BANDO 2005 – Gestione sostenibile delle acque: promuovere forme di gestione integrata e partecipata delle acque superficiali

TRATTAMENTO MEDIANTE FITODEPURAZIONE PER L'AFFINAMENTO DELLE ACQUE DEPURATE E PER LA SALVAGUARDIA AMBIENTALE DEL CORPO IDRICO RECETTORE: SPERIMENTAZIONE A SCALA PILOTA E APPLICAZIONE PROGETTUALE PER UNA GESTIONE INTEGRATA E PARTECIPATA

Allegato 4

Attività sperimentali in scala dimostrativa

A cura di: Consorzio del Parco Lura, DIIAR Politecnico di Milano, DISAT Università degli Studi di Milano Bicocca, Lariana Depur, Comune di Guanzate, Comune di Bulgarograsso

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI MILANO BICOCCA

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio

Attività sperimentali in scala dimostrativa

Valeria Mezzanotte, Sergio Canobbio, Federica Benvenuto, Francesca Salmaso

1 Premessa ***3***

2 Materiali e metodi ***3***
2.1 Specie adottate per la fitodepurazione ***3***
2.2 Monitoraggio della crescita ***6***
2.2.1 Analisi numeriche ***7***
2.3 Stimolo della crescita ***8***
2.3.1 Espansione orizzontale ***8***
2.3.2 Crescita in profondità dei rizomi *8*
2.4 Monitoraggio della qualità chimico-fisica delle acque ***8***
2.4.1 Campionamenti ***8***
2.4.2 Analisi dei macroinquinanti ***8***
2.4.3 Analisi dei microinquinanti ***9***
2.4.4 Analisi numeriche ***10***

3. Risultati e discussione
3.1 Analisi della crescita della vegetazione ***11***
3.2 Analisi dei tassi di rimozione degli inquinanti e andamento biennale della qualità chimico-fisica delle acque ***13***

4. Conclusioni

1. Premessa

L'impianto dimostrativo, realizzato in base a quanto indicato nel progetto sviluppato nel primo anno della ricerca, è stato effettivamente avviato nella primavera 2008 ed il lavoro successivo alla realizzazione si è svolto sul duplice fronte di favorirne la colonizzazione da parte delle macrofite responsabili della fitodepurazione (inizialmente solo *Phragmites australis*, poi anche *Typha latifolia*) e di verificarne l'efficienza.

2. Materiali e metodi

2.1 Specie adottate per la fitodepurazione

Secondo quanto definito nel progetto, le vasche sono state piantumate nell'ottobre 2007 con Cannuccia di Palude (*Phragmites australis* (Cav.) Trin.) (Fig.2.1) tramite trapianto di zolle con rizomi prelevate dall'impianto di fitodepurazione superficiale del Lago del Segrino. Per favorire l'insediamento è stata posta della torba in prossimità dei rizomi trapiantati. I rizomi sono stati disposti in otto gruppi per ogni vasca.

Durante il trapianto sono stati inconsapevolmente trasportati anche frammenti di rizomi di Lisca Maggiore *(Typha latifolia* L.) e semi di Carice Spondicola (*Carex elata* All.).

Classificabile come helofita o geofita rizomatosa (Raunkiaer 1934), è dotata di rizomi sotterranei orizzontali come organi perennanti e di adattamenti alla vita in ambiente sommerso (culmi cavi e dotati di aerenchima per l'apporto di ossigeno alle radici). Tali caratteristiche ne permettono l'uso nell'ambito della fitodepurazione, garantendo l'ossigenazione della rizosfera e la conseguente crescita di microrganismi aerobi durante tutto l'arco dell'anno. Lo sviluppo del sistema radicale raggiunge una profondità di circa 60 cm (EPA 1993) consentendo la creazione di vasche di fitodepurazione con una superficie ridotta rispetto all'utilizzo di altre specie, a parità di volume. Lo sviluppo orizzontale, dovuto alla nascita di numerosi culmi da uno stesso rizoma, invece, consente la rapida colonizzazione di ampie superfici. Anche la sua origine è un carattere importante per l'adozione di questa specie nella fitodepurazione: sebbene oggi presenti una distribuzione subcosmopolita, può essere considerata autoctona solo in Europa, ove il suo utilizzo, anche in ambiente, generalmente non rappresenta un rischio per la biodiversità (mentre ne è sconsigliato l'utilizzo al di fuori dell'Europa).

Tutte queste caratteristiche ne fanno una delle specie più utilizzate nell'ambito della fitodepurazione in Europa.

Classificabile come geofita rizomatosa (Raunkiaer 1934), la Lisca Maggiore (*Typha latifolia*) (Fig.2.2) è dotata di rizomi sotterranei orizzontali come organi perennanti e di sistemi per la vita in ambiente sommerso (foglie che si dipartono dalla base della pianta dotate di aerenchima, che aiutano l'ossigenazione della rizosfera). Sebbene tali adattamenti rendano l'ossigenazione delle vasche di fitodepurazione più efficace di quanto non sia quella data dalla Cannuccia di Palude, la profondità raggiungibile dalle radici (massimo 30 cm, EPA 1993), la rende meno adatta della precedente all'uso in impianti a flusso subsuperficiale, se non in associazione con essa o con *Scirpus* spp.

Come la Cannuccia di Palude, è una specie subcosmopolita, pertanto utilizzata in tutto il mondo per la fitodepurazione, sebbene unicamente in Europa possa essere considerata una specie autoctona.

Fig.2.1 Cannuccia di Palude Cannuccia di Palude (*Phragmites australis*) con infiorescenze.

Fig.2.2 Lisca Maggiore (*Typha latifolia*) con infiorescenze.

Il Carice Spondicola, helofita cespitosa (Raunkiaer 1934) (Fig.2.3), ha radici che possono raggiungere una profondità di 40 cm, ma la densità maggiore si concentra nei primi 10 cm di substrato (Giardini et al. 1999). Presentando una minore biomassa e quindi minori capacità di accumulo di nutrienti ed inquinanti, è meno usata delle precedenti specie per la fitodepurazione.
A differenza delle precedenti, la distribuzione di questa specie ricalca ancora il suo areale naturale (centro-europea), probabilmente anche in relazione col minor uso che se ne è fatto in passato.

Fig.2.3 Carice Spondicola (*Carex elata*) con infruttescenza.

2.2 Monitoraggio della crescita

Per il monitoraggio della crescita delle piante le vasche sono state idealmente suddivise in otto quadranti ciascuna (corrispondenti agli otto gruppi di rizomi inizialmente piantati) di circa 9 m2 di superficie, denominati A1, B1, C1, D1, E1, F1, G1, H1 per la VASCA 1 e A2, B2, C2, D2, E2, F2, G2, H2 per la VASCA 2 (Fig. 2.4).

All'interno di ogni quadrante, durante gli anni 2008 e 2009 è stata monitorata settimanalmente la crescita delle piante di Cannuccia di Palude tramite:

- conteggi del numero di culmi (è stato contato il numero totale di culmi durante il riposo vegetativo e all'inizio della stagione vegetativa, successivamente solo il numero di nuovi getti e di culmi morti, sommati algebricamente ai culmi precedentemente conteggiati);
- misure dell'altezza dei culmi (all'inizio della stagione vegetativa è stata misurata l'altezza di tutti i culmi, successivamente si è proceduto misurando l'altezza massima, la moda e l'altezza dei nuovi getti;
- rilievo della copertura percentuale delle vasche (dal 12 maggio 2009 affiancato al conteggio del numero di culmi e dopo l'8 luglio 2009 come unico metodo di misura della dell'espansione orizzontale della vegetazione, in quanto la crescita rigogliosa della vegetazione non rendeva più possibile il passaggio tra i cespi per il conteggio dei culmi).

La crescita delle piante di Lisca Maggiore è stata monitorata con gli stessi metodi adottati per la Cannuccia di Palude unicamente nella stagione vegetativa 2009, successivamente alla sua piantumazione in gran numero. La sua crescita nel 2008 e quella del Carice in entrambi gli anni è stata monitorata invece solo in quanto a numero di cespi.

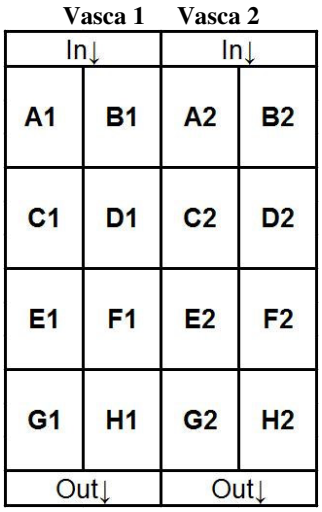


Fig. 2.4 Divisione in quadranti delle due vasche per il monitoraggio della crescita delle piante.

2.2.1 Analisi numeriche

I dati relativi alla crescita delle piante di Cannuccia di Palude sono stati analizzati tramite:

- due Analisi delle Componenti Principali (Principal Components Analysis, PCA), una per la stagione vegetativa 2008 e una per la stagione vegetativa 2009, utilizzando come unità statistiche i sedici gruppi di piante e come variabili il massimo numero di culmi, l'altezza massima e il massimo numero di piante di Lisca Maggiore raggiunti durante la stagione vegetativa, la posizione del gruppo nella vasca (Tab.2.1) e la vasca;
- un'Analisi Multivariata della Varianza (Multivariate Analysis of Variance, MANOVA), utilizzando come variabili dipendenti i valori di altezza massima e numero dei culmi per gruppo e come variabili fattoriali la vasca, la posizione dei gruppi di piante nella vasca (Tab.3.1), il gruppo, il numero di piante di Lisca Maggiore (espresso in scala per intervalli, come indicato in Tab.2.2), l'anno e il mese. Come valore limite per la significatività dei test è stato assunto $p<0.05$;
- Test HSD (Honestly Significant Differences) di Tukey per indagare quali gruppi (all'interno delle variabili fattoriali 'vasca', 'posizione', 'gruppo', 'anno', 'numero di piante di Lisca Maggiore' e 'mese' abbiano influito sulla significatività delle precedenti analisi della varianza, prendendo in considerazione separatamente le variabili 'numero di culmi' e 'altezza'. Come valore limite per la significatività dei test è stato assunto $p<0.05$.

Tab.2.1 Posizione longitudinale dei gruppi di piante nelle vasche

Gruppo	Posizione
A1, B1, A2, B2	1
C1, D1, C2, D2	2
E1, F1, E2, F2	3
G1, H1, G2, H2	4

Tutte le analisi numeriche sono state effettuate con il software R 2.9.1 (R Development Core Team 2009).

Tab.2.2 Suddivisione in classi dei dati riguardanti il numero di piante di Lisca Maggiore ai fini dell'analisi della varianza

classe	Intervallo (numero di piante)
1	0 – 5
2	5 – 25
3	25 – 45
4	45 – 65
5	65 – 85
6	85 – 105

2.3 Stimolo della crescita

2.3.1 Espansione orizzontale

Per favorire l'espansione orizzontale della Cannuccia di Palude, nel luglio 2008 sono state scavate nella ghiaia delle tracce tra i cespi, poi riempite con torba; successivamente si è provveduto ad innalzare il livello dell'acqua nelle vasche fino al massimo per favorire l'espansione orizzontale rispetto alla crescita in profondità delle radici.
Nella primavera 2009 sono state messe a dimora nuove piante di Lisca Maggiore per colmare le lacune non ancora riempite dalla Cannuccia di Palude. Le piante sono state trapiantate da popolazioni dell'area umida artificiale Rosoré di Bregnano come rizomi. Sono stati piantati 100 rizomi, portanti un germoglio ciascuno.
Durante tutto il periodo di funzionamento dell'impianto l'espansione orizzontale è stata favorita fermando sul letto fusti che tendevano naturalmente ad una crescita prostrata, per stimolarne la rigenerazione ai nodi.

2.3.2 Crescita in profondità dei rizomi

Per favorire la crescita in profondità dei rizomi durante il mese di luglio 2008 è stato abbassato il livello dell'acqua di circa 20 cm rispetto a quello massimo per 10 giorni. La crescita in profondità è infatti favorita da condizioni di non saturazione d'acqua e dalla fluttuazione del livello dell'acqua (Borin 2003).
Il monitoraggio della crescita della vegetazione ha permesso di seguire gli effetti degli interventi fatti in favore della crescita.

2.4 Monitoraggio della qualità chimico-fisica delle acque

2.4.1 Campionamenti

La qualità chimico-fisica delle acque in entrata e in uscita dall'impianto è stata monitorata settimanalmente tramite analisi dei parametri macroinquinanti e dei metalli pesanti e saltuariamente tramite analisi di IPA e pesticidi. I campionamenti sono stati fatti per mezzo di bottiglie in plastica da due litri. A seconda dei tempi di permanenza in vasca del refluo, l'ingresso (campione medio giornaliero) è stato campionato uno o due giorni prima dalle uscite (campione istantaneo).

2.4.2 Analisi dei macroinquinanti

L'analisi dei macroinquinanti è stata effettuata presso il laboratorio dell'impianto Alto Lura (Lariana Depur S.p.A.) secondo le metodiche in uso in tale laboratorio (Lariana Depur S.p.A. 2008), entro 24 ore dal campionamento. In Tabella 2.3 sono indicati i parametri analizzati e i riferimenti bibliografici relativi alle metodiche seguite.

Tab. 2.3 Parametri macroinquinanti analizzati e relative metodiche.

Parametro	Metodica
pH	IRSA 2060 (2003)
Conducibilità elettrica	IRSA 2030 (2003)
Colore (a 426, 558 e 660 nm)	IRSA 2020 – metodo B (2003)
SST (Solidi Sospesi Totali)	IRSA 2090 – metodo B (2003)
COD (Chemical Oxygen Demand)	IRSA 5130 (2003)
$N\text{-}NO_3$ (Azoto nitrico)	Lariana Depur S.p.A. 2007 – MA.024.2
$N\text{-}NO_2$ (Azoto nitroso)	IRSA 4050 (2003)
$N\text{-}NH_4$ (Azoto ammoniacale)	IRSA 4030 – metodo C (2003)
N tot (Azoto totale)	IRSA 4060 (2003)
P tot (Fosforo totale)	IRSA 4060 (2003)
TA (Tensioattivi Anionici)	Kit Lange LCK 332
TNI (Tensioattivi Non Ionici)	Kit Lange LCK 333

2.4.3 Analisis dei microinquinanti

Metalli pesanti

È stata analizzata la concentrazione di Cd, Cu, Ni, Pb tramite spettrofotometria di assorbimento atomico con fornetto di grafite (GF-AAS) (rif) grazie ad uno spettrofotometro Perkin Elmer – modello Simaa 6000. In attesa dell'analisi, i campioni sono stati acidificati con acido nitrico (soluzione allo 0.2%) e conservati a 4°C.

Idrocarburi Policiclici Aromatici e pesticidi triazinici

Trattandosi di analisi complesse e costose, la presenza di IPA e pesticidi triazinici è stata monitorata solo per mezzo di 5 campionamenti durante il 2009, per valutare la rimozione di tali inquinanti ad impianto già ben avviato (2 nel mese di maggio, 1 in luglio e 2 in agosto).

I campioni sono stati prelevati e conservati con contenitori in vetro e congelati a -18°C in attesa di essere analizzati. L'analisi è stata fatta previa tramite estrazione su fase solida (Solid Phase Extraction, SPE) di entrambe le famiglie di composti contemporaneamente, con cartucce OASIS HLB 60 mg/3 ml con fase adsorbente di polidivinilbenzene-N-vinilpirrolidone (Benvenuto 2008).

L'eluato è stato quindi analizzato tramite HPLC (High Performance Liquid Chromatography) grazie ad un cromatografo serie Agilent 1100. Tale strumento impiega una colonna cromatografica a fase inversa. Per la determinazione degli IPA è stato utilizzato un rilevatore spettrofluorimetrico (Fluorescence Detector, FLD), che fornisce radiazioni a lunghezze d'onda diverse per ogni composto e rileva la fluorescenza come risposta delle sostanze presenti. Per la determinazione dei pesticidi è stato invece utilizzato un rilevatore a serie di diodi (Diode Arrey Detector, DAD), che fornisce radiazioni UV (per la determinazione dei composti triazinici è stato scelto l'intervallo di lunghezze d'onda tra 220 e 230 nm) e rileva l'assorbanza dei composti presenti. Le concentrazioni ottenute sono state divise per il fattore di preconcentrazione. Poiché il metodo non permette di rilevare il 100% di ogni sostanza presente nei campioni (a causa di perdite), la concentrazione reale di ogni sostanza è stata calcolata tenendo conto della percentuale di recupero individuata per ogni sostanza nella messa a punto del metodo (Lacchini 2009, Tab.2.4).

