



LIFE AGREE - coAstal laGoon long teRm management

LIFE13 NAT/IT/000115

Action D.3: Monitoraggio delle acque

Relazione finale delle attività - dicembre 2019

Giuseppe Castaldelli, Fabio Vincenzi, Elisa Soana, Mattia Lanzoni e Elisa Anna Fano



Indice

Premessa.....	3
Materiali E Metodi	4
Risultati	6
Considerazioni Conclusive	15
Riferimenti Bibliografici.....	17
Allegato.....	18



Premessa

L'eutrofizzazione è un fenomeno di inquinamento che coinvolge gli ambienti acquatici e inizia da un arricchimento dei nutrienti, soprattutto fosforo e azoto, che favorisce un incremento di produttività primaria ed un accumulo di sostanza organica insostenibile per l'ecosistema. I processi di decomposizione della sostanza organica accumulata determinano, in un tempo dipendente dalla tipologia dei vegetali accumulatisi e dalle condizioni fisiche al contorno, un eccessivo consumo di ossigeno che porta all'instaurarsi di ipossia e/o anossia. Per evitare ciò, in un sistema estremamente complesso, sia dal punto di vista idraulico sia ecologico, come una laguna, è fondamentale mantenere un equilibrio tra i processi di ricambio e miscelamento delle acque marine e fluviali e tra i processi di crescita e di decomposizione dei vegetali. In particolare, gioca un ruolo fondamentale il mantenimento dei gradienti salini che a sua volta condiziona la distribuzione dei popolamenti vegetali ed animali. In particolare, il mantenimento di aree a bassa salinità, tali da garantire lo sviluppo di densi canneti è la condizione primaria per permettere all'ecosistema lagunare di esercitare l'importantissima funzione ecosistemica di fitodepurazione dei carichi di nutrienti in entrata con l'acqua dolce e, in particolare di rimozione dei carichi di azoto nitrico (Castaldelli et al., 2015; Castaldelli et al., 2018, Soana et al, 2018; Soana et al., 2019). Tale servizio ecosistemico svolto dai canneti è a sua volta di garanzia per il mantenimento di un buono stato qualitativo in tutto il comparto lagunare.

I monitoraggi ex-ante (Action A.6) ed ex-post (Action D.3) hanno consentito di ottenere una caratterizzazione ecologica delle acque della Valle di Gorino, con particolare riferimento ai parametri indicatori di stato trofico, prima dell'inizio e al termine degli interventi previsti dal progetto. Il monitoraggio ex-post ha anche permesso una valutazione dell'effetto sulla salinità e sulla qualità ecologica delle acque dell'apertura permanente, a partire dal 2016, della conca di navigazione di Gorino e della chiavica vinciana, in prossimità del faro di Gorino.

L'intera serie di dati, per la quale sono ancora in corso le analisi relative a novembre e dicembre, verrà caricata sul sito internet al termine dell'anno 2019, in un unico database relativo al monitoraggio delle acque.



Materiali e metodi

Il monitoraggio ex-ante delle acque, effettuato nel periodo compreso tra il 13/08/2014 e il 17/09/2015, ha previsto un totale di 28 uscite di campionamento in 9 stazioni di cui 8 interne alla Valle di Gorino e una ubicata sul fiume Po in località Ponte di Barche di Gorino (Fig. 1). Il monitoraggio ex-post delle acque ha previsto fino ad ora un totale di 29 uscite di campionamento ed è stato effettuato in due periodi, tra il 24/05/2017 e il 11/12/2018 e tra il 16/04/2019 e il 16/10/2019. In Allegato è riportata la documentazione fotografica delle attività monitoraggio.

Il campionamento è stato effettuato tra le ore 9:00 e le ore 11:00 del mattino, mantenendo sempre il medesimo ordine delle stazioni. Le operazioni di campo sono state possibili grazie al supporto logistico di ARPAE che ha messo a disposizione personale e imbarcazioni. Prima di effettuare il prelievo, in relazione alla stratificazione di masse d'acqua a differente salinità, presente in tutte le stazioni, è stata effettuata una profilazione della colonna d'acqua tramite sonda multiparametrica Hydrolab, messa a disposizione da ARPAE. I parametri rilevati sono stati: profondità, temperatura, conducibilità e salinità, pH, concentrazione e percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto e potenziale Redox. Dopo aver esaminato il profilo della salinità, si è proceduto al prelievo solitamente a metà della colonna d'acqua dei campioni di acqua per l'analisi dei nutrienti, utilizzando bottiglia di tipo Ruttner (volume 2 litri). Nella stazione ubicata sul fiume Po, i campioni sono stati prelevati alla profondità corrispondente alla metà dello strato superficiale di acqua dolce, di spessore variabile a seconda della stagione, della portata e della fase di marea.

Sui campioni d'acqua prelevati e filtrati sono state analizzate le forme inorganiche disciolte di azoto e fosforo. Per completare il quadro della qualità idrochimica sono state misurate le concentrazioni di pigmenti fotosintetici e su campioni non filtrati le concentrazioni di azoto e fosforo totali.



Figura 1. Immagine satellitare della Sacca di Goro con indicate le stazioni di monitoraggio nella Valle di Gorino.

Le tecniche strumentali e analitiche utilizzate sono di seguito riportate:

- Temperatura dell'acqua: termosonda montata su una sonda multiparametrica, range $-/+50$ °C, accuratezza 0.003 °C, risoluzione 0.0005 °C, costante di tempo 50 ms;
- Concentrazione idrogenionica: elettrodo in vetro e riferimento esterno, a compensazione termica automatica; range 0.00/14.00 pH, accuratezza 0.01 pH, risoluzione 0.001 pH, costante di tempo 3s;
- Salinità (psu o practical salinity units, numericamente equivalenti ai grammi di sali complessivamente presenti in un chilogrammo di soluzione; la misura approssima quindi la dicitura di grammi per litro): tramite misura della conducibilità, range 0/64 mS/cm, accuratezza 0.003 mS/cm, risoluzione 0,001 mS/cm, costante di tempo 50 ms (con velocità di flusso idrico di 1 m/s);
- Ossigeno disciolto: elettrodo polarografico (Clark type), range 0/50 ppm, accuratezza 0.1 ppm, risoluzione 0.01 ppm, costante di tempo 3 s (in aria);
- Potenziale Redox: elettrodo in platino e riferimento 3M Ag/AgCl, range $-1000/+1000$ mV, accuratezza 1mV, risoluzione 0.1 mV, costante di tempo 3 s;
- Azoto ammoniacale: dosato colorimetricamente, secondo metodica manuale che sfrutta la reazione di Berthelot (1859); il protocollo usato è quello di Bower and Holm-Hansen (1980) e presenta un limite di rilevabilità di 0.5 $\mu\text{gat N/l}$ e una precisione di ± 0.3 $\mu\text{gat N/l}$ alla concentrazione di 7 $\mu\text{gat N/l}$, operando in un range compreso tra 0 e 1000 $\mu\text{gN/l}$;
- Azoto nitroso: dosato secondo il metodo colorimetrico automatico n° 44-69 W della Technicon Industrial Systems utilizzando un Auto-Analyzer II. Il nitrito viene determinato tramite diazotazione a pH 2.0-2.5 con sulfanilamide e la successiva copolazione con N-1-naftiletildiamina (reattivo di



Griess-Saltzman). La concentrazione del composto colorato così prodotto viene determinata tramite una misura di assorbanza a 520 nm. Il metodo presenta un limite di rilevabilità di 0.1 $\mu\text{gN/l}$ e una precisione alla concentrazione di 3.2 $\mu\text{gN/l} \pm 0.1 \mu\text{gN/l}$ (S.D.), operando in un range compreso tra 0 e 5.0 $\mu\text{gN/l}$;

- Azoto nitrico: dosato colorimetricamente con il metodo colorimetrico automatico n° 43-69 W della Technicon Industrial Systems utilizzando un Auto-Analyzer II (Armstrong et al., 1967; APHA, 1992). Il nitrato viene ridotto a nitrito attraverso una colonna contenente granuli di cadmio ricoperti con rame metallico. Il nitrito così prodotto è determinato secondo la reazione sopra riportata, corretto per la presenza di nitriti nel campione originario, prima della riduzione. È in pratica una misura indiretta dell'azoto nitrico perché esso è prima ridotto a ione nitroso e quindi determinato come tale. Vista l'elevata concentrazione di nitrati, che, dipendentemente dal contesto sperimentale, poteva essere presente nei campioni in esame, è stato possibile portare il range di lavoro da 0 a 25 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{l}$ senza modificare la linearità di risposta dello strumento (limite di rilevabilità di 0.4 $\mu\text{gN/l}$ e precisione a 10 $\mu\text{gN/l} \pm 0.3 \mu\text{gN/l}$ (S.D.)). I campioni a concentrazione maggiore di 25 $\mu\text{gN-NO}_3^-/\text{l}$ sono stati diluiti manualmente;
- Fosforo reattivo: lo ione ortofosfato viene fatto reagire in ambiente acido con ammonio molibdato e tartrato di antimonio potassio per formare un complesso antimonio fosfomolibdico, di colore giallo, che, ridotto da acido ascorbico, dà luogo al blu di molibdeno, la cui assorbanza è leggibile a 660, 815, 880 nm. Il metodo presenta un limite di rilevabilità di 0.1 $\mu\text{gP/l}$ (APHA, 1992);
- Pigmenti fotosintetici (clorofilla a, feofitina a): il metodo per la stima quantitativa dei pigmenti fotosintetici si basa sulla filtrazione del campione d'acqua in esame, su filtri in fibra di vetro e la successiva estrazione dei pigmenti in una miscela acquosa di acetone al 90 %. La concentrazione dei pigmenti viene dosata nell'estratto per via spettrofotometrica con lettura a 630, 645, 663 e 750 nm (Lorenzen, 1967; APHA, 1992) e riferita al litro di campione filtrato;
- Azoto e fosforo totali: dosati in campioni non filtrati, previa ossidazione con persolfato in ambiente basico, in autoclave a 120 °C per 40 minuti. In questo modo si ottiene l'ossidazione a nitrato di tutto l'azoto presente nel campione e la conversione di tutte le frazioni del fosforo, sia di quella organica sia dei fosfati condensati, in ortofosfato reattivo. Il nitrato e l'ortofosfato sono quindi dosati come riportato sopra.

Risultati

I grafici di seguito riportano il confronto tra la fase ex-ante e ex-post per i principali parametri indicatori di stato trofico ottenuto tramite il monitoraggio previsto nelle Azioni A.6 e D.3.

Con la sola eccezione dei mesi estivi, le concentrazioni dei nitrati provenienti dal ramo del Po di Goro hanno influenzato gli andamenti delle stazioni nella Valle di Gorino (Fig. 2) e l'effetto è risultato esteso all'intera valle coinvolgendo tutte le stazioni prese in esame indipendentemente dalla posizione e dalla lontananza dai punti di entrata dell'acqua dolce. Il fenomeno evidenziato è spiegabile in relazione all'entrata di acqua dolce sia del Po di Goro, sia proveniente dagli altri rami del Po e che, spostandosi lungo costa verso sud, entra nella Sacca di Goro e quindi nella Valle di Gorino dalla bocca a mare della laguna. Inoltre, va considerato che nel periodo autunno-invernale i nitrati assumono un comportamento quasi conservativo, tale da mantenerne stabili le concentrazioni anche per lunghe percorrenze. Differentemente, già a partire dal mese di giugno si è assistito ad un calo delle concentrazioni in tutte le stazioni, principalmente a causa all'instaurarsi nella valle di processi di sequestro sia temporanei (assorbimento e stoccaggio nella biomassa algale) sia permanenti come la denitrificazione batterica che, convertendo il nitrato in azoto molecolare gassoso, rimuove l'azoto in modo definitivo dal sistema.

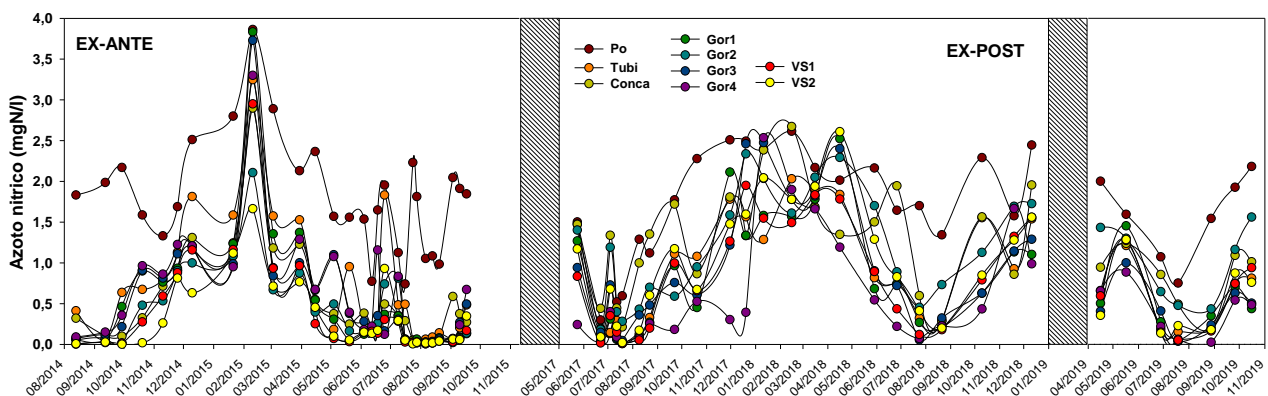


Figura 2. Andamento della concentrazione di azoto nitrico nelle 9 stazioni di campionamento.

Il monitoraggio ex-post ha mostrato un andamento delle concentrazioni di azoto nitrico in linea con il monitoraggio ex-ante, con assenza di picchi di piena e valori significativamente inferiori durante i mesi estivi, sia per effetto dei fenomeni dissipativi menzionati sopra sia per le scarse portate del Po nella tarda primavera ed estate del 2018. Evidenze analoghe sono emerse anche in occasione del monitoraggio condotto nel 2019. Analogamente al campionamento ex-ante, anche nel campionamento ex-post non è stata evidenziata una chiara zonazione delle concentrazioni dei nitrati tra le stazioni sotto l'argine del Po e quelle prospicienti lo scanno. Con riferimento al periodo primaverile, le concentrazioni di azoto nitrico in tutte le stazioni della Valle di Gorino sono risultate mediamente più elevate nel monitoraggio ex-post rispetto al monitoraggio ex-ante a causa dei

maggiori volumi di acqua dolce entrati in valle in conseguenza dell'apertura permanente, a partire dal 2016, della conca di navigazione di Gorino e della chiavica vinciana (Fig. 3). È infatti quello primaverile il momento in cui le acque del Po veicolano i maggiori carichi di nutrienti e di azoto in particolare. Tuttavia, le maggiori concentrazioni di nitrati negli anni 2017-19 non hanno generato alcuna criticità relativa all'ossigeno, le cui concentrazioni sono risultate migliori di quelle del periodo precedente (2015).

Tale evidenza è probabilmente ascrivibile a vari fattori, tra cui, la variabilità inter-annuale dei fenomeni di produzione primaria e la migliore circolazione complessiva nella Valle di Gorino. E' anche ipotizzabile che le condizioni di minore salinità e la relativa ripresa del canneto abbiano nell'insieme contribuito a una migliore metabolizzazione (leggi rimozione) dei carichi di nitrati, senza innescare fenomeni di accumulo di sostanza organica.

Azoto nitrico (mgN/l)

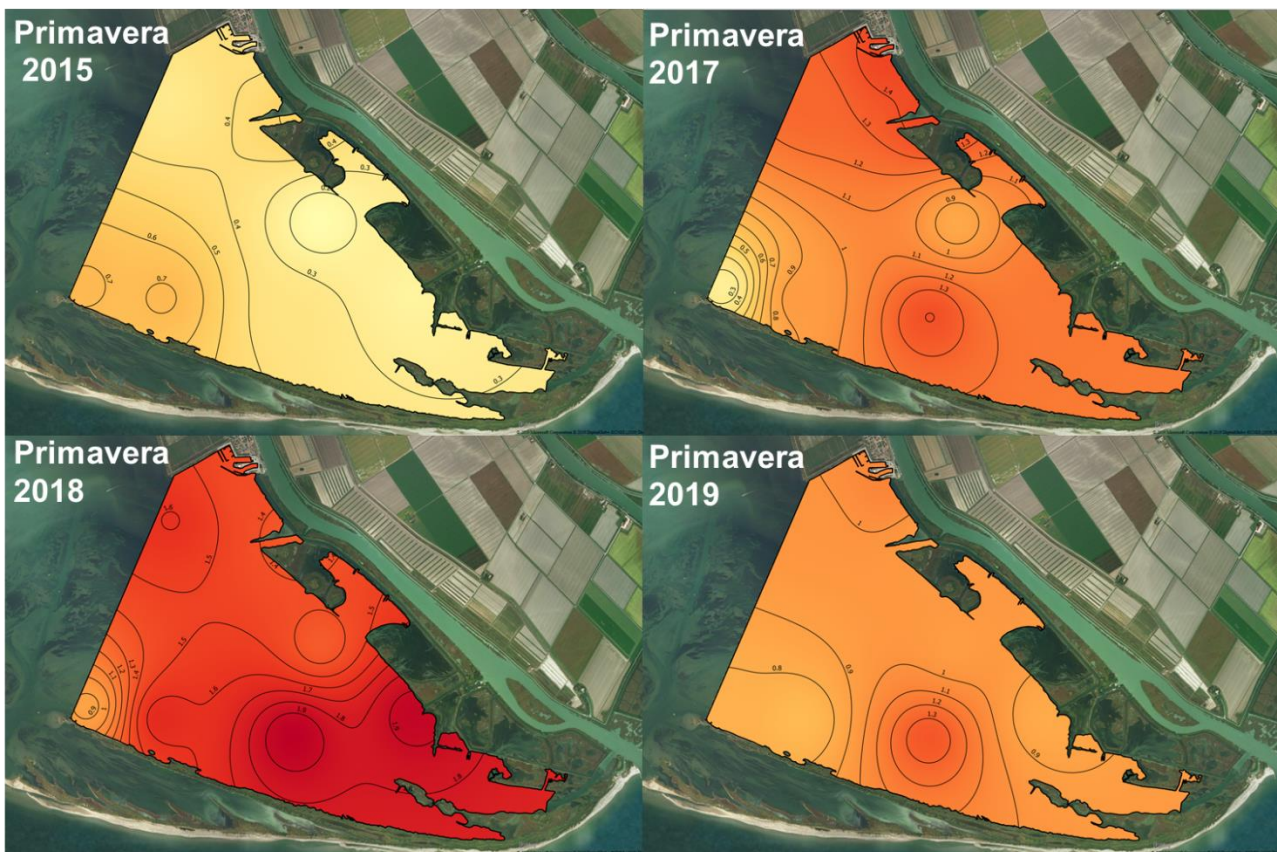


Figura 3. Distribuzione della concentrazione di azoto nitrico nel periodo primaverile dei quattro anni oggetto di monitoraggio.

La saturazione dell'ossigeno disciolto ha indicato condizioni generali di buona ossigenazione in numerose date di campionamento (Fig. 4). Valori di sovrasaturazione sono stati misurati in

settembre 2014 e in marzo, maggio e giugno 2015, ad indicare momenti di intensa produzione primaria a cui sono seguiti momenti di ipossia ed anossia. In particolare, l'anossia di fine luglio 2015 ha interessato un'area vasta, che va dalla stazione Conca alle stazioni Gor 1, Gor 2 e Gor 3. In tale periodo si è verificata una vera e propria distrofia con estese morie di benthos in quasi tutta la Valle di Gorino. Diversamente, nel 2017, 2018 e 2019, l'ipossia misurata in occasione dei mesi estivi più critici è stata molto meno severa di quanto registrato durante il monitoraggio ex-ante e ad essa non è mai seguita anossia e distrofia (Fig. 5).

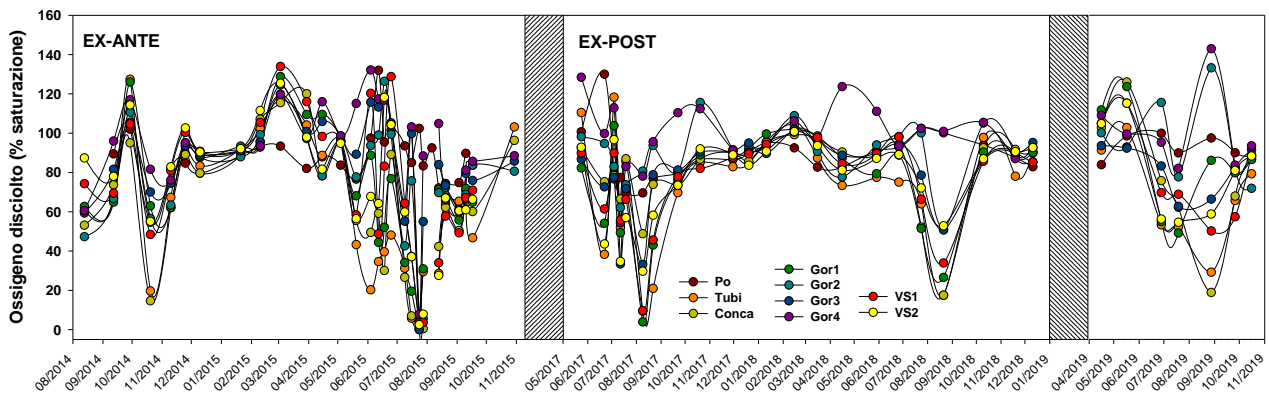


Figura 4. Andamento della saturazione percentuale dell'ossigeno disciolto nelle 9 stazioni di campionamento.

Ossigeno disciolto (% saturazione)

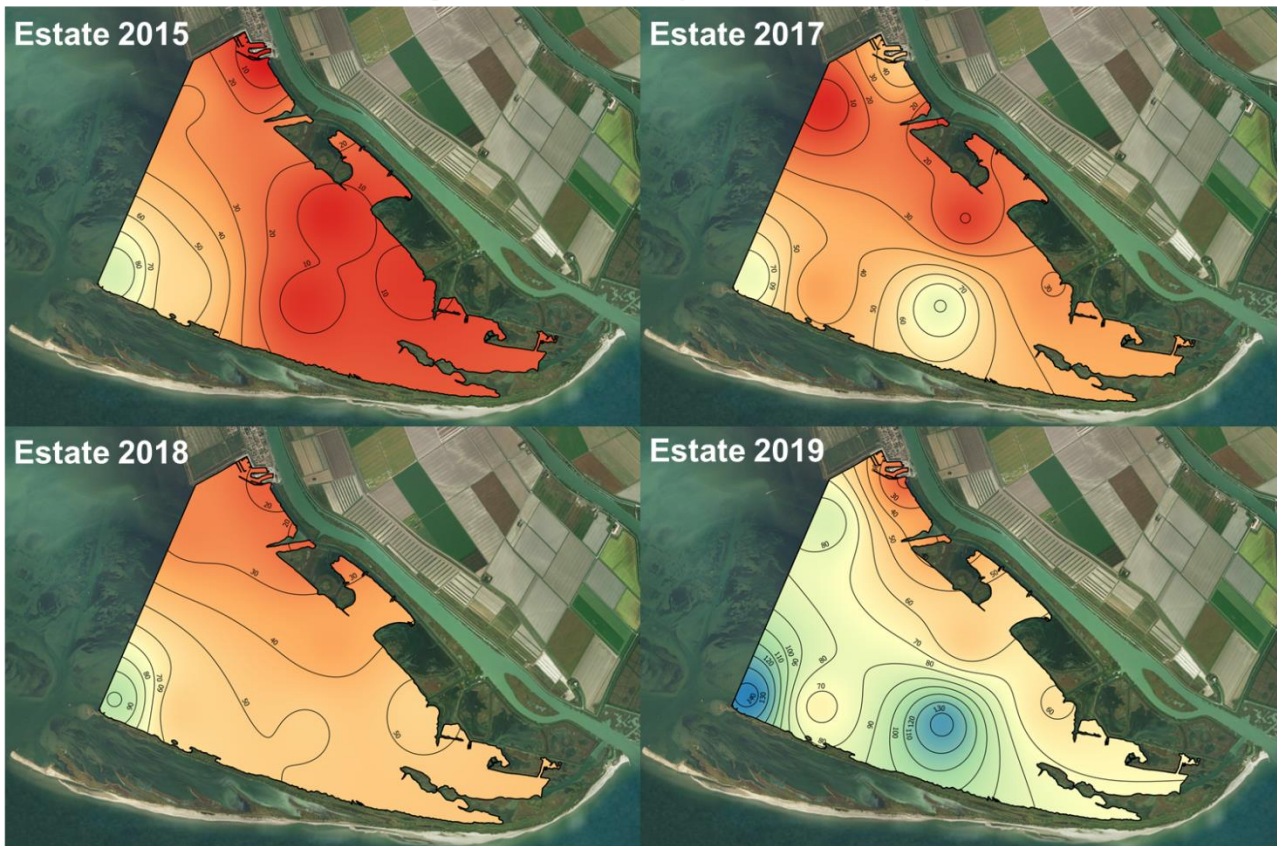


Figura 5. Distribuzione della concentrazione di ossigeno disciolto nel periodo estivo dei quattro anni oggetto di monitoraggio.

Le concentrazioni di azoto ammoniacale sono rimaste generalmente inferiori a 0.5 mgN/l nella quasi totalità delle stazioni con poche eccezioni nel pieno dei mesi estivi del 2015 e 2017 (Fig. 6). Le concentrazioni maggiori di azoto ammoniacale sono state riscontrate in occasione delle crisi ipossiche/anossiche più intense: da evidenziare in particolare l'importante anossia di fine luglio 2015 che ha interessato un'area vasta della valle e durante la quale si è verificato un rilancio di ammonio dal comparto sedimentario tale da incrementare le concentrazioni nella colonna d'acqua di buona parte delle stazioni, con picchi più evidenti nelle stazioni più confinate, VS 1 e VS 2. Tale contributo è riconducibile all'intensa e rapida attività batterica di mineralizzazione degli organismi vegetali ed animali morti a seguito dell'evento distrofico, favorita in tale periodo dall'alta temperatura. Durante il monitoraggio ex-post, l'instaurarsi di condizioni ipossiche meno durature ed estese rispetto agli anni 2014 e 2015, ha determinato rilanci di ammonio sedimentario meno intensi e meno pericolosi per l'ecosistema.

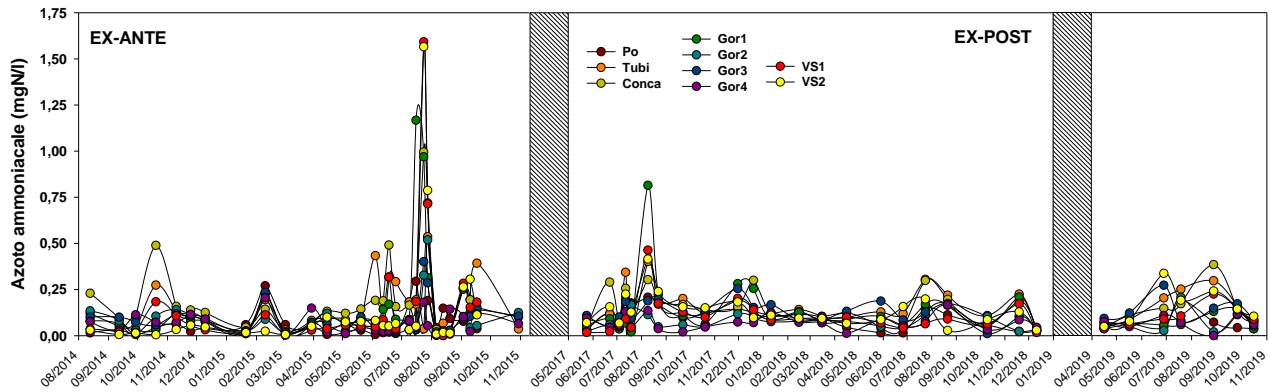


Figura 6. Andamento della concentrazione di azoto ammoniacale nelle 9 stazioni di campionamento.

Le concentrazioni di fosforo ortofosfato hanno mostrato un andamento simile a quello dell'azoto ammoniacale con un picco a 0.3 mgP/l durante il monitoraggio ex-ante in data 24/07/2015 (Fig. 7), momento in cui è stato anche registrato il maggior rilancio di ammonio sedimentario (Fig. 6). Ciò è direttamente riconducibile all'intensa e duratura anossia che si è verificata nello stesso periodo, tale da determinare condizioni particolarmente riducenti a livello del sedimento. Queste condizioni hanno favorito la solubilizzazione del fosforo sedimentario, con incremento della sua concentrazione nella colonna d'acqua delle stazioni VS 1, VS 2, Tubi, Conca e Gor 1. Il fosforo, infatti, in condizioni di disponibilità di ossigeno in colonna d'acqua e di maggior ossidazione del sedimento presenta naturalmente un pool sedimentario insolubile. Diventa invece rapidamente solubile a seguito di attività batteriche che si verificano quando l'anossia della colonna d'acqua porta il sedimento a raggiungere condizioni fortemente riducenti. Ciò non è stato evidenziato durante il monitoraggio ex-post, quando l'instaurarsi di condizioni ipossiche in colonna d'acqua e nel sedimento superficiale ha avuto carattere transitorio e un'intensità tale da non determinare solubilizzazione del fosforo sedimentario e rilanci significativi di fosforo ortofosfato dal sedimento alla colonna d'acqua. Come nel caso dell'ammonio, l'assenza di fenomeni di questo tipo è una indicazione di migliore stato ambientale e di minor rischio di re-innesco di crescite algali e del manifestarsi di nuove ipossie e anossie.

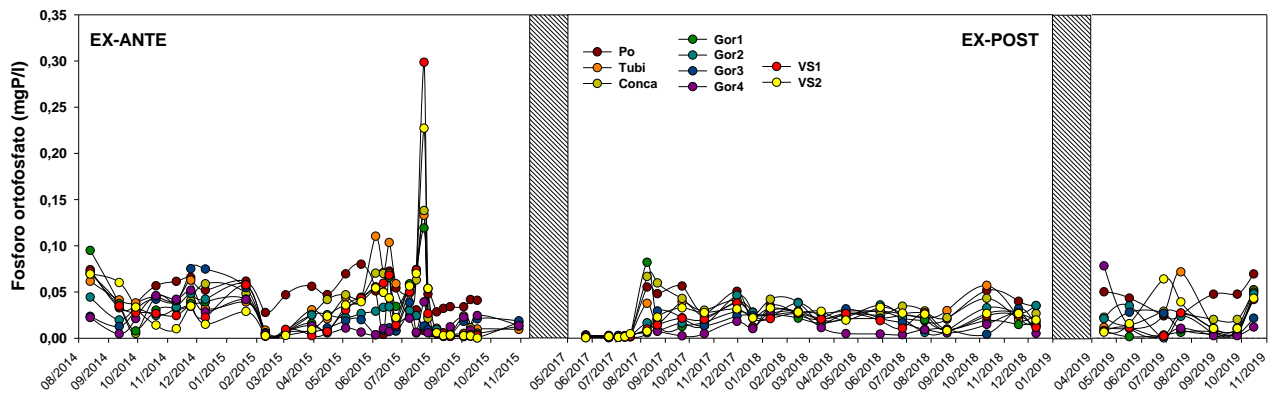


Figura 7. Andamento della concentrazione di fosforo ortofosfato nelle 9 stazioni di campionamento.

Gli andamenti delle concentrazioni del fosforo totale hanno risentito sia della solubilizzazione dell'ortofosfato a seguito delle anossie estive, in particolar modo l'evento di fine luglio 2015, sia dei carichi in ingresso dal Po di Goro, come appare a marzo 2015, quando l'effetto del Po è particolarmente evidente nella stazione Tubi dove l'acqua del Po entra direttamente nella Valle di Gorino (Fig. 8). L'assenza di estese e durature crisi anossiche tra il 2017 e il 2019 ha determinato una maggiore omogeneità delle concentrazioni di fosforo totale tra periodi e stazioni, con la sola eccezione di ottobre 2018, nelle stazioni VS 2, Gor2 e Gor3.

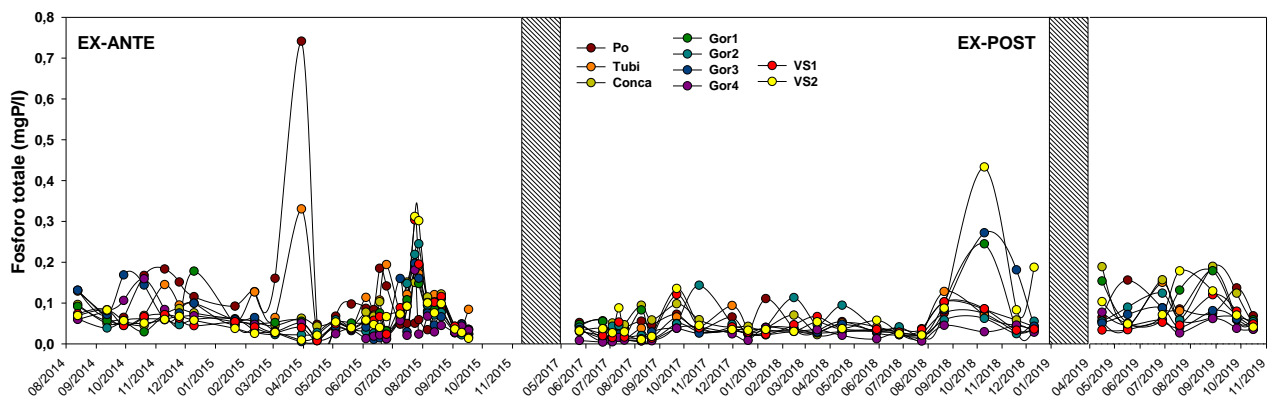


Figura 8. Andamento della concentrazione di fosforo totale nelle 9 stazioni di campionamento.

Concentrazioni di clorofilla a fitoplantone decisamente elevate sono state evidenziate da fine luglio a fine agosto 2015, a indicare che intense fioriture si sono sviluppate dopo la crisi anossica che ha investito l'intera Valle di Gorino a fine di luglio (Fig. 9). Tale sviluppo di fitoplancton è stato favorito dalla disponibilità di nutrienti in acqua, in particolare azoto ammoniacale e fosforo ortofosfato,

rilanciati dal sedimento a seguito della distrofia (Fig. 4, Fig. 5). Ulteriore condizione che ha favorito lo sviluppo fitoplanctonico nell'agosto del 2015 è stato il venir meno della competizione per i nutrienti con le macroalghe, di fatto scomparse con la distrofia di fine luglio. L'assenza di fenomeni distrofici nelle estati del 2017, 2018 e 2019 non ha favorito l'instaurarsi di condizioni di questo tipo e infatti le concentrazioni di clorofilla-*a* fitoplanctonica si sono attestate su valori massimi inferiori a quelli del 2015, a indicare minore sviluppo di fitoplancton nell'intera Valle di Gorino.

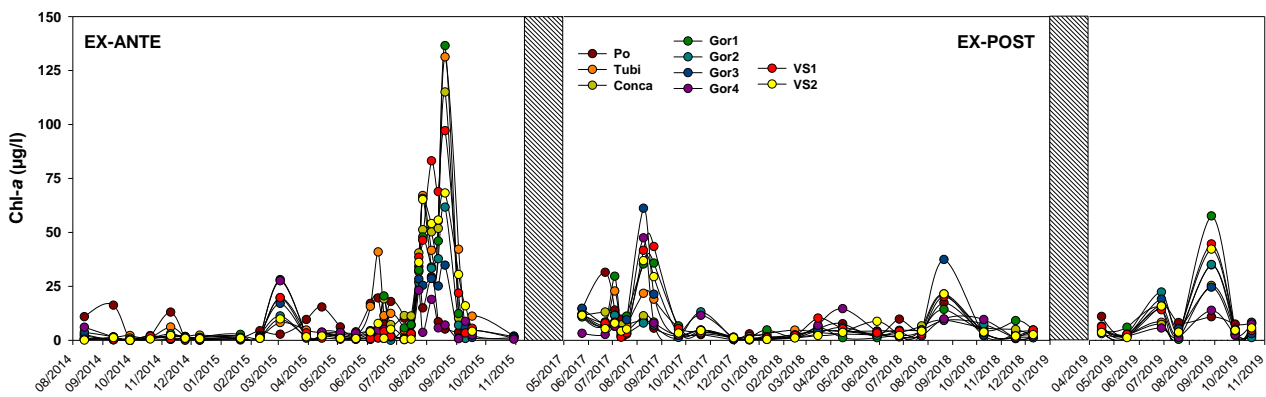


Figura 9. Andamento della concentrazione di clorofilla *a* fitoplanctonica nelle 9 stazioni di campionamento.

Il monitoraggio ex-ante ha evidenziato una situazione di sostanziale omogeneità della salinità nell'intera Valle di Gorino con valori generalmente maggiori nei mesi più caldi, in cui sono risultati prossimi a quelli del mare antistante (Fig. 8). Nel 2015, come per i nitrati, anche per la salinità non è stata evidenziata una zonazione netta tra le stazioni sotto l'argine del Po e quelle prospicienti lo scanno. Un incremento generalizzato e significativo è stato riscontrato nel periodo estivo, quando è stato raggiunto un valore di oltre 34 psu alla stazione Gor 4, la più vicina alla bocca a mare e una media di circa 28 psu nelle stazioni Gor2, Gor 1, Conca, VS 1 e VS 2, più interne nella valle. Nelle condizioni ex-ante, infatti, la circolazione nella Vale di Gorino favoriva l'ingressione marina fino alle stazioni più interne. Tale fenomeno di "marinizzazione" è dipendente dalla presenza dei canali sommersi che dalla bocca arrivano in vicinanza dell'argine del Po e, in modo minore dalla azione delle pompe, azionate il luglio 2015 per favorire il ricircolo nella parte più interna della valle e rimuovere l'acqua anossica lì formata. Questa azione, indirizzata alla mitigazione dei fenomeni anossici, ha di fatto veicolato acqua di origine marina fino alle porzioni più interne del bacino facendogli in parte perdere le caratteristiche di zone a bassa salinità.

Il monitoraggio ex-post ha mostrato come l'apertura dei manufatti idraulici abbia ripristinato i gradienti salini, determinando una generale diminuzione della salinità in molte stazioni interne

ripotandole verso valori più vicini a quelli tipici degli habitat della Valle di Gorino (Fig. 8, Fig. 9). Nel 2017-2018 la salinità è calata più marcatamente nelle stazioni di VS1 e VS2, rispetto ai valori misurati nel periodo ex-ante. Tale trend riguarda anche la stazione Gor3 che, sebbene prossima allo scanno, è interessata direttamente dai flussi di acqua dolce in entrata dal Po attraverso la chiavica vinciana in località Faro di Gorino.

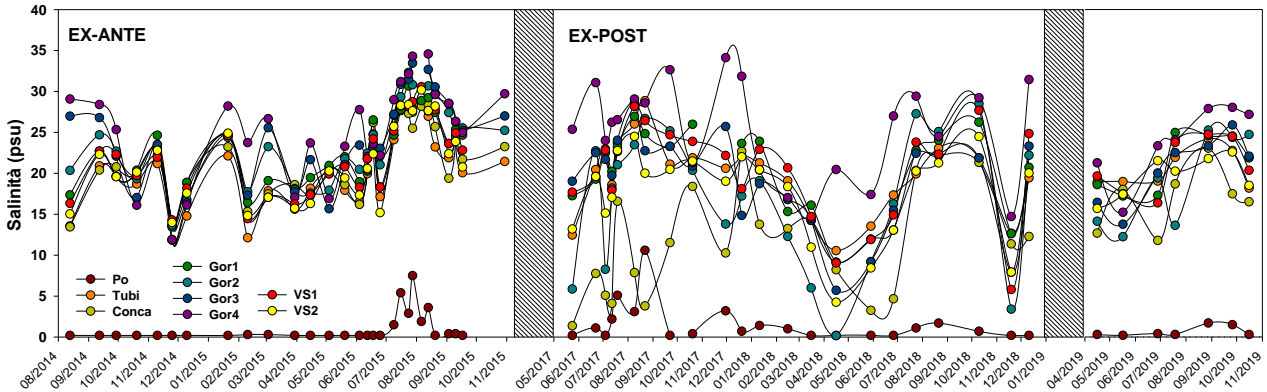


Figura 8. Andamento della salinità nelle 9 stazioni di campionamento.

Salinità (psu)



Figura 9. Distribuzione dei valori di salinità nel periodo estivo dei quattro anni oggetto di monitoraggio.



Considerazioni conclusive

I risultati dei monitoraggi ex-post, condotti nel triennio 2017/2019, hanno evidenziato che l'apertura della conca di navigazione di Gorino e della chiavica vinciana in vicinanza del faro di Gorino, unitamente agli interventi di risezionamento dei canali sublagunari, hanno determinato un miglioramento delle condizioni generali della Valle di Gorino. In particolare, la salinità nelle aree della Valle di Gorino più interne e adiacenti all'argine del Po si è attestata su valori compatibili con la ripresa del canneto (*P. australis*). Tale vegetazione, tipica degli habitat a bassa salinità, era storicamente presente nella porzione nord (Valle Seganda e aree adiacenti) e centrale della Valle di Gorino, di cui ne copriva buona parte della superficie, estendendosi fino alle adiacenze del porto e dell'abitato di Gorino, come è ben documentato da foto storiche dalle aereo-fotogrammetrie del primo dopoguerra (Gaglio et al., 2019). Il fenomeno di marinizzazione, assestatosi negli ultimi decenni, è stato probabilmente la principale ragione della rarefazione e scomparsa del canneto, sostituito da essenze alofile che, a differenza del canneto, sono in grado di crescere in un ambiente con salinità prossime a quelle dell'acqua di mare.

Con l'apertura della conca di navigazione di Gorino e della chiavica vinciana, non si sono verificati effetti negativi potenzialmente attesi a causa di un maggior input di nutrienti, veicolati dai maggiori volumi di acqua dolce entrati in valle. Al contrario, tra il 2017 e il 2019 i fenomeni di ipossia estiva registrati sono stati meno estesi e soprattutto non sono culminati in anossia e distrofia, come invece avvenuto a fine luglio 2015. Anche il rilancio di nutrienti dal sedimento, evidenziato nel 2015 a seguito dell'estesa anossia, non si è invece verificato nel periodo estivo degli anni dal 2017 al 2019. Va precisato che sulla scala temporale del monitoraggio ex-post non è possibile identificare una relazione causale univoca per questi fenomeni, ma tali evidenze dovranno necessariamente essere verificate in un intervallo temporale più lungo. Tuttavia, già a questo livello, le evidenze emerse dal monitoraggio ex-post contrastano con l'assioma che l'entrata di acqua dolce corrisponda necessariamente ad un sviluppo massivo di macroalghe e al conseguente instaurarsi di anossia. Le ragioni per cui ciò non si è verificato sono probabilmente multiple e da ricercare sia nella variabilità meteorologica tra gli anni, sia nella tipicità del sistema di circolazione della Valle di Gorino che non è a deflusso libero ma a scorrimento preferenziale in canali sommersi. Infatti, le derivazioni di acqua dolce e i relativi carichi di nutrienti in entrata dal Po, attraverso la conca di Gorino e la chiavica in località Faro, tendono a seguire un percorso obbligato nella rete di canali sommersi e,



allontanandosi dai punti di entrata, si distribuiscono nell'intera Valle di Gorino. Ciò ha sicuramente contribuito a diminuirne l'effetto eutrofizzante, sia per diluizione con le masse d'acqua di provenienza marina e sia per dissipazione da parte di processi biologici, primo tra cui la denitrificazione.

Le opere fino ad ora realizzate e le decisioni gestionali prese nell'ambito di Life AGREE sembrano quindi aver giocato un ruolo positivo sulla qualità della Valle di Gorino, riequilibrando i gradienti di salinità e andando ad aumentare i flussi idrici e di conseguenza la vivacità dei processi biologici di autodepurazione, attribuibili in parte alla ripresa del canneto ed in particolar modo rivolti all'abbattimento dei carichi di nitrati (Soana et al., 2019). In questa ottica, e sulla base dei dati sperimentali acquisiti nel triennio 2017/2019, la prossima realizzazione del manufatto idraulico in località Traghetto risulta ancor più strategica ai fini della regolazione della salinità nella zona storicamente più dulciacquicola di Valle Seganda. Infatti, a differenza della conca di navigazione e della chiavica in località Faro, tale manufatto idraulico non si trova in comunicazione diretta con i canali di collegamento con il mare e consentirebbe quindi di scaricare acqua dolce esattamente dove necessaria e nei volumi idonei per regolare la salinità dell'area.

Ai fini della gestione complessiva dell'area, questo manufatto, così come gli altri già utilizzati per la derivazione dal Po, dovrà essere oggetto di una attenta regolazione finalizzata al mantenimento dei gradienti di salinità nell'intera Valle di Gorino, evitando eccessivi abbassamenti della salinità e/o un'eccessiva entrata di nutrienti. In tal senso è auspicabile il proseguimento del monitoraggio finalizzato alla stesura di un protocollo di esercizio di detti manufatti che ne preveda l'eventuale chiusura temporanea soprattutto nei momenti di piena crescente e soprattutto in primavera.



Riferimenti bibliografici

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.E.F. (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed., APHA, Washington.
- Armstrong, F. A. J., C. R. Sterus and J. D. H. Strickland (1967). The measurement of upwelling and subsequent biological to be processed by means of the Technicon AutoAnalyzer and associated equipment. Deep-Sea Res., 14(3): 381-389.
- Bendschneider, K. and R. J. Robinson (1952). A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. J. Mar. Res., 11: 87-96.
- Berthelot M.P. (1859). Repertoire de Chemie Appliquée. p. 284
- Bower, C. F., and T. Holm-Hansen (1980). A salicylate-hypochlorite method for determining ammonia in seawater. Can J. Aquatic Sci. 37: 794-798.
- Castaldelli, G., Soana, E., Racchetti, E., Vincenzi, F., Fano, E.A., Bartoli, M. (2015) Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds. Agriculture, Ecosystems and Environment, 212, pp. 253-262.
- Castaldelli, G., Aschonitis, V., Vincenzi, F., Fano, E.A., Soana, E. (2018) The effect of water velocity on nitrate removal in vegetated waterways. Journal of Environmental Management, 215, pp. 230-238.
- Gaglio, M., Lanzoni, M., Nobili, G., Viviani, D., Castaldelli, G., Fano, E. A. (2019). Ecosystem services approach for sustainable governance in a brackish water lagoon used for aquaculture. Journal of Environmental Planning and Management, pp. 1-24.
- Lorenzen C.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr., 12: 343-346.
- Soana, E., Gavioli, A., Tamburini, E., Fano, E.A., Castaldelli, G. (2018) To mow or not to mow: reed biofilms as denitrification hotspots in drainage canals. Ecological Engineering, 113, pp. 1-10.
- Soana E., Gavioli A., Vincenzi F., Fano E.A., Castaldelli G. (2019) Nitrate availability affects denitrification in *Phragmites australis* sediments. Journal of Environmental Quality, in press.

Allegato

Documentazione fotografica delle attività monitoraggio



Stazione di monitoraggio Po



Misura con sonda multiparametrica in stazione Conca (Gorino)



Stazione di monitoraggio Tubi



Stazione di monitoraggio VS1



Stazione di monitoraggio VS2



Stazione di monitoraggio Gor2