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 1

Attività sperimentali e di indagini attinenti la realizzazione di impianti sperimentali a scala di laboratorio ed il relativo monitoraggio

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

POLITECNICO DI MILANO

DIIAR – Sezione Ambientale

Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano

Attività sperimentali e di indagini attinenti la realizzazione di impianti sperimentali a scala di laboratorio ed il relativo monitoraggio

Francesca Malpei, Gianluigi Buttiglieri, Aronne Teli

1 Obiettivi dell'attività sperimentale. ... 3

2 Piano delle indagini. ... 3

3 Materiali e metodi. ... 4

3.1 Caratteristiche degli impianti a scala di laboratorio. ... 4

3.1.1 Prove di breve durata con alimentazione a ricircolo. ... 6

3.1.2 Prove di lunga durata con alimentazione continua. ... 7

3.2 Prove con tracciante salino. ... 8

3.3 Parametri monitorati e metodi di analisi. ... 8

4 Sintesi dei risultati. ... 9

4.1 Prove con tracciante. ... 9

4.2 Prove di breve termine in condizione di ricircolo. ... 10

4.3 Prove di lunga durata ad alimentazione continua. ... 13

4.3.1 Prove di lunga durata ad alimentazione continua con HRT pari a 1 giorno. ... 13

4.3.2 Prove di lunga durata ad alimentazione continua con HRT pari a 2 giorni. ... 14

5 Considerazioni di confronto e conclusive. ... 16

5.1 Confronto tra HRT di 1 e 2 giorni in alimentazione continua. ... 16

5.2 Confronto con i dati relativi al pilota esterno. ... 17

5.3 Conclusioni. ... 18

1 Obiettivi dell'attività sperimentale.

Il torrente Lura è situato in un territorio fittamente antropizzato, ricco di attività industriali, insediamenti produttivi e civili. Nonostante gli impianti di depurazione dei reflui operino nel rispetto dei limiti vigenti, la qualità delle acque del torrente risulta sensibilmente alterata. Per ottenerne un miglioramento qualitativo è possibile realizzare trattamenti terziari in grado di ridurre i carichi inquinanti descritti da parametri quali: COD, solidi sospesi, TKN, forme azotate, fosforo totale, colore, tensioattivi (nel seguito definiti macrodescrittori) nonché in grado di determinare abbattimenti di sostanze pericolose per la vita acquatica, il cui interesse è di stretta attualità in ragione delle correnti direttive europee.

Una soluzione valida per il trattamento terziario è la fitodepurazione mediante macrofite acquatiche con flusso sub-superficiale a flusso orizzontale, per cui nella letteratura scientifica di settore sono note le rese depurative relative ai macrodescrittori. Per quanto riguarda invece le sostanze pericolose ed in particolare i nonilfenoli e gli ottilfenoli (sostanze pericolose prioritarie tuttora presenti nei reflui di origine tessile e negli scarichi degli impianti di depurazione presenti nel bacino del Lura) non è noto il livello di efficacia della fitodepurazione.

Il principale obiettivo della sperimentazione è stato pertanto la valutazione delle efficienze di rimozione delle suddette sostanze pericolose (nonilfenoli ed ottilfenoli e nell'ultima fase anche di IPA e pesticidi) attraverso sistemi di fitodepurazione. In particolare sono stati realizzati impianti pilota a piccola scala per valutare le efficienze depurative in diverse condizioni operative (sia di alimentazione che di tempi di residenza idraulica) ed adottando distinte essenze vegetali (*Phragmites Australis, Typha Latifolia* ed *Iris Pseudacorus*) così da individuare le condizioni operative ottimali e l'essenza più efficace.

Parallelamente al monitoraggio degli inquinanti sopra indicati sono stati analizzati i tensioattivi ed i restanti macrodescrittori come meglio descritto nel seguito del documento.

2 Piano delle indagini.

Le fasi di sperimentazioni condotte sugli impianti a scala di laboratorio (descritti nel successivo paragrafo) hanno incluso:

- prove di breve durata con alimentazione a ricircolo;
- prove di lunga durata con diversi tempi di residenza idraulici e diverse essenze piantumate.

Nella seguente tabella sono indicate le diverse fasi sperimentali, i periodi temporali di riferimento, le essenze piantumate (si noti che in tutta la sperimentazione è stata inclusa, oltre alle vasche piantumate, una vasca di controllo non piantumata) e le principali condizioni operative. Per maggiori dettagli si rimanda ai successivi paragrafi.

Tabella 2.1 Piano delle attività sperimentali

Attività	Periodo	Essenze piantumate	Aggiunte	Condizioni operative
Prove di breve durata in condizioni di ricircolo	15/10/2007 - 16/11/2007	*Phragmites Australis, Typha Latifolia*	10 µg/l nonilfenolo	alimentazione discontinua (fase di carico con 210 ml/min per 15 minuti, assenza di flusso per i 45 minuti seguenti).
	22/11/2007 - 10/01/2008	*Phragmites Australis, Typha Latifolia*	500 µg/l nonilfenolo	
	21/01/2008 - 18/03/2008	*Phragmites Australis, Typha Latifolia*	500 µg/l nonilfenolo 1,4 mg/l nonilfenolo 9-etossilato	
Prove di lunga durata in condizioni di alimentazione in continuo	Giugno 2008 - Ottobre 2008	*Phragmites Australis, Iris pseudacorus*	-	HRT pari a 1 giorni
	Ottobre 2008 - Maggio 2009	*Phragmites Australis, Iris pseudacorus*	-	HRT pari a 2 giorni

3 Materiali e metodi.

3.1 Caratteristiche degli impianti a scala di laboratorio.

Gli impianti pilota (3 vasche) sono localizzati all'interno di un edificio, inizialmente predisposto alla disidratazione dei fanghi, presso l'impianto Livescia.

Ciascuna vasca, realizzata in ferro verniciato, è caratterizzata da dimensioni di 2 x 0,5 x 0,5 m; in particolare in Figura 3.1 se ne mostra una rappresentazione schematica.

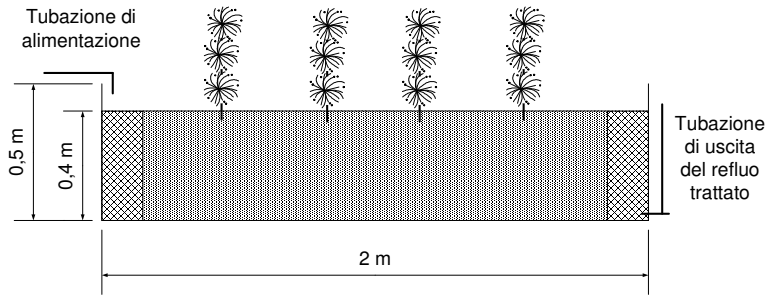

Figura 3.1. Rappresentazione schematica delle vasche di fitodepurazione.

Il materiale di riempimento, presente per un'altezza di 0,4 m, è costituito da ghiaia di diametro medio pari a 5 cm nelle sezioni di ingresso e di uscita (20 cm ciascuna) e pari a 3 cm circa per quanto riguarda il mezzo filtrante. Complessivamente la porosità media iniziale del letto di ghiaia è 0,38 per ciascuna vasca. Nelle Figura 3.2 e Figura 3.3 vengono mostrate immagini relativi agli impianti pilota.

Figura 3.2. Immagine degli impianti pilota nella fase di alimentazione a ricircolo**.**

Figura 3.3. Immagine degli impianti pilota nella fase di alimentazione continua.

Due delle vasche sono piantumate rispettivamente con *Phragmites Australis* (vasca centrale) e *Typha Latifolia* (vasca più a destra) prelevate in ambienti naturali presso il Parco del Ticino (zona

Vigevano). Si noti che nella fase sperimentale ad alimentazione continua con HRT 2 giorni *Iris pseudacorus* è stata utilizzata come essenza al posto di *Typha Latifolia*. La terza vasca (non piantumata) funge da controllo per poter effettuare un confronto tra l'entità dei meccanismi di rimozione dovuti od accentuati dalla presenza delle essenze vegetali (per esempio la biodegradazione batterica aerobica che si realizza a livello dei rizomi, reazioni enzimatiche ed assimilazione diretta) rispetto ai meccanismi di rimozione non connessi alla presenza delle essenze, quali l'adsorbimento, la filtrazione, la sedimentazione, che di fatto risultano essere i meccanismi prevalenti nella vasca non piantumata. Essendo l'impianto pilota all'interno di un edificio, l'illuminazione è fornita artificialmente, mediante 2 lampade HPS (High Pressure Sodium) da 400W (40.000 lux), le quali possono essere regolate in altezza. Le lampade sono programmate per un periodo di accensione giornaliero di 6–8 ore.
Dal punto di vista operativo si è operato considerando, nelle diverse fasi, tempi di residenza idraulici (HRT) pari a 1 e 2 giorni. Il valore della portata giornaliera da alimentare a ciascuna vasca è stata valutata in base alla relazione seguente, derivata dalla definizione formale di tempo di residenza idraulico teorico:

$$q_d = \frac{n \cdot V}{HRT}$$

dove V rappresenta il volume complessivo di letto interessato dal flusso del refluo (valutato mediante semplici considerazioni geometriche) ed n rappresenta la porosità del mezzo (valutata sperimentalmente).

Nei seguenti paragrafi sono indicate le condizioni operative e le analisi effettuate nelle diverse fasi sperimentali. Le prove di breve durata in condizioni di ricircolo sono state effettuate poiché l'interpretazione dei dati ed eventualmente delle cinetiche è facilitata, nonché si possono osservare i tempi necessari per la rimozione dei diversi inquinanti. Le prove di lunga durata rappresentano la condizione di normale esercizio di un impianto e pertanto è significativo monitorare gli impianti anche in tale fase.

3.1.1 Prove di breve durata con alimentazione a ricircolo.

Le prove a breve durata in condizioni di ricircolo hanno avuto ciascuna una durata di circa 5-7 settimane poiché il refluo (prelevato alla sezione di uscita dell'impianto Livescia) è continuamente ricircolato dalla sezione di valle a quella di monte finché le concentrazioni degli inquinanti diminuiscono (a causa dei meccanismi di rimozione) sino ad un minimo stabile nel tempo. Raggiunto tale valore le prove terminano.
Durante le fasi della sperimentazione a ricircolo (Tabella 2.1) il refluo in uscita dalle 3 vasche, preventivamente raccolto in una vasca dal volume di 50 L, è avviato mediate l'adozione di pompe

peristaltiche di laboratorio alla sezione di ingresso. L'alimentazione delle tre vasche è stata discontinua nel tempo (fase di carico con 210 ml/min per 15 minuti, assenza di flusso per i 45 minuti seguenti). Si è considerato, secondo le considerazioni accennate nel paragrafo precedente, quale tempo di residenza idraulico un valore pari a 2 giorni per ciascuna delle tre vasche, corrispondente ad una portata di 72 L/d.

Si ricorda che in tale fase le essenze piantumate sono state *Phragmites Australis* e *Typha Latifolia*, All'inizio di ogni prova i tre bacini sono stati caricati con lo stesso refluo, prelevato all'uscita dell'impianto Livescia: tale influente è stato preventivamente raccolto in una cisterna di 1 m^3 per attuare delle aggiunte di soluzioni standard al fine di accrescere le concentrazioni di nonilfenoli e tensioattivi fino al raggiungimento delle concentrazioni volute. In particolare:

- prova 1 (dal 15/10/2007 al 16/11/2007): aggiunta di nonilfenolo pari a 10 µg/l;
- prova 2 (dal 22/11/2007 al 10/01/2008): aggiunta di nonilfenolo pari a 500 µg/l;
- prova 3 (dal 21/01/2008 al 18/03/2008): aggiunta di nonilfenolo pari a 500 µg/l e di nonilfenolo 9-etossilato pari a 1,4 mg/l.

Sono state inoltre effettuate le seguenti analisi di monitoraggio dei macroinquinanti: COD (tal quale e filtrato); solidi totali e volatili; azoto (NH4, NO2, NO3, TKN); fosforo totale; colore; tensioattivi anionici e non ionici.

3.1.2 Prove di lunga durata con alimentazione continua.

Nelle prove a lunga durata in condizioni normali non si realizza alcun ricircolo e gli impianti sono alimentati in continuo con refluo fresco proveniente dalla sezione di uscita dell'impianto Livescia e lo scarico è avviato al torrente Livescia. Le prove sono definite di lunga durata perché non esiste un limite temporale in cui si osserva il comportamento descritto in precedenza. Il termine delle prove è definito in base alle tempistiche di progetto ed alla significatività dei dati raccolti.

Tale seconda fase sperimentale ad alimentazione continua è stata avviata a partire da giugno 2008. Si ricorda che in tale fase le essenze piantumate sono state *Phragmites Australis* ed *Iris pseudacorus* (Tabella 2.1). Si possono distinguere due diversi periodi in base al tempo di residenza idraulico mantenuto all'interno delle vasche:

- HRT pari a 1 giorno (da giugno ad ottobre 2008);
- HRT pari a 2 giorni (da ottobre 2008).

Indipendentemente dal tempo di residenza, le analisi sono state effettuate sui medesimi macroinquinanti (COD, solidi totali, forme azotate, fosforo totale, colore), mentre per i microinquinanti sono stati eseguiti due campionamenti specifici (un campionamento per ciascun HRT, campioni compositi giornalieri per 2/3 giorni) per la misura del nonifenoli.

Inoltre nella sola fase ad HRT a 2 giorni, in aggiunta al monitoraggio dei nonilfenoli, sono stati considerati anche IPA e pesticidi.

3.2 Prove con tracciante salino.

Mediante prove impulsive con tracciante salino (KCl) è stata effettuata la determinazione della curva di distribuzione dei tempi di residenza. La prova è stata eseguita sulla sola vasca di controllo, per cui in base alla misura della conducibilità elettrica valutata sul flusso di uscita e mediante una curva di taratura (curva concentrazione KCl – conducibilità elettrica) si è determinata la concentrazione di tracciante salino in uscita. L'andamento temporale della curva è stato dapprima interpolato mediante il modello di reattori CFSTR in serie, è poi stata adoperata per valutare la curva di distribuzione dei tempi di residenza idraulici (curva RTD), ed il relativo valore medio, che rappresenta il tempo di residenza idraulico medio reale.

La finalità della prova è quella di valutare la prossimità del comportamento del reattore alle condizioni ideali. Ad esempio paragonando il tempo medio di residenza idraulico teorico (fissato a 2 d) con il valore medio della curva RTD (valore reale) è possibile comprendere la presenza di un volume morto nel reattore, vie preferenziali, come espresso nel seguito.

3.3 Parametri monitorati e metodi di analisi.

Nella seguente tabella sono mostrati i parametri monitorati ed i relativi metodi analitici.

Tabella 3.1. Parametri monitorati e metodi di analisi.

	Descrizione della metodologia
COD	Titolazione con sale di Mohr previa ossidazione a 180°C con dicromato di potassio
SST	Determinazione gravimetrica dopo essiccamento del filtro (0,45 µm) a 105°C
TKN	Determinazione titrimetrica con acido solforico previa digestione dell'azoto organico e distillazione dell'ammoniaca
NH_4	Determinazione titrimetrica con acido solforico previa distillazione
NO_2	Determinazione spettrofotometrica mediante acido solfanilico, EDTA, cloridrato di naftilammina e acetato di sodio previa rimozione del colore con GAC
NO_3	Determinazione spettrofotometrica mediante acido cloridrico previa rimozione del colore con GAC
P_{tot}	Determinazione spettrofotometrica mediante persolfato di potassio, idrossido di sodio e Phosphate V3
Colore (436 nm, 525 nm, 620 nm)	Determinazione spettrofotometrica previa filtrazione a 0,45 µm
Tensioattivi anionici	MBAS: Lettura fotometrica dopo reazione con blu di metilene
Tensioattivi non ionici	BIAS: Lettura fotometrica dopo reazione con blu di bromofenolo
Nonilfenoli	Estrazione mediante Solid Phase Extraction. Analisi dell'estratto mediante HPLC con rilevazione a fluorescenza.
Ottilfenoli	Estrazione mediante Solid Phase Extraction. Analisi dell'estratto mediante HPLC con rilevazione a fluorescenza.
IPA e pesticidