembre è invece da rilevare un massimo assoluto di 204 µg/l collegato ad una situazione di piena (820 l/s) e quindi più allarmante per il notevole carico di P che ne consegue. Anche le concentrazioni di P totale nel periodo giugno 2012-maggio 2013 mostrano una elevata variabilità, con un minimo di 56 µg/l ed un massimo di 217 µg/l. Nel periodo giugno 2013-maggio 2014 è invece rilevabile una maggiore



stabilità dei valori, con un'oscillazione compresa tra un minimo di 47 µg/l ed un massimo di 120 µg/l. Ciò rappresenta quindi un segnale positivo per questo immissario.

Purtroppo nel semestre successivo è invece rilevabile una tendenza all'incremento, con valori superiori a 100 µg/l dal 12/6 al 18/11. Anche il quadro relativo al 2015 è piuttosto negativo. Mentre nel periodo invernale si osservano concentrazioni inferiori a 100 µg/l, a partire dal mese di maggio i valori superano sempre questo limite con un picco di 254 µg/l nel mese di settembre. Nel 2016 è invece rilevabile una maggiore stabilità dei valori, con un'oscillazione compresa tra un minimo di 80 µg/l ed un massimo di 162 µg/l. Anche nel 2017 è rilevabile un quadro simile al 2016, con valori compresi tra un minimo di 46 µg/l il 17/3 ed un massimo di 143 µg/l il 22/6. La maggior parte dei valori risulta comunque inferiore a 100 µg/l e ciò rappresenta un dato positivo. Nel 2018 questo immissario mostra una discreta variabilità, con valori compresi tra un minimo di 48 µg/l nel campionamento di aprile ed un massimo di 154 µg/l nel mese di giugno. Anche nel 2019 questo immissario indica una marcata variabilità, con valori compresi tra un minimo di 56 µg/l nel

campionamento di febbraio ed un massimo di 146 µg/l nel mese di luglio. Per quanto riguarda il 2020 le concentrazioni di P totale risultano comprese tra un minimo di 47 µg/l il 10/4 ed un massimo di 156 µg/l il 8/5. I valori minimi sono sempre relativi al periodo invernale. Nel 2021 si conferma la stessa dinamica, con valori inferiori a 100 µg/l nel periodo gennaio-aprile e valori superiori nel periodo successivo, con un massimo di 241 µg/l il 23/6. Quadro leggermente diverso nel 2022, che segnala un massimo di 230 µg/l nel mese di gennaio. La situazione rientra nella normalità a partire da febbraio (79 µg/l), seguito da un graduale incremento fino ad un nuovo massimo di 208 µg/l il 14/7. Al contrario dopo la fase estiva si rileva un progressivo decremento dei valori. Quadro piuttosto negativo anche per il 2023, che indica valori compresi tra un minimo di 66 µg/l il 16/1 ed un massimo di 270 µg/l l'11/5. Il 60% delle concentrazioni risulta superiore a 150 µg/l e, considerando l'elevata portata idrica di questo immissario, ne deriva un consistente carico di fosforo al bacino ovest. Situazione analoga anche per il 2024 dove si registrano importanti oscillazioni che variano da un massimo di 183 µg/l il 10/9 ad un minimo di 53 µg/l il 12/3. Il 60% dei valori risulta al di sopra dei 100 µg/l e dato che, come detto in precedenza, questo immissario ha valori di portata consistenti, ciò si traduce in un apporto di fosforo non trascurabile per il bacino ovest.

Quadro riassuntivo

Nella figura seguente è riportato un quadro riassuntivo della concentrazione media di P totale negli immissari esaminati. Il periodo preso in considerazione è compreso tra il 2009 ed il 2022. Si sottolinea però che per il 2023 la concentrazione media è riferita al periodo gennaio-ottobre.

Appare evidente il peggioramento del Cologna nelle ultime annate. Quest'ultimo a partire dal 2014 ha evidenziato un costante incremento, con valori medi di P totale che passano da 96 µg/l del 2014 a 187 µg/l del 2016, confermati dai 164 µg/l del 2017, da 171 µg/l del 2018, da 160 µg/l nel 2019, da 199 µg/l nel 2020 e da 227 µg/l nel 2021. Quest'ultimo valore rappresenta il massimo assoluto del periodo considerato. Si sottolinea che nel calcolo della media non è stato inserito il dato anomalo di giugno (2480 µg/l) perchè considerato come evento occasionale. Il dato del 2022 (193 µg/l) indica un leggero decremento, ma risulta comunque elevato. Anche il dato relativo al 2023 (177 µg/l) risulta sovrapponibile alla concentrazione media del 2022. Per quanto riguarda il 2024 questo immissario indica una concentrazione media di 94 µg/l, confermando quindi una tendenza alla diminuzione rispetto all'ultimo triennio.

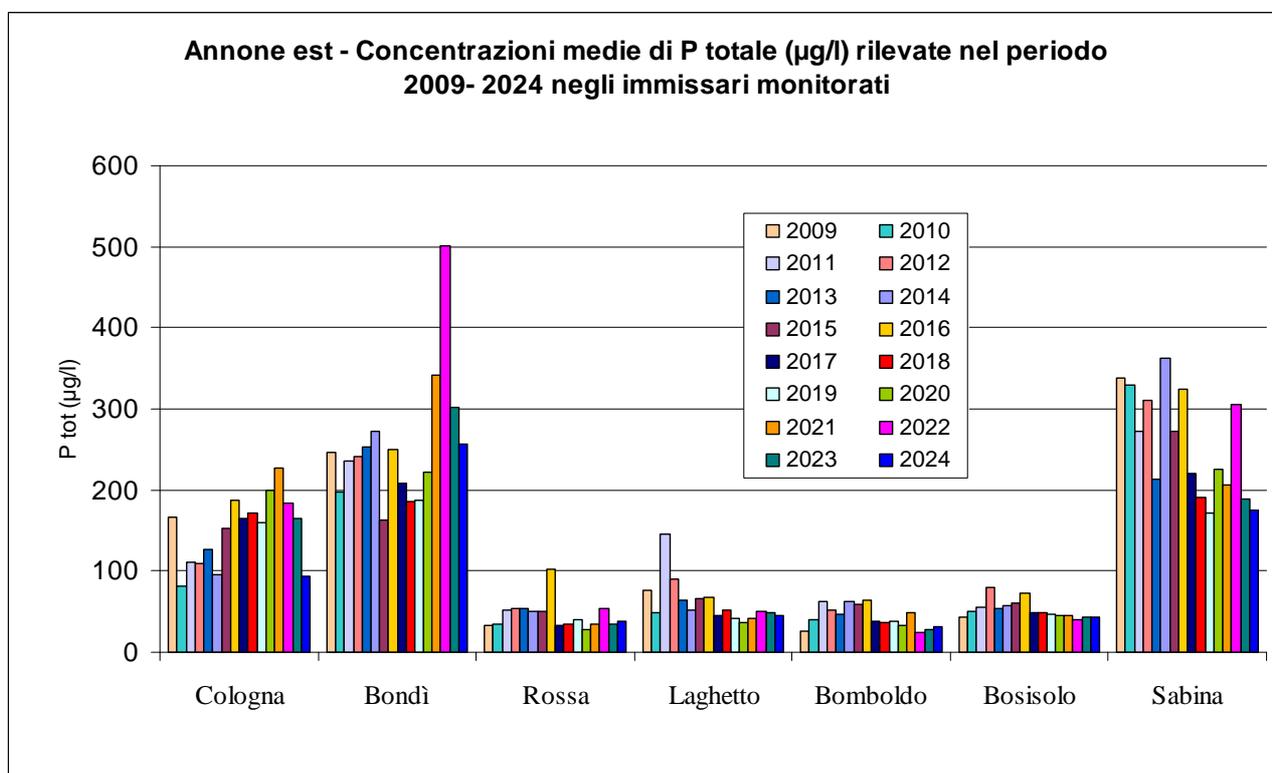
Anche il Bondi nel 2016 segnala un valore nettamente più elevato (250 µg/l) rispetto al 2015 (164 µg/l) ed anche nel 2017 supera i 200 µg/l. Nel 2018 si riscontra un valore di poco inferiore (186 µg/l), ma comunque prossimo ai 200 µg/l, dato che si conferma nel 2019 con 187 µg/l. Il 2020 indica anche in questo caso un incremento con 222 µg/l, confermato da un ulteriore e marcato incremento nel 2021 con una media di 332 µg/l. Il dato relativo al 2022 mette in evidenza un ulteriore peggioramento di questo immissario con una concentrazione media di 515 µg/l, che rappresenta il massimo assoluto del periodo di rilevazione. Nel 2023 è invece rilevabile un parziale decremento della concentrazione media che ritorna sui livelli del 2021 (311 µg/l), confermando comunque un valore elevato. Anche nel 2024 si rileva un ulteriore diminuzione della concentrazione media di P totale, che scende a 257 µg/l ma permane su un valore elevato.

Lo scarico Sabina mostra un valore medio per il 2016 (325 µg/l) decisamente più elevato rispetto al 2015 (273 µg/l). Il dato del 2017 indica invece un decremento (220 µg/l), che viene confermato nel 2018 con 192 µg/l. Nel 2019 con 173 µg/l la concentrazione media di P totale risulta sovrapponibile al 2018. Il dato relativo al 2020 (226 µg/l) segnala però un incremento della concentrazione media di P totale. Va considerato che il valore medio relativo al 2020 è condizionato dal dato anomalo del 19/2 (878 µg/l). La concentrazione media del 2021 risulta pari a 206 µg/l, quindi in linea con il dato del 2020. Situazione peggiore nel 2022 che, con una concentrazione media pari a 317 µg/l, ritorna sui livelli del 2016. Quadro piuttosto negativo anche per il 2023 con una concentrazione media che ritorna sui livelli del 2021 (207 µg/l). Nel 2024 si riscontra un quadro negativo nel primo semestre,

mentre a partire dal mese di luglio sembra rilevabile un decremento dei valori che risultano quasi sempre inferiori a 100 µg/l.

Considerando l'elevata portata idrica di questo immissario il valore medio attuale (175 µg/l) risulta comunque negativo e nella prospettiva di risanamento del bacino est questa situazione dovrebbe essere migliorata. Le periodiche alterazioni di questo immissario hanno infatti un impatto molto negativo sullo stato di qualità del bacino lacustre e rischiano di ridurre gli effetti positivi dell'attività di aspirazione ipolimnica.

L'apparente peggioramento dell'immissario Rossa nel 2016 è in realtà collegato al solo dato del 9/6/2016 (658 µg/l) che ha avuto un'incidenza temporale limitata. Se si esclude questo valore la concentrazione media del 2016 rientra nella norma (55 µg/l), mentre quella relativa al 2017 indica un minimo assoluto di 33 µg/l. Nel 2018 è rilevabile una condizione sovrapponibile al 2017, con una concentrazione media di soli 36 µg/l. Il dato del 2019 indica una concentrazione media simile alle precedenti, pari a 41 µg/l. La concentrazione media relativa al 2020 (28 µg/l) evidenzia il minimo assoluto del periodo esaminato. Per quanto riguarda il 2021 non sono da rilevare variazioni di rilievo, con una concentrazione media di 35 µg/l. Nel 2022 si riscontra un leggero incremento che deriva però dal dato anomalo del 14/7 (266 µg/l). Escludendo questo valore la concentrazione



media risulterebbe sovrapponibile al 2021 (34 µg/l). Questo valore viene confermato anche nel 2023 e nel 2024 con una concentrazione media rispettivamente di 35 µg/l e 39 µg/l.

Il Laghetto con una concentrazione media di 46 µg/l segnala una sostanziale stabilità rispetto all'ultimo periodo. Il dato medio era infatti pari a 36 µg/l nel 2020, 42 µg/l nel 2021, 50 µg/l nel 2022 e 48 µg/l nel 2023.

Il Bomboldo anche nel 2024 evidenzia condizioni ottimali (32 µg/l) con un valore medio sempre inferiore a 50 µg/l.

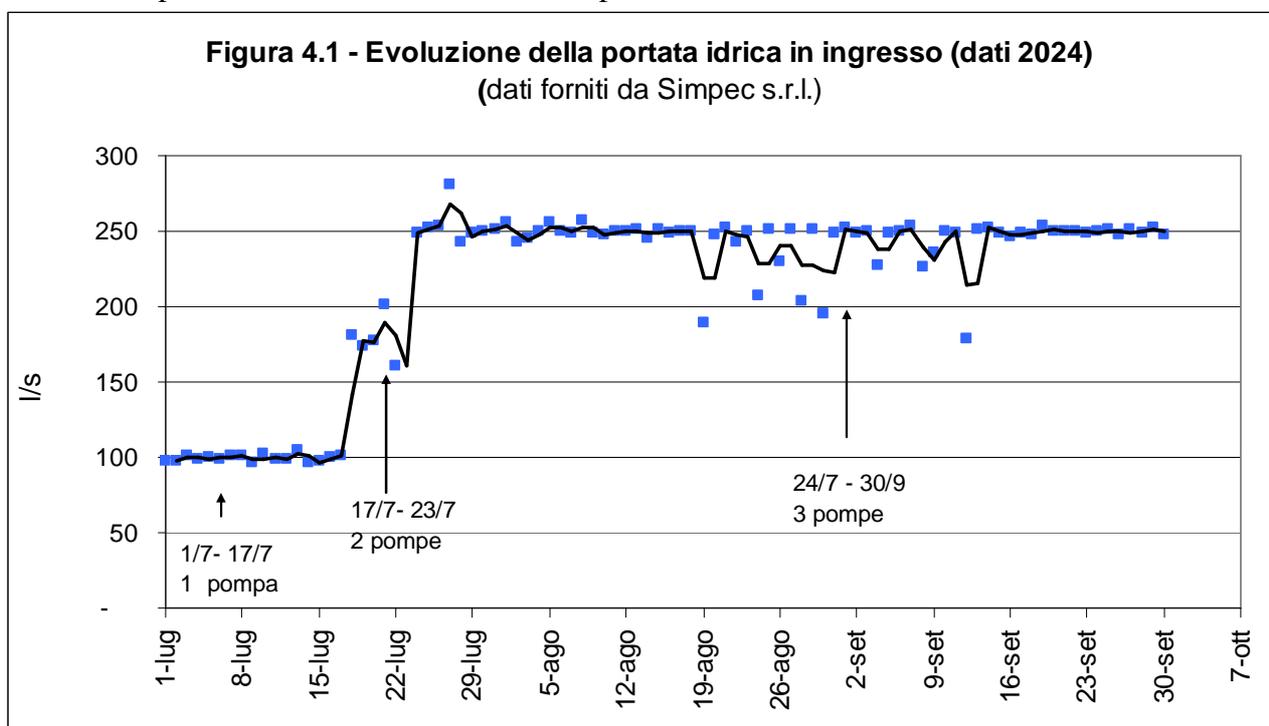
Il Bosisolo fino al 2022 evidenzia invece un graduale decremento rispetto al 2016 che aveva indicato una concentrazione media pari a 74 µg/l. Nell'ultimo biennio è invece rilevabile una situazione di stabilità con 43 µg/l nel 2023 e nel 2024.

4. BILANCIO DELL'ATTIVITÀ DELL'IMPIANTO

4.1 Asportazione di fosforo

L'obiettivo principale dell'attività di prelievo ipolimnico è l'asportazione del carico interno di P totale. Nel bacino di Annone est il fosforo rappresenta infatti il fattore limitante della crescita algale e pertanto è necessario agire su questo elemento. Per quantificare la massa di P asportata nel periodo di attività dell'impianto è necessario definire alcune parametri del sistema, in primo luogo le portate idriche in uscita dal sistema.

Per quanto riguarda le pompe il calcolo è semplice poiché le portate sono relativamente costanti. La ditta Simpec s.r.l. ha rilevato quotidianamente i valori di portata delle pompe, che sono evidenziati nella figura 4.1. Si consideri innanzitutto che dal 1/7 al 17/7 è stata attivata una sola pompa, mentre dal 17/7 al 23/7 sono state attivate due pompe. A partire dal 24/7 è stata inserita anche la 3a pompa. Le tre pompe sono rimaste in funzione fino al 30/9 quando, raggiunte le condizioni di circolazione termica completa del bacino est, l'attività di aspirazione è stata interrotta.



Dalla figura risultano evidenti i tre periodi attività: la portata media di aspirazione nel periodo con una sola pompa in funzione è pari a circa 99 l/s, mentre nel periodo con due pompe sale a circa 169 l/s. Nel periodo con tre pompe la portata idrica media è pari a 245 l/s. Si sottolinea inoltre che le oscillazioni giornaliere dei valori di portata sono collegate all'ora di rilevazione del dato che non è costante. Inoltre nell'annata 2024 è stato riscontrato nuovamente il problema di affioramento superficiale del tubo di aspirazione che ha costretto a periodiche interruzioni orarie dell'impianto in modo da consentire l'affondamento della tubazione. Per questo motivo nel periodo compreso tra il 19/8 e il 12/9 si riscontrano maggiori oscillazioni della portata idrica in ingresso dell'impianto.

Un secondo parametro di fondamentale importanza è la portata idrica del deflusso superficiale del lago. Questo parametro è soggetto a maggiore variabilità sia per le regolazioni effettuate sulla soglia, sia per l'oscillazione del livello del lago. In questo caso per il calcolo della portata idrica sono stati utilizzati i valori di conducibilità elettrica e i dati di concentrazione di azoto ammoniacale e P totale come controllo. La portata idrica complessiva in uscita dal lago è costituita dall'impianto, di cui si conoscono sia i valori di portata che di conducibilità (o concentrazione), e dal deflusso di cui si conosce la conducibilità (o concentrazione). La risultante delle due uscite è la conducibilità rilevata nel Rio torto a miscelazione completa, avendo come unica incognita la portata di deflusso superficiale.

In altri termini:

$$C_3 = [(P_i * C_1) + (P_d * C_2)] / (P_i + P_d) \text{ dove,}$$

C_1 = valore di conducibilità elettrica (o concentrazione) in uscita dall'impianto

C_2 = valore di conducibilità elettrica (o concentrazione) in uscita dal lago (deflusso superficiale)

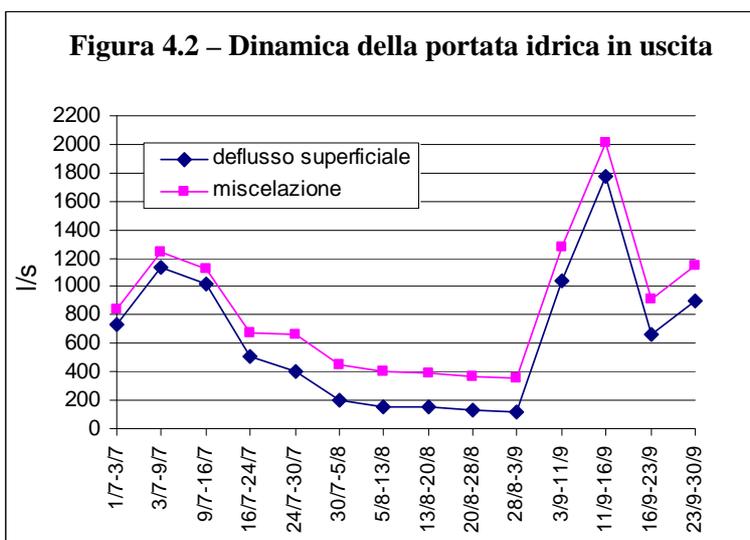
C_3 = valore di conducibilità elettrica (o conc.) rilevato nel Rio torto a miscelazione completa

P_i = portata idrica in uscita dall'impianto

P_d = portata idrica del deflusso superficiale

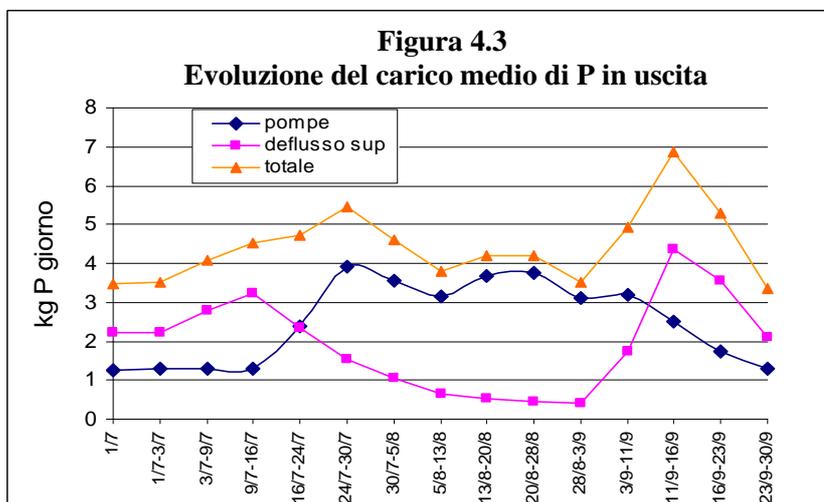
In base alla suddetta relazione è quindi possibile calcolare la portata idrica del deflusso superficiale durante l'intero periodo di attività dell'impianto.

La figura 4.2 mostra l'evoluzione della portata idrica in uscita durante la fase di funzionamento, suddivisa tra deflusso superficiale (lago) e complessiva alla miscelazione (lago più impianto). Quest'ultima corrisponde ovviamente alla portata dell'emissario Rio torto. Per quanto riguarda il deflusso superficiale si evidenzia che, come nel 2023, anche nel 2024 non si sono verificate condizioni di scarsità idrica. Durante l'intero periodo di controllo il deflusso superficiale ha registrato oscillazioni importanti in relazione alle precipitazioni atmosferiche, con un valore minimo di 119 l/s nel periodo 28/8-3/9 ed un massimo di 1771 l/s nel periodo 11/9-16/9.



In particolare nel mese di luglio le portate di deflusso superficiale risultano comprese tra un minimo di 200 l/s ed un massimo di 1137 l/s. In questo periodo la portata idrica del Rio torto è costituita mediamente per solo il 18% dallo scarico dell'impianto. L'assenza di precipitazioni nel mese di agosto portano ad un marcato decremento del deflusso superficiale, aumentando di conseguenza al 61% l'incidenza dello scarico dell'impianto sulla portata dell'emissario. A partire dal mese di settembre è presente una fase di incremento della portata di deflusso superficiale, che raggiunge i 1771 l/s il 11/9. La portata media del deflusso superficiale durante l'intero periodo di controllo è pari a ben 637 l/s contro i 334 l/s del 2023, i 32 l/s del 2022 e i 345 l/s del 2021. In quest'ultima annata la portata media dell'acqua superficiale in uscita dal lago appare quindi quasi raddoppiata rispetto al 2023.

Per quanto riguarda la portata del Rio torto nel punto di miscelazione è rilevabile un andamento sostanzialmente parallelo, poiché viene addizionata la portata delle pompe che è una costante. Partendo dai valori di portata e concentrazione è quindi possibile calcolare i carichi giornalieri di fosforo in uscita alle singole date di rilevamento, riportati nella figura 4.3.

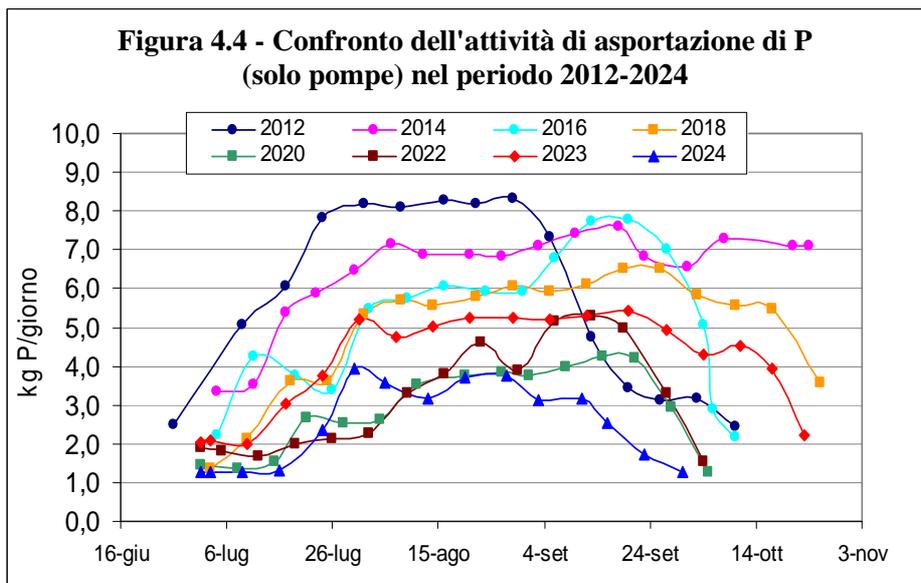


Per quanto riguarda l'impianto di prelievo ipolimnico si evidenzia un graduale incremento dei carichi di P in uscita nel mese di luglio, fino ad un massimo di 3,92 kg/giorno dal 24/7 al 30/7 con tre pompe in funzione. Il carico di P in uscita si è mantenuto su livelli superiori ai 3 kg/giorno fino alla prima settimana di settembre. Il graduale decremento nella seconda metà di settembre è determinato da circolazioni termiche parziali in seguito ad eventi meteorologici negativi. In questa fase si verifica un marcato decremento del livello di P asportato fino ad un minimo di 1,28 kg/giorno alla fine del mese di settembre.

Per quanto riguarda invece il deflusso superficiale (lago) è rilevabile un'incidenza più limitata, con valori compresi tra un minimo di 0,41 kg/giorno ed un massimo di 4,37 kg/giorno a metà del mese di settembre. Ciò è determinato in parte da un incremento della portata di deflusso superficiale, in parte all'aumento della concentrazione di fosforo nelle acque di superficie in seguito ai fenomeni di circolazione termica parziale.

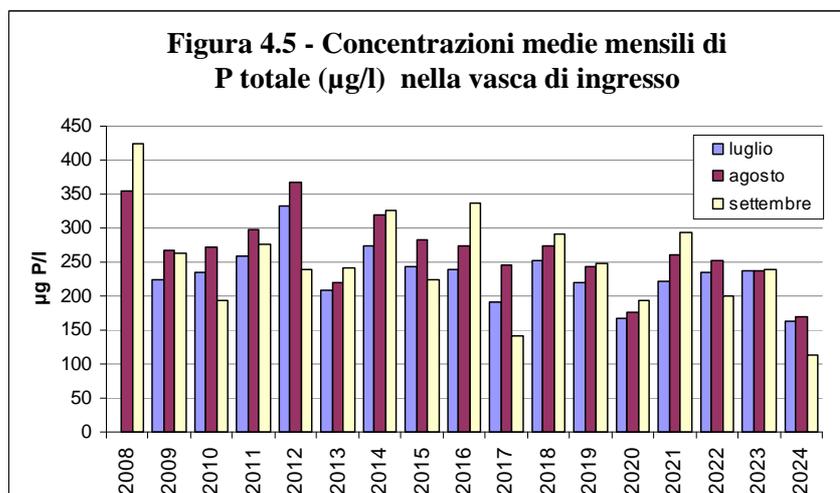
Nella figura 4.4 è invece visualizzato il confronto tra la dinamica complessiva dei carichi giornalieri di P in uscita dall'impianto di aspirazione negli ultimi dieci anni di attività.

Il 2012 mostra valori elevati che si mantengono prossimi ad 8 kg/giorno per l'intero mese di agosto. Se si analizza la figura 4.5 risulta nel periodo luglio-agosto



effettivamente le concentrazioni in ingresso all'impianto erano più elevate rispetto al triennio precedente, con un incremento medio del 25%. La causa di ciò è certamente la notevole stabilità meteorologica dell'estate 2012 che ha determinato condizioni di marcata stratificazione termica, senza circolazioni parziali che tendono ad abbassare le concentrazioni ipolimniche di fosforo. La fase di accumulo nell'ipolimnio, sommatoria delle dinamiche di rilascio e di sedimentazione, è proseguita pertanto senza pause per oltre due mesi.

Per quanto riguarda il 2013 è invece rilevabile un marcato decremento della massa di P totale asportato rispetto alle annate precedenti, con valori che si mantengono compresi tra 4-5 kg/giorno per l'intero periodo agosto-settembre contro gli 8 kg/giorno del 2012. Se si analizza la dinamica dell'asportazione di P durante il periodo di attività del 2014 appare piuttosto evidente un marcato incremento rispetto al 2013, con valori che si mantengono prossimi a 7 kg/giorno per l'intero periodo agosto-ottobre, contro i 4 kg del 2013. La causa di questo sensibile incremento può essere individuata principalmente in due fattori. Il primo è rappresentato dai diversi imprevisti al sistema



fognario riscontrati nel periodo tra l'autunno 2013 e la primavera 2014 (peggioramento dello stato di qualità di alcuni immissari, rottura del collettore principale e conseguente sversamento). Ciò ha certamente determinato un incremento del carico esterno di fosforo e quindi un conseguente apporto come carico interno. Un secondo fattore è collegato al notevole apporto del dilavamento superficiale a causa delle continue ed intense precipitazioni dell'estate 2014. Ciò ha certamente determinato un elevato apporto di sostanza organica che, in seguito ai normali processi di sedimentazione e mineralizzazione, ha prodotto nella zona ipolimnica un consistente accumulo di nutrienti in forma inorganica.

I dati relativi al 2015 indicano valori nettamente inferiori rispetto al 2014, con circa 4 kg/giorno nel periodo luglio-agosto ed una media di 4,7 kg/giorno in settembre. La diminuzione del carico in uscita si collega in parte al numero di pompe in funzione (solo due fino al 27/8) ed in parte alla minore concentrazione ipolimnica di fosforo, come rilevabile dalla figura 4.5.

Per quanto riguarda il 2016 è da rilevare un marcato incremento rispetto al 2015, con una media di 5,8 kg/giorno nel mese di agosto ed una media di 7,3 kg/giorno in settembre. L'aumento è collegato alla partenza anticipata della 3a pompa ed all'assenza di imprevisti all'impianto di aspirazione.

Nel 2017 è invece da rilevare un nuovo decremento rispetto al 2016, con una media di 4,8 kg/giorno nel mese di agosto ed una media di soli 3,3 kg/giorno in settembre. La perdita di carico in uscita si collega in parte ad un'effettiva diminuzione delle concentrazioni ipolimniche di P, mentre per quanto riguarda il mese di settembre a fenomeni di circolazione termica precoce.

Nel 2018 si evidenzia il più esteso periodo di attività dell'impianto (118 giorni), grazie alle favorevoli condizioni di stabilità meteorologica di fine estate ed al marcato gradiente termico presente sulla colonna d'acqua. L'assenza di episodi meteorologici violenti durante la stagione estiva ha limitato i fenomeni di circolazione termica parziale ed ha favorito l'accumulo di maggiori concentrazioni di fosforo nell'ipolimnio rispetto al 2017 (fig.4.5).

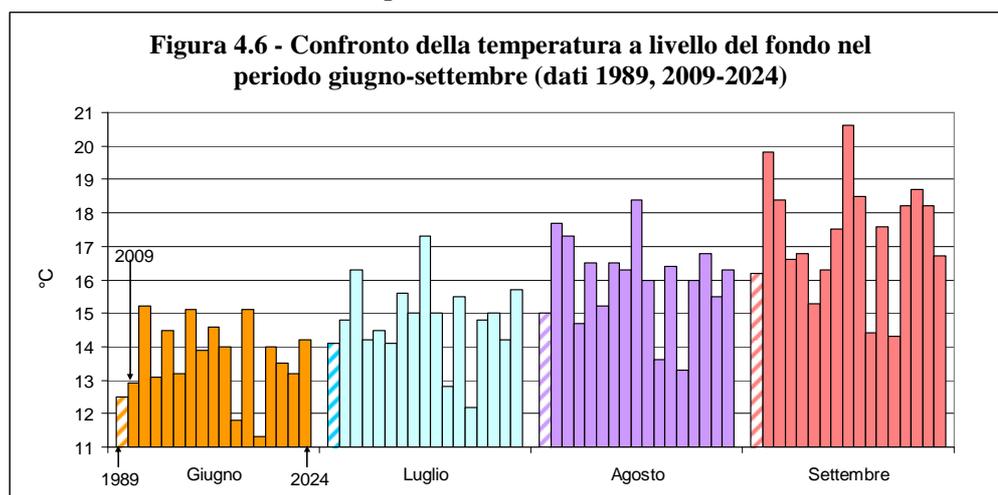
Nel 2019 si riscontra un normale periodo di attività dell'impianto (102 giorni), grazie alle favorevoli condizioni di stabilità meteorologica di fine estate. Anche in questo caso l'assenza di episodi meteorologici violenti durante la stagione estiva ha limitato i fenomeni di circolazione termica parziale ed ha favorito l'accumulo di maggiori concentrazioni di fosforo nell'ipolimnio (fig.4.5). La minore asportazione media giornaliera nel mese di agosto (3,74 kg P /giorno) rispetto alle annate precedenti deriva dal guasto alla terza pompa di fine luglio.

Per quanto riguarda il 2020 è da rilevare un ulteriore decremento dell'asportazione giornaliera di P totale, con valori prossimi a 4 kg/giorno solo nel periodo compreso tra l'11/8 ed il 21/9. La causa di questo decremento è certamente da ricercare nelle inferiori concentrazioni di P totale nell'ipolimnio, con valori medi in ingresso all'impianto che non hanno mai raggiunto i 200 µg/l, come evidenziato dalla figura 4.5. Il quadro relativo al 2021 è sovrapponibile alla dinamica rilevata nel 2018, con valori che nel periodo agosto-settembre risultano prossimi a 6 kg P/giorno. E quindi da segnalare un nuovo incremento dopo il quadro anomalo del 2020, collegato in parte alle temperature ipolimniche inferiori alla media. Per quanto riguarda il 2022 è da rilevare una dinamica simile al 2020, con asportazioni giornaliere inferiori alle annate precedenti. In questo caso però la causa principale è l'attivazione ritardata della seconda pompa per interventi di riparazione e della terza pompa per carenza di acqua di diluizione superficiale. Nel 2023 si riscontra un incremento dei carichi in uscita che nel periodo agosto-settembre si mantengono superiori a 5 kg/giorno. In particolare è da segnalare uno dei periodi più estesi di funzionamento dell'impianto, per un totale di 115 giorni dal 1/7 al 23/10. La concentrazione media di P in ingresso all'impianto si è mantenuta piuttosto stabile per l'intero periodo estivo, prossima a 240 µg/l. Nel 2024 si rileva una diminuzione dei carichi di fosforo asportati, che nell'intero periodo di funzionamento si mantengono al di sotto dei 4 kg/giorno. Ciò è dovuto sia alla minor concentrazione ipolimnica di P totale, che come media mensile ha raggiunto un massimo di soli 171 µg/l nel mese di agosto (fig. 4.5), sia al minor periodo di attività dell'impianto, che a causa di eventi meteorologici sfavorevoli è stato spento già alla fine del mese di settembre.

L'analisi delle variazioni annuali mette però in evidenza che le dinamiche termiche giocano un ruolo non secondario nel determinare le concentrazioni ipolimniche di P totale. Per quanto riguarda ad esempio il 2013, annata in cui si è riscontrata un'anomala diminuzione dell'accumulo ipolimnico di fosforo durante la fase anossica, l'analisi delle temperature a livello del fondo nel periodo giugno-settembre indica valori inferiori alle altre annate (figura 4.6). La maggiore attività batterica conseguente all'incremento della temperatura determina ovviamente una più rapida mineralizzazione del materiale organico sedimentato e quindi della formazione di fosforo in forma solubile.

Il 2018 rappresenta un'eccezione, con valori di temperatura a livello del fondo nettamente inferiori rispetto a tutte le annate precedenti.

In particolare a giugno si rilevano 11,8°C, a luglio 12,8°C e ad agosto 13,6°C, in pratica in ogni mese la temperatura del fondo è stata di oltre 2°C inferiore alla norma. Ciò ha quindi contribuito a prolungare il



periodo di attività dell'impianto di aspirazione fino alla fine di ottobre. Le cause di questa apparente anomalia sono da ricercare nell'assenza di fenomeni atmosferici violenti durante la stagione estiva, in particolare la mancanza di episodi ventosi che innescano circolazioni termiche parziali riscaldando di conseguenza l'ipolimnio.

Nel 2020 si evidenziano le temperatura minime assolute dell'intero periodo di indagine, con soli 11,3°C nel mese di giugno e 12,2°C nel mese di luglio. Le limitate concentrazione di fosforo nell'ipolimnio potrebbe quindi derivare dalla minore attività batterica in seguito alle anomale temperature rilevate sul fondale. Al contrario nel 2021 si registrano invece temperature piuttosto elevate già a partire dal mese di giugno (14°C) e questa potrebbe essere la causa principale dell'aumento delle concentrazioni di fosforo nell'ipolimnio rispetto al 2020.

Nel 2022 la dinamica della temperatura sul fondale risulta sovrapponibile a quella del 2021, con valori elevati durante l'intera stagione estiva. Nel periodo giugno-agosto del 2023 le temperature del fondo risultano leggermente inferiori rispetto al biennio precedente, mentre nel mese di settembre i valori sono sovrapponibili. Nel 2024 si registrano valori di temperatura del fondale di circa 1°C superiori rispetto al 2023 nel periodo giugno-agosto, mentre nel mese di settembre (16,7 °C) i valori risultano inferiori alla media recente che riporta valori superiori a 18 °C.

Sulla base delle concentrazioni medie di P totale e delle portate medie rilevate nei singoli intervalli di tempo, è possibile calcolare i carichi totali di fosforo in uscita dall'ecosistema lacustre durante l'intero periodo di intervento.

L'asportazione totale di P conseguente alla sola attività di prelievo ipolimnico risulta pari a 244 kg, mentre dal deflusso superficiale nello stesso periodo sono usciti 170 kg. Il prelievo complessivo di P dal 01/07/24 al 30/09/24 è stato pertanto pari a 414 kg.

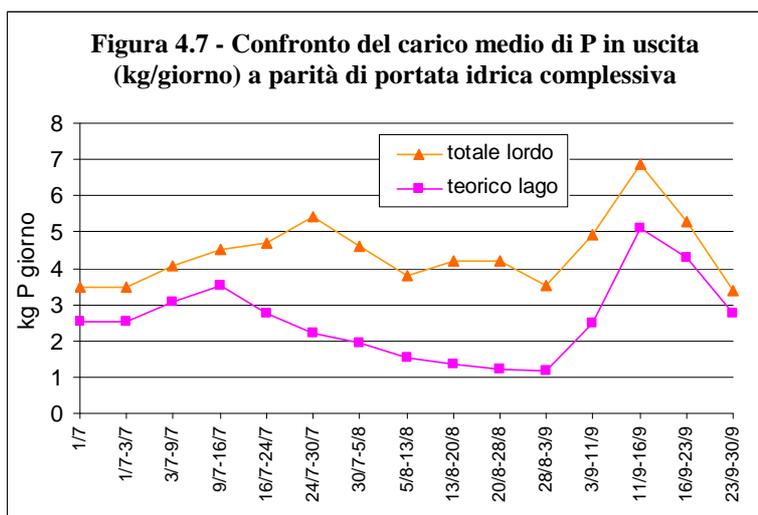
E' però evidente che tale valore non rappresenta la rimozione netta di P determinata dall'attività di prelievo ipolimnico, poichè devono essere considerate le perdite naturali di P, cioè l'uscita naturale di P che si sarebbe verificata in assenza dell'impianto di aspirazione. In altri termini è necessario quantificare le uscite di P nel caso che la portata idrica complessiva del periodo considerato fosse riconducibile al solo deflusso superficiale. Per ricavare questo dato è sufficiente moltiplicare le concentrazioni medie di P totale rilevate nell'acqua di deflusso superficiale per le portate idriche

complessive nei singoli intervalli di tempo. La sommatoria indica un totale di 231 kg di P. Questo valore rappresenta quindi la perdita naturale di P a parità di portata idrica. Il guadagno netto in termini di asportazione di P, ricavabile dalla differenza tra la perdita totale lorda e la perdita naturale teorica, risulta dunque pari a 183 kg di P.

Vengono di seguito riassunti i dati principali dell'attività di aspirazione ipolimnica.

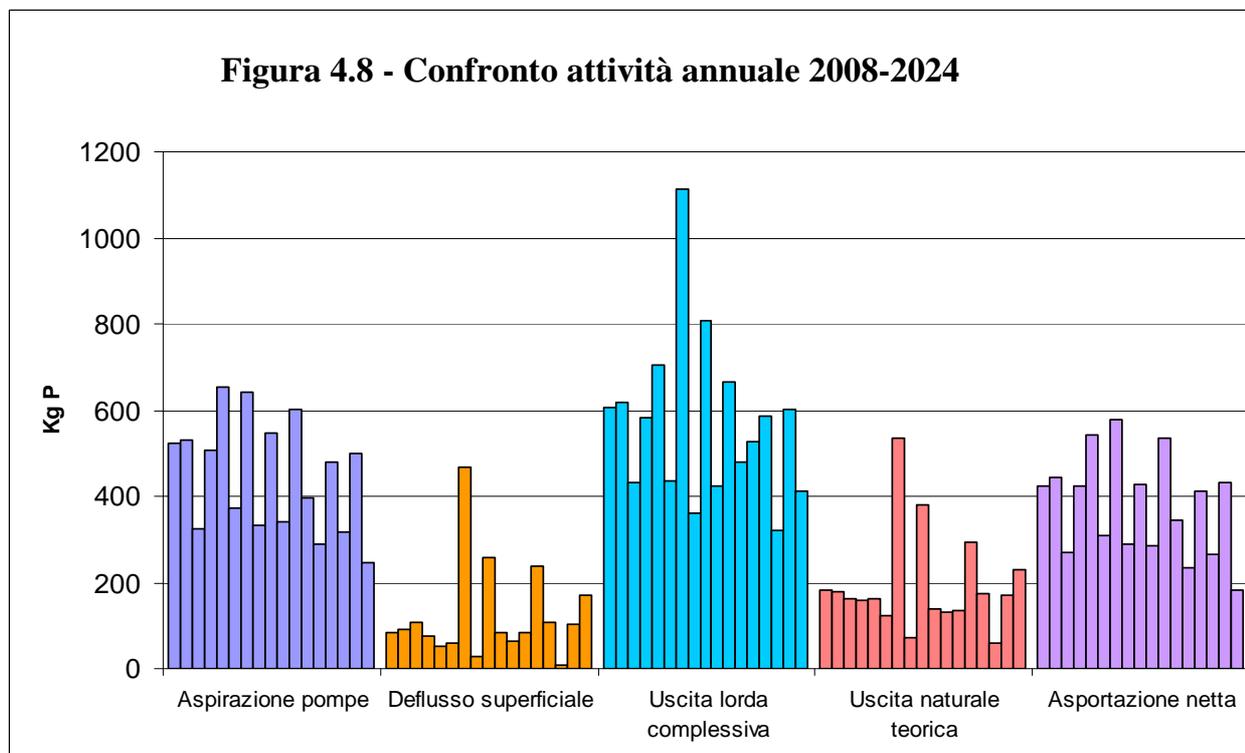
2024	Aspirazione pompe	Deflusso superficiale	Uscita lorda complessiva	Uscita naturale teorica	Asportazione netta
Kg P totali	244	170	414	231	183

Nella figura 4.7 è infine illustrato in dettaglio il confronto tra le uscite complessive di P durante il periodo di attività dell'impianto e quelle che sarebbero state le uscite di P nello stesso periodo in condizioni naturali. Risulta evidente la notevole differenza tra le uscite naturali, che si sarebbero mantenute in prevalenza sotto 4 kg P/giorno con un massimo di 5,1 kg/giorno a metà settembre, e le uscite integrate con l'attività di prelievo ipolimnico che risultano in prevalenza comprese tra 3,5 e 5,5 kg/giorno, con un massimo di 6,9 kg/giorno nella prima parte di settembre.



4.1.1 Confronto attività 2008-2024

Nella figura 4.8 è visualizzato il confronto tra i dati di asportazione di fosforo relativi all'attività di aspirazione ipolimnica nel periodo 2008-2024. Appare piuttosto evidente che nel 2009, nonostante il più esteso periodo di attività (113 giorni contro 84 giorni) ed il maggiore volume prelevato, la massa di P asportata non si differenzia di molto da quella del 2008. Come già indicato in precedenza la causa di questa ridotta variazione è collegata alla minore concentrazione di fosforo nella zona ipolimnica del bacino est.



Per quanto riguarda invece l'attività del 2010 è rilevabile un marcato decremento della massa di P asportata dall'impianto, che scende a 326 Kg, contro i 524 kg del 2008 e 529 kg del 2009.

Le cause di questo dato negativo del 2010 sono i guasti alle pompe durante la fase di attività dell'impianto e la circolazione termica precoce (settembre). Nel 2011 viene ristabilita la massima potenzialità dell'impianto di aspirazione, ritornando sui livelli del 2009 con 506 kg di P asportati dalle sole pompe. Nel 2012 si evidenzia il risultato migliore delle sei annate, con un'aspirazione che raggiunge i 654 kg dalle sole pompe ed un massimo di asportazione netta pari a 544 kg. Come già indicato in precedenza la causa principale di questo incremento è collegata alla notevole stabilità delle condizioni meteorologiche durante il periodo luglio-agosto, che ha favorito una marcata stratificazione termica e l'assenza di circolazione termiche parziali. Ciò a sua volta ha determinato un lungo periodo di accumulo ipolimnico di fosforo derivante sia da fenomeni di rilascio che dai processi di sedimentazione. Un secondo fattore che ha contribuito è la maggiore portata idrica delle pompe stesse, conseguente alle recenti opere di manutenzione. Nel 2013 risulta evidente un marcato decremento della massa di P asportata, che in questo caso non è imputabile a interruzioni conseguenti a guasti all'impianto come nel 2010, ma ad un'effettiva riduzione delle concentrazioni ipolimniche di P totale.

Il quadro relativo al 2014 evidenzia la totale anomalia rispetto alle annate precedenti, con un carico in uscita da deflusso superficiale che è pari a circa 6 volte la media del periodo 2008-2013. Ciò determina ovviamente un notevole incremento dell'uscita lorda complessiva, che nel 2014 risulta pari a 1111 kg P. Per quanto riguarda invece l'asportazione di P derivante dalla sola attività dell'impianto è da rilevare il secondo valore in ordine di grandezza dal 2008 (642 kg contro i 654 kg del 2012). Il risultato dell'attività dell'impianto appare quindi positivo, in parte derivante dal

prolungato periodo di prelievo (115 giorni, il più esteso in assoluto dal 2008), a sua volta collegato alla circolazione termica tardiva (24 ottobre).

L'attività del 2015 mostra un dato di asportazione quasi dimezzato rispetto al 2014, sovrapponibile al quadro relativo al 2010 e 2013. Come indicato in precedenza ciò deriva da più fattori.

Il primo è l'attivazione obbligatoria di due sole pompe nel periodo luglio-agosto, causata dalla totale assenza di precipitazione e quindi dalla ridottissima disponibilità di acqua di deflusso superficiale da utilizzare a scopo di diluizione. Il secondo è la circolazione termica precoce, avvenuta già entro il mese di settembre (25/9), che ha ridotto la durata di attività dell'impianto (86 giorni contro 115 giorni nel 2014). Un terzo fattore è la minore concentrazione di fosforo nelle acque ipolimniche, come rilevabile dalla figura 4.5. Un ultimo elemento negativo è legato allo spegnimento dell'impianto nel periodo 10/9-16/9 in seguito all'accumulo di aria nel collettore principale. L'insieme di questi fattori ha quindi determinato una riduzione del carico di P asportato.

Per quanto riguarda infine il 2016 è da rilevare un marcato incremento (65%) rispetto al 2015, con un'uscita lorda complessiva che rappresenta il secondo valore in ordine di grandezza dopo il 2014. Come già indicato in precedenza ciò è determinato principalmente dalla partenza anticipata della 3a pompa, dall'assenza di imprevisti alle strutture dell'impianto ed al periodo piuttosto esteso di aspirazione (101 giorni).

I dati relativi al 2017 indicano un quadro più simile al 2015, con un marcato decremento dei valori rispetto al 2016. Il periodo di funzionamento dell'impianto è in realtà analogo al 2016 (101 giorni), ma le circolazioni termiche precoci nel mese di settembre e le concentrazioni inferiori di fosforo nell'ipolimnio hanno determinato una riduzione della massa di P asportato.

Il 2018 evidenzia uno dei valori più elevati in termini di massa di P asportato dalle pompe (602 kg). Ciò si collega principalmente al più esteso periodo di attività dell'impianto (118 giorni) grazie al prolungato periodo di stratificazione termica.

Nel 2019 non si replica il quadro con il massimo del 2018 in termini di massa di P asportato dalle pompe, con un valore intermedio pari a 396 kg. Ciò deriva principalmente dal guasto che si è riscontrato sulla 3a pompa alla fine di luglio, imprevisto che ha limitato a due pompe il prelievo nel mese di agosto.

Il quadro relativo al 2020 mostra il minimo assoluto di asportazione diretta da pompe (291 kg). Il deflusso superficiale indica al contrario un incremento (236 kg) rispetto all'ultimo triennio, da cui si ricava un'uscita lorda complessiva di 527 kg di P. Analizzando l'asportazione netta si riscontra anche in questo caso il valore minimo dell'intero periodo considerato (235 kg). Come già evidenziato in precedenza, la causa è da ricercare principalmente nella riduzione delle concentrazioni ipolimniche di P totale che non hanno mai superato i 200 µg P/l.

Nel 2021 si rileva invece un nuovo incremento della massa di fosforo prelevata dall'ipolimnio, con un valore che risale a 478 kg. Il deflusso superficiale indica al contrario un decremento (108 kg) rispetto al 2020, da cui si ricava un'uscita lorda complessiva di 586 kg di P. Analizzando l'asportazione netta si riscontra un valore di 412 kg, sovrapponibile al 2016. Questo incremento è in parte collegato alle temperature più elevate dell'ipolimnio, in parte alla partenza anticipata della terza pompa. I dati relativi al 2022 mettono innanzitutto in evidenza un minimo assoluto di deflusso superficiale di P, pari solamente a 7,3 kg. Come già indicato in precedenza ciò deriva dal prolungato periodo di siccità estiva che ha determinato una drastica riduzione della portata idrica del deflusso naturale. Anche il dato relativo all'aspirazione da pompe (315 kg) segnala un valore inferiore rispetto al 2021. In questo caso la riduzione deriva da guasti alle pompe nella fase iniziale e alla scarsa disponibilità di acqua di diluizione nella fase successiva, con un conseguente ritardo nell'attivazione della 3a pompa. Nel 2023 il livello di asportazione ritorna su valori elevati, sovrapponibili a quelli del 2021, pari a 430 kg come asportazione netta. Ciò è determinato in parte dal prolungato periodo di funzionamento dell'impianto (115 giorni) grazie alla stabilità meteorologica, all'assenza di guasti dell'impianto di aspirazione e all'aumento della portata di deflusso superficiale rispetto al 2022. Al contrario nel 2024 si registra il minimo assoluto in termini di asportazione di fosforo, sia come asportazione diretta delle pompe (244 Kg), sia come

asportazione netta (183 kg). Ciò deriva principalmente dalla minore concentrazione di fosforo nelle acque ipolimniche e in parte anche al più breve periodo di funzionamento dell'impianto di aspirazione (91 giorni).

La differenza tra le annate risulta evidente anche se si considerano non le quantità assolute ma il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P.

Nel 2008 il rapporto è pari a 3,3 nel 2009 risulta pari a 3,5 mentre nel 2010 è pari a 2,6. In altri termini ciò significa che nel 2008 e nel 2009, grazie all'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica, la quantità di fosforo persa dal lago è stata rispettivamente pari a 3,3 e 3,5 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali, mentre nel 2010 la quantità di P scende a 2,6 volte l'uscita naturale. Nel 2011 è stato raggiunto un risultato ancora migliore con un rapporto pari a 3,7, cioè la quantità di fosforo prelevata dal lago è stata pari a 3,7 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. Nel 2012 è stato ottenuto un ulteriore incremento con un rapporto pari a 4,4, cioè la quantità di fosforo prelevata dal lago nel periodo di funzionamento dell'impianto è stata pari a 4,4 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. Come già indicato in precedenza, questo ottimo risultato è collegato all'esteso periodo di attività (112 giorni), all'assenza di guasti durante la fase operativa ed alle condizioni meteorologiche notevolmente stabili nel periodo luglio - agosto. Nel 2013 il rapporto tra aspirazione e teorico si assesta nuovamente a 3,5, con un valore quindi sovrapponibile al 2009. Nel 2014 si ricava un rapporto pari a 2,1, che rappresenta il minimo assoluto dal 2008. Ciò non rappresenta ovviamente un dato negativo, ma deriva semplicemente dal valore anomalo di carico in uscita come deflusso superficiale che, come indicato in precedenza è circa sei volte il dato medio del periodo 2008-2013.

anno	kg P asportati		teorico lago kg	asp.netta kg	periodo giorni	asp.media kg/giorno	rapporto tot.lordo/teorico	
	lago	pompe						totale
2008	82	524	606	182	425	84	6,2	3,3
2009	90	529	619	177	442	113	4,7	3,5
2010	107	326	432	164	268	87	3,7	2,6
2011	75	506	581	159	422	109	4,6	3,7
2012	51	654	705	161	544	112	5,8	4,4
2013	60	373	434	124	310	102	3,7	3,5
2014	469	642	1111	533	578	115	5,6	2,1
2015	29,5	331	361	70	290	86	3,8	5,2
2016	258	548	806	380	426	101	5,4	2,1
2017	84	341	425	140	285	101	3,4	3,0
2018	62	602	665	131	534	118	5,1	5,1
2019	84	396	480	137	343	102	3,9	3,5
2020	236	291	527	293	235	97	3,0	1,8
2021	108	478	586	174	412	99	4,8	3,4
2022	7,3	315	322	58	264	96	3,3	5,6
2023	103	498	601	171	430	115	4,3	3,5
2024	170	244	414	231	183	91	2,7	1,8
media annuale	119	460	579	191	388	102	4,36	3,0

Nonostante la resa minore in termini relativi, nel 2014 si evidenzia infatti un'asportazione netta di P pari a 578 kg, che rappresenta il massimo assoluto dal 2008. Nel 2015 il quadro è completamente diverso. Il rapporto tra aspirazione e teorico risulta infatti pari a 5,2, che rappresenta il valore più elevato dal 2008. In altri termini nel 2015 l'attività dell'impianto ha prodotto un'asportazione di fosforo pari a circa cinque volte quella che sarebbe stata l'uscita naturale. Ciò è ovviamente collegato al prolungato periodo di siccità estivo che ha ridotto ai minimi termini il deflusso superficiale. Questo dato è quindi molto positivo: nonostante la minore asportazione in termini assoluti nel 2015 l'incidenza dell'attività di aspirazione rispetto alle condizioni naturali è stata notevole. Nel 2016 risulta un'asportazione netta di 426 kg P con un rapporto tra aspirazione e teorico pari a 2,1. Questo dato, sovrapponibile al 2014, è uno dei più contenuti e si collega al maggiore deflusso superficiale unitamente alla maggiore concentrazione epilimnica di P totale in seguito alle frequenti circolazioni parziali causate da episodi ventosi durante la stagione estiva.

Nel 2017 si rileva un'asportazione netta di soli 285 kg P con un rapporto tra aspirazione lorda e teorica pari a 3,0. Anche in termini di rapporto tra asportazione lorda e teorica il 2018 mostra il secondo valore più elevato (5,1) dopo il 2015 (5,2) che però in termini assoluti era nettamente inferiore per il limitato periodo di funzionamento dell'impianto (solo 86 giorni). Per quanto riguarda i risultati dell'attività dell'impianto il 2018 è stato quindi uno degli anni migliori.

Nel 2019 si evidenziano valori intermedi, con un rapporto tra asportazione lorda e teorica pari a 3,5. Come già indicato, sulla resa finale dell'attività ha influito negativamente il guasto di una pompa alla fine di luglio che ha di conseguenza limitato il volume prelevato nel mese di agosto.

Nel 2020 risulta un'asportazione netta di 235 kg P con un rapporto tra aspirazione e teorico pari a 1,8. Questo dato è uno dei più contenuti e si collega al maggiore deflusso superficiale, unitamente alla minore concentrazione ipolimnica di P totale durante la stagione estiva.

Per quanto riguarda il 2021 è da rilevare un dato migliore, con un rapporto tra aspirazione e teorico che risale a 3,4. Questo valore indica pertanto che la massa di P asportata dall'impianto è circa 3,5 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. Nonostante la minore asportazione netta di P, nel 2022 si evidenzia il massimo valore del rapporto tra aspirazione e teorico che risulta pari a 5,6.

Ciò indica che la massa di P asportata dall'impianto è circa 5,6 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali. E' peraltro evidente che la maggiore resa dell'attività dell'impianto deriva dalla notevole riduzione del deflusso superficiale a causa della prolungata assenza di precipitazioni. Nel 2023 il rapporto tra uscita lorda e teorica è pari a 3,5, quindi è stato prelevato un quantitativo 3,5 volte superiore rispetto alla condizione naturale. Quadro meno positivo nel 2024, con un rapporto lordo/teorico di soli 1,8. Questo valore risulta pari a circa la metà rispetto al 2023. Se da una parte il dato relativo al 2024 può apparire negativo in termini di asportazione di fosforo, va però considerato che la minore efficienza nella rimozione del nutriente deriva principalmente da una concentrazione ipolimnica inferiore rispetto alle annate precedenti. Ciò rappresenta quindi un aspetto positivo in quanto potrebbe indicare una minore attività di rilascio dei sedimenti.

Il volume ipolimnico totale prelevato nel 2010 è pari a 1.393.891 m³ contro 1.859.069 m³ del 2011, 2.310.478 m³ nel 2012, 1.787.594 m³ nel 2013 e 2.419.625 m³ nel 2014. Il volume prelevato nel 2014 mostra quindi un incremento del 35% rispetto a quello prelevato nel 2013 e risulta sovrapponibile al dato del 2012. Ciò conferma pertanto che il notevole incremento rilevato nel 2014 in termini di asportazione di P è collegato, oltre all'aumento delle concentrazioni ipolimniche di P, anche al maggiore volume aspirato. Per quanto riguarda il 2015 il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione è pari a 1.257.552 m³. Risulta evidente che, per i motivi già esposti in precedenza, il volume è circa la metà prelevato rispetto al 2014 e ciò spiega pertanto il dimezzamento del carico di P asportato. Nel 2016 il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione è pari a 1.995.947 m³. Risulta quindi evidente l'incremento di volume rispetto al 2015 e ciò spiega pertanto il corrispondente aumento del carico di P asportato.

Per quanto riguarda il 2017 il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione è pari a 1.753.502 m³. Risulta quindi un limitato decremento di volume rispetto al 2016 e ciò indica pertanto che il minore volume d'acqua prelevato non rappresenta la causa principale della diminuzione del carico di P asportato. Va però evidenziato che, nonostante i valori assoluti, nel 2017 il rapporto l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P risulta maggiore rispetto al 2016. In pratica nel 2017 è uscita una massa di P pari a 3 volte quella che sarebbe uscita in condizioni naturali, contro le 2,1 volte del 2016.

Il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione nel 2018 è pari a 2.224.356 m³, segnalando un sensibile incremento rispetto al volume prelevato nel 2017. Ciò spiega in parte la maggiore massa di P asportato nel 2018 rispetto alle annate precedenti. Il dato relativo al 2019 indica un valore sovrapponibile al 2017, con 1.788.428 m³ con un analogo periodo di funzionamento.

Il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione nel 2020 è pari a 1.771.453 m³, segnalando un valore sovrapponibile al volume prelevato nel 2019.

Il volume totale prelevato dall'attività di aspirazione nel 2021 è pari a 1.867.039 m³, segnalando un incremento di circa centomila metri cubi rispetto al volume prelevato nel 2020. Il volume totale

prelevato dall'attività di aspirazione nel 2022 è pari a 1.484.664 m³, pari al 80% rispetto al volume prelevato nel 2021. Ciò spiega pertanto in parte la riduzione in termini di kg di P asportati dalle pompe. Nel 2023 il volume totale prelevato è pari a 2.244.396 m³, segnalando un valore sovrapponibile al 2018 ed un marcato incremento rispetto al 2022. Ciò corrisponde ad un aumento del 51% che spiega in parte la maggiore asportazione di P nel 2023.

Nel 2024 il volume totale prelevato dall'impianto è pari a 1.685.773 m³, segnalando un valore intermedio rispetto al biennio 2021-2022 ed un marcato decremento rispetto al 2023. Ciò corrisponde ad una diminuzione del 25% che spiega in parte la minore asportazione di P nel 2024.

4.2 Asportazione di riducenti

4.2.1 Azoto ammoniacale

Un altro aspetto importante collegato all'attività di prelievo ipolimnico è l'asportazione dei riducenti accumulati nell'ipolimnio, cioè di quei composti che durante i successivi processi di ossidazione tendono a consumare le riserve di ossigeno presenti nel lago. Questi composti sono rappresentati in particolare da ammoniaca sottoforma di ione ammonio ($N-NH_4^+$) ed idrogeno solforato (H_2S). In particolare quest'ultimo ha rappresentato in passato il principale fattore di rischio di morie ittiche, in quanto ossidabile per via chimica e quindi in grado di consumare ingenti riserve di O_2 disciolto nel breve periodo. L'azoto ammoniacale presenta invece un'ossidazione di tipo biochimico, molto più lenta e con effetti quindi in parte compensabili dall'attività fotosintetica.

L'azoto ammoniacale è inoltre direttamente assimilabile dal popolamento algale. Anche questo composto presenta però potenziale tossicità nei confronti della fauna acquatica e quindi un intervento di riduzione ha certamente risvolti positivi.

La valutazione della quantità di azoto ammoniacale asportato grazie all'attività di prelievo ipolimnico si basa sulla stessa metodica già utilizzata per il fosforo, utilizzando i valori di portata e le concentrazioni relative alla vasca di entrata dell'impianto ed al deflusso superficiale.

I dati relativi all'asportazione di azoto ammoniacale sono riportati nella figura 4.9. Le dinamiche dei carichi in uscita sono parzialmente sovrapponibili a quelle già evidenziate per il P totale. Per quanto riguarda l'impianto di prelievo ipolimnico si evidenzia un graduale incremento dei carichi in

uscita dalla fase iniziale dell'attività (7,40 kg/giorno) fino ad un massimo di 33,76 kg/giorno nella prima metà di settembre. Tale incremento è determinato dal peggioramento delle condizioni dell'ipolimnio nel bacino lacustre. A partire da metà settembre è invece rilevabile un netto decremento del carico di $N-NH_4$ in uscita, con 10,47 kg/giorno al 30/9.

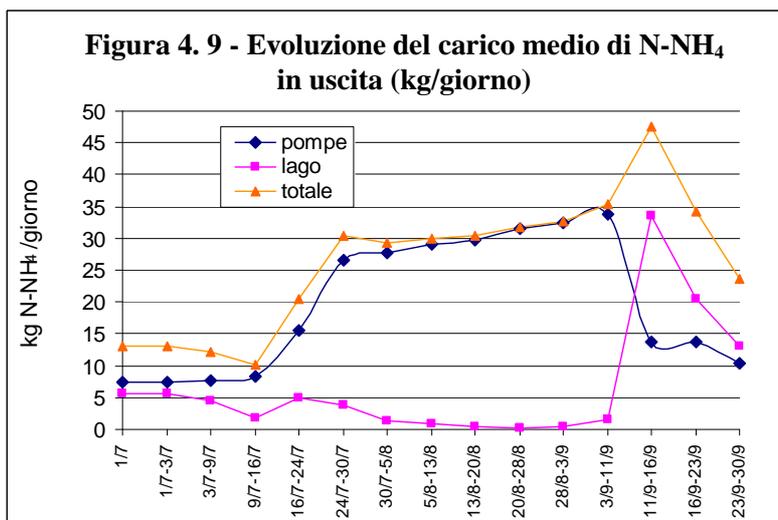
Per quanto riguarda invece il deflusso superficiale (lago) nel periodo luglio-agosto è rilevabile un'oscillazione più contenuta, con valori compresi tra un minimo di soli

0,24 kg/giorno ed un massimo di 5,72 kg/giorno nel mese di luglio. Valori così contenuti rispetto all'acqua ipolimnica derivano dalla limitata concentrazione di azoto ammoniacale nelle acque superficiali. Le concentrazioni di azoto ammoniacale nell'epilimnio sono infatti molto contenute ($<0,1$ mg/l) e quindi la variazione della massa in uscita dal lago è collegata in prevalenza alla portata idrica del deflusso superficiale. Nel periodo seguente si riscontra un massimo di 33,7 kg/giorno nel periodo 11/9-16/9 in seguito ad una fase di instabilità meteorologica che ha portato all'aumento della portata idrica in uscita dalla superficie del lago ed a circolazioni termiche parziali che hanno aumentato la concentrazione di azoto ammoniacale nella zona epilimnica.

Sulla base delle concentrazioni medie rilevate nei singoli intervalli di tempo, è possibile calcolare i carichi totali di azoto ammoniacale in uscita dall'ecosistema lacustre durante l'intero periodo di intervento.

L'asportazione totale di $N-NH_4$ conseguente alla sola attività di prelievo ipolimnico risulta pari a 1.988 kg, mentre dal deflusso superficiale nello stesso periodo sono usciti 558 kg. Il prelievo complessivo di $N-NH_4$ dal 01/07/24 al 30/09/24 è stato pertanto pari a 2.546 kg.

Come già evidenziato per il fosforo, è però evidente che tale valore non rappresenta la rimozione netta determinata dall'attività di prelievo ipolimnico, poichè devono essere considerate le perdite



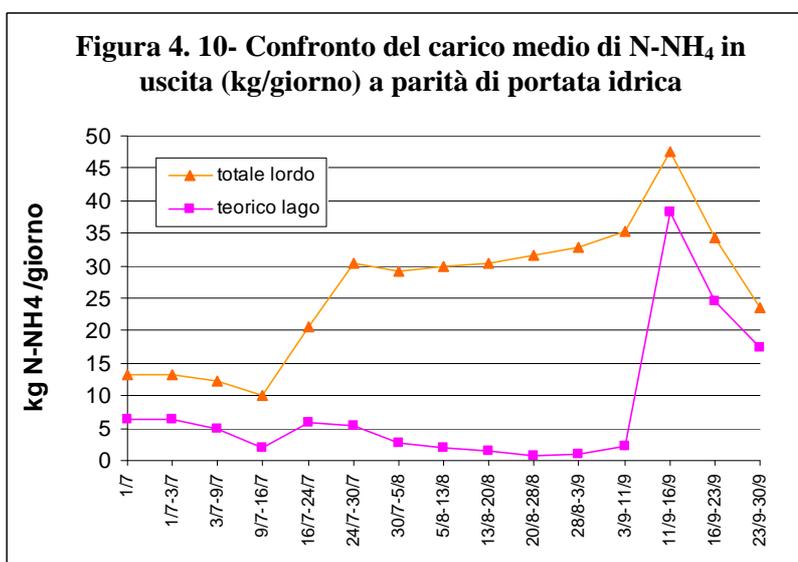
naturali di N-NH₄, cioè la fuoriuscita superficiale che si sarebbe verificata in assenza dell'impianto di aspirazione. In altri termini è necessario quantificare le uscite di N-NH₄ nel caso che la portata idrica complessiva del periodo considerato fosse riconducibile al solo deflusso superficiale.

Per ricavare questo dato è sufficiente moltiplicare le concentrazioni medie rilevate nell'acqua di deflusso superficiale per le portate idriche complessive nei singoli intervalli di tempo. La sommatoria indica un totale di 697 kg. Questo valore rappresenta quindi la perdita naturale di N-NH₄ a parità di portata idrica. Il guadagno netto in termini di asportazione, ricavabile dalla differenza tra la perdita totale lorda e la perdita naturale teorica, risulta dunque pari a 1.848 kg di N-NH₄. Vengono di seguito riassunti i dati principali dell'attività di aspirazione ipolimnica

2024	Aspirazione pompe	Deflusso superficiale	Uscita lorda complessiva	Uscita naturale teorica	Asportazione netta
Kg N-NH ₄	1.988	558	2.546	697	1.848

Nella figura 4.10 è illustrato in dettaglio il confronto tra le uscite complessive di N-NH₄ durante il periodo di attività dell'impianto e quelle che sarebbero state le uscite di N-NH₄ nello stesso periodo in condizioni naturali.

Risulta evidente la notevole differenza tra le uscite naturali, che nel periodo luglio-agosto sarebbero risultate sempre inferiori a 6,5 kg/giorno, e le uscite lorde determinate dall'attività di prelievo ipolimnico, che raggiungono i 32 kg/giorno. In particolare si distingue una prima fase tra il 01/7 ed il 16/7, che rappresenta la fase con una sola pompa in funzione, con valori compresi tra circa i 10 e i 13 kg/giorno. A partire dal 17/7 l'inserimento della 2a pompa e l'aumento delle concentrazioni ipolimniche di azoto ammoniacale determinano un progressivo incremento fino a circa 20 kg/giorno. La successiva attivazione della 3a pompa porta rapidamente i valori su una media compresa tra i 30 e i 35 kg/giorno fino ad un massimo di 47,50 kg/giorno nel periodo 11/9-16/9. Le circolazioni termiche parziali nella seconda metà di settembre comportano un rapido decremento delle concentrazioni superficiali di N-NH₄ e quindi del carico in uscita.

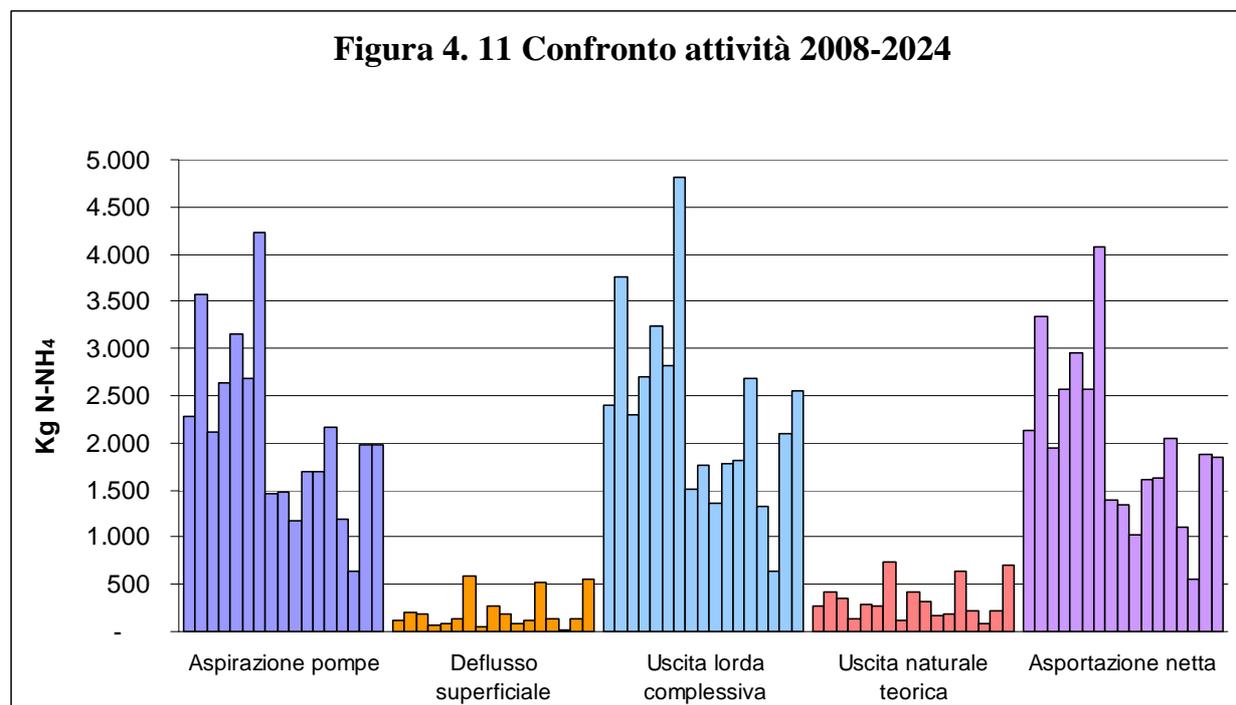


Si consideri che il risparmio indiretto di ossigeno corrispondente alla fase di ossidazione dell'azoto ammoniacale (4,57 mg/l di ossigeno per ogni mg/l di N-NH₄) è pari a circa 8,4 tonnellate, che trasformate in termini di concentrazione corrispondono a circa 0,35 mg/l di ossigeno al termine della circolazione termica autunnale. In realtà il risparmio netto di ossigeno è inferiore, perché una parte dell'azoto ammoniacale viene direttamente assimilato dal popolamento algale.

Un secondo aspetto positivo è collegato alla rimozione diretta dell'azoto ammoniacale, composto che può presentare potenziali tossicità nei confronti della fauna acquatica. L'asportazione ipolimnica di 1988 kg di N-NH₄ corrisponde ad una riduzione di circa 0,083 mg/l sulla colonna d'acqua alla circolazione termica totale. Il decremento in termini di concentrazione può quindi contribuire ad un miglioramento complessivo dell'ecosistema lacustre anche se, grazie alla progressiva riduzione delle concentrazioni ipolimniche di azoto ammoniacale, gli effetti positivi sono attualmente meno rilevanti.

4.2.2 Confronto attività 2008-2024

Nella figura 4.11 è visualizzato il confronto tra i dati di asportazione di azoto ammoniacale relativi all'attività di aspirazione ipolimnica nel periodo 2008-2024.



La massa di $N-NH_4$ asportata nel 2009 risulta nettamente superiore a quella del 2008, con un incremento del 57%. Quest'ultimo è determinato in parte al più esteso periodo di attività (113 giorni contro 84 giorni) ed in parte al maggiore volume prelevato nel 2009. Per quanto riguarda il 2010 è invece da rilevare, come per il P totale, un decremento dell'attività di asportazione rispetto al dato del 2009. L'asportazione netta risulta infatti pari al 58%, con un diminuzione di 1390 Kg. I dati del 2010 sono molto prossimi a quelli relativi al 2008. La cause di resa minore ottenuta nel 2010 sono già state elencate per il P totale e sono in primo luogo collegate ad una riduzione del volume ipolimnico prelevato.

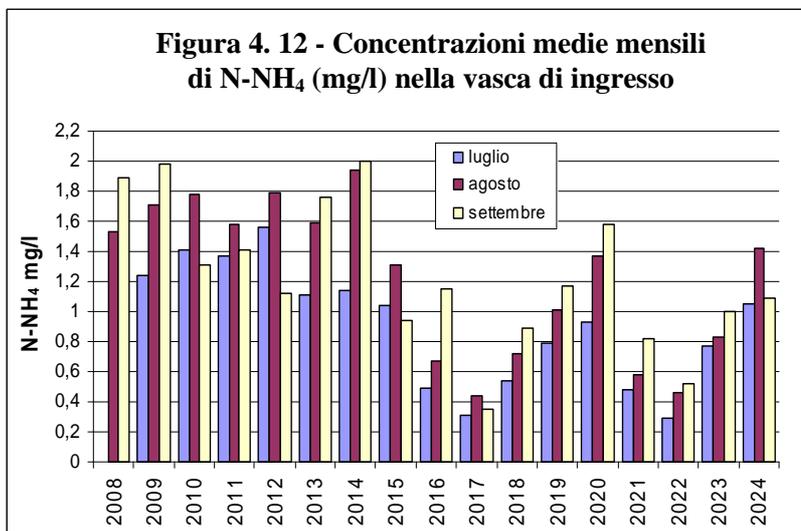
I dati relativi al 2011 mostrano invece un incremento dell'asportazione rispetto al 2010, con valori inferiori solo al 2009. Il periodo di funzionamento dell'impianto (109 giorni) è sovrapponibile al 2009, la minore asportazione sembra più collegata ad un'effettiva diminuzione delle concentrazioni ipolimniche di azoto ammoniacale.

I dati relativi al 2012 evidenziano un ulteriore incremento della massa di $N-NH_4$ asportata rispetto al biennio precedente, con un aumento percentuale del 15% in termini di asportazione netta rispetto al 2011. Le cause di questo risultato sono da ricercare, come già indicato per il P totale, in una serie di fattori quali la notevole stabilità termica del periodo luglio-agosto, la durata del periodo di aspirazione (112 giorni) e la maggiore efficienza delle pompe. Le concentrazioni di azoto ammoniacale in ingresso all'impianto non evidenziano incrementi di rilievo nel 2012 rispetto alle annate precedenti, come verificabile dalla figura 4.12.

Nel 2013 è rilevabile un decremento rispetto al 2012 ed una situazione sovrapponibile a quella del 2011. Anche il periodo di funzionamento dell'impianto (102 giorni) è simile al 2011 (109 giorni) ed i valori sono quindi confrontabili. Per quanto riguarda il 2014 è da rilevare un marcato incremento rispetto alle annate precedenti, con il massimo assoluto dell'intero periodo di attività (4814 kg come uscita lorda). Le cause di questo incremento sono da ricercare principalmente in due fattori: il maggiore accumulo ipolimnico di azoto ammoniacale, come dimostra la figura 4.12, ed il prolungato periodo di attività dell'impianto (115 giorni). Il primo fattore, che non rappresenta ovviamente un segnale positivo, è probabilmente collegato al maggiore apporto di sostanza organica proveniente dal dilavamento superficiale in seguito al prolungato periodo di precipitazioni

atmosferiche durante la stagione estiva. Nel 2015 è invece rilevabile un netto decremento del carico di azoto ammoniacale in uscita, con un valore più che dimezzato rispetto al 2014. Le cause sono ricollegabili a quelle già segnalate per il P totale, in particolare la minore durata di funzionamento dell'impianto ed il minore volume idrico prelevato. Anche la minore concentrazione ipolimnica di N-NH₄ ha contribuito alla riduzione del carico in uscita, come evidenziato dalla figura 4.12.

Per quanto riguarda il 2016 è da rilevare un ulteriore decremento dell'asportazione netta che scende a 1342 kg, valore di poco inferiore rispetto al 2015. Considerando però che il volume di acqua ipolimnica prelevato è maggiore (+65%), ne deriva che a parità di volume il quantitativo asportato nel 2016 è sensibilmente inferiore. La spiegazione di questa variazione è ricavabile dalla figura 4.12, che nel 2016 mette in evidenza il marcato decremento dell'azoto ammoniacale nell'acqua prelevata dall'ipolimnio.



Nel 2017 è da rilevare un ulteriore decremento dell'asportazione netta che scende a 1028 kg, valore di poco inferiore rispetto al 2016. Considerando però che il volume di acqua ipolimnica prelevato è di poco inferiore (-12%), ne deriva che anche a parità di volume il quantitativo asportato nel 2017 risulta inferiore. La spiegazione di questa variazione è ricavabile dalla figura 4.11, che nel 2017 mette in evidenza il marcato decremento dell'azoto ammoniacale nell'acqua prelevata dall'ipolimnio.

Nel 2018 la massa di azoto ammoniacale prelevata risulta maggiore rispetto alle tre annate precedenti. Come già indicato in precedenza, la causa principale deriva dal più esteso periodo di funzionamento dell'impianto. Rispetto al 2017 è però rilevabile un incremento delle concentrazioni in ingresso all'impianto, in particolare nel mese di settembre grazie all'assenza di circolazioni termiche parziali di fine estate

Nel 2019 la massa di azoto ammoniacale prelevata risulta sovrapponibile a quella del 2018. Nonostante il minore volume prelevato, nel 2019 si raggiunge un quantitativo analogo al 2018 in seguito alla maggiore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio, come si evidenzia nella figura 4.12.

Il quadro relativo al 2020 mette in evidenza un incremento di rilievo sia del quantitativo di azoto ammoniacale asportato dalle pompe (2170 kg) sia dell'uscita come deflusso superficiale (521 kg). Come rilevabile dalla figura 4.12, dal 2017 era in atto una tendenza all'incremento delle concentrazioni ipolimniche di N-NH₄ in ingresso all'impianto, con valori che nel periodo agosto-settembre hanno superato 1 mg/l. Nel 2021 si osserva invece un'inversione di tendenza, con un marcato decremento della massa di azoto ammoniacale asportato dalle pompe (1198 kg). Anche il deflusso superficiale (130 kg) risulta nettamente inferiore rispetto al 2020. La diminuzione della massa di N-NH₄ asportata dall'impianto deriva direttamente dalla minore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio e rappresenta pertanto un segnale positivo.

Il quadro relativo al 2022 mette in evidenza i valori minimi assoluti in termini di asportazione di azoto ammoniacale, con un ulteriore decremento della massa di azoto ammoniacale asportato dalle pompe (630 kg). Anche il deflusso superficiale (130 kg) segnala il minimo assoluto del periodo di rilevazione, con soli 9,5 kg. La diminuzione della massa di N-NH₄ asportata dall'impianto deriva direttamente dalla minore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio, come verificabile dalla figura 4.12, e ciò rappresenta pertanto un segnale positivo. La riduzione del deflusso

superficiale deriva come già indicato dal prolungato periodo di siccità che ha limitato le portate naturali in uscita. Nel 2023 il quantitativo di azoto ammoniacale asportato evidenzia un netto incremento rispetto all'annata precedente, sia nella rimozione diretta effettuata tramite le pompe (1972 kg) che in quella derivante dal deflusso superficiale (130 kg). L'aumento della massa di N-NH₄ asportata dall'impianto deriva in parte dall'aumento del volume aspirato, ma soprattutto dalla maggiore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio, come verificabile dalla figura 4.12.

La differenza tra le annate risulta evidente anche se si considerano non le quantità assolute ma il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P (vedi seguente tabella).

Nel 2024 il quantitativo di azoto ammoniacale asportato conferma il netto incremento già evidenziato nel 2023 rispetto alle annate precedenti, sia nella rimozione diretta effettuata tramite le pompe (1988 kg) che in quella derivante dal deflusso superficiale (558 kg). Quest'ultima in particolare nel 2024 risulta maggiore rispetto al 2023 (558 kg contro 130 kg). L'aumento della massa di N-NH₄ asportata dall'impianto deriva principalmente dalla maggiore concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio, come verificabile dalla figura 4.12.

La differenza tra le annate risulta evidente anche se si considerano non le quantità assolute ma il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P (vedi seguente tabella).

anno	kg N-NH ₄ asportati			teorico lago	asp.netta	periodo	asp.media	rapporto
	lago	pompe	totale	kg	kg	giorni	kg/giorno	tot.lordo/teorico
2008	113	2281	2394	262	2131	84	27,2	9,1
2009	193	3568	3761	418	3343	113	31,6	9,0
2011	60	2633	2693	134	2559	109	24,2	20,1
2012	83	3151	3233	287	2946	112	28,1	11,2
2013	139	2688	2827	265	2562	102	26,4	10,7
2014	581	4233	4814	732	4082	115	36,8	6,6
2015	47	1458	1505	116	1389	86	17,0	13,0
2016	275	1479	1754	412	1342	101	14,6	4,3
2017	183	1171	1353	325	1028	101	11,6	4,2
2018	81	1702	1783	175	1608	118	14,4	10,2
2019	115	1699	1814	188	1626	102	16,7	9,6
2020	521	2170	2691	640	2051	97	22,4	4,2
2021	130	1198	1328	219	1109	99	12,1	6,1
2022	9,5	630	639	83	557	96	6,6	7,7
2023	130	1972	2102	220	1882	115	17,1	9,6
2024	558	1988	2546	697	1848	91	21,8	3,7
media annuale	177	2136	2313	298	2014	103	20,4	9,0

Nel 2008 il rapporto è pari a 9,1 e nel 2009 risulta pari a 9,0. In altri termini ciò significa che grazie all'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica, nel 2008 e nel 2009 la quantità di azoto ammoniacale persa dal lago è risultata pari a circa 9 volte quella che sarebbe stata l'uscita in condizioni naturali. Il dato relativo al 2010 è invece inferiore, pari a 6,7. La causa di questa variazione è rappresentata dal maggiore volume di deflusso superficiale in rapporto al volume prelevato dall'impianto. Il dato relativo al 2011 risulta nettamente il più elevato, con un rapporto pari a 20,1. Ciò significa che la quantità di azoto ammoniacale persa dal lago grazie all'attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica è risultata pari a circa 20 volte quella che sarebbe stata l'uscita in condizioni naturali. Questo notevole risultato è determinato, oltre che dal lungo periodo di aspirazione, dalla minore concentrazione di azoto ammoniacale nel deflusso superficiale.

La concentrazione media di N-NH₄ nel 2011 risulta infatti pari a soli 0,03 mg/l, contro 0,14 mg/l nel 2010 e 0,10 mg/l nel 2009. Nel 2012 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P risulta pari a 11,2, un valore più prossimo a quelli rilevati nel 2008 e nel 2009. La concentrazione media di N-NH₄ nel deflusso superficiale, pari a 0,08 mg/l, risulta quindi più elevata nel 2012 rispetto al 2011 e ciò spiega la differenza del rapporto tra uscita totale lorda e uscita teorica.

Nel 2013 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P risulta pari a 10,7, sovrapponibile al valore del 2012.

Nel 2014 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P scende a 6,6, ed è sovrapponibile al valore del 2010. Il significato è però molto diverso. Mentre nel 2010 il valore limitato deriva da

problemi di funzionamento delle pompe e dal periodo limitato di attività dell'impianto (87 giorni) in seguito alla circolazione termica precoce. Al contrario nel 2014 il periodo di attività è il più lungo in assoluto (115 giorni) e il valore limitato del rapporto tra uscita lorda e teorica deriva principalmente dal valore anomalo del carico in uscita dal deflusso superficiale, pari a circa 5 volte la media degli anni precedenti. Di seguito viene chiaramente evidenziato questo aspetto.

Nel 2015 il rapporto tra l'uscita totale lorda e l'uscita teorica di P sale a 13. Ciò deriva dal valore del deflusso superficiale teorico che, a causa della prolungata assenza di precipitazioni, con 116 kg indica il minimo assoluto dal 2008. In questo caso l'effetto positivo dell'impianto di aspirazione è reso ancora più evidente.

Nel 2016 è rilevabile il rapporto minimo dall'inizio dell'attività, pari a 4,3. Come già indicato in precedenza, questo valore deriva principalmente dalla marcata riduzione delle concentrazioni di N-NH₄ a livello del fondale durante la stagione estiva.

Discorso analogo per quanto riguarda il 2017 che indica un rapporto tra uscita totale lorda e uscita teorica pari a 4,2, valore che rappresenta il minimo assoluto dal 2008.

Nel 2008 e nel 2009 l'asportazione di N-NH₄ derivante dal solo deflusso superficiale rappresenta rispettivamente circa il 5% del prelievo totale, mentre nel 2010 tale valore sale all'8%. Nel 2011 la percentuale di N-NH₄ in uscita dal deflusso superficiale rappresenta solo il 2% dell'uscita totale e nel 2012 sale al 3%. Nel 2013 il deflusso superficiale torna a costituire il 5% delle uscite totali di azoto ammoniacale e questa percentuale è certamente un indicatore importante per quanto riguarda l'utilità dell'attività di prelievo ipolimnico. In seguito alle condizioni meteorologiche anomale della stagione estiva, nel 2014 il deflusso superficiale rappresenta il 12% delle uscite totali di azoto ammoniacale, valore nettamente più elevato dell'intero periodo di attività. Nel 2015 la situazione torna alla normalità con un'incidenza delle uscite naturali di N-NH₄ pari solamente al 3% delle uscite totali. Nel 2016 l'incidenza delle uscite naturali di N-NH₄ risulta pari al 15%, che rappresenta il valore più elevato dall'inizio dell'attività di aspirazione. Anche nel 2017 si riscontra una percentuale di uscite naturali di N-NH₄ pari al 13%, che conferma l'aumento rispetto alle prime fasi dell'attività di aspirazione. Ovviamente l'incremento percentuale delle uscite naturali deriva dalla diminuzione dell'accumulo ipolimnico di azoto ammoniacale.

Nel 2018 l'incidenza delle uscite naturali di N-NH₄ risulta pari solamente al 5% sul totale, da cui deriva che il 95% dell'asportazione di azoto ammoniacale proviene dall'impianto di aspirazione ipolimnica. Anche nel 2019 il rapporto tra uscita lorda e teorica è pari a circa 10, quindi l'attività dell'impianto ha determinato una perdita di azoto ammoniacale 10 volte maggiore rispetto al quantitativo che sarebbe uscito in condizioni naturali. Il 96% dell'asportazione di azoto ammoniacale proviene dall'impianto di aspirazione ipolimnica.

Nel 2020 il deflusso superficiale rappresenta il 19% delle uscite totali di azoto ammoniacale, valore elevato che abbassa il rapporto tra uscita lorda e teorica a 4,2, dato che risulta sovrapponibile al 2017. Nel 2021 si evidenzia un aumento del rapporto tra uscita lorda e teorica che sale a 6,1, con un deflusso superficiale che rappresenta il 10% delle uscite totali. In pratica l'attività dell'impianto aumento di 6 volte le perdite di azoto ammoniacale rispetto alla condizione naturale.

Nel 2022 si riscontra un ulteriore aumento del rapporto tra uscita lorda e teorica che sale a 7,7, con un deflusso superficiale che rappresenta solamente l'1,5% delle uscite totali. In pratica l'attività dell'impianto aumenta di quasi 8 volte le perdite di azoto ammoniacale rispetto alla condizione naturale. Nel 2023 si rileva un ulteriore incremento del rapporto tra uscita lorda e teorica, che sale a 9,6, ciò si traduce in una asportazione quasi 10 volte superiore a quella che sarebbe stata l'uscita naturale del bacino lacustre. come già accennato in precedenza, ciò deriva in gran parte da un marcato incremento della concentrazione di azoto ammoniacale nell'ipolimnio. Nel 2024 il rapporto tra uscita lorda e teorica si riduce a 3,7 a causa dell'incremento dell'uscita teorica del lago, dovuta all'elevata portata idrica del deflusso superficiale registrata in quest'ultima annata. L'asportazione di ammoniaca è comunque circa 4 volte rispetto alle uscite che si sarebbero verificate in condizioni naturali.

4.2.3 Solfuri

Un altro composto potenzialmente tossico per la fauna acquatica è l'idrogeno solforato (H_2S). In natura si forma per decomposizione batterica delle proteine contenenti zolfo. Durante la fase di stratificazione termica questo composto si accumula nella zona ipolimnica in seguito ai processi decompositivi in condizioni di anossia.

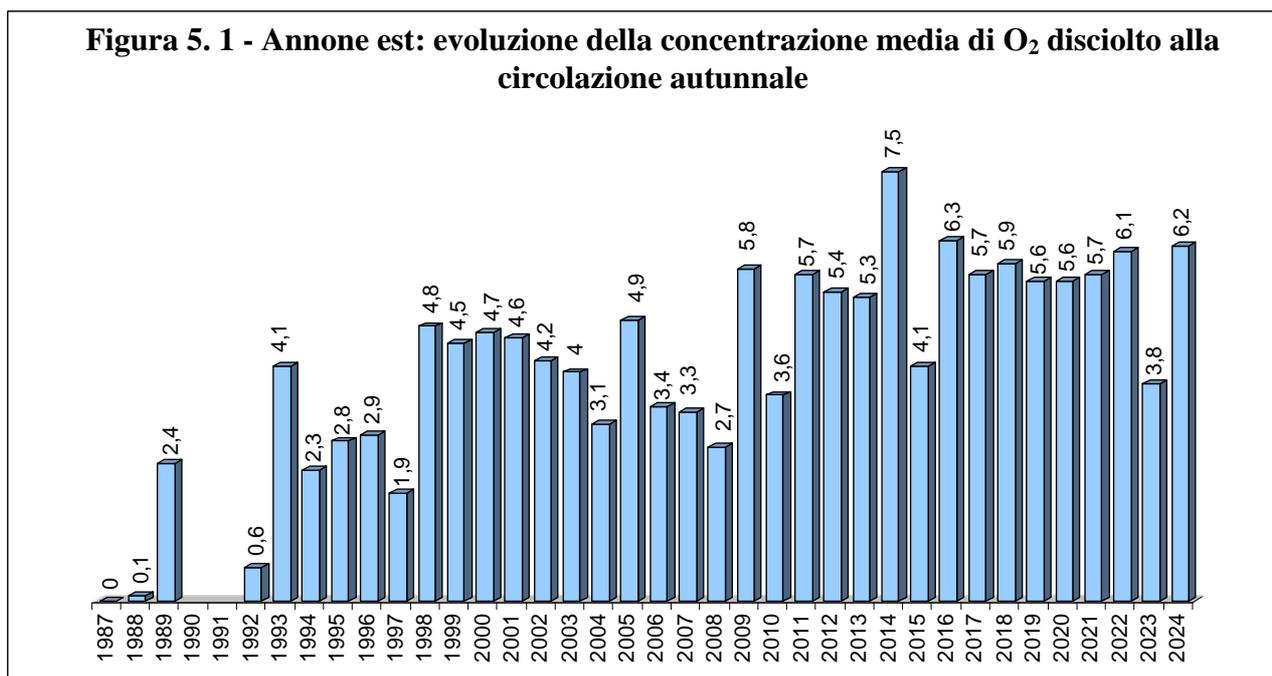
Il calcolo dei quantitativi di solfuri asportati dall'attività di prelievo ipolimnico risulta però difficoltosa a causa della instabilità di questo composto, in particolare dell' H_2S che in quanto gas tende ad evaporare. Le concentrazioni misurate nella vasca di ingresso dell'impianto sono risultate nettamente inferiori ai valori rilevati nell'ipolimnio, anche in seguito ai già citati fenomeni di ricircolo tra le vasche dell'impianto. Un calcolo dei quantitativi dei solfuri rimossi dall'impianto sarebbe dunque possibile solo tramite i valori rilevati direttamente nella zona ipolimnica, a 9 metri di profondità (individuata come zona di aspirazione).

Una stima approssimativa della massa di solfuri prelevati dall'impianto può essere ricavata dalla concentrazione media di solfuri durante il periodo di aspirazione. I dati rilevati nei campionamenti sul bacino lacustre dal 4/7/2024 al 9/9/2024 indicano una concentrazione media a livello del fondo pari a 0,93 mg/l. Considerando che il volume totale prelevato dall'impianto nell'intervallo complessivo di funzionamento si ricava per via teorica che la massa di solfuri prelevata dall'ipolimnio sarebbe pari a 1568 kg. Questo valore risulta nettamente superiore rispetto al 2023 che indicava un prelievo di 694 kg. La causa di questa variazione è collegata al peggioramento delle condizioni ipolimniche nell'ultimo biennio. E' infatti da segnalare un marcato incremento rispetto al 2022, che indicava un'asportazione complessiva pari a soli 58 kg. Si sottolinea però che questo dato è sovrastimato perchè la profondità di campionamento dell'impianto è posizionata a circa 9 metri di profondità, e non corrisponde pertanto con i dati relativi alla massima profondità (~10 metri).

5. VERIFICA DI EVENTUALI EFFETTI PRODOTTI NEL BACINO EST

Dopo le considerazioni precedenti è importante verificare eventuali variazioni dei principali parametri nel bacino lacustre prodotti dall'attività di prelievo ipolimnico. Il momento migliore per valutare eventuali variazioni delle condizioni trofiche del bacino est è l'evento di circolazione termica totale dopo il periodo di stratificazione termica estiva. In questa fase di rimescolamento della massa d'acqua i valori sulla colonna d'acqua risultano in genere omogenei nell'intero bacino lacustre. A tale scopo verranno quindi utilizzati i dati del campionamento effettuato nel bacino est in data 30/09/2024, al conseguimento delle condizioni di circolazione termica totale.

Un primo parametro di confronto è rappresentato dalla concentrazione media di O₂ disciolto. Nella figura 5.1 sono visualizzate le concentrazioni medie di O₂ disciolto relative alle circolazioni termiche autunnali dal 1987 al 2024.



Il dato relativo al 2014 rappresenta il valore più elevato dell'intero periodo di rilevamento, con 7,5 mg/l. Va però segnalato che nel 2014 la risalita dello strato anossico è avvenuta in due fasi, con una prima circolazione termica parziale già nel mese di settembre che ha eliminato una parte del debito ipolimnico. Questo dato potrebbe essere quindi falsato in positivo rispetto alle annate in cui la risalita del debito ipolimnico avviene in un'unica fase.

Anche il dato del 2009 è falsato in positivo in quanto la circolazione termica completa si è verificata in una fase di intensa attività fotosintetica che ha migliorato il bilancio dell'ossigeno disciolto sulla colonna d'acqua. La variazione della concentrazione di ossigeno disciolto prodotta dall'attività di prelievo ipolimnico avrebbe potuto non essere così sostanziale come risulta dalla figura 5.1. Quanto indicato nel 2009 è stato quindi confermato nel 2010: la concentrazione media di O₂ disciolto alla circolazione totale ritorna infatti su un valore più realistico (3,6 mg/l). Viene anche confermata l'inversione di tendenza rispetto al preoccupante periodo compreso tra il 2005 ed il 2008. La concentrazione media relativa alla circolazione termica del 2011 risulta pari a 5,7 mg/l, segnalando il terzo valore assoluto sovrapponibile al dato del 2009. Anche il 2012 conferma un'evoluzione positiva con una concentrazione media di O₂ disciolto alla circolazione totale ancora superiore a 5 mg/l. Nel 2013 con 5,3 mg/l si riscontra un dato sovrapponibile al 2012, ma il significato dei due valori è diverso. Anche nel 2012 la risalita dello strato anossico è infatti avvenuta in due fasi, con una prima circolazione termica parziale già nel mese di settembre che ha eliminato una parte del debito ipolimnico. Nel 2013 la circolazione termica è invece avvenuta in un solo episodio, in seguito a forti raffiche di vento tra il 9 e 10 ottobre. Il lago ha "pagato" il debito di ossigeno in un'unica rata, con una condizione quindi peggiore rispetto al 2012.

Per quanto riguarda il 2015 è da rilevare un decremento rispetto alle annate precedenti, con una concentrazione media di O₂ disciolto pari a 4,1 mg/l. Questo dato, che rappresenta il valore minimo dal 2011, è solo in apparenza negativo. La circolazione termica del 2015 è stata infatti rapida e precoce (settembre) e non ha quindi consentito i normali processi di recupero di O₂ disciolto conseguenti alle circolazioni termiche parziali di fine estate.

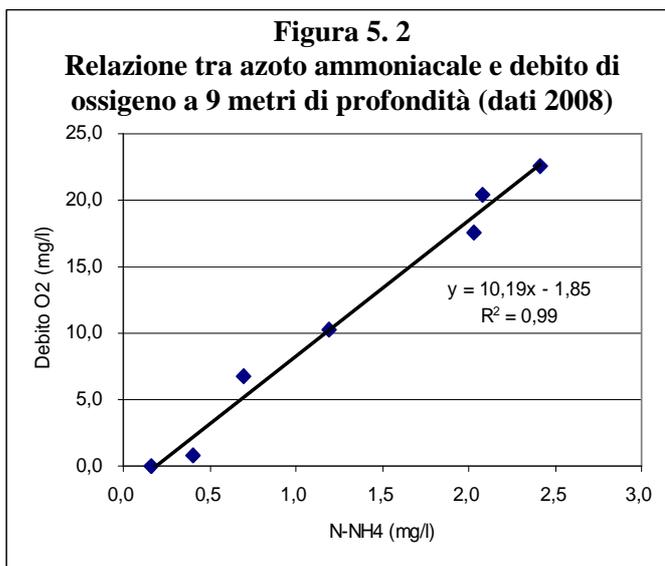
Come infatti già indicato, la concentrazione relativa alla circolazione termica completa in alcuni casi può falsare il reale quadro evolutivo, in quanto è condizionata dalle dinamiche delle singole circolazioni annuali. Le annate che presentano circolazioni termiche più rapide sono ad esempio svantaggiate rispetto alle annate in cui la circolazione termica risulta molto lenta e quindi la colonna d'acqua ha il tempo per recuperare con l'attività fotosintetica le perdite di ossigeno collegate alla graduale risalita dei riducenti. Annate con circolazioni parziali precoci di fine agosto rappresentano un altro caso di anomalia del valore finale di ossigeno, in quanto una parte del debito ipolimnico viene smaltito già nel mese di settembre. Il dato relativo alla singola annata non va quindi interpretato in senso assoluto.

La concentrazione media di O₂ disciolto relativa al 2016 risulta pari a 6,3 mg/l, che rappresenta il secondo valore in ordine di grandezza dell'intero periodo analizzato.

Il dato relativo al 2017 indica un valore di 5,7 mg/l, segnalando quindi una leggera flessione rispetto all'annata precedente. Si consideri però che la circolazione termica nel 2017 è stata rapida e precoce, senza quindi le possibilità di recupero dei consumi di ossigeno che sono invece presenti nel caso di circolazioni termiche parziali intervallate da pause.

Per quanto riguarda la concentrazione media di O₂ disciolto relativa alla circolazione termica del 2018 si riscontra un valore pari a 5,9 mg/l, simile al 2017. Nel triennio 2019-2021 la concentrazione media di O₂ disciolto relativa alla circolazione termica autunnale indica un valore medio stabile pari a 5,6-5,7 mg/l, mentre nel 2022 il valore alla circolazione sale a 6,1 mg/l. Si conferma comunque la tendenza all'incremento dei valori alla circolazione autunnale nella fase post impianto rispetto a quella precedente. Il dato relativo al 2023 segnala invece un marcata diminuzione del livello di O₂ disciolto alla circolazione autunnale, con una concentrazione media di soli 3,8 mg/l. Questo dato appare più negativo se si considera che nel 2023 il volume di riducenti aspirato è risultato superiore agli anni precedenti. Nel 2024 la concentrazione di ossigeno disciolto alla circolazione termica autunnale risale sui livelli del 2022, con un valore pari a 6,2 mg/l. Questo dato è dovuto in parte alla più precoce circolazione termica, che nel 2024 è avvenuta già il 30/9, a differenza del 2023 in cui la circolazione totale è stata più tardiva (23/10/2023).

L'incremento atteso di ossigeno disciolto alla circolazione totale può essere calcolato sulla base dei valori di debito ipolimnico a 9 metri di profondità. Il debito ipolimnico rappresenta il consumo di O₂ disciolto nell'arco di 7 giorni, in pratica un dato di B.O.D. che comprende però il debito di ossigeno legato alle sostanze che si ossidano anche chimicamente, quali l'H₂S. I dati di debito ipolimnico sono però relativi al periodo settembre-ottobre (dati Consorzio Lago di Annone). Poiché esiste una stretta correlazione tra la concentrazione di riducenti ed il debito di ossigeno, è possibile calcolare i valori di debito tramite i dati relativi ai riducenti. Il parametro rilevato in modo più affidabile è in questo caso l'azoto ammoniacale. Nella figura 5.2 è riportata la correlazione tra la concentrazione di azoto ammoniacale a 9 metri di profondità (punto di prelievo dell'impianto) ed il corrispondente debito

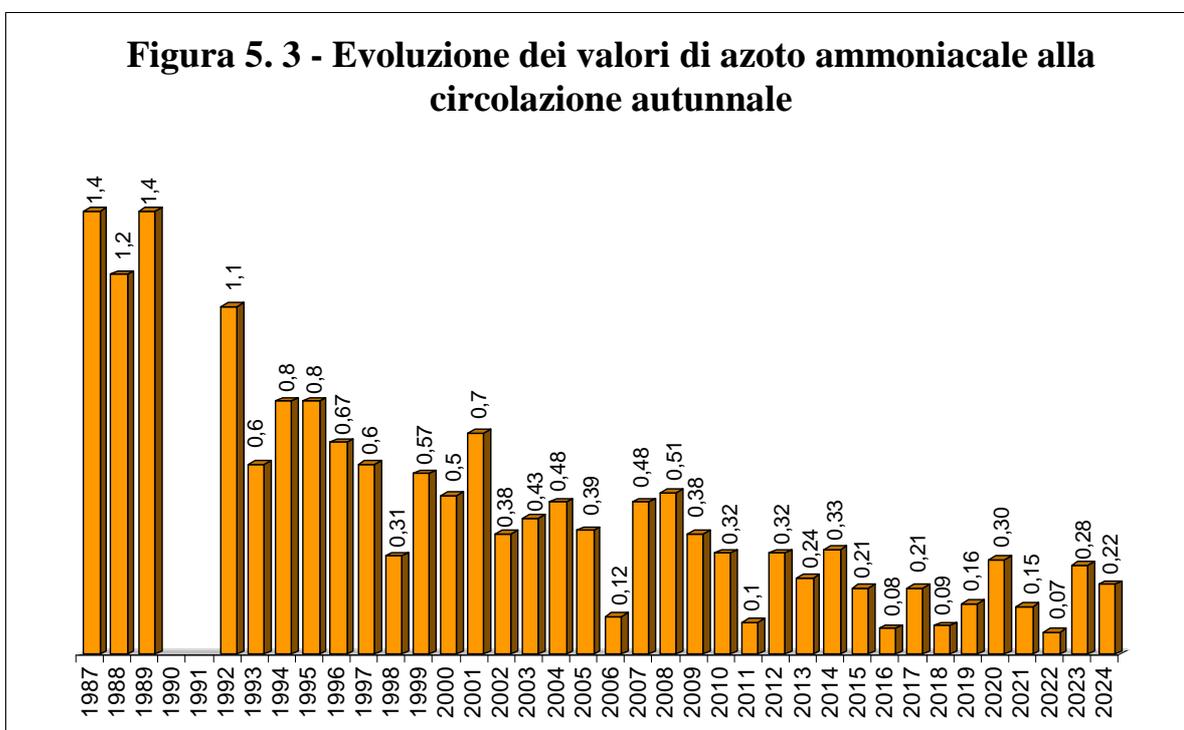


ipolimnico. La correlazione è di tipo lineare e risulta elevata ($r^2=0,99$), ed è quindi utilizzabile per calcolare i valori di debito sulla base delle concentrazioni di azoto ammoniacale misurate nella zona anossica nel periodo luglio-agosto.

Mese	N-NH ₄ conc.media a 9 m (mg/l)	Debito medio ossigeno (mg/l)	Volume prelevato (m ³)	Attività pompe (giorni)	Rimozione debito (kg)
1/07-30/07	1,05	8,8	339.767	30	2.990
30/07-3/09	1,42	12,6	740.615	35	9.332
3/09-30/09	1,09	9,3	568.412	27	5.286
Totale					17.608

Risulta pertanto che il debito di ossigeno rimosso complessivamente sottoforma di riducenti accumulati nell'ipolimnio durante il periodo di attività dell'impianto corrisponde a più di diciassette tonnellate. Questo valore dovrebbe quindi corrispondere al risparmio teorico medio di O₂ disciolto al termine della risalita autunnale degli strati anossici, cioè alla circolazione completa. Sulla base del volume totale del bacino est è quindi calcolabile l'incremento medio atteso di O₂ disciolto, che risulterebbe pari a circa 0,73 mg/l. L'incidenza teorica dell'impianto di aspirazione ipolimnica sul valore finale di O₂ disciolto è quindi limitata, ma rappresenta comunque un contributo al miglioramento delle condizioni del lago durante la fase autunnale.

Un secondo valido parametro di riferimento è la concentrazione media ponderata di azoto ammoniacale alla circolazione termica completa, che al 30/09/2024 risulta pari a 0,19 mg/l. Anche in questo caso è indicativo il confronto del valore relativo alla circolazione 2024 con i dati pregressi, illustrato nella figura 5.3.

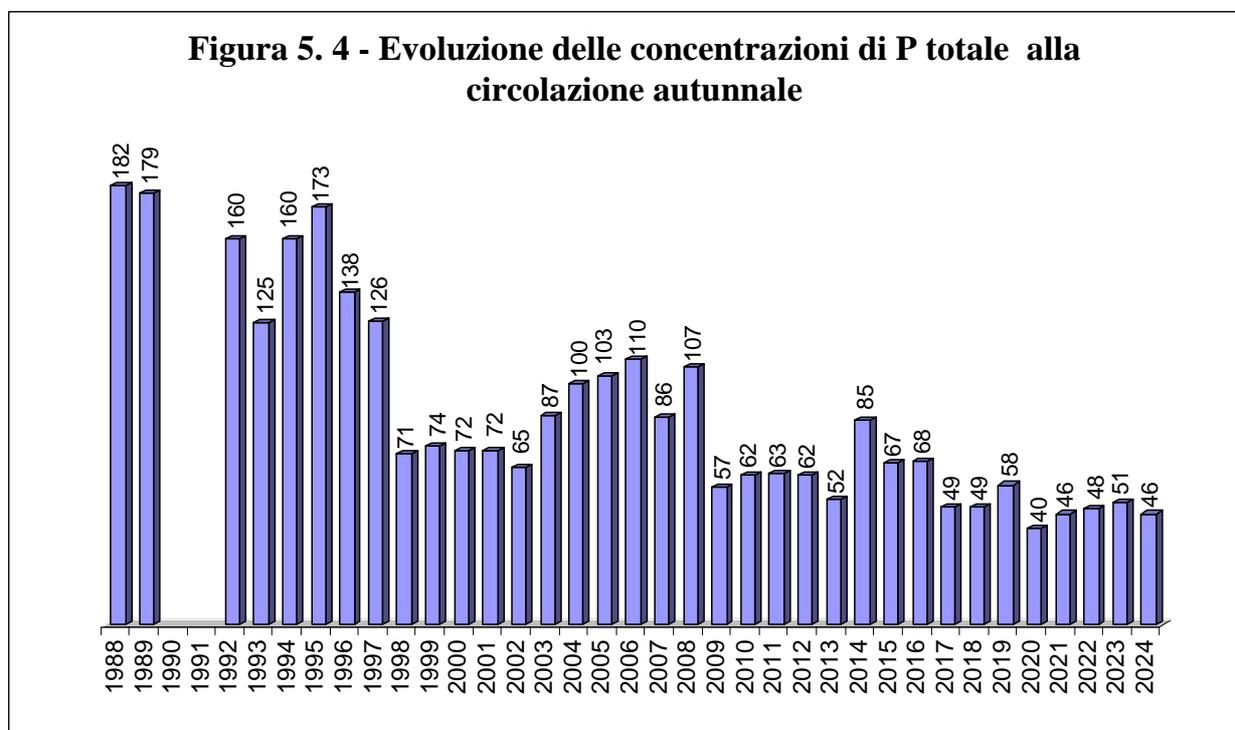


La concentrazione media del 2024 segnala una leggera diminuzione rispetto al 2023, con un valore pari a 0,22 mg/l. Questa variazione è dovuta alla più precoce circolazione termica totale del 2024 rispetto all'annata precedente e quindi al minor accumulo di N-NH₄ nello strato ipolimnico. Il dato del 2024 segnala infatti un aumento rispetto alla concentrazione rilevata alla circolazione termica totale nel 2022 e conferma l'inversione di tendenza rispetto al triennio 2020-2022. L'evoluzione a lungo termine conferma comunque un costante e marcato decremento rispetto agli anni '80.

Il dato anomalo del 2006 è collegato alla imponente fioritura di *Glenodinium sp.* che ha determinato una rapida assimilazione dei nutrienti provenienti dall'ipolimnio sia sottoforma di azoto ammoniacale che di ortofosfato. Un fenomeno analogo si è verificato nel 2011 collegato ad un'altra specie algale (*Coelosphaerium sp.*).

Il decremento della concentrazione media di N-NH₄ rispetto agli anni '80 e '90 è comunque notevole, con valori che superavano regolarmente 1 mg/l. Anche la riduzione dell'azoto ammoniacale è in parte direttamente collegata all'attività di aspirazione ipolimnica.

Un terzo parametro di confronto, certamente il più importante, è la concentrazione media di P totale alla circolazione termica completa che avviene in genere al termine della stagione estiva. Sulla base dei dati relativi al 30/09/2024 si ricava un valore medio sulla colonna pari a 46 µg P/l, con un leggero decremento rispetto al 2023 (51 µg/l) e una conferma delle concentrazioni registrate nel biennio 2021-2022. Il dato del 2024 sembra quindi arrestare la negativa tendenza al graduale incremento della concentrazione di P totale in atto dal 2020, con un valore che si stabilizza sulla media recente. Anche in questo caso risulta indicativo il confronto del valore relativo al 2024 con i dati pregressi, illustrato nella figura 5.4.

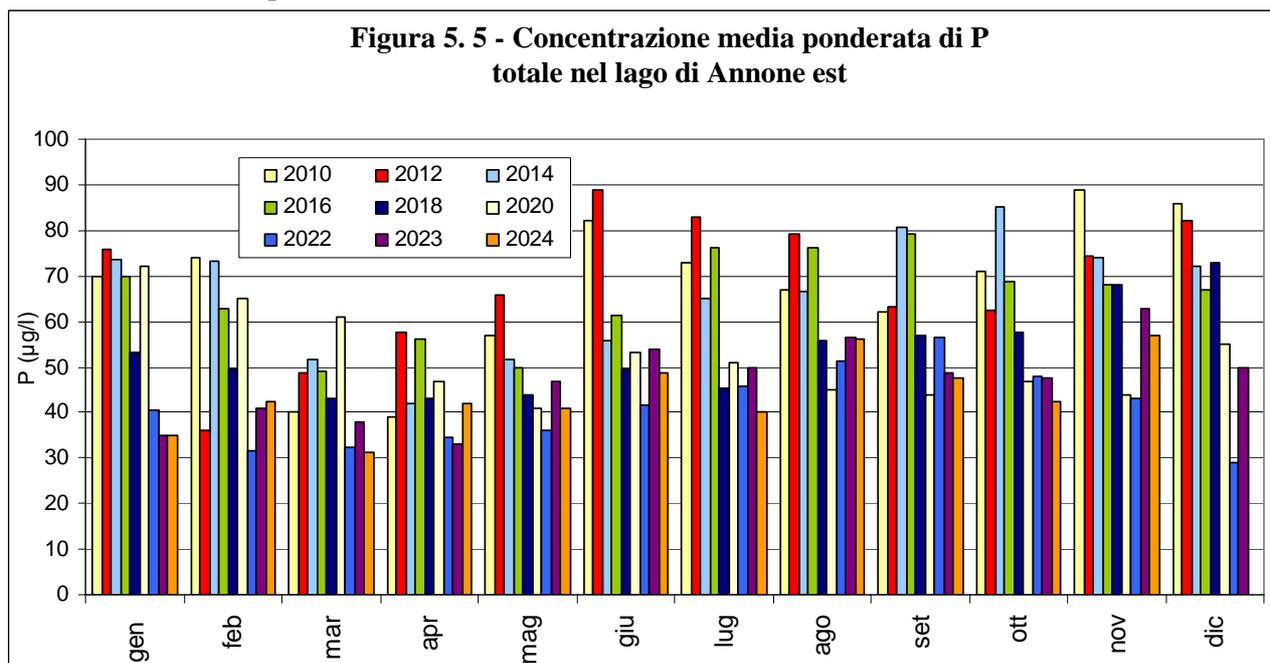


I dati relativi al 2017 e 2018 indicavano per la prima volta un valore inferiore a 50 µg/l alla circolazione termica autunnale, mentre nel 2019 risultava una concentrazione leggermente superiore (58 µg/l). Il dato relativo al 2020 conferma invece la diminuzione in atto con il valore minimo assoluto (40 µg/l) rilevato nel mese di ottobre dal 1988. Anche il dato del 2021 rappresenta il secondo minimo assoluto con 46 µg/l e conferma pertanto la tendenza in atto e l'uscita dalle condizioni di eutrofia anche nel periodo autunnale.

Il primo decremento di rilievo è relativo al 2009, che rappresenta la prima annata di completo funzionamento dell'impianto di aspirazione.

Si sottolinea comunque che il dato del 2009 si dimostrerà poi sottostimato rispetto al successivo livello trofico del periodo autunnale che risulterà compreso tra 70 - 75 µg/l. Una valutazione analoga è relativa al dato del 2010, che già nel campionamento di novembre raggiungeva i 90 µg/l. La concentrazione media ponderata dell'ottobre 2013 mostra una riduzione più rilevante e con 52 µg/l rappresenta il valore minimo assoluto dal 1988. Il valore relativo al 2014 segnala purtroppo un sensibile incremento, con una concentrazione media che supera nuovamente gli 80 µg/l.

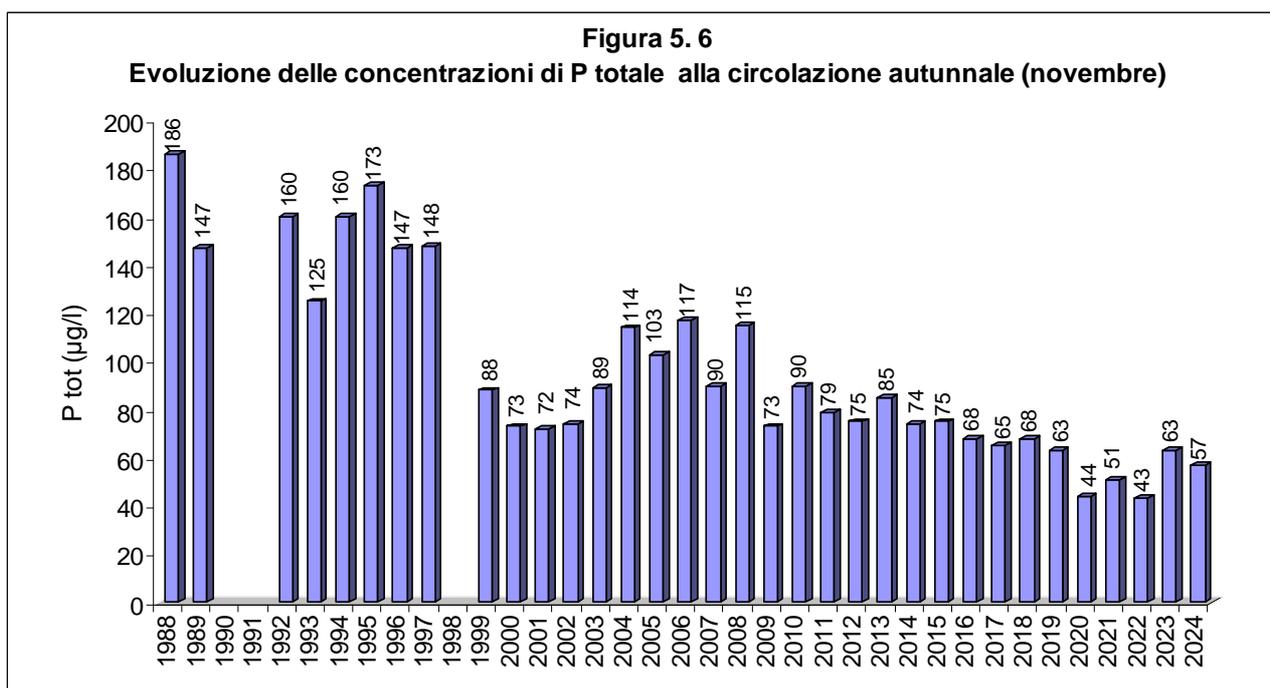
Le cause di questa evoluzione negativa sono diverse. In primo luogo è necessario evidenziare che nel corso del 2014 si sono verificati una serie di incidenti sulla rete fognaria che hanno determinato un conseguente incremento del carico esterno di P. In particolare l'immissario Sabina nel periodo febbraio-maggio 2014 ha evidenziato concentrazioni di P totale comprese tra 380 e 1580 µg/l (vedi par. immissari). Anche l'immissario Bondi ha segnalato periodiche alterazioni. Inoltre nel novembre 2013 si è verificata una rottura del collettore principale in località Rossa, con il conseguente travaso di una notevole quantità di liquame fognario che ha raggiunto il bacino lacustre sia direttamente che indirettamente con il successivo dilavamento superficiale. Quest'ultimo rappresenta una seconda causa di aumento del carico esterno di P. La stagione estiva del 2014 è risultata particolarmente piovosa, con frequenti ed intense precipitazioni nel periodo luglio-agosto. Ciò ha certamente determinato un aumento del carico esterno di P derivante dal dilavamento superficiale del bacino imbrifero ed al conseguente carico organico che sedimenta nel bacino lacustre. Una terza causa, ma probabilmente non secondaria in termini di importanza, è l'anticipo dei fenomeni di rilascio carbonatico. E stato più volte evidenziato che, nel mese successivo alla circolazione termica autunnale, si verifica generalmente un incremento repentino e consistente della concentrazione di P totale che tende a controbilanciare il decremento di P durante il periodo primaverile. Questo fenomeno avviene in tutte le annate dopo la circolazione termica totale (ottobre). In particolare nel periodo ottobre-novembre 2013 è riscontrabile un apporto di P che supera gli 800 kg. Le cause di questo marcato incremento sono individuabili nelle dinamiche dei carbonati. Nel 2014 sembra che questo fenomeno sia avvenuto in anticipo come conseguenza della circolazione termica parziale della seconda metà di settembre.



Questa dinamica è facilmente evidenziabile dalla figura 5.5, che indica l'evoluzione mensile nelle diverse annate della concentrazione media ponderata di P totale. Dalla figura emerge chiaramente che nelle annate precedenti nel campionamento di novembre si verificava un marcato incremento della concentrazione di P totale, legata ai già citati fenomeni di rilascio carbonatico.

Per quanto riguarda il 2014 questo fenomeno non è riscontrabile nel mese di novembre, che mostra al contrario un decremento dei valori, ma appare anticipato al periodo settembre-ottobre. Ciò sembra quindi collegarsi alla circolazione parziale della 3a settimana di settembre che, in seguito alla riduzione dei valori di O₂ disciolto (<6,9 mg/l) e di pH (<8,2) anche nella zona epilimnica, potrebbe avere innescato il rilascio carbonatico. A conferma di questa ipotesi la concentrazione media ponderata di CaCO₃ passa da 130 mg/l del 18/8 a 138 mg/l del 23/9. Il successivo incremento di P nella zona ipolimnica è probabilmente collegato a fenomeni di riprecipitazione chimica.

Per quanto riguarda il 2015 è da rilevare una concentrazione alla circolazione termica (25/9) pari a 67 µg/l. Questo dato ritorna quindi sovrapponibile al periodo 2010-2012 e nel periodo autunnale il bacino est indica ancora condizioni di eutrofia. Come nelle annate precedenti si osserva un marcato decremento della concentrazione di P totale nel periodo invernale, che porta ad un minimo assoluto di 33 µg/l nel mese di marzo. Segue un progressivo incremento fino ad un massimo di 74 µg/l nel mese di novembre. Nel 2016 si riscontra un incremento delle concentrazioni medie, in particolare durante la stagione estiva, mentre il 2017 indica in prevalenza un decremento dei valori rispetto alle annate precedenti. Nel 2018 si conferma il decremento dei valori durante la stagione estiva, mentre nel mese di novembre sembra rilevabile un leggero incremento probabilmente collegato anche alle intense precipitazioni atmosferiche e quindi ad un incremento degli apporti esterni. Nel 2019 è rilevabile una dinamica simile alle due annate precedenti, però con minimi assoluti di 47 e 46 µg P/l rispettivamente in agosto e settembre. I dati relativi al 2020 evidenziano un quadro positivo, con valori medi di P totale inferiori a 52 µg/l ed un minimo assoluto di 40 µg/l alla circolazione totale nella prima settimana di ottobre. Nel 2021 è rilevabile un quadro analogo con valori inferiori a 58 µg/l ed una concentrazione di 46 µg/l alla circolazione totale di ottobre. Questa evoluzione annuale è sovrapponibile anche al 2022, con valori inferiori a 57 µg/l ed una concentrazione di 48 µg/l alla circolazione totale di ottobre. Il quadro relativo al 2023 segnala invece un peggioramento del livello trofico del bacino est. Già nel periodo primaverile si riscontra un incremento delle concentrazioni di P totale, con 54 µg/l nel mese di giugno. Durante la stagione estiva i valori risultano sovrapponibili alle ultime annate, ma nel mese di novembre si evidenzia un marcato incremento, con un massimo di 63 µg/l. Le cause di questo peggioramento sono da ricercare in parte nel notevole aumento del carico esterno in seguito ad un periodo di intense precipitazioni e in parte ad un probabile rilascio carbonatico causato dalla riduzione dei valori di pH dopo la circolazione termica totale. Per quanto riguarda il 2024 non è invece rilevabile un incremento della concentrazione di P totale nel periodo successivo alla circolazione termica completa, con 42 µg/l al 14/10. Ciò deriva probabilmente dalla maggiore concentrazione di O₂ disciolto e di conseguenza alla minore presenza di CO₂. Nel mese di novembre si riscontra però un sensibile aumento della concentrazione di P totale che sale a 57 µg/l. Le dinamiche del fosforo nel corso annuale sono quindi rilevanti e portano il bacino est da condizioni di mesotrofia nel periodo primaverile e, in alcune annate, ad una condizione nuovamente di eutrofia nel periodo autunnale. L'analisi di queste dinamiche verrà approfondita in seguito.

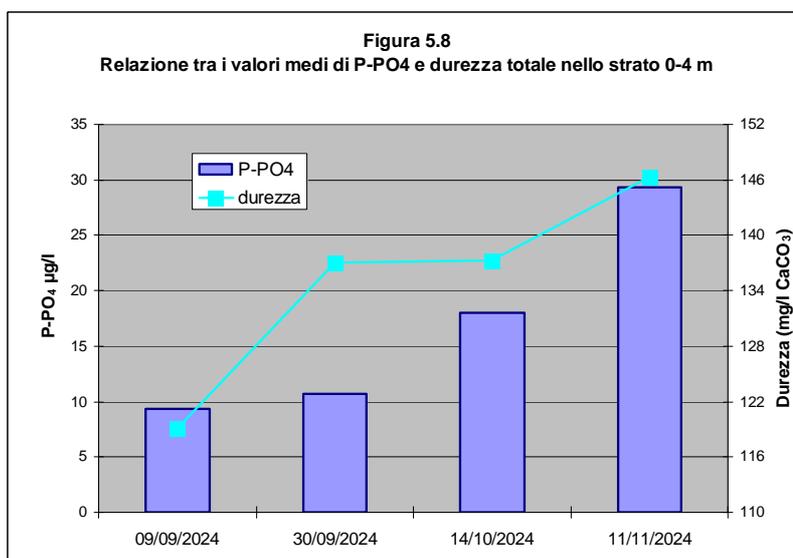
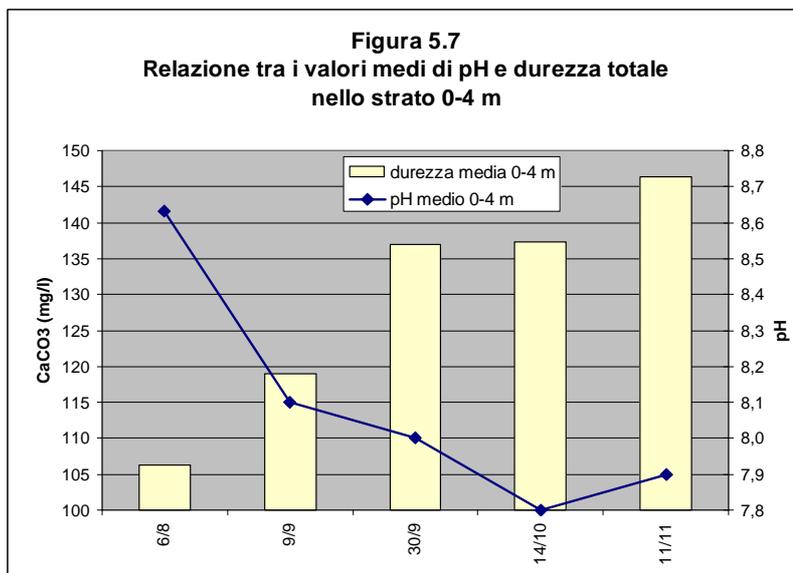


L'apparente incremento della concentrazione di P totale rilevata alla circolazione termica autunnale del 2014 sembra in realtà derivare da una diversa dinamica del bacino lacustre piuttosto che da un reale incremento del livello trofico. A conferma di questa ipotesi è opportuno analizzare le concentrazioni medie ponderate di P totale relative al mese di novembre, cioè dopo gli eventi di rilascio carbonatico (figura 5.6).

In questo caso il quadro evolutivo assume un altro significato. Il dato relativo al 2014 appare in linea con i valori dell'ultimo triennio e mostra anzi un decremento rispetto al dato del 2013. Ciò dimostra pertanto che l'incremento del livello trofico evidenziato dai valori relativi al mese di ottobre è solo apparente.

Il dato relativo al 2015 risulta sovrapponibile al 2014 e rientra ancora nei limiti dell'eutrofia (74 $\mu\text{g/l}$). Un segnale positivo è invece rilevabile dal valore relativo al 2017 (65 $\mu\text{g/l}$), che evidenzia la concentrazione minima assoluta dell'intero periodo di valutazione. Nel 2018 si conferma un valore inferiore a 70 $\mu\text{g/l}$ sovrapponibile all'ultimo biennio. La concentrazione autunnale sembra però evidenziare una fase di stabilità. Va peraltro considerato che nel 2018 le notevoli precipitazioni del mese di novembre hanno certamente contribuito ad un incremento del carico esterno. Situazione leggermente migliore nel 2019 che indica un minimo parziale di 63 $\mu\text{g P/l}$. Nel 2020 è invece rilevabile un minimo assoluto di 44 $\mu\text{g/l}$, valore che indica una chiara tendenza al decremento confermata anche nel 2021 con 51 $\mu\text{g/l}$. Il dato relativo al 2022 (43 $\mu\text{g/l}$) conferma la tendenza al decremento e rappresenta la seconda annata con una concentrazione inferiore a 50 $\mu\text{g/l}$. Purtroppo il dato del 2023 indica un marcato incremento della concentrazione di P totale nel mese di novembre, con un valore che sale a 63 $\mu\text{g/l}$ contro i 43 $\mu\text{g/l}$ del 2022. Anche il dato relativo al 2024 conferma questa tendenza negativa, con una concentrazione di P totale pari a 57 $\mu\text{g/l}$ che rientra ancora nei limiti dell'eutrofia (>50 $\mu\text{g/l}$). I dati relativi all'ultimo biennio interrompono quindi la costante tendenza al decremento rilevata nell'ultimo decennio.

La causa di questo marcato incremento va ricercata nelle già citate dinamiche tra pH e durezza che influenzano i fenomeni di rilascio di fosforo nel periodo autunnale. In particolare se si analizza l'evoluzione dei valori di pH e durezza nello strato 0-4 metri nel periodo agosto-novembre del 2024 (figura 5.7) appare evidente che in corrispondenza della circolazione termica parziale del 9/9 si verifica un repentino abbassamento dei valori di pH nello strato fotico con un parallelo incremento dei valori di durezza totale.



Analizzando le dinamiche tra le concentrazioni medie di durezza totale e ortofosfato nello strato epilimnico (0-4 metri) in fase di circolazione termica si riscontra un progressivo incremento di entrambi i parametri (figura 5.8). Sembra quindi che il repentino aumento del livello trofico non derivi principalmente da apporti esterni di fosforo, che in questo caso risulterebbe prevalentemente in forma organica, ma piuttosto dalle dinamiche di rilascio legate ai carbonati con liberazione diretta di ortofosfato nello strato epilimnico.

Nonostante il dato negativo del 2023, dopo la fase iniziale di attività dell'impianto di aspirazione ipolimnica è rilevabile una tendenza al decremento della concentrazione di P totale anche nel periodo autunnale. Notevole è il decremento rispetto al periodo compreso tra il 2004 ed il 2008, in cui le concentrazioni medie risultavano quasi sempre superiori a 100 µg/l. In questo caso il risultato ottenuto appare quindi più che positivo, con una riduzione di circa il 50%.

A partire dal 2010 è rilevabile una tendenza significativa al decremento ($r^2=0,73$, $p=0,00005$) anche della concentrazione di P totale alla circolazione autunnale, come rilevabile dalla figura 5.9.

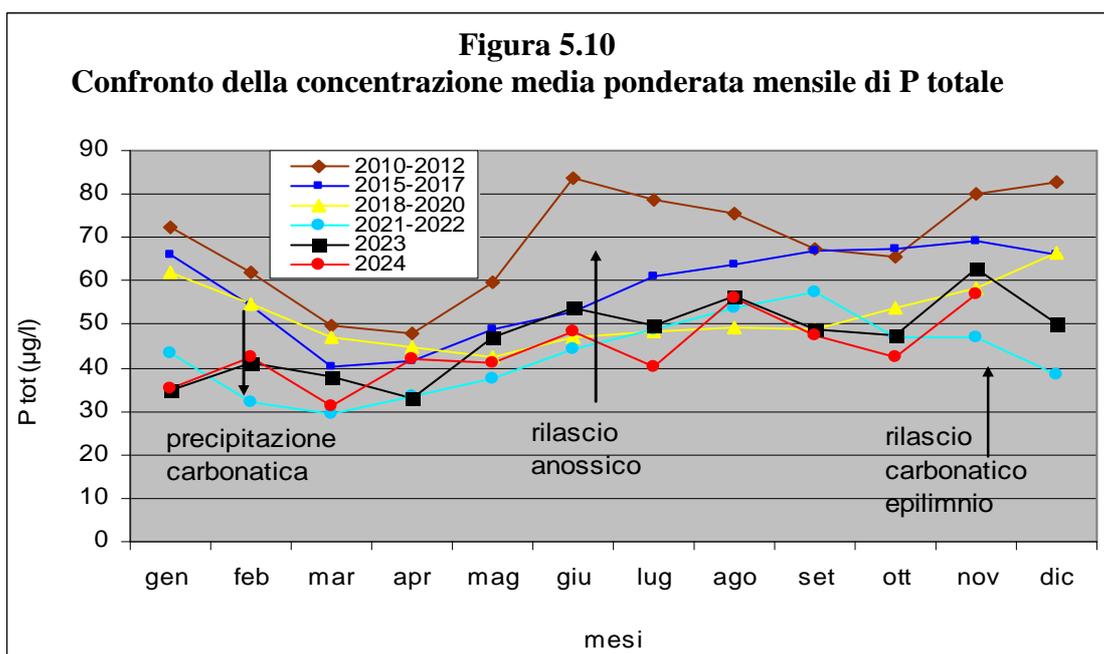
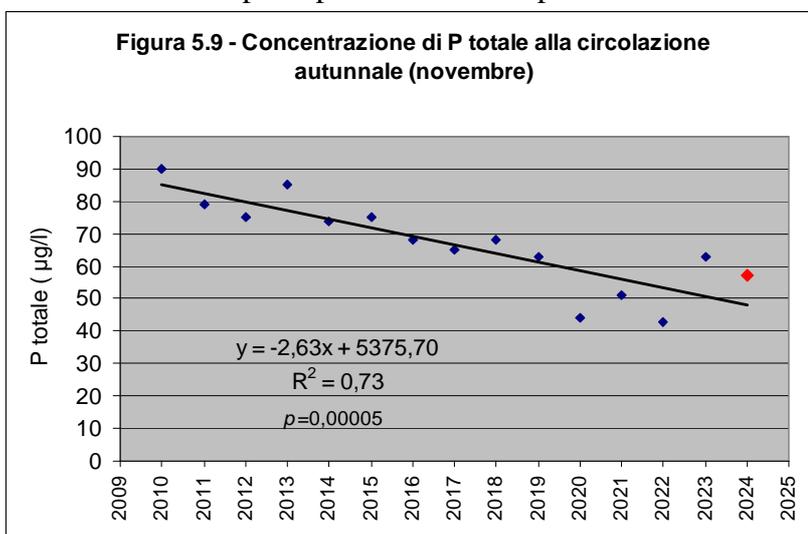
Gli ultimi due dati relativi al 2023 e al 2024 interrompono però la tendenza positiva che era in atto nel bacino est anche nel periodo più critico dell'anno.

Dal confronto tra il valore iniziale (90 µg/l) e finale (57 µg/l) è possibile ricavare una stima della quantità di fosforo rimosso dal bacino lacustre dal 2010 al 2024. Rapportando la differenza di -33 µg/l al volume del lago si ricava una perdita di circa 800 kg.

Un'analisi più dettagliata della tendenza evolutiva della concentrazione media ponderata di P totale è illustrata nella figura 5.10.

Considerando in questo caso le medie mensili del triennio 2010-2012, 2015-2017, 2018-2020 e il biennio 2021-2022 confrontate con le dinamiche mensili del 2023 e del 2024.

In questo caso si evidenzia una marcata diminuzione dei valori relativi al periodo estivo (giugno-agosto) che si identificano con il carico interno del periodo anossico estivo.



Una riduzione più contenuta è rilevabile anche nel periodo primaverile (marzo-maggio), con l'eccezione del 2020 in seguito all'anomala e prolungata fioritura di *Coelosphaerium sp.* Anche nel periodo autunnale si evidenzia una marcata diminuzione rispetto al triennio iniziale, quando le concentrazioni medie di P totale superavano gli 80 µg/l. Fa eccezione il dato relativo al 2023 che nel mese di novembre segnala un marcato incremento che riporta la concentrazione di P totale a 63 µg/l. Le cause di questa anomalia sono già state evidenziate in precedenza. Nel 2024 è rilevabile una dinamica sovrapponibile a quella del 2023, con valori che si mantengono su una concentrazione media annuale di circa 45 µg/l con incrementi di rilievo nei mesi di agosto e novembre che superano il limite dei 50 µg/l. Questi ultimi rientrano quindi nei limiti dell'eutrofia. La diminuzione più evidente è però quella relativa al carico interno del periodo estivo durante la fase anossica, che rappresenta il punto centrale di intervento dell'attività di aspirazione ipolimnica.

Ad esempio il dato medio di giugno è passato da 84 µg/l del primo triennio a 49 µg/l nel 2018, a 39 µg/l nel 2019, 53 µg/l nel 2020, 47 µg/l nel 2021, 42 µg/l nel 2022 ma sale a 54 µg/l nel 2023. Nel 2024 si riscontra un valore intermedio con 49 µg/l.

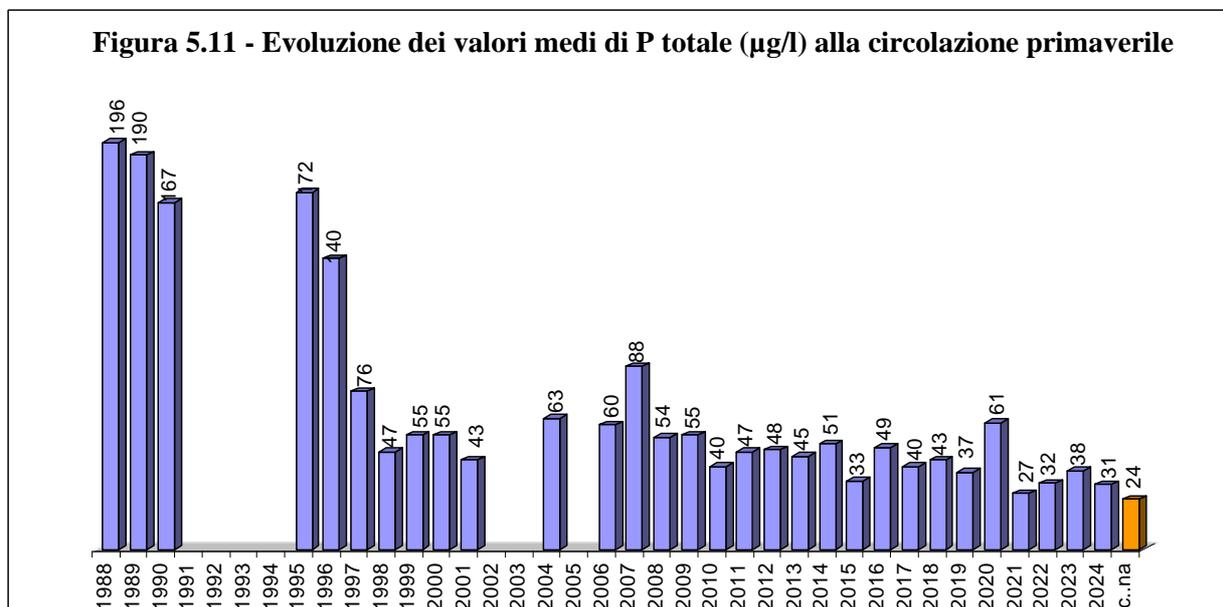
Anche il dato medio di luglio passa da 79 µg/l a 45 µg/l nel 2018, 48 µg/l nel 2019, 51 µg/l nel 2020, 52 µg/l nel 2021, 46 µg/l nel 2022 ma sale a 50 µg/l nel 2023. Nel 2024 si evidenzia il valore più limitato dal 2018, pari a soli 40 µg/l.

Per quanto riguarda il mese di agosto è rilevabile un sensibile decremento da 75 µg/l a 56 µg/l nel 2018, 47 µg/l nel 2019, 45 µg/l nel 2020 e 51 µg/l nel 2022. Il dato relativo al 2023 evidenzia anche in questo caso un aumento (56 µg/l), dato confermato anche nel 2024 con 56 µg/l. Questo tipo di analisi mostra pertanto una variazione importante del livello trofico nel periodo primaverile-estivo. In particolare per quanto riguarda il periodo giugno-agosto il decremento della concentrazione media di P totale sarebbe collegata principalmente alla riduzione dell'attività di rilascio mediata dai composti ferrici che, prima dell'attivazione dell'impianto di aspirazione delle acque di fondo, riprecipitano rapidamente alla circolazione termica tardo estiva in seguito al ritorno dell'O₂ disciolto nell'ipolimnio.

Più lenta e difficoltosa è invece la rimozione dell'apporto di P in autunno legato in prevalenza ai carbonati, anche perchè su questa fonte l'impianto di aspirazione non può intervenire direttamente.

La figura 5.9 mostra chiari segnali di miglioramento anche in questa direzione, con un marcato decremento delle concentrazioni di P totale anche nella fase autunnale. Confrontando infatti i valori relativi al mese di novembre si evidenzia il passaggio da 80 µg/l del periodo 2010-2012 ai 43 µg/l del 2022. Questa tendenza purtroppo non viene confermata dai dati relativi al 2023 e al 2024 con valori rispettivamente pari a 63 e 57 µg/l che riportano il bacino est in condizioni di eutrofia.

Un altro termine di valutazione della tendenza evolutiva trofica del bacino lacustre è rappresentato dalla concentrazione di P totale alla circolazione di fine inverno che, a differenza della circolazione



autunnale, è meno soggetta all'influenza del carico interno. Questo si manifesta infatti durante la stratificazione termica estiva, in particolare quando sul fondo si instaurano condizioni di anossia. Durante i mesi primaverili possono invece prevalere fenomeni di precipitazioni chimica del fosforo legati alle dinamiche dei carbonati. I dati relativi a fine inverno (marzo) indicano quindi valori di P totale nettamente inferiori rispetto a quelli autunnali, come verificabile dalla figura 5.11.

Appare evidente il notevole decremento rispetto al ventennio '80 e '90. Il dato relativo al 2011 (47 µg/l il 18/4) risulta sostanzialmente sovrapponibile al triennio successivo con valori compresi tra 45 e 51 µg P/l, indicando condizioni al limite dell'eutrofia nel periodo primaverile, contro la marcata ipertrofia degli anni '90.

Il valore relativo al marzo 2015 (33 µg/l) segnala un marcato decremento con un valore prossimo al limite della mesotrofia.

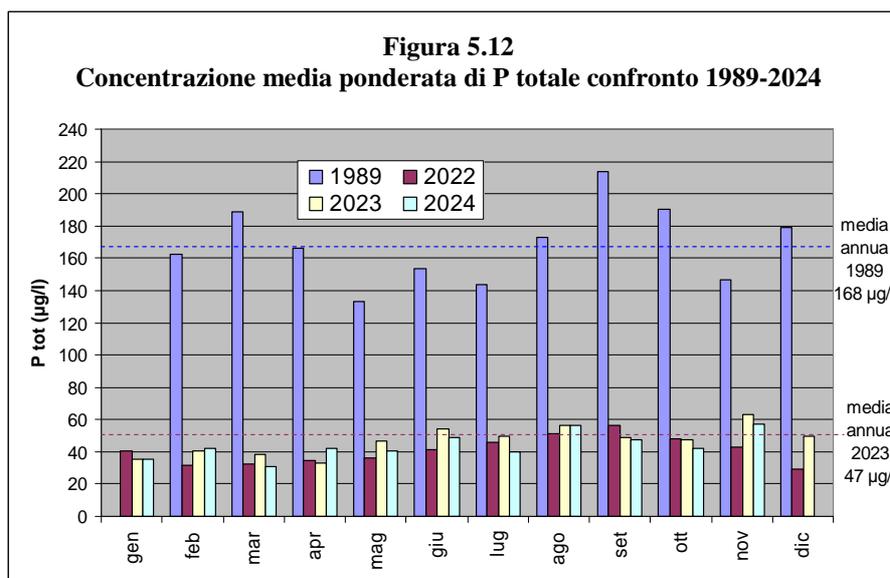
Il dato relativo al 2016 (49 µg/l) indica una concentrazione di P totale che conferma la presenza di condizioni di meso-eutrofia durante il periodo primaverile. Per quanto riguarda il 2017, 2018 e 2019 nel mese di marzo sono da rilevare rispettivamente concentrazioni di 40 µg P/l, 43 µg P/l e 37 µg P/l, che risultano tra le più contenute dell'ultimo decennio e confermano le condizioni di meso-eutrofia presenti nel periodo primaverile.

Negativo invece il dato relativo al 2020, che mostra un marcato incremento della concentrazione di P totale rilevata nel mese di marzo (61 µg/l). Le cause di questo valore anomalo sono collegate all'intensa e prolungata fioritura di cianobatteri sostenuta principalmente dal genere *Coelosphaerium*, favorita in parte dal grave stato di alterazione dell'immissario Sabina, nel quale nel mese di febbraio è stata riscontrata una concentrazione di P totale di ben 878 µg/l con una portata idrica di circa 48 l/s.

Al contrario il dato relativo al 2021 con 27 µg/l alla circolazione primaverile segnala il minimo assoluto dell'intero periodo di indagine, classificando per la prima volta il bacino est in una condizione di mesotrofia.

Nel 2022 si riscontra un valore leggermente superiore (32 µg/l), che si mantiene comunque prossimo al limite superiore della mesotrofia. Il dato relativo al 2023 segnala un ulteriore incremento della concentrazione di P totale, che sale a 38 µg/l e confermerebbe una tendenza all'aumento del livello trofico primaverile nell'ultimo triennio. Il dato del 2024 segnala un miglioramento della concentrazione di P totale alla circolazione primaverile, che con un dato pari a 31 µg/l si riporta sui valori del 2022.

Una verifica più diretta della notevole riduzione del livello trofico rispetto agli anni '80 e '90 è ricavabile dalla figura 5.12, che mostra il confronto tra le concentrazioni medie ponderate mensili relative al 1989 ed al triennio 2022-2024. La differenza appare più che evidente, con valori che nel 1989 superavano sempre i 130 µg/l con punte maggiori di 200 µg/l. Il lago di Annone est versava quindi in una permanente condizione di ipertrofia,



con una concentrazione media annuale di 168 µg/l. Nel 2022 le concentrazioni mensili risultano comprese tra un minimo di 32 µg/l ed un massimo di 57 µg/l, con una concentrazione media

annuale pari a 42 µg/l. Nel 2023 le concentrazioni mensili risultano comprese tra un minimo di 33 µg/l ed un massimo di 63 µg/l, con una concentrazione media annuale pari a 47 µg/l. Nel 2024 le concentrazioni mensili risultano comprese tra un minimo di 31 µg/l ed un massimo di 57 µg/l nel periodo gennaio-novembre. Il valore medio attuale è quindi pari a circa un quarto rispetto al passato, e ciò conferma il miglioramento del livello trofico nell'Annone est.

RINGRAZIAMENTI

Un sentito ringraziamento alla società SIMPEC s.r.l. ed in particolare a Cristiano Amati per la fondamentale ed assidua collaborazione durante l'intera attività di gestione dell'impianto di prelievo ipolimnico.