Tab.2.4 Tassi di recupero percentuale degli IPA e pesticidi triazinici rinvenuti nei campioni (Lacchini 2009).

Composto	Recupero %
Bromacil	17
Simazina	17
Atrazina	18
Terbutilazina	89
Naftalene	64
Acenaftene	68
Fluorene	79
Fenantrene	78
Antracene	74
Fluorantene	91
Pirene	93
Dibenzo(a,h)antracene	61
Benzo(g,h,i)perilene	63

2.4.4 Analisi numeriche

Per tutti gli inquinanti monitorati sono stati calcolati i tassi di rimozione percentuali e sono state eseguite le seguenti analisi:

- PCA utilizzando come unità statistiche i campioni d'acqua prelevati settimanalmente e come fattori i tassi di rimozione percentuali di ogni inquinante;
- Analisi Canonica delle Corrispondenze (Canonical Correspondence Analysis, CCA) utilizzando come unità statistiche i campioni d'acqua prelevati settimanalmente e come fattori i tassi di rimozione percentuali di ogni inquinante (primo gruppo) e le variabili ambientali 'temperatura media giornaliera dell'aria', 'periodo dell'anno, 'mm di precipitazione', 'numero di culmi' e 'altezza massima dei culmi'(secondo gruppo);
- Analisi della Varianza a due vie (two-way ANOVA), una per ogni inquinante monitorato, utilizzando come variabile dipendente il valore di concentrazione dell'inquinante e come fattori il punto di campionamento (ingresso, uscita dalla VASCA 1 o uscita dalla VASCA 2), il periodo dell'anno e l'interazione tra punto di campionamento e periodo dell'anno. Come valore limite per la significatività dei test è stato assunto $p<0.05$;
- Test HSD (Honestly Significant Differences) di Tukey per indagare quali gruppi (all'interno delle variabili fattoriali 'periodo', 'punto di campionamento' e 'interazione tra punto di campinamento e periodo' abbiano influito sulla significatività delle precedenti analisi della varianza;
- Analisi della Varianza a due vie (two-way ANOVA), una per ogni inquinante monitorato, utilizzando come variabile dipendente il tasso di rimozione percentuale dell'inquinante e come fattori la vasca (VASCA 1 o VASCA 2), il periodo dell'anno e l'interazione tra vasca e periodo dell'anno. Come valore limite per la significatività dei test è stato assunto $p<0.05$;
- Test HSD (Honestly Significant Differences) di Tukey per indagare quali gruppi (all'interno delle variabili fattoriali 'periodo', 'vasca' e 'interazione tra vasca e periodo' abbiano influito sulla significatività delle precedenti analisi della varianza.

3. Risultati e discussione

3.1 Analisi della crescita della vegetazione

Nei primi due anni di funzionamento dell'impianto pilota la vegetazione è cresciuta notevolmente, ricoprendo quasi completamente la superficie delle vasche. Tale crescita, tuttavia, non è stata uniforme nel tempo e nello spazio, risultando significativamente differente in relazione a tutti i fattori utilizzati nell'analisi multivariata della varianza (MANOVA) (Tab.3.1).

Tab.3.1 Overall effects della MANOVA con numero di culmi e altezza massima come variabili dipendenti e 'vasca', 'posizione all'interno della vasca', 'gruppo', 'anno', 'numero di piante di Lisca Maggiore' (espresso in scala per intervalli, come da Tab.2.2), 'mese' come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi ($p < 0.001$).

	Df	Wilks	Approx F	Num Df	Den Df	Pr(>F)
Vasca	*1*	0.97	10.65	2	753	2.756e-05
posizione	3	0.76	37.47	6	1506	<2.2e-16
Gruppo	11	0.66	15.79	22	1506	<2.2e-16
Anno	1	0.35	686.16	2	753	<2.2e-16
typha_class	5	0.47	69.64	10	1506	<2.2e-16
Mese	8	0.13	169.21	16	1506	<2.2e-16

Particolarmente variabile è risultata l'entità dell'espansione orizzontale (misurata come aumento del numero di culmi) (Tabella 3.2).

Tab.3.2 MANOVA: risposta della variabile dipendente 'numero di culmi'; 'vasca', 'posizione all'interno della vasca', 'gruppo', 'anno', 'numero di piante di Lisca Maggiore' (espresso in scala per intervalli ,come da Tab.2.2) e 'mese' sono le variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi ($p < 0.001$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Vasca	*1*	*3.58*	*3.58*	*8.006*	*0.004786*
Posizione	3	74.45	24.82	55.455	<2.2e-16
Gruppo	11	114.79	10.44	23.318	<2.2e-16
Anno	1	405.82	405.82	906.803	<2.2e-16
typha_class	5	105.60	21.12	47.193	<2.2e-16
Mese	8	761.10	95.14	212.586	<2.2e-16

Essa è maggiore nella VASCA 2 rispetto alla VASCA 1, per cui si può supporre che la granulometria minore della ghiaia possa favorire la crescita dei nuovi getti, e in generale presenta un gradiente decrescente dall'inizio alla fine delle vasche. Tale andamento potrebbe essere legato a un gradiente di concentrazione dei nutrienti nell'acqua tra l'inizio e la fine delle vasche (Founder & Xanthoulis 2007); il riconoscimento di questo pattern di crescita ha come utilità gestionale la consapevolezza che è necessario mettere a dimora un maggior numero di piante nelle zone terminali di un impianto per ottenere una copertura omogenea, soprattutto in impianti di dimensioni maggiori. Esiste poi una variabilità legata ai singoli gruppi di piante sulla quale risulta difficile agire da un punto di vista gestionale.

Sebbene i risultati della MANOVA indichino l'esistenza di differenze significative nel numero di culmi e nell'altezza, tra piante di Cannuccia di Palude cresciute in presenza di diverse quantità di Lisca Maggiore, tali differenze non hanno un andamento facilmente interpretabile.
La variabilità legata al mese di misurazione mostra come il maggiore aumento nel numero di culmi, come anche nell'altezza delle piante, si possa osservare tra i mesi di marzo, aprile e maggio ($p < 0.001$); durante questi mesi è quindi fondamentale evitare eventi che possano danneggiare le parti aeree , come il taglio delle piante o variazioni eccessive del livello dell'acqua, in quanto il taglio delle piante prima dell'estate provoca una ridotta crescita delle parti aeree e una minore capacità di accumulo di sostanze nei rizomi (Karunaratne et al. 2004, Asaeda et al. 2002), con effetti negativi sull'azione depurativa sia a breve che a lungo termine, mentre le variazioni del livello dell'acqua possono provocare la morte dei germogli per sommersione troppo prolungata o essiccamento.
Da ultimo si può notare un aumento del numero di culmi e dell'altezza raggiunta dalle piante tra la prima e la seconda stagione vegetativa. Tale dato, interpretabile come un acclimatamento delle piante alle condizioni dell'impianto, potrà essere utile affiancato a dati relativi ai successivi anni di sperimentazione per avere un'indicazione dell'invecchiamento dei rizomi dalla diminuzione nel numero di nuovi culmi.
La crescita in altezza (misurata come altezza massima di ogni gruppo) risulta significativamente diversa solo in base ai fattori 'anno', 'numero di piante di Lisca Maggiore' e 'mese' (Tabella 3.2), come già precedentemente spiegato.
A proposito della relazione tra la crescita delle piante di Cannuccia di Palude e la numerosità della Lisca Maggiore, anche i grafici di ordinamento mostrano una correlazione, in particolare dell'altezza con il numero di piante di Lisca Maggiore (Fig.3.1). Si può quindi supporre che in presenza di numerose piante di Lisca Maggiore si verifichi una maggiore crescita in altezza come risposta alla competizione per la luce da parte della Cannuccia di Palude. È però necessaria la raccolta di ulteriori dati per sostenere con più certezza tale ipotesi.

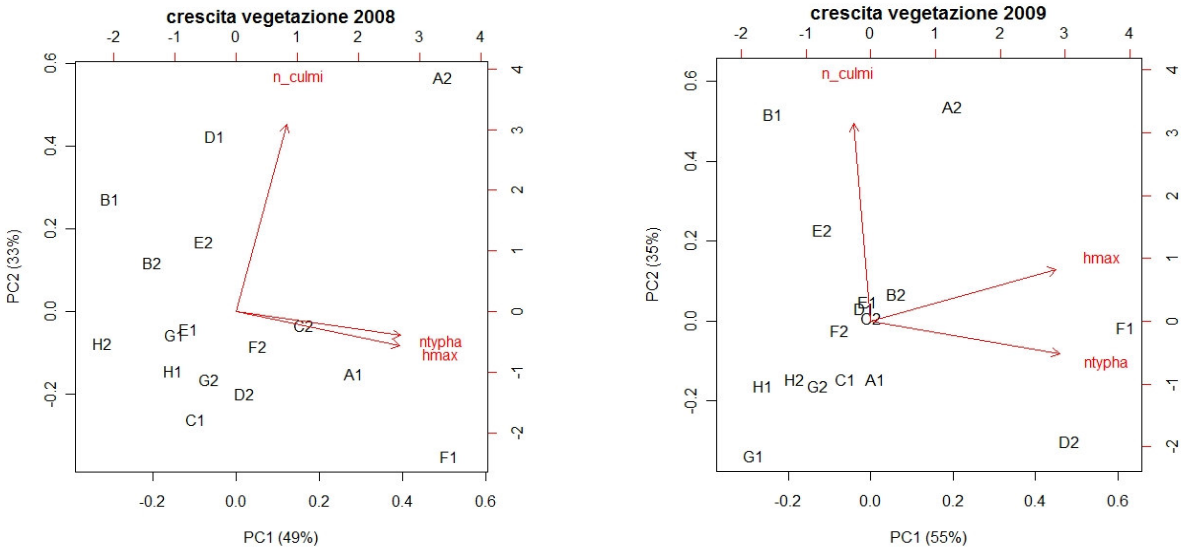


Fig.3.1 Grafici di ordinamento dei gruppi di piante in base alle variabili 'numero medio di culmi', 'altezza media' e 'numero medio di piante di Lisca Maggiore', nelle due stagioni vegetative (2008 e 2009). Sugli assi è indicata la percentuale di variabilità spiegata dalle componenti principali individuate dalle PCA.

Le azioni volte a stimolare la crescita della vegetazione si sono dimostrate efficaci grazie all'elevata capacità di rigenerazione della Cannuccia di Palude, tuttavia nel settembre 2008 si è verificata una fuoriuscita di fanghi dalla vasca di ispessimento adiacente alle vasche di fitodepurazione inondando la VASCA 1 e parzialmente la VASCA 2, hanno compromesso la crescita dei germogli appena prodotti, rendendo necessaria, nella stagione vegetativa successiva, la messa a dimora di nuove piante di Lisca Maggiore per assicurare una copertura completa delle superfici delle vasche.

In base alla crescita delle piante sono stati individuati quattro periodi di funzionamento dell'impianto (Tab.3.3), successivamente utilizzati per le analisi numeriche relative all'andamento degli inquinanti e al loro abbattimento.

Tab.3.3 Periodi di funzionamento dell'impianto, individuati in base alla crescita della vegetazione.

Periodo	Abbreviazione	Condizione piante	Date di campionamento
Avviamento	Avviamento	Presenza di rizomi senza parti aeree	11/03/08 – 17/04/08
Stagione vegetativa 2008	Veg08	Presenza di parti aeree vive (altezza > 20cm)	24/04/08 – 26/11/08
Riposo vegetativo 2008	Rip08	Parti aeree morte	12/12/08 – 08/04/09
Stagione vegetativa 2009	Veg09	Presenza di parti aeree vive (altezza > 20cm)	16/04/09 – 26/08/09

3.2 Analisi dei tassi di rimozione degli inquinanti e andamento biennale della qualità chimico-fisica delle acque

Nonostante il breve tempo trascorso dall'avviamento e tenuto conto anche della stessa fase di avviamento, nella quale la colonizzazione da parte delle macrofite era ancora molto limitata, l'impianto ha dimostrato la capacità di abbattere i principali macroinquinanti (Fig.3.2), per alcuni dei quali (COD,SST, TN) ha garantito una diminuzione dei valori in uscita al di sotto dei limiti allo scarico imposti, in Lombardia, dal Regolamento Regionale 03/06 ("Limiti di emissione per le acque reflue urbane e industriali che recapitano sul suolo"). Per l'intero periodo dell'indagine le medie delle concentrazioni di azoto totale in uscita dalla VASCA 1 e dalla VASCA 2 sono state entrambe di 8 mg/L, a fronte di un limite di 10 mg/L.
Le medie delle concentrazioni in uscita dalle due vasche sono state rispettivamente di 6 e 7 mg/L per i Solidi Sospesi Totali (il limite del R.R. 03/06 è di 15 mg/L) e di 51 e 53 mg/L per il COD (il limite del R.R. 03/06 è di 60 mg/L).
Graficamente si osserva una capacità di abbattimento lievemente maggiore per la VASCA 1 rispetto alla VASCA 2, eccetto che per il fosforo totale, la cui rimozione è apparsa praticamente nulla.
In Tab.3.4 sono riportate le medie delle concentrazioni dei principali parametri analizzati in ingresso e in uscita dalle due vasche nei diversi periodi e nell'intero periodo di sperimentazione.

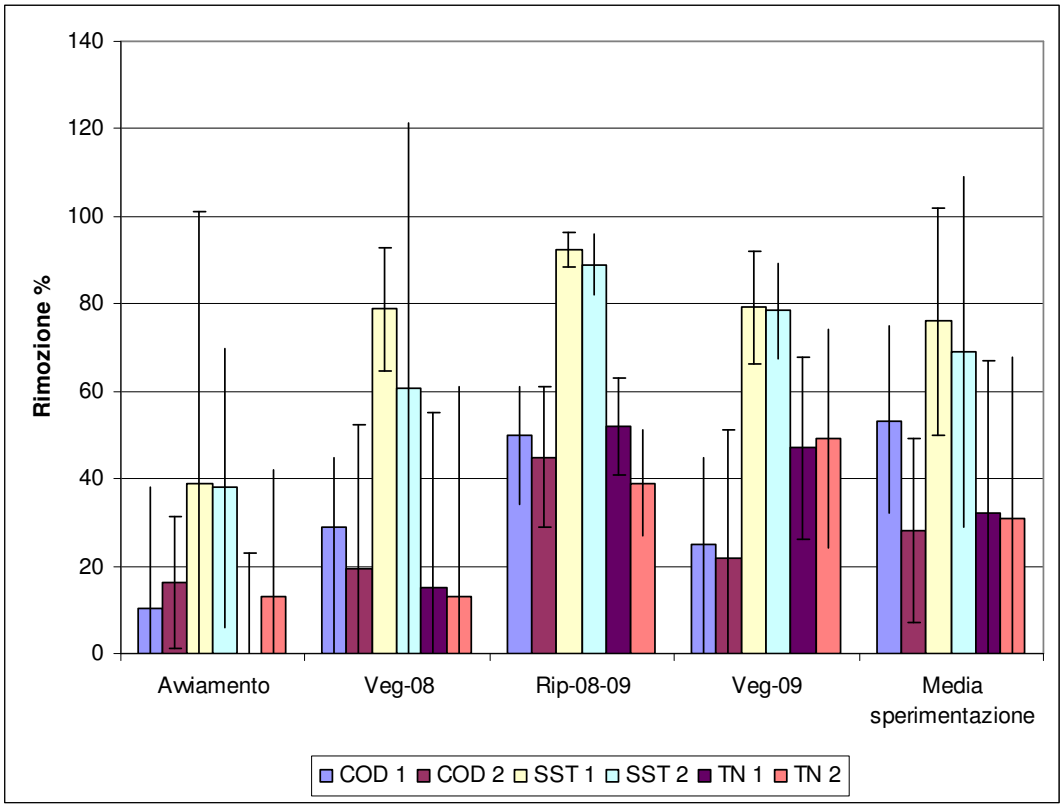


Fig.3.2 Percentuali di rimozione di COD, Solidi Sospesi Totali e azoto totale nelle due vasche, nei diversi periodi di sviluppo della vegetazione (Avviamento, Veg-08= Fase vegetativa 2008, Rip-08-09= Riposo vegetativo 2008-09, Veg-09 = Fase vegetativa 2009) e nell'intero periodo di lavoro

Tab.3.4 – Concentrazioni (mg/L) dei diversi parametri analizzati in ingresso e in uscita dalle due vasche

Parametro	**Avviamento**	**Veg-08**	**Rip-08-09**	**Veg-09**	**Media sperimentazione**
COD in	102	64	71	69	68
CODout 1	86	44	35	50	50
COD out 2	84	49	38	52	52
N tot in	10	10	14	15	13
N tot out 1	10	7	7	8	8
N tot out 2	8	8	9	7	8
P tot in	3.67	2.67	2.15	2.76	2.74
P tot out 1	4.25	3.07	1.63	3.23	3.11
P tot out 2	3.10	3.11	1.79	2.78	2.69
SST in	30	22	33	22	21
SST out 1	17	4	2	4	4
SST out 2	17	8	3	5	4
Tensioattivi totali in	1.21	1.44	1.98	1.02	1.31
Tensioattivi totali out 1	1.06	1.04	1.31	0.78	0.97
Tensioattivi totali out 2	0.92	1.07	1.33	0.82	0.99

Per i singoli parametri è stata effettuata l'analisi numerica per poter valutare l'andamento di valori e concentrazione in funzione dei principali parametri di controllo.

Il pH non è da considerarsi un inquinante ma un utile indicatore delle condizioni operative dell'impianto. I risultati dell'analisi della varianza (Tab.3.5) effettuata sui valori di pH mostrano come tale parametro risulti significativamente variabile tra i campioni d'acqua prelevati all'ingresso e all'uscita delle due vasche (Fig.3.3), nei diversi periodi di funzionamento dell'impianto e tra diversi punti di campionamento nei diversi periodi (*sample*period*). In particolare, dai risultati del test di Tukey si nota una differenza significativa del pH tra i campioni di ingresso e quelli di uscita delle due vasche, risultando questi ultimi con valori inferiori. In generale il pH aumenta dall'avviamento dell'impianto all'inverno 2008-2009, mentre ridiminuisce successivamente (*veg09*). Risulta significativo l'aumento di pH nei campioni di ingresso lungo l'arco della sperimentazione, mentre tale aumento non si riscontra nei campioni d'uscita, che sono sempre significativamente inferiori a quelli d'ingresso. La capacità dell'impianto di riportare il pH verso la neutralità si è quindi mantenuta nonostante l'aumento del pH in ingresso.

Tab.3.5 Two-way ANOVA con valore di pH come variabile dipendente, periodo dell'anno (period) come fattore random e punto di campionamento (sample) e interazione tra punto di campionamento e periodo (sample*period) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi ($p < 0.001$).

Fattori	**Df**	**Sum Sq**	**Mean Sq**	**F value**	**Pr(>F)**
Sample	2	14.4356	7.2178	156.0033	< 0.0001
Period	3	1.9953	0.461875	14.3755	<0.0001
Sample:period	6	1.3668	0.1581944	4.9236	0.0001262

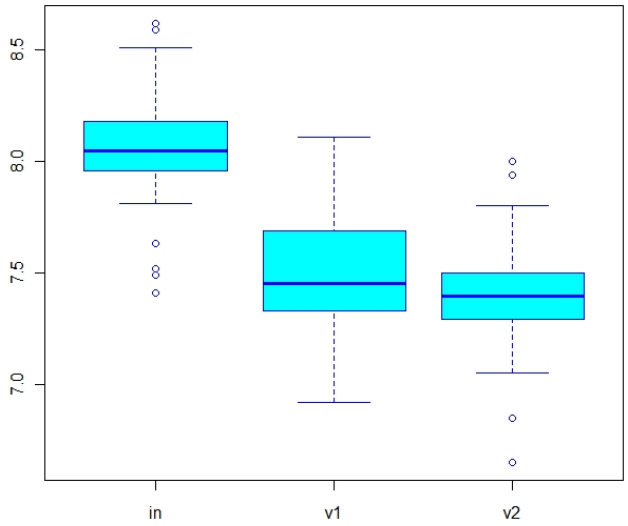


Fig.3.3 Box & whiskers plot dei valori di pH nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Conducibilità elettrica

Per la conducibilità elettrica dai risultati dell'analisi della varianza non emergono differenze significative tra i punti di campionamento (Tab.3.6, Fig.3.4), confermando la natura conservativa di tale parametro. Differenze significative risultano invece confrontando i campioni prelevati durante diversi periodi, con una diminuzione dei valori dall'avviamento dell'impianto alla stagione vegetativa 2009, probabilmente legata alla diminuzione nel numero di utenze connesse all'impianto Livescia.

Tab.3.6 Two-way ANOVA con valore di conducibilità elettrica come variabile dipendente, periodo dell'anno (period) come fattore random e punto di campionamento (sample) e interazione tra punto di campionamento e periodo (sample*period) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	2	9694	4847	0.0538	0.0538
Period	**3**	**3219931**	**1073310**	**11.9095**	**<0.0001**
Sample:period	6	53463	8910	0.0989	0.9964

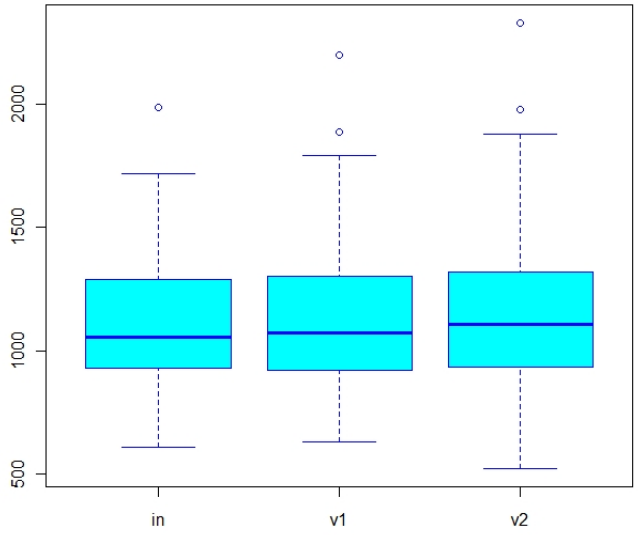


Fig.3.4 Box & whiskers plot dei valori di conducibilità elettrica (µS) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

COD

I valori di COD sono significativamente diversi tra i campioni prelevati in ingresso e in uscita dalle due vasche, come si osserva in Tab.3.7 e in Fig. 3.5. Dalla Tab.3.7 si osserva inoltre una differenza significativa tra i diversi periodi di funzionamento dell'impianto.

Tab.3.7 *Two-way* ANOVA con valore di COD come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	**2**	**15032**	**7516**	**21.3657**	**<0.0001**
Period	**3**	**33814**	**11271**	**32.0410**	**<0.0001**
Sample:period	6	1686	281	0.7989	0.5722

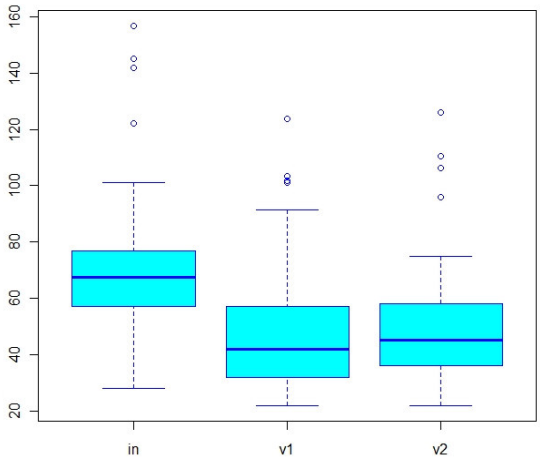


Fig.3.5 *Box & whiskers plot* dei valori di COD (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

I tassi di rimozione del COD non differiscono significativamente tra le due vasche, ma presentano significative variazioni temporali (Tabb.3.8 e 3.9), con un aumento durante il periodo di riposo vegetativo (*rip08*) che si può interpretare come un aumento della funzionalità dell'impianto a distanza di quasi un anno dall'avvio. La diminuzione riscontrata nella successiva stagione vegetativa 2009 (*veg09*) è stata invece interpretata come uno degli effetti negativi della fuoriuscita dei fanghi dalla vasca di ispessimento, verificatosi nel settembre 2008, che ha provocato un parziale intasamento delle vasche, con conseguente minore diffusione di ossigeno e soprattutto un carico di sostanza organica presente nelle vasche ulteriore rispetto a quello quotidianamente apportato dal refluo in ingresso e non quantificabile. Sebbene la fuoriuscita dei fanghi si sia verificata alla fine di settembre, si può supporre che, ad eccezione delle settimane appena successive all'evento (i cui dati sono stati interamente eliminati dal set utilizzato per le analisi numeriche e per la produzione dei grafici), gli effetti dei fanghi presenti nelle vasche si siano esplicitati solo a partire dalla primavera, quando le temperature elevate potrebbero aver portato ad un notevole aumento della degradazione della sostanza organica dei fanghi.

Tab.3.8 Two-way ANOVA con la rimozione percentuale di COD come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi ($p < 0.001$).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	*1*	466	466	0.8318	0.3639529
Period	**3**	**11567**	**3856**	**6.8871**	**0.0002903**
Sample:period	3	525	175	0.3125	0.8162989

Tab.3.9 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per la rimozione percentuale del COD. Come fattore è stato utilizzato il periodo dell'anno (*period*). In grassetto i valori significativi per $p < 0.001$ e in grassetto italico i valori significativi per $p < 0.05$.

period	diff	lwr	Upr	p adj
rip08-avviamento	**34.397757**	**13.156507**	**55.639007**	**0.0002978**
Veg08-avviamento	13.438554	-4.609324	31.486433	0.2159459
Veg09-avviamento	8.367232	-10.770707	27.505170	0.6643285
Veg08-rip08	***-20.959203***	***-38.256176***	***-3.662229***	***0.0108615***
Veg09-rip08	***-26.030525***	***-44.462022***	***-7.599029***	***0.0020409***
Veg09-veg08	-5.071323	-19.708784	9.566138	0.8020855

<u>COD in campioni filtrati</u>

I valori di COD misurati in campioni precedentemente filtrati presentano differenze significative unicamente tra campioni prelevati in diversi periodi dell'anno (Fig.3.6). Tali differenze, inoltre, consistono in una generale diminuzione del valore in ingresso, cui non fa riscontro alcuna variazione nell'efficienza di rimozione dell'impianto, dovuta probabilmente alla diminuzione del numero di utenze collettate verso l'impianto Livescia.

L'assenza di differenze significative tra i valori del parametro in ingresso e in uscita dalle vasche, confrontata con la buona capacità di rimozione del COD misurato in campioni non filtrati permette di dedurre che la maggior parte della sostanza organica rimossa sia in forma di solidi sospesi e sia quindi legata principalmente all'effetto filtrazione del substrato.

Tab.3.10 Two-way ANOVA con valore di COD misurato in campioni filtrati come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi ($p<0.001$).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	2	215.7	107.0800	0.5314	0.5889
Period	**3**	**14707.1**	**4902.0400**	**24.1607**	**<0.0001**
Sample:period	6	808.0	134.0700	0.6637	0.6791

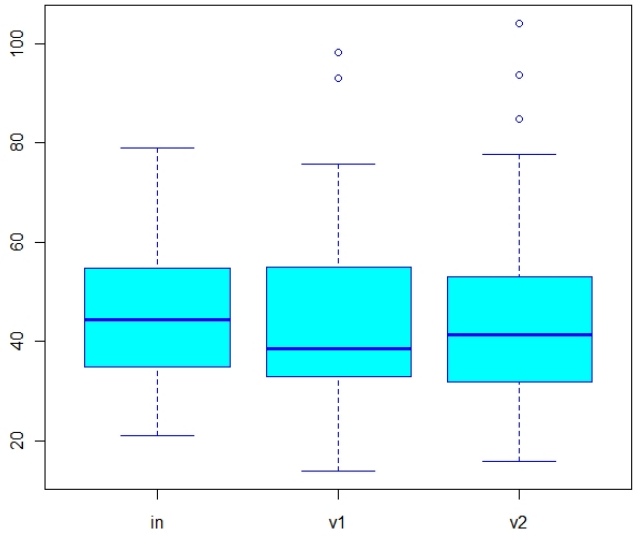


Fig.3.6 *Box & whiskers plot* dei valori di COD (mg/L) misurate in campioni filtrati prelevati in ingresso (in), e in uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Azoto nitrico

Le concentrazioni di azoto nitrico sono significativamente diverse tra i campioni d'acqua in ingresso e quelli delle due uscite, nonché tra i diversi periodi dell'anno (Fig.3.7, Tab.3.11).

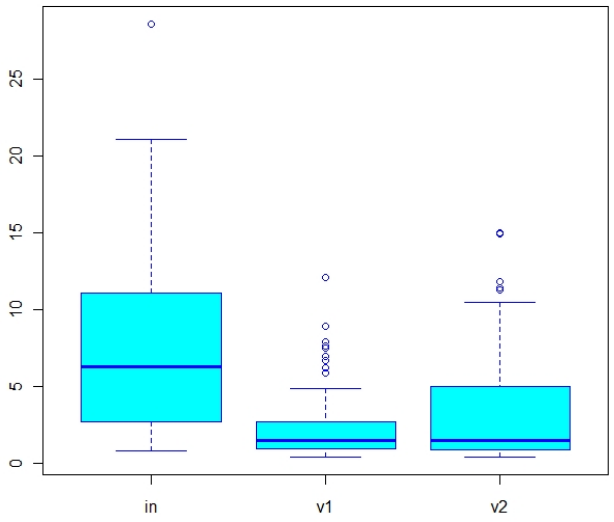


Fig.3.7 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di $N\text{-}NO_3$ (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.11 *Two-way* ANOVA con valore di $N\text{-}NO_3$ come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi ($p<0.001$).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	**2**	**746.25**	**373.12**	**23.610**	**<0.0001**
Period	**3**	**501.36**	**167.12**	**10.575**	**<0.0001**
Sample:period	6	132.94	22.16	1.402	0.2174

Si osserva infatti una diminuzione significativa delle concentrazioni dopo il passaggio all'interno delle vasche senza una significativa differenza tra i tassi di rimozione delle due vasche, né nel tempo (Tab.3.12).

Tab.3.12 *Two-way* ANOVA con la rimozione percentuale di $N\text{-}NO_3$ come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali.

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	*1*	1711	1711	1.7404	0.1901
Period	3	806	269	0.2733	0.8445
Sample:period	3	4912	1637	1.6652	0.1793

La variabilità nei valori di concentrazione dei nitrati nel tempo è attribuibile principalmente alla stagionalità. Durante il riposo vegetativo si osserva un aumento probabilmente legato alla ridotta attività dei batteri denitrificanti (e in generale dei microrganismi coinvolti nel ciclo dell'azoto) a causa delle basse temperature all'interno dell'impianto di depurazione Livescia, il cui effluente viene alimentato alla fitodepurazione., nonchè al ridotto assorbimento dell'azoto da parte delle piante. Tuttavia, alla luce dei dati relativi alla misura dell'ossigeno in vasca, regolarmente assente nel periodo dell'indagine, nonché di quelli relativi alle concentrazioni delle altre forme di azoto, si può assumere che, nel periodo in esame, la rimozione dell'azoto nitrico sia avvenuta non solo e non tanto per assorbimento da parte dei vegetali quanto per riduzione chimica e/o biologica e anche questa, comunque, può risentire della diminuzione di temperatura.

Azoto nitroso

I valori di concentrazione dei nitriti, sempre piuttosto bassi, non risultano significativamente differenti tra i diversi campioni, mentre risultano significativamente variabili tra periodi (Fig.3.8, Tab.3.13). L'andamento delle concentrazioni e dei tassi di rimozione dell'azoto nitroso sono tuttavia di difficile spiegazione per via della natura effimera di tali sostanze, che fungono da fase di passaggio nei processi di trasformazione delle forme azotate.

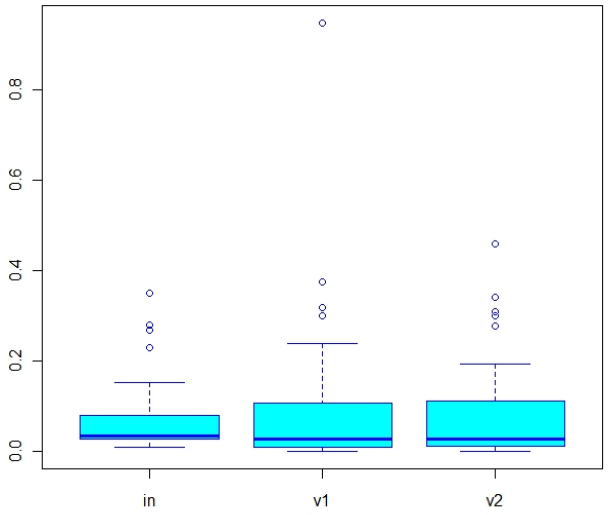


Fig.3.8 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di $N\text{-}NO_2$ (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.13 *Two-way* ANOVA con valore di $N\text{-}NO_2$ come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi ($p<0.001$).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	2	0.01570	0.00785	0.8613	0.4247
Period	**3**	**0.28607**	**0.09536**	**10.4637**	**<0.0001**
Sample:period	**6**	**0.35254**	**0.05876**	**6.4475**	**<0.0001**

Azoto ammoniacale

Le concentrazioni di azoto ammoniacale sono significativamente maggiori in uscita che all'ingresso dell'impianto (Fig.3.9, Tab.3.14). Si tratta comunque di valori molto bassi sui quali potrebbe influire, oltre alla già citata riduzione dell'azoto nitrico, anche l'ammonificazione dell'azoto organico presente nella torba.

Sono presenti anche differenze significative tra campioni prelevati in diversi periodi, con una generale diminuzione delle concentrazioni; non essendo però significativa la differenza tra campioni in base al fattore d'interazione *sampe*period*, è da supporre che tale aumento sia generale e non legato unicamente ai campioni di ingresso o uscita. Questa diminuzione potrebbe essere connessa con una variazione nel funzionamento dell'impianto di depurazione tradizionale e, in parte, con l'aumento del tempo di permanenza nelle vasche del refluo (dal periodo di avvio ai successivi) e con un progressivo esaurimento della riserva di azoto ammoniacale nella torba.

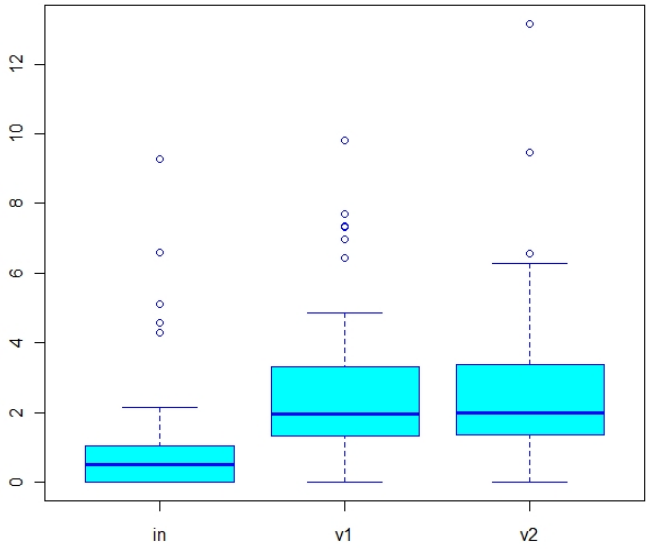


Fig. 3.9 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di N-NH_4 (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.14 *Two-way* ANOVA con valore di azoto ammoniacale come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	**2**	**96.57**	**48.28**	**12.9524**	**<0.0001**
Period	**3**	**125.01**	**41.67**	**11.1782**	**<0.0001**
Sample:period	6	16.35	2.73	0.7311	0.6253

Azoto totale

La diminuzione delle concentrazioni di azoto nelle due vasche è apparsa significativa, come si osserva in Fig.3.10 e in Tab.3.15, nonostante l'aumento della frazione ammoniacale ed il contributo ancora modesto dell'assorbimento vegetale. I tassi di rimozione non sono significativamente diversi tra le due vasche, ma mostrano un generale aumento nel tempo (Tab.3.16) cui ha contribuito anche il diminuito rilascio di azoto ammoniacale.

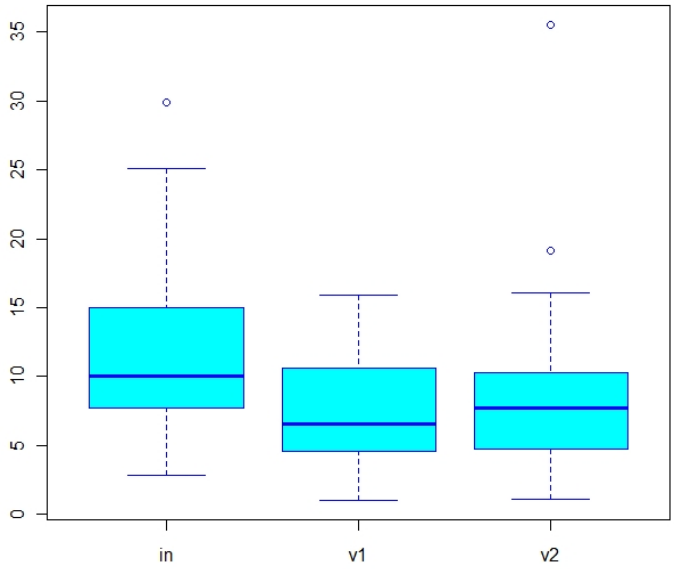


Fig.3.10 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di TN (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.15 *Two-way* ANOVA con valore di TN come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	**2**	**543.02**	**271.06**	**11.1661**	**<0.0001**
Period	3	96.06	32.02	13.244	0.2686
Sample:period	6	230.00	38.03	15.759	0.1579

Tab.3.16 *Two-way* ANOVA con la rimozione percentuale di TN come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	1	558	558	0.4688	0.4951
Period	**3**	**29281**	**9760**	**8.1937**	**<0.0001**
Sample:period	3	3769	1256	1.0546	0.3720

Fosforo totale

Come già si è detto, l'analisi dell'insieme dei dati analitici relativi al fosforo totale ha evidenziato l'assenza di differenze significative tra i campioni prelevati in ingresso e in uscita dalle due vasche (Tab.3.17, Fig.3.11). In Fig.3.11 si osserva inoltre la forte variabilità dei dati, in particolare per

quanto riguarda la Vasca 1, sulla quale si può pensare che abbia influito la già citata fuoriuscita di fango avvenuta nel settembre 2008.

Differenze significative si possono invece riscontrare tra campioni prelevati in diversi periodi, con una generale diminuzione delle concentrazioni nel tempo fino all'inverno 2008-2009 (*rip08*) e un nuovo aumento nella stagione vegetativa 2009 (*veg09*), potenzialmente correlabile all'incidente di cui sopra.

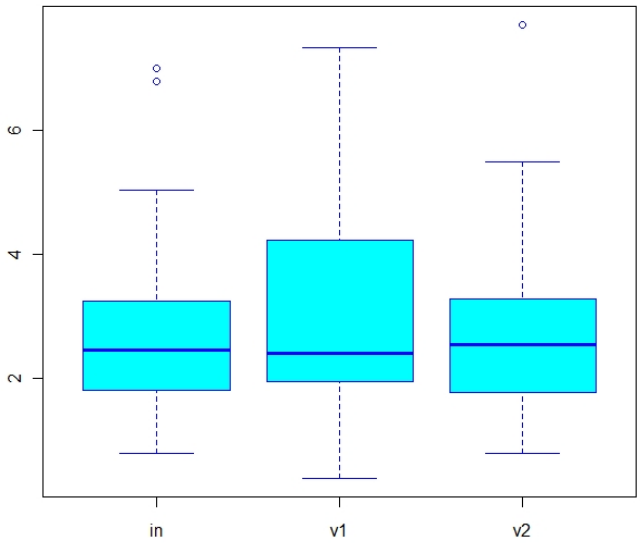


Fig.3.11 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di P totale (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.17 *Two-way* ANOVA con valore di fosforo totale come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	*2*	3.609	1.805	0.9635	0.384029
Period	**3**	**41.192**	**13.731**	**7.3306**	**0.000132**
Sample:period	6	12.124	2.021	1.0788	0.377993

Solidi Sospesi Totali

Dall'analisi della varianza, la concentrazione dei solidi sospesi totali è risultata significativamente diversa in relazione a tutti tre i fattori considerati (punto di campionamento, periodo dell'anno e interazione tra il punto di campionamento e il periodo dell'anno) (Fig.3.12). Il parametro SST è stato quello per il quale la fitodepurazione è stata più efficace, con rimozioni medie, per l'intero periodo, del 79 e del 78% rispettivamente nelle due vasche e rimozioni massime rispettivamente del 92 e dell'89%.

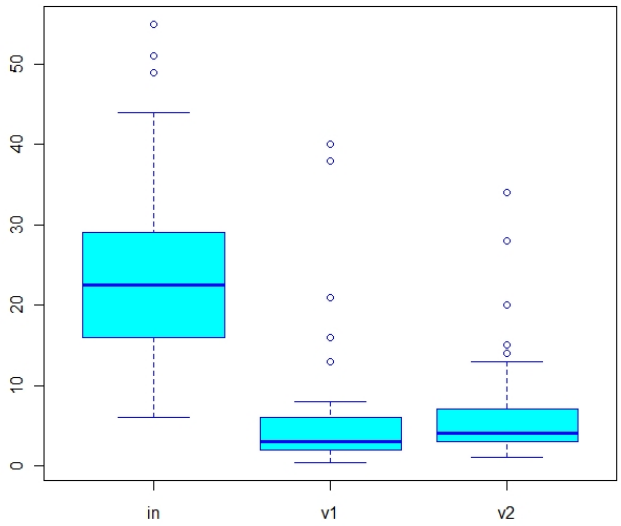


Fig.3.12 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di SST (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Per quanto riguarda il fattore periodo, le concentrazioni medie sono significativamente maggiori durante il periodo di avviamento rispetto a tutti gli altri periodi. Dai risultati del test di Tukey per il fattore di interazione *sample*period* si nota che le concentrazioni in ingresso sono significativamente maggiori di quelle in uscita in tutti i periodi dell'anno, ma che le concentrazioni in ingresso durante i periodi invernali (*avviamento* e *rip08*) sono significativamente maggiori di quelle delle stagioni vegetative (probabilmente per una ridotta funzionalità dell'impianto a monte durante l'inverno), mentre le concentrazioni in uscita dalle due vasche (in tutti i periodi inferiori a quelle in ingresso) sono significativamente maggiori nel periodo di avviamento rispetto a tutti gli altri periodi (Tab. 3.18). D'altra parte, la rimozione dei SST è da attribuire prevalentemente all'azione filtro del substrato cui contribuisce positivamente lo sviluppo e la stabilizzazione della rizosfera, come dimostra l'aumento dell'efficienza nei periodi successivi alla fase iniziale di avviamento. L'analisi della varianza (Tab.3.19) e il test di Tukey relativi ai tassi di rimozione percentuale confermano che la rimozione dei SST è significativamente minore nel periodo di avviamento dell'impianto che in tutti gli altri, mentre non si riscontrano differenze significative nella capacità di rimozione tra le due vasche (Tab.3.20).

Anche l'aumento del tempo di permanenza in vasca del refluo, con conseguente diminuzione della velocità di flusso, può aver favorito la sedimentazione della frazione sedimentabile nei periodi successivi all'avviamento.

Tab. 3.18 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per il parametro 'SST'. Come fattori sono stati utilizzati il punto di campionamento (*sample*), il periodo dell'anno (*period*) e l'interazione tra punto di campionamento e periodo dell'anno (*sample*period*). In grassetto i valori significativi per p < 0.001 e in grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

sample	diff	lwr	upr	p adj
v1-in	**-18.4216049**	**-21.467171**	**-15.376039**	**<0.0001**
v2-in	**-17.7854938**	**-20.831059**	**-14.739928**	**<0.0001**
v2-v1	0.6361111	-2.409454	3.681677	0.8740782

period	Diff	Lwr	upr	P adj
rip08-avviamento	**-8.5555556**	**-13.428154**	**-3.6829571**	**<0.0001**
veg08-avviamento	**-11.1542929**	**-15.294354**	**-7.0142323**	**<0.0001**
veg09-avviamento	**-12.0222222**	**-16.412335**	**-7.6321091**	**<0.0001**
veg08-rip08	-2.5987374	-6.566546	1.3690708	0.3264614
veg09-rip08	-3.4666667	-7.694727	0.7613934	0.1482975
veg09-veg08	-0.8679293	-4.225663	2.4898048	0.9076798

Sample*period	Diff	Lwr	Upr	P adj
v1:avviamento-in:avviamento	***-13.62500000***	***-24.723706***	***-2.5262937***	***0.0041200***
v2:avviamento-in:avviamento	***-13.12500000***	***-24.223706***	***-2.0262937***	***0.0070618***
in:rip08-in:avviamento	2.52777778	-8.258226	13.3137816	0.9997586
in:veg08-in:avviamento	-9.06818182	-18.232637	0.0962733	0.0552826
in:veg09-in:avviamento	***-10.38333333***	***-20.101305***	***-0.6653612***	***0.0251131***
v2:avviamento-v1:avviamento	0.50000000	-10.598706	11.5987063	1.0000000
v1:rip08-v1:avviamento	***-14.29166667***	***-25.077670***	***-3.5056629***	***0.0012025***
v1:veg08-v1:avviamento	**-12.29621212**	**-21.460667**	**-3.1317570**	**0.0009652**
v1:veg09-v1:avviamento	***-12.82500000***	***-22.542972***	***-3.1070278***	***0.0012887***
v2:rip08-v2:avviamento	***-13.90277778***	***-24.688782***	***-3.1167740***	***0.0019164***
v2:veg08-v2:avviamento	***-12.09848485***	***-21.262940***	***-2.9340297***	***0.0012815***
v2:veg09-v2:avviamento	***-12.85833333***	***-22.576305***	***-3.1403612***	***0.0012323***
v1:rip08-in:rip08	**-30.44444444**	**-40.908405**	**-19.9804838**	**<0.0001**
v2:rip08-in:rip08	**-29.55555556**	**-40.019516**	**-19.0915949**	**<0.0001**
in:veg08-in:rip08	***-1.15959960***	***-20.379116***	***-2.8128034***	***0.0012798***
in:veg09-in:rip08	**-1.291111111**	**-22.270362**	**-3.5518602**	**0.0005820**
v2:rip08-v1:rip08	0.88888889	-9.575072	11.3528496	1.0000000
v1:veg08-v1:rip08	1.99545455	-6.787702	10.7786108	0.9998215
v1:veg09-v1:rip08	1.46666667	-7.892584	10.8259176	0.9999958
v2:veg08-v2:rip08	1.80429293	-6.978863	10.5874491	0.9999339
v2:veg09-v2:rip08	1.04444444	-8.314807	10.4036954	0.9999999
v1:veg08-in:veg08	**-16.85303030**	**-23.545802**	**-10.1602586**	**<0.0001**
v2:veg08-in:veg08	**-16.15530303**	**-22.848075**	**-9.4625313**	**<0.0001**
in:veg09-in:veg08	-1.31515152	-8.747845	6.1175424	0.9999854
v2:veg08-v1:veg08	0.69772727	-5.995044	7.3904990	0.9999999
v1:veg09-v1:veg08	-0.52878788	-7.961482	6.9039060	1.0000000
v2:veg09-v2:veg08	-0.75984848	-8.192542	6.6728454	1.0000000
v1:veg09-in:veg09	**-16.06666667**	**-24.172016**	**-7.9613176**	**<0.0001**
v2:veg09-in:veg09	**-15.60000000**	**-23.705349**	**-7.4946509**	**<0.0001**
v2:veg09-v1:veg09	0.46666667	-7.638682	8.5720157	1.0000000

Tab.3.19 *Two-way* ANOVA con valore di SST come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001) e in grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	**2**	**11809.5**	**5904.08**	**132.1222**	**< 0.0001**
Period	**3**	**2651.01**	**883.07**	**19.7734**	**<0.0001**
Sample:period	***6***	***1058.01***	***176.03***	***3.9458***	***0.001081***

Tab.3.20 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per la rimozione percentuale dei SST. Come fattore è stato utilizzato il periodo dell'anno (*period*). In grassetto i valori significativi per p < 0.001.

period	Diff	lwr	upr	p adj
rip08-avviamento	**52.230851**	**3.147936**	**72.982341**	**<0.0001**
veg08-avviamento	**36.664365**	**1.903262**	**54.296112**	**<0.0001**
veg09-avviamento	**40.259831**	**2.156316**	**58.956505**	**<0.0001**
veg08-rip08	-15.566486	-3.246464	1.331670	0.0823038
veg09-rip08	-11.971020	-2.997754	6.035500	0.3101881
veg09-veg08	3.595466	-1.070450	17.895431	0.9128759

Tensioattivi

Date le caratteristiche del bacino di utenza dell'impianto di depurazione Livescia, i tensioattivi costituiscono un'importante fonte di criticità, essendo una delle componenti più critiche degli scarichi di tinto-stamperia. Se i tensioattivi anionici sono relativamente facili da rimuovere mediante trattamenti convenzionali, per quelli non ionici la situazione è più complessa. Nell'ambito dei tensioattivi non ionici rientrano infatti, e sono molto utilizzati, composti poco e/o lentamente bioderadabili unitamente a composti il cui principale prodotto di degradazione è più pericoloso per l'ambiente della molecole di origine, quali i nonilfenoli etossilati. Ai tensioattivi anionici e non ionici si aggiungono i tensioattivi cationici le cui concentrazioni sono però normalmente molto basse e la cui rimozione è praticamente totale già con i trattamenti convenzionali di depurazione. Le norme vigenti fissano un limite allo scarico in acque superficiali di 2 mg/L ma è noto che la presenza di tensioattivi non ionici anche in concentrazioni molto inferiori a tale soglia può generare schiume persistenti nel ricettore. relativo ai tensioattivi totali. Pertanto, si è deciso di seguire il destino di tensioattivi anionici e non ionici nell'impianto di fitodepurazione.

La concentrazione dei tensioattivi anionici è significativamente minore nei campioni prelevati all'uscita dalle due vasche rispetto ai campioni di ingresso (Tab.3.21 Fig. 3.13); l'analisi della varianza ha evidenziato anche una variabilità legata al periodo di campionamento, data da una generale diminuzione delle concentrazioni nel tempo, confermata anche dal test di Tukey (Tab.3.22).

Anche le concentrazioni di tensioattivi non ionici sono risultate significativamente differenti tra campioni prelevati in diversi punti (Fig.3.14, Tab.3.23), con una significativa diminuzione nelle uscite rispetto all'ingresso. Esiste inoltre una variabilità temporale: durante l'inverno 2008-2009 (rip08) le concentrazioni erano significativamente superiori rispetto a tutti gli altri periodi, sia in ingresso che in uscita (Tab.3.24). Le variazioni delle concentrazioni in ingresso sono probabilmente legate a variazioni nell'impiego di tensioattivi da parte delle aziende, ma anche all'avvenuta diminuzione delle utenze industriali collettate all'impianto Livescia, nonchè alla variabilità

intrinseca del dato per cui le variazioni appaiono significative a fronte di valori assoluti comunque bassi (Fig.3.15). In effetti, nell'effluente alimentato alla fitodepurazione non è mai stata superata la soglia dei 2 mg/L, ma il contributo dei non ionici è apparso rilevante.
La rimozione percentuale dei tensioattivi anionici e non ionici è riportata in Fig.3.16 per singolo periodo e come media dell'intera sperimentazione. Manca il dato relativo ai tensioattivi anionici nell'ultimo periodo (Veg.09) durante il quale il parametro non è stato determinato. Si osserva che le rimozioni dei tensioattivi non ionici sono sempre state superiori a quelle degli anionici, in verità molto modeste, e molto simili per la maggior parte della sperimentazione, eccezion fatta per l'ultimo periodo, durante il quale si è osservata una diminuzione di efficienza. La rimozione media calcolata per le due vasche per l'intero periodo è stata rispettivamente del 21 e del 16% per i tensioattivi anionici e del 40 e 42% per i non ionici.

Tab.3.21 *Two-way* ANOVA con valore di TA come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001).

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	**2**	**0.32148**	**0.16074**	**9.3498**	**0.0001644**
Period	**3**	**0.99030**	**0.33010**	**19.2012**	**2.64E-10**
Sample:period	6	0.10454	0.01742	1.0135	0.4196608

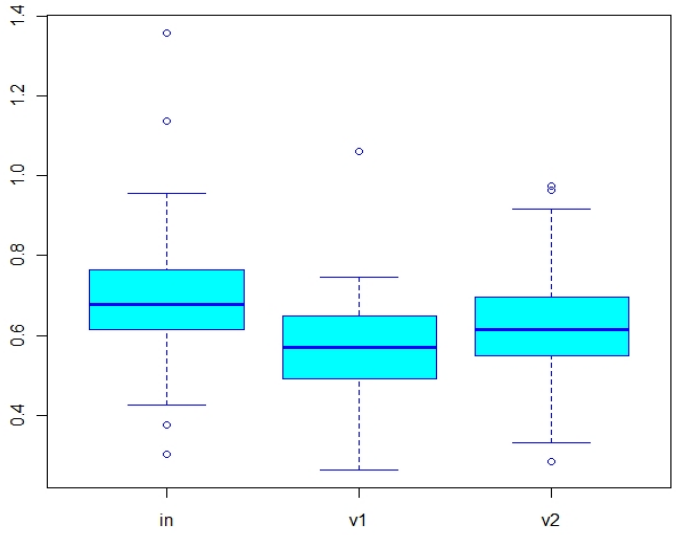


Fig.3.13 Box & whiskers plot delle concentrazioni di Tensioattivi anionici (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.22 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per il parametro 'TA'. Come fattori sono stati utilizzati il punto di campionamento (*sample*) e il periodo dell'anno (*period*). In grassetto i valori significativi per p < 0.001 e in grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

sample	Diff	Lwr	upr	p adj
v1-in	**-0.11818951**	**-0.18381957**	**-0.05255945**	**0.0001123**
v2-in	***-0.07761504***	***-0.14324510***	***-0.01198498***	***0.0159809***
v2-v1	0.04057447	-0.02358057	0.10472951	0.2943597

Period	Diff	lwr	upr	p adj
Rip08-avviamento	-0.11806474	-0.241594495	0.005465007	0.0665962
veg08-avviamento	-0.03394862	-0.145138107	0.077240861	0.8565774
veg09-avviamento	**-0.22936996**	**-0.347384422**	**-0.111355507**	**<0.0001**
veg08-rip08	***0.08411612***	***0.003936244***	***0.164295998***	***0.0358399***
veg09-rip08	***-0.11130522***	***-0.200709491***	***-0.021900951***	***0.0081913***
veg09-veg08	**-0.19542134**	**-0.266811996**	**-0.124030688**	**<0.0001**

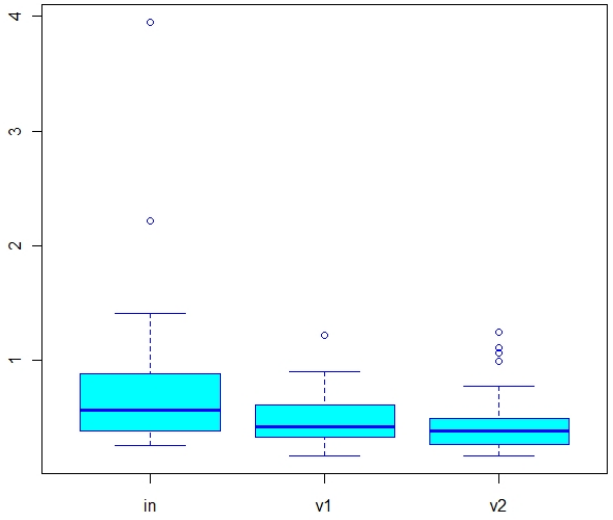


Fig.3.14 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di tensioattivi non ionici (mg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.23 *Two-way* ANOVA con concentrazione di tensioattivi non ionici come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001) e in grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	***2***	***2.0467***	***1.0233***	***7.2266***	***0.001081***
Period	**3**	**3.9328**	**1.3109**	**9.2578**	**1.46E-06**
Sample:period	6	0.2084	0.0347	0.2453	0.960358

Tab.3.24 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per il parametro 'TNI'. Come fattori sono stati utilizzati il punto di campionamento (*sample*) e il periodo dell'anno (*period*). In grassetto i valori significativi per p < 0.001 e in grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

sample	diff	Lwr	upr	p adj
v1-in	***-0.25474948***	***-0.4453012***	***-0.06419779***	***0.0054029***
v2-in	***-0.27664079***	***-0.4671925***	***-0.08608910***	***0.0022492***
v2-v1	-0.02189130	-0.2080619	0.16427930	0.9580147

period	diff	lwr	upr	p adj
rip08-avviamento	**0.57323131**	**0.2185830**	**0.9278797**	**0.0002838**
veg08-avviamento	0.15368514	-0.1655349	0.4729051	0.5938394
veg09-avviamento	0.20563997	-0.1369510	0.5482310	0.4032842
veg08-rip08	**-0.41954616**	**-0.6497390**	**-0.1893534**	**<0.0001**
veg09-rip08	***-0.36759134***	***-0.6292321***	***-0.1059505***	***0.0020966***
veg09-veg08	0.05195482	-0.1591894	0.2630990	0.9185046

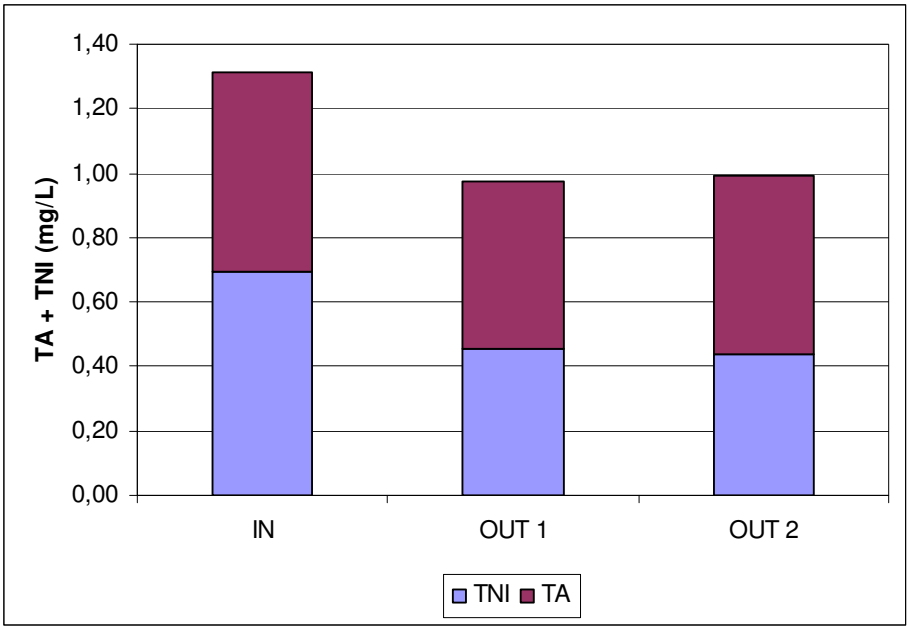


Fig.3.15 Concentrazioni di tensioattivi anionici e non ionici in ingresso e in uscita dalle due vasche. Medie dell'intera sperimentazione

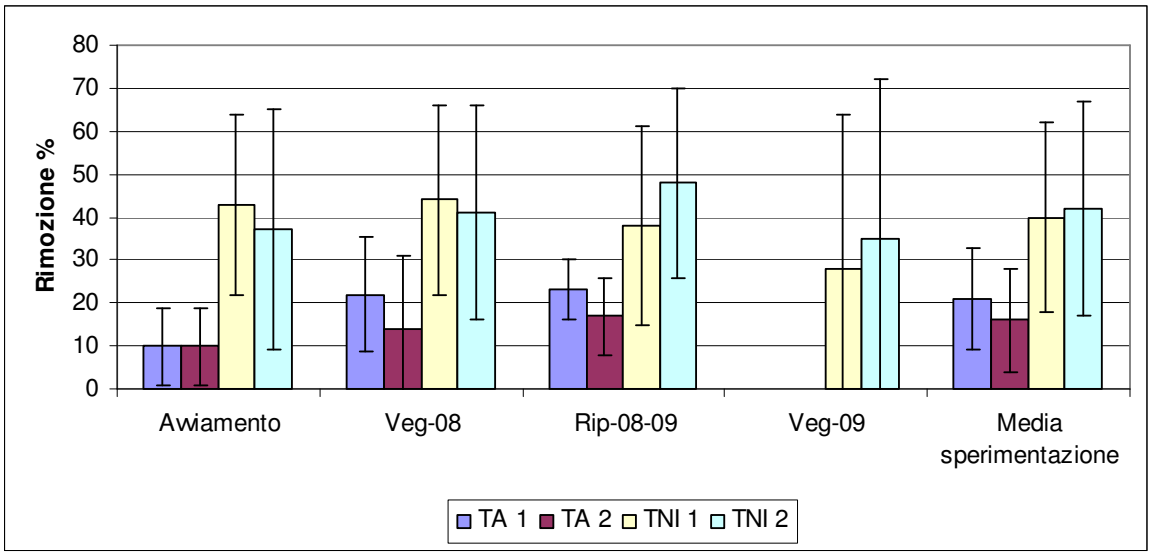


Fig.3.16 Rimozioni percentuali dei tensioattivi anionici e non ionici nei diversi periodi e nell'intero periodo di sperimentazione

<u>Colore</u>

Il colore è stato misurato a tre diverse lunghezze d'onda, ma solo per quella intermedia (558 nm) l'analisi statistica ha evidenziato differenze significative tra l'ingresso e le uscite (Fig.3.17)

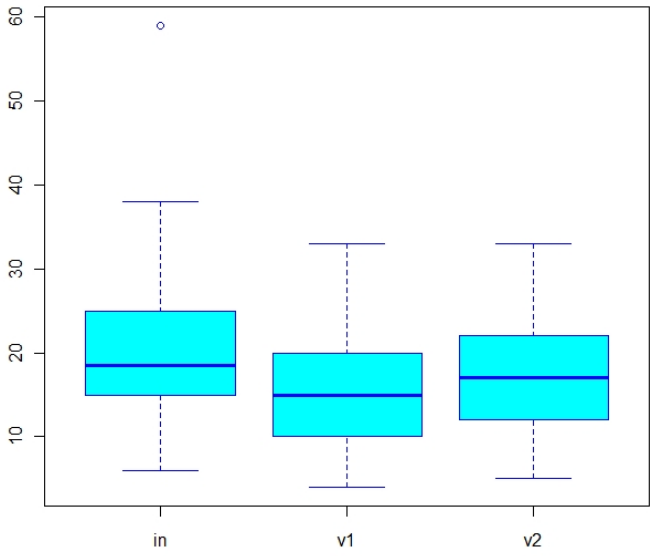


Fig.3.17 *Box & whiskers plot* dei valori di colore (assorbanza) a 558 nm nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Dall'analisi della varianza i valori di assorbanza della luce a 558 nm sono risultati significativamente diversi tra campioni prelevati i diversi punti e periodi dell'anno (Tab.3.25).

Tab.3.25 *Two-way* ANOVA con valore di C558 come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto i fattori per i quali esiste una differenza significativa tra i gruppi (p<0.001) e in grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	***2***	***389.08***	***194.09***	***4.1943***	***0.01689***
Period	**3**	**2108.04**	**702.08**	**15.1238**	**1,19E-08**
Sample:period	*6*	111.04	18.06	0.3995	0.87846

In particolare si osserva una diminuzione significativa dall'avviamento dell'impianto all'inverno 2008-2009 (*rip08*) e un successivo aumento; bisogna però supporre che tale andamento interessi sia l'ingresso che le uscite, in quanto non sono state individuate differenze significative tra i campioni per il fattore di interazione *sample*period*. La significatività del fattore 'punto di campionamento' (*sample*) è invece data dal fatto che i valori in uscita dalla VASCA 1 sono significativamente minori di quelli in ingresso (Tab.3.26).

Tab.3.26 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per il parametro 'colore a 558 nm'. Come fattori sono stati utilizzati il punto di campionamento (*sample*) e il periodo dell'anno (*period*). In grassetto i valori significativi per p < 0.001 e in grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

sample	diff	lwr	upr	p adj
v1-in	***-3.796296***	***-6.901848***	***-0.6907443***	***0.0121038***
v2-in	-1.759259	-4.864811	1.3462928	0.3748200
v2-v1	2.037037	-1.068515	5.1425891	0.2695026

period	Diff	lwr	upr	p adj
rip08-avviamento	**-8.939815**	**-13.908386**	**-3.971244**	**<0.0001**
veg08-avviamento	**-7.882576**	**-12.104180**	**-3.660971**	**<0.0001**
veg09-avviamento	-1.525000	-6.001582	2.951582	0.8126192
veg08-rip08	1.057239	-2.988720	5.103198	0.9049703
veg09-rip08	**7.414815**	**3.103477**	**11.726152**	**<0.0001**
veg09-veg08	**6.357576**	**2.933707**	**9.781445**	**<0.0001**

I tassi di rimozione risultano infatti significativamente maggiori per la VASCA 1 che per la VASCA 2 (Tab.3.27).

Tab.3.27 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per la rimozione percentuale del colore a 558 nm. Come fattore è stato utilizzato il punto di campionamento (*sample*). In grassetto italico i valori significativi per p < 0.05.

sample	diff	lwr	upr	p adj
V2-v1	***-12.5667***	***-24.74442***	***-0.3889753***	***0.0432466***

Per quanto riguarda le altre lunghezze d'onda, invece, non si sono riscontrate differenze significative tra i valori in ingresso e quelli in uscita, come si osserva nelle Figg.3.18 e 3.19.

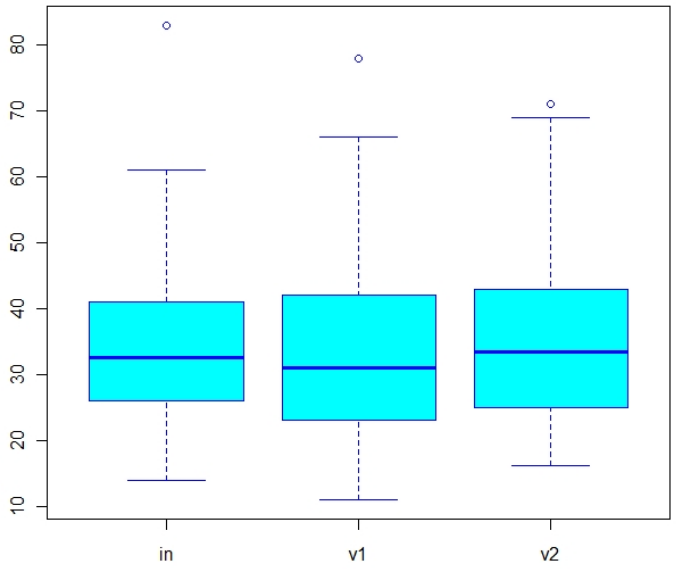


Fig.3.18 *Box & whskers plot* dei valori di colore (assorbanza) a 426 nm nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

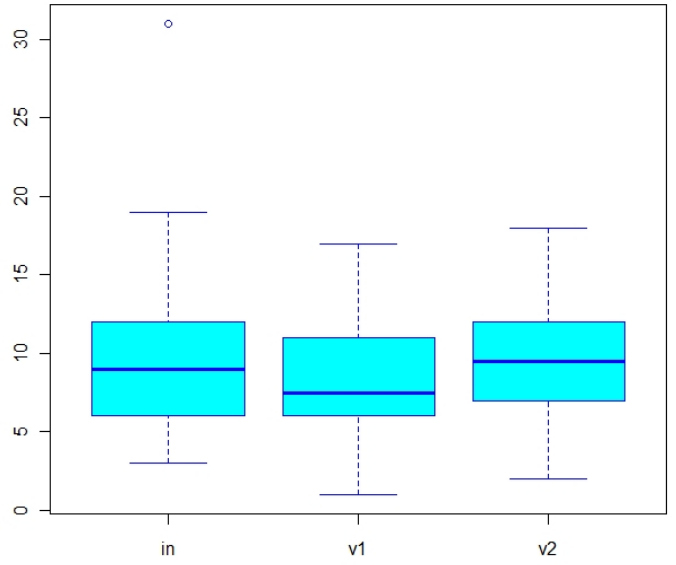


Fig.3.19 *Box & whiskers plot* dei valori di colore (assorbanza) a 660 nm nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

I risultati dell'analisi della varianza effettuata sui valori di assorbanza della luce a 426 nm mostrano come tale parametro risulti poco variabile tra i campioni d'acqua prelevati all'ingresso e all'uscita delle due vasche. Esiste tuttavia una differenza statisticamente significativa tra campioni prelevati nei diversi periodi di funzionamento dell'impianto. In particolare, dai risultati del test di Tukey (Tab.3.28),si nota una diminuzione dell'intensità del colore dall'avviamento dell'impianto al periodo di riposo vegetativo (inverno 2008-2009), mentre nella stagione vegetativa 2009 si ha un nuovo aumento del colore.

Tab.3.28 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per il parametro 'colore a 660 nm'. Come fattore è stato utilizzato il periodo dell'anno (*period*). In grassetto i valori significativi per $p < 0.001$.

period	Diff	lwr	upr	p adj
rip08-avviamento	**-5.3518519**	**-8.082650**	**-2.621054**	**<0.0001**
Veg08-avviamento	**-4.7878788**	**-7.108134**	**-2.467624**	**<0.0001**
Veg09-avviamento	-1.1888889	-3.649283	1.271505	0.5926937
Veg08-rip08	0.5639731	-1.659745	2.787691	0.9122583
Veg09-rip08	**4.1629630**	**1.793390**	**6.532536**	**<0.0001**
Veg09-veg08	**3.5989899**	**1.717182**	**5.480798**	**<0.0001**

Anche i valori dell'assorbanza della luce a 660 nm sono risultati significativamente diversi unicamente tra periodi dell'anno, con un andamento simile a quello del colore a 558 nm: una diminuzione dal periodo di avviamento all'inverno 2008-2009 e un successivo nuovo aumento, ma non risultano differenze significative tra i campioni prelevati all'ingresso e quelli prelevati all'uscita dalle due vasche.

Metalli pesanti

Le analisi relative ai metalli pesanti hanno evidenziato concentrazioni inferiori ai limiti allo scarico nell'effluente alimentato all'impianto di fitodepurazione.

Le concentrazioni di cadmio sono risultate al limite di rilevabilità dello strumento nella gran parte dei campioni (0.1µg/L). Non è quindi possibile, né utile fare speculazioni riguardo l'andamento o i tassi di rimozione del metallo nelle acque trattate dall'impianto.

Per gli altri metalli si è invece osservata una rimozione significativa, eccezion fatta per il nichel.

Le concentrazioni di nichel sono risultate spesso maggiori nei campioni in uscita dalle vasche, che in quelli d'ingresso, come si osserva in Fig.3.20. L'analisi della varianza (Tab.3.29) e il test di Tukey (Tab.3.30) indicano come tali differenze siano significative e da attribuire ad un aumento significativo nella VASCA 2 rispetto all'ingresso.

Per comprendere l'origine dell'aumento delle concentrazioni nelle vasche, nell'ottobre 2008 è stato prelevato un campione di ghiaia dalle vasche; una volta sciacquato è stato posto in un contenitore chiuso con acqua MilliQ per una settimana. È stato quindi prelevato un campione d'acqua, acidificato con HNO_3 allo 0.2% e analizzato. La concentrazione rilevata è stata di 6.2 µg/L; si può quindi supporre che esista un rilascio di nichel da parte della ghiaia e il maggiore aumento nella VASCA 2 rispetto alla VASCA 1 potrebbe essere legato alla granulometria della ghiaia, minore nella VASCA 2 e pertanto con una maggiore superficie di scambio. È però necessario analizzare ulteriori campioni per capire se le concentrazioni in uscita dalle vasche siano andate diminuendo con il lavaggio progressivo della ghiaia.

Per quanto poco significativo, dati i soli tre campioni del periodo invernale 2008-2009, le concentrazioni di nichel sono risultate significativamente maggiori nella stagione vegetativa 2008; la raccolta di ulteriori dati potrebbe confermare questa tendenza alla diminuzione.

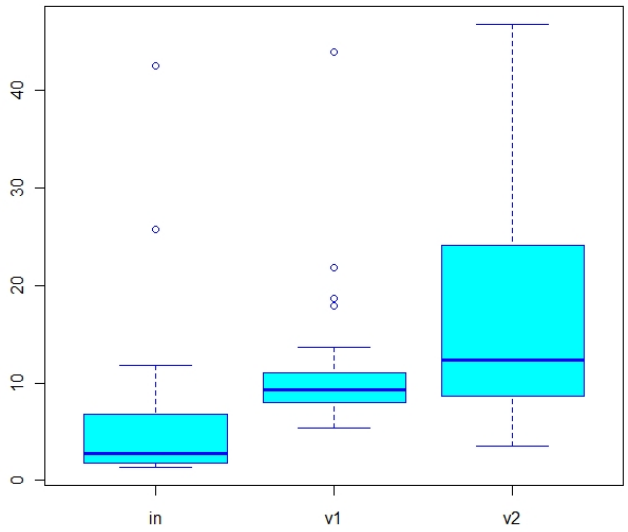


Fig.3.20 *Box & whiskers plot* delle concentrazioni di Ni (µg/L) nei campioni di ingresso (in), e uscita dalle due vasche (v1 e v2).

Tab.3.29 *Two-way* ANOVA con la concentrazione di Ni come variabile dipendente, periodo dell'anno (*period*) come fattore *random* e punto di campionamento (*sample*) e interazione tra punto di campionamento e periodo (*sample*period*) come variabili fattoriali. In grassetto italico i valori significativi per $p < 0.05$.

Fattori	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Sample	***2***	***1378.3***	***689.2***	***7.2736***	***0.001439***
Period	***1***	***394.5***	***394.5***	***4.1641***	***0.045486***
Sample:period	2	191.5	95.8	1.0108	0.369761

Tab.3.30 *Multiple comparisons of means* del test di Tukey per la concentrazione di Ni. Come fattori sono stati utilizzati il punto di campionamento (*sample*) e il periodo dell'anno (*period*). In grassetto i valori significativi per $p < 0.001$ e in grassetto italico i valori significativi per $p < 0.05$.

Sample	diff	lwr	upr	p adj
v1-in	5.204348	-1.685505	12.09420	0.1735864
v2-in	**10.943478**	**4.053625**	**17.83333**	**0.0009091**
v2-v1	5.739130	-1.150722	12.62898	0.1207032

Period	diff	lwr	upr	p adj
veg08-rip08	***7.100.278***	***0.1470594***	***1.405.350***	***0.045486***

Per quanto riguarda zinco, rame e piombo, in Fig.3.21 sono riportate le percentuali di rimozione medie relative all'intero periodo di sperimentazione.

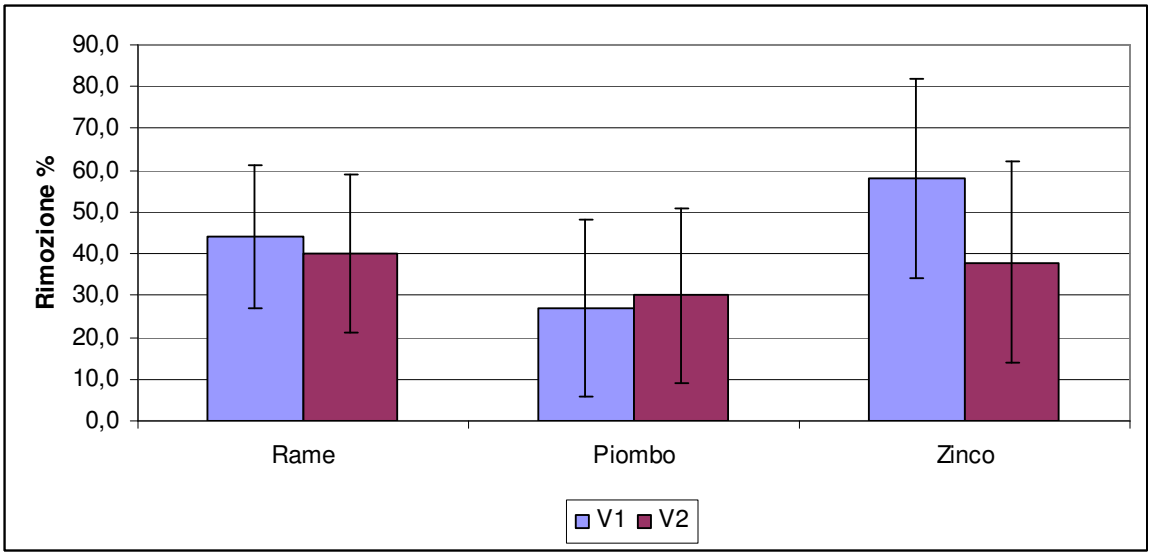


Fig.3.21 Efficienze percentuali di rimozione di rame, piombo e zinco calcolate per l'intero periodo della sperimentazione

In realtà, l'assorbimento da parte delle macrofite sembra aver svolto un ruolo marginale nella rimozione dei metalli, il cui andamento è apparso confrontabile nei periodi di vegetazione attiva e di quiescenza, come riportato in Fig.3.22, a titolo di esempio, per il rame.

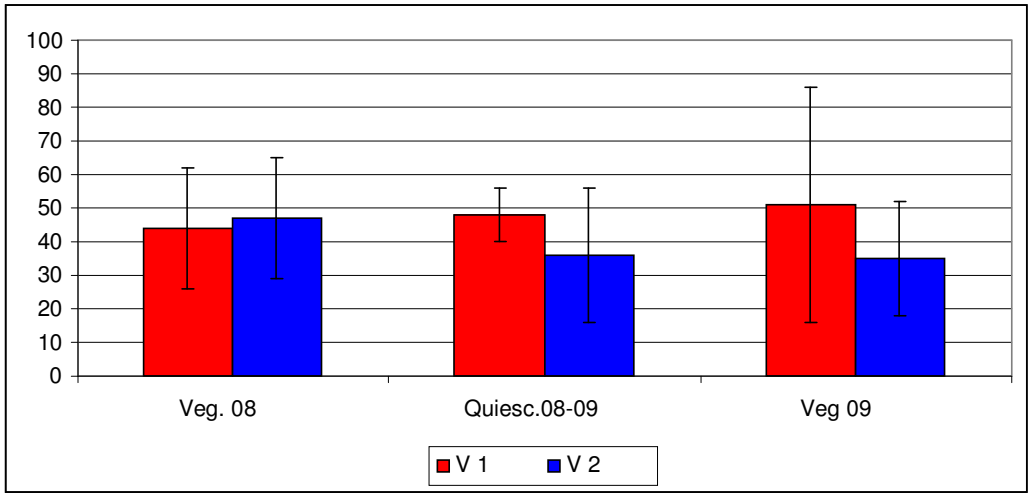


Fig.3.22 Efficienza percentuale di rimozione del rame in diverse fasi della sperimentazione

Probabilmente, come per altri parametri, la rimozione dei metalli è avvenuta essenzialmente per via chimico-fisica, per adsorbimento e/o per filtrazione e rimozione dei solidi sospesi cui, spesso, i metalli pesanti si trovano asssociati.

IPA ed erbicidi triazinici

Le concentrazioni misurate per i pesticidi triazinici e gli idrocarburi policiclici aromatici rinvenuti nei campioni sono per la gran parte inferiori ai limiti di quantificabilità (Limit Of Quantification, LOQ) del metodo utilizzato per l'estrazione e l'analisi, indicati in Tab.3.31.

Tab.3.31 Elenco dei composti rilevati e relativi limiti di quantificabilità (LOQ) (Lacchini 2009).

Composto	LOQ (µg/L)
Bromacil	-
Simazina	0,258
Atrazina	0,309
Terbutilazina	0,281
Naftalene	0,275
Acenaftene	0,315
Fluorene	0,292
Fenantrene	0,283
Antracene	0,275
Fluorantene	0,315
Pirene	0,255
Dibenzo(a,h)antracene	0,317
Benzo(g,h,i)perilene	0,351

Date le basse concentrazioni e il limitato numero di dati non è stato possibile fare considerazioni di tipo quantitativo, ma unicamente qualitativo.
Le concentrazioni degli erbicidi triazinici sono risultate spesso al di sopra del LOQ ed è stato possibile osservare un buon livello di rimozione per bromacil e simazina, particolarmente nella VASCA 1, mentre in alcuni campioni si osserva un aumento della terbutilazina ed è stata rilevata la presenza di atrazina nei due campioni di uscita del 28/08/09. Bisogna sottolineare che l'aumento della terbutilazina si riferisce a campioni con concentrazioni molto basse, mentre nei campioni del 24 luglio, in cui la terbutilazina è ben al di sopra del LOQ, c'è rimozione. La complessità della metodica di estrazione e analisi di questi composti, presenti nelle acque in concentrazioni dell'ordine dei µg/L, rende difficile l'interpretazione di un ristretto set di dati. I tassi di rimozione riportati in Fig.3.23 sono relativi unicamente ai campionamenti per cui sono state misurate concentrazioni superiori ai LOQ. La VASCA 1 sembra mostrare una migliore capacità di rimozione.

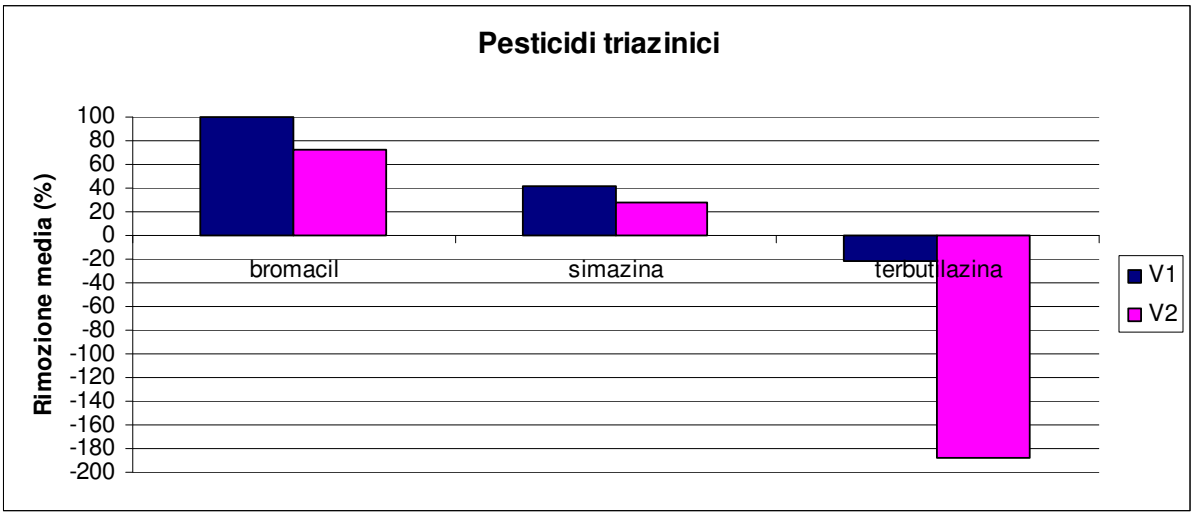


Fig.3.23 Tassi di rimozione (%) medi dei pesticidi triazinici calcolati per le due vasche. I tassi di rimozione sono relativi unicamente ai campionamenti per cui sono state misurate concentrazioni superiori ai limiti di quantificabilità (LOQ).

Le concentrazioni dei pesticidi totali sono sempre inferiori ai limiti allo scarico imposti dal vigente D.Lgs152/06, ad eccezione del campione di ingresso del 20/05/09, che presentava elevate concentrazioni di bromacil; l'elevato tasso di rimozione di tale composto, tuttavia, ha permesso di riabbassare le concentrazioni al di sotto del limite. Il D.Lgs152/06 non pone limiti allo scarico riguardanti i singoli pesticidi triazinici, ma individua come obiettivo di qualità per le acque superficiali una concentrazione di 0.1µg/L per simazina e atrazina. Dato lo scarsissimo potere diluente del torrente Livescia, sarebbe auspicabile che le concentrazioni nell'effluente si avvicinassero per quanto possibile a quelle previste per le acque del corpo recettore. Di seguito sono rappresentate le concentrazioni relative ai pesticidi triazinici rilevate nei campioni (Fig.3.24).

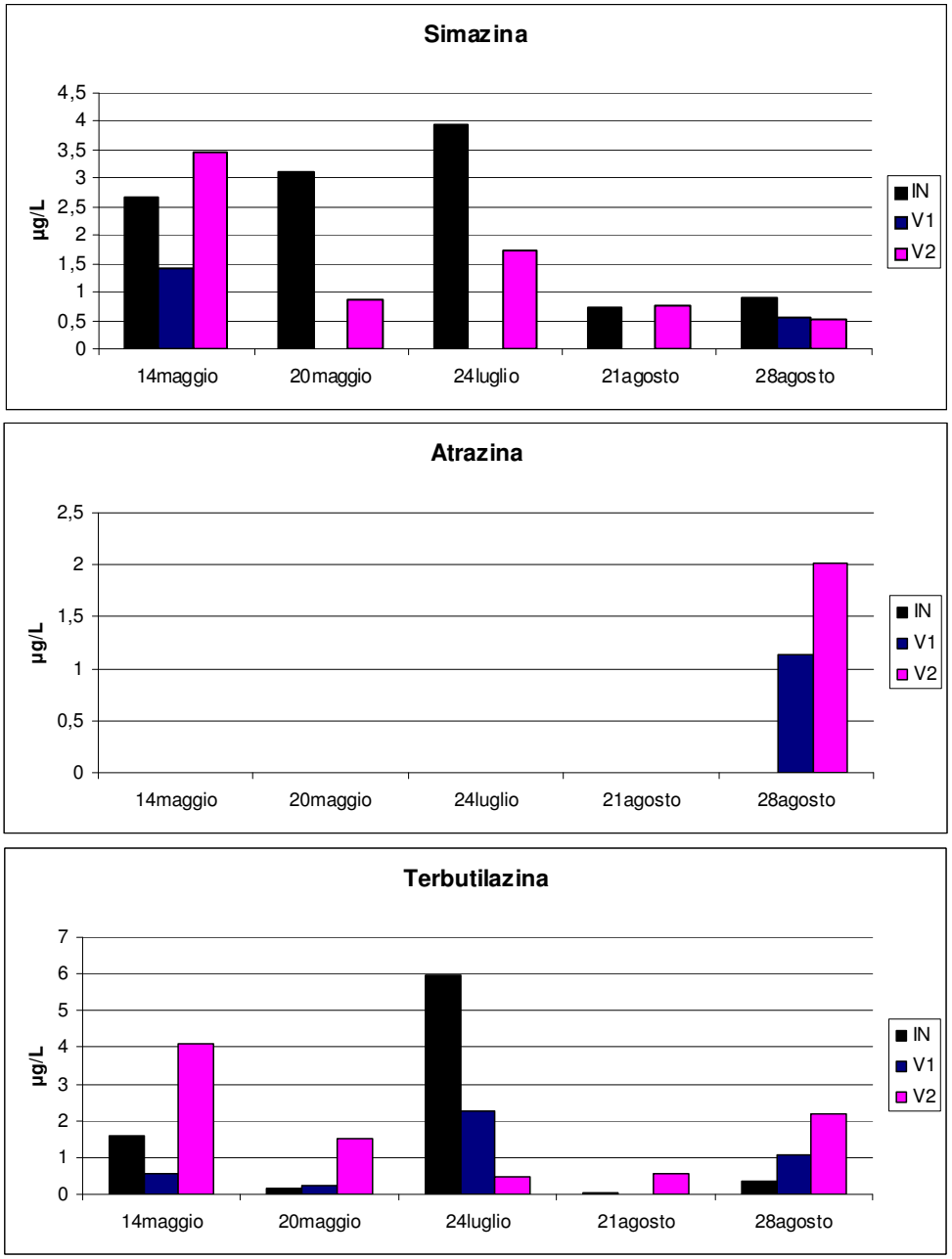
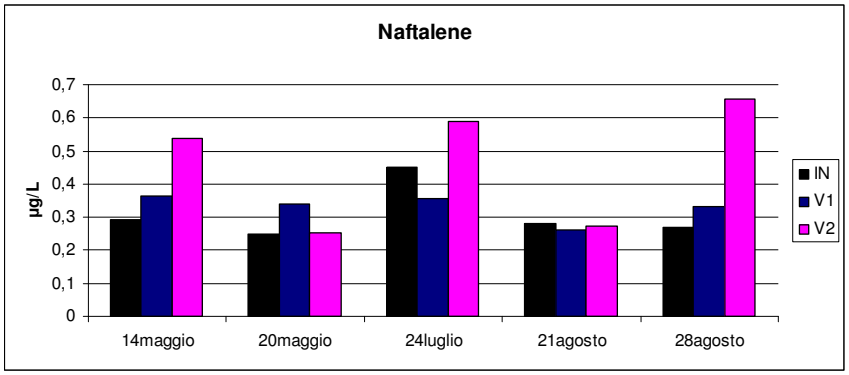
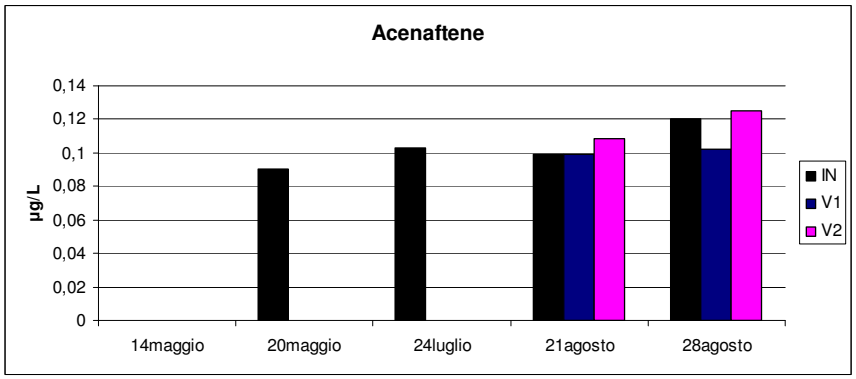
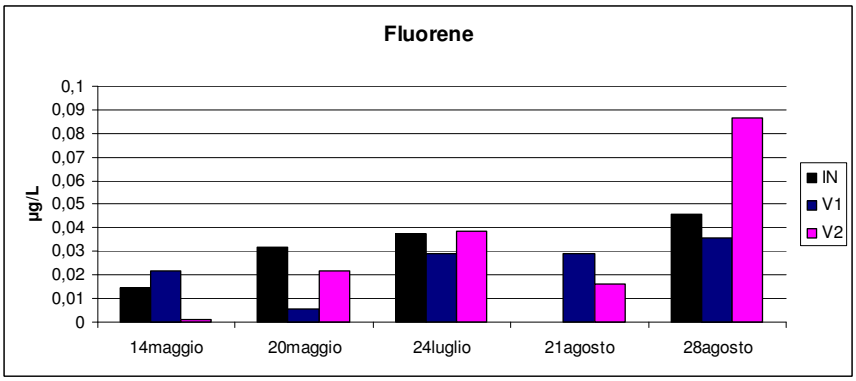


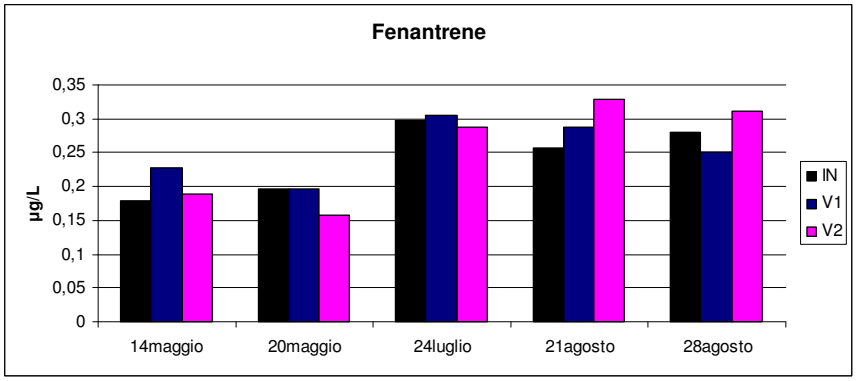
Fig.3.24Concentrazioni dei pesticidi triazinici rilevati nei campioni. La linea arancione indica il LOQ del pesticida rappresentato.

Le concentrazioni degli idrocarburi policiclici aromatici sono risultate quasi sempre inferiori ai LOQ. Nei campioni in cui tali limiti sono stati superati (unicamente per naftalene, fenantrene e antracene), non è stato osservato un rilevante abbattimento delle concentrazioni (Fig.3.25).
Il vigente D.Lgs152/06 non impone limiti allo scarico per gli IPA, ma unicamente per gli idrocarburi totali, né dà indicazioni riguardo gli obiettivi di qualità per i corpi idrici superficiali. In tutti i campioni analizzati, però, le concentrazioni dei singoli IPA sono risultate decisamente superiori a quelle previste come obiettivi di qualità dal precedente D.M.367/03. Tale considerazione dà l'idea della diffusione di tali sostanze nell'ambiente, essendo presenti in elevate concentrazioni anche in acque reflue non derivanti da agricoltura intensiva.


Naftalene
µg/L
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0
14maggio
20maggio
24luglio
21agosto
28agosto
IN
V1
V2


Acenaftene
µg/L
0,14
0,12
0,1
0,08
0,06
0,04
0,02
0
14maggio
20maggio
24luglio
21agosto
28agosto
IN
V1
V2


Fluorene
µg/L
0,1
0,09
0,08
0,07
0,06
0,05
0,04
0,03
0,02
0,01
0
14maggio
20maggio
24luglio
21agosto
28agosto
IN
V1
V2


Fenantrene
µg/L
0,35
0,3
0,25
0,2
0,15
0,1
0,05
0
14maggio
20maggio
24luglio
21agosto
28agosto
IN
V1
V2

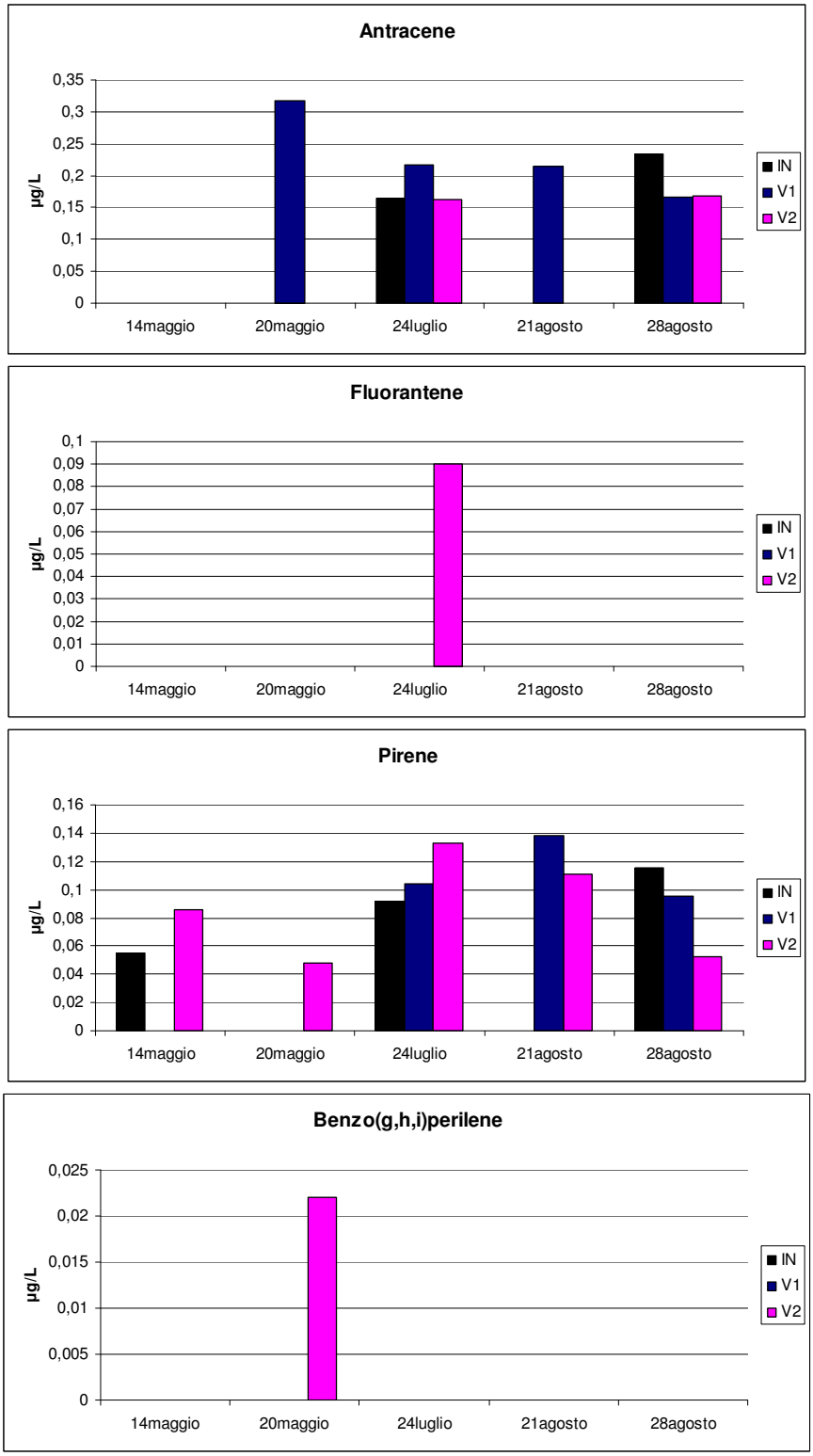


Fig.3.25 Concentrazioni di IPA in campioni prelevati in ingresso e in uscita dalle due vasche. Solo per naftalene, fenantrene e antracene le concentrazioni sono state, in alcuni casi, superiori al LOQ, par a 0.27 µg/L

4. Conclusioni

Il lavoro svolto ha permesso di valutare il rendimento della fitodepurazione per il finissaggio di reflui industriali nei primi due anni di funzionamento, fornendo utili considerazioni ai fini di una migliore gestione e funzionalità di questa tipologia di impianti, anche in vista di un'eventuale applicazione su scala reale. Nonostante, alla fine del periodo di sperimentazione nell'abito del progetto l'impianto sia ancora da considerarsi in fase di avviamento e la vegetazione non abbia ancora potuto esplicare le sue funzioni nel garantire la disponibilità di ossigeno ai batteri della rizosfera e nel rimuovere parte degli inquinanti, per molti dei macrodescrittori monitorati (COD, TN, $N\text{-}NO_3$, Tensioattivi anionici, Tensioattivi non ionici, Solidi Sospesi Totali, colore a 558 nm) si è osservata una buona rimozione, senza evidenti differenze tra le due vasche di fitodepurazione utilizzate. Solo il colore a 558 nm risulta rimosso in modo migliore nella VASCA 1 (14% contro il 2%). Nello stesso modo, per quegli inquinanti le cui concentrazioni non risultano diminuire in modo significativo (conducibilità elettrica, COD in campioni filtrati, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NH_4$, P tot, colore a 426 nm, colore a 660 nm), non si osserva un andamento differente tra le due vasche. Tale considerazione fa supporre che la differenza nella granulometria della ghiaia adottata per il riempimento delle vasche non influisca significativamente sui rendimenti. L'osservazione del funzionamento simile tra le due vasche è inoltre di fondamentale importanza in quanto permette di progettare, per i futuri anni, sperimentazioni che sfruttino il funzionamento in parallelo delle due vasche, mantenendone una in condizioni costanti (per essere usata come controllo) e modificando nell'altra parametri quali il tempo di permanenza in vasca del refluo (HRT) e il livello dell'acqua, per raggiungere le condizioni ottimali per l'abbattimento delle concentrazioni delle sostanze di maggiore interesse.

È da notare come per le sostanze maggiormente connesse alle attività industriali e in particolar modo tessili si raggiungano già buoni livelli medi di rimozione. Il COD ha raggiunto il 50% e 45% (VASCA 1 - VASCA 2) nel miglior periodo di funzionamento: inverno 2008-2009. L'abbattimento medio dell'intero periodo di sperimentazione per i tensioattivi anionici è stato del 21 e del 16%, per i tensioattivi non ionici del 40 e 42% e per il colore a 558 nm del 14% e 2%. La rimozione del colore, particolarmente a 426 e 660 nm, è ancora insufficiente e rappresenta una delle maggiori criticità relative alla qualità delle acque del bacino del Lura e, in particolare, in relazione alla percettibilità. Le difficoltà nell'abbattimento del colore, prevalentemente viola e giallo, sono strettamente legate alla recalcitranza dei composti che ne sono alla base. Anche nelle prove effettuate nell'impianto in scala ridotta in ambiente chiuso (Manoni 2009) l'abbattimento del colore è risultato molto limitato e confrontabile tra vasche dotate di vegetazione (Cannuccia di Palude e Giaggiolo acquatico – *Iris pseudacorus* L.) e prive di vegetazione. La, pur minima, riduzione pare quindi essere connessa all'adsorbimento alla matrice di riempimento delle vasche e potrebbe essere quindi migliorata adottando tempi di permanenza maggiori o maggiori altezze di riempimento o substrato diverso, anche se ognuna di tali condizioni comporterebbe poi problemi pratici di altro tipo.

Un'altra importante questione è il miglioramento delle condizioni ossidoriduttive nelle vasche: sebbene si osservi un buon abbattimento dell'azoto totale (47% e 49% nella stagione vegetativa 2009), è da supporre che parte dell'azoto nitrico rimosso sia stato assorbito dalle piante e quindi realmente rimosso (e comprenda la frazione organica denitrificata), ma parte sia stato ridotto ad ammoniacale. L'aumento delle concentrazioni di ammoniaca conferma infatti l'assenza di ossigeno che dovrebbe risolversi con la completa copertura delle vasche da parte della vegetazione (con conseguente maggiore ossigenazione dei letti) e mantenendo il livello dell'acqua basso durante la primavera per evitare la proliferazione e successiva decomposizione della lenticchia d'acqua.

L'aumento della capacità di rimozione di alcuni macrodescrittori nel tempo (COD, TN) mette in evidenza come il progressivo insediamento della vegetazione abbia effetti positivi sulla depurazione.

I tassi di rimozione più spinti sono stati osservati per i Solidi Sospesi Totali: 75% e71% (VASCA 1 - VASCA 2). Tale riduzione può garantire una diminuzione della torbidità delle acque con effetti positivi sia a livello ecologico che estetico. L'impianto presenta buone capacità di rimozione anche dei microinquinanti monitorati. Tra i metalli pesanti, il rame, per cui è disponibile un set di dati piuttosto completo, ha avuto una rimozione media del 44 e del 40% rispettivamente nelle due vasche. Per quanto riguarda gli altri metalli si osserva una rimozione del piombo più limitata ma comunque significativa (27 e 30%), una rimozione di poco superiore a quella del rame, ma maggiormente diversificata tra le due vasche per lo zinco (58 e 38%), mentre il cadmio è presente in concentrazioni non rilevabili in quasi tutti i campioni già in ingresso.
In verità, data l'assenza di diluizione dello scarico nel ricettore, la situazione dell'impianto Livescia, analoga a quella di numerosi impianti in Italia, è particolarmente complessa. Per molti microinquinanti, il rispetto del limite allo scarico non consente infatti il rispetto degli standard di qualità delle acque nel corpo idrico ricettore. D'altra parte, date le basse concentrazioni presenti negli effluenti, i processi di affinamento tradizionali, anche quelli più avanzati, non consentono ulteriori rimozioni. Per tale motivo, la rimozione del rame ottenuta con la fitodepurazione appare particolarmente interessante. Per quanto riguarda gli erbicidi triazinici è stato osservato un buon livello di rimozione per bromacil e simazina, mentre la rimozione della terbutilazina ha un andamento non costante. È stata inoltre rilevata atrazina in un campionamento. La presenza di questi due composti in reflui principalmente di origine industriale è difficilmente spiegabile, essendo il primo consentito solo per uso agricolo (sorgo e mais) e il secondo completamente bandito. È quindi auspicabile la raccolta di ulteriori dati per fare ipotesi sulle origini delle sostanze rinvenute.
Per la maggior parte degli Idrocarburi Policiclici Aromatici rinvenuti non è possibile fare considerazioni in merito alla rimozione poiché in concentrazioni inferiori ai limiti di quantificabilità; naftalene, fenantrene e antracene, presenti in concentrazioni quantificabili, non sembrano subire rimozione da parte dell'impianto. Anche per gli IPA la raccolta di ulteriori dati in merito ai microinquinanti consentirà di comprendere le dinamiche dei tassi di rimozione nei diversi periodi dell'anno ed eventuali differenze tra le due vasche, nonché eventuali effetti della presenza di microinquinanti sulla capacità dell'impianto di rimuovere i macroinquinanti (Lim et al.2003).
In generale il trattamento di fitodepurazione ha permesso di mantenere al di sotto dei limiti imposti dal D.Lgs 152/06 le concentrazioni degli inquinanti che in alcuni campionamenti all'ingresso erano superiori ai limiti e di abbassare notevolmente il livello degli altri.
Lo studio ha individuato i principali accorgimenti per massimizzare i rendimenti dell'impianto di fitodepurazione in merito al funzionamento idraulico dell'impianto e alla gestione delle piante.
Le modifiche apportate all'impianto idraulico durante la fase sperimentale hanno permesso un miglioramento della capacità di regolazione del livello e della portata dei reflui nelle vasche, consentendo di controllare la crescita della vegetazione e di favorire i processi di depurazione. L'espansione orizzontale della vegetazione, misurata come aumento settimanale nel numero di culmi di Cannuccia di Palude, segue un gradiente decrescente lungo le vasche ed è significativamente maggiore nella VASCA 2 rispetto alla VASCA 1, facendo supporre che la granulometria minore della ghiaia, presente in VASCA 2, possa favorire la crescita dei nuovi getti. Durante la seconda stagione vegetativa (2009) è stato necessario mettere a dimora nuove piante in quanto il numero e la disposizione spaziale delle piante inizialmente presenti risultava inadeguato. A livello di progettazione è quindi necessario prevedere la messa a dimora di un maggior numero di rizomi, da disporsi in quantità crescente dalla testa alla fine delle vasche.
Benché ciò non abbia apparentemente effetti su tutti i parametri analizzati, sembra preferibile utilizzare ghiaia a granulometria fine (5-15 mm) per favorire la crescita dei nuovi getti. La crescita in altezza non presenta sostanziali differenze tra le due vasche, né lungo le vasche, mentre è risultata correlata positivamente con la presenza di piante di Lisca Maggiore, suggerendo un comportamento di competizione per la luce tra le due specie. Sono però necessari ulteriori dati per avvallare questa ipotesi.

Sia la crescita in altezza che numerica avviene principalmente tra i mesi di marzo e maggio, nei quali è necessario prestare la massima cura all'impianto per garantire una buona copertura durante il periodo estivo e una buona crescita dei rizomi (Karunaratne et al. 2004). Dopo due anni dall'inizio del funzionamento, l'impianto risulta ben avviato per quanto riguarda la crescita della vegetazione, e mostra buone capacità di rimozione di molti inquinanti e prospettive per un miglioramento dei rendimenti grazie all'applicazione di accorgimenti gestionali.

Bibliografia

- ANPA – Dipartimento Prevenzione e Risanamento. Linee guida pe la ricostruzione di aree umide per il trattamento di acque superficiali. Manuali e linee guida 9/2002.
- ARPAT – Dipartimento provinciale di Firenze. Linee guida per il trattamento di acque reflue domestiche ed assimilate in aree non servite da pubblica fognatura. 2005.
- Asaeda T., Manatunge J., Fyjino T., Sovira D. (2002) Effects of salinity and cutting on the development of Phragmites australis. Wetland Ecology and Management. 11:127-140.
- Benvenuto F. (2008) Studio integrato dei parametri chimici, idrologici e biologici per la formulazione di strategie di recupero di ambienti fluviali antropizzati. Progetto di tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali (XXII Ciclo)- Relazione II anno. Università degli Studi di Milano-Bicocca – DISAT .
- Borin M. (2003) Fitodepurazione – soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante. Edagricole, Bologna.
- Canobbio S., Mezzanotte V. (2003) Studio sulle caratteristiche ecologiche del torrente Lura in relazione all'uso del territorio circostante. Atti del XIII Congresso della Società Italiana di Ecologia, Como.
- Canobbio S., Mezzanotte V., Sanfilippo U., Benvenuto F. (2009) Effect of multiple stressors on water quality and macroinvertebrate assemblages in an effluent-dominated stream.Water, Air and Soil Pollution 198:359-371.
- Consorzio Parco del Lura DIIAR Politecnico di Milano, DISAT Università degli Studi di Milano Bicocca, CIDA, Lariana Depur (2007) Trattamento mediante fitodepurazione per l'affinamento delle acque depurate e per la salvaguardia ambientale del corpo idrico recettore: sperimentazione a scala pilota e applicazione progettuale per una gestione integrata e partecipata. Rapporto primo periodo di lavoro.
- Consorzio Parco del Lura (2005) Trattamento mediante fitodepurazione per l'affinamento delle acque depurate e per la salvaguardia ambientale del corpo idrico recettore: sperimentazione a scala pilota e applicazione progettuale per una gestione integrata e partecipata. Progetto Bando 2005 - Fondazione Cariplo.
- EPA (1993) Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. A technology assessment.
- Founder N., Xanthoulis D. (2007) Removal processes and their distribution inside a subsurface horizontal flow constructed wetland. Proceedings of the International Conference on Multi Functions of Wetland Systems, Legnaro (PD).
- Giardini L., Borin M., Bonaiti G. (1999) Studio agronomico di Carex elata All. (=C.stricta Good. Non Lam.) ai fini della fitodepurazione. Atti del XXXII Convegno Nazionale SIA, DAAPV – Università di Padova, 333-334.
- Green M.B. (1997) Experience with establishment and operation of reed bed treatment for small communities in UK. Wetland Ecology and Management. 4:147-158.
- Hans-Peter Suter, Treetron and Switzerland (2006). xlsReadWrite: Natively read and write Excel files. R package version 1.3.2. http://treetron.googlepages.com/
- IRSA – CNR (2003) Metodi analitici per le acque.

- Jose Pinheiro, Douglas Bates, Saikat DebRoy, Deepayan Sarkar and the R Core team (2009). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-92.
- Karunaratne S., Asaeda T., Yutani K. (2004) Shoot regrowth and age-specific rhizome storage dynamics of Phagmites australis subjected to summer harvesting. Ecological engineering. 22: 99-111.
- Knight R.L. (1997) Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. Water Science and Technology. 35(5):35-43.
- Lacchini A. (2009) Trattamento con ozono per la rimozione di macroinquinanti residui da effluenti depurati. Tesi di laurea specialistica in Scienze e Tecnologie per L'ambiente e il Territorio. Università degli Studi di Milano-Bicocca – Facoltà di Scienze MM. FF. NN.
- Lariana Depur S.p.A. (2008) Sistema di gestione integrato – Metodiche analitiche laboratorio interno – I.IL.34.04.02.04.
- Lim P.E., Tay M.G., Mak K.Y., Mohamed N. (2003) The effect of heavy metals on nitrogen and oxygen demand removal in constructed wetlands. The science of the total environment. 301 : 13-21.
- Manoni L. (2009) Fitodepurazione a scala pilota di reflui tessili depurati: studio della rimozione di alcuni microinquinanti (IPA, nonilfenoli e pesticidi) e degli inquinanti convenzionali. Tesi di Laurea Specialistica in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio. Politecnico di Milano – facoltà di ingegneria tecnica e ambientale.
- Masi F., Bendoricchio G., Conte G., Garuti G., Innocenti A., Franco D., Pietrelli L., Pineschi G., Pucci B., Romagnolli F. (2000) Constructed wetlands for wastewater treatment in Italy: State-of-the-art and obtained results. Conference Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Orlando, 979-985.
- Mezzanotte V., Canobbio S., Barletta D. (2005) Studio sulla qualità ambientale del torrente Lura. L'Acqua. 4:17-23.
- R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.
- Raunkiaer C. C. (1934) The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. Oxford University Press.
- Verhoeven J.T.A. & Meuleman A.F.M. (1999) Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. Ecological Engineering. 12:5-12.
- Weis P., Windham L., Burke D.J. Weis J.S. (2002) Release into the environment of metals by two vascular salt marsh plants. Marine Environmental Research. 54:325-329.

Riferimenti normativi

- Decreto Legislativo n.152 del 11 maggio 1999.disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della Dir.91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della Dir.91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.
- Decreto Legislativo n. 152 del 3 aprile 2006. Norme in materia ambientale.
- Decreto Legislativo n.258 del 18 agosto 2000. Disposizioni correttive ed integrative del D.lgs.152/99, in materia di tutela delle acque dall'inquinamento, a norma dell'articolo 1, comma 4, della L.128/98.
- Decreto Ministeriale n.367 del 06/11/2003. Regolamento concernente la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose, ai sensi dell'articolo 3, comma 4, del D.lgs. 152/99.

- Deliberazione n.7 del 3 marzo 2004 del Comitato Istituzionale dell'Autorità di Bacino del fiume Po. Adozione degli obiettivi e delle priorità d'intervento ai sensi dell'art.44 del D.lgs.152/99 e successive modifiche ed integrazioni.
- Direttiva 91/271/CEE del 21 maggio 1991. Trattamento delle acque reflue urbane.
- Direttiva 2000/60/CE del 23 ottobre 2000. Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
- Regolamento Regionale della Regione Lombardia n.3 del 24 marzo 2006. Disciplina e regime autorizzatorio degli scarichi di acque reflue domestiche e di reti fognarie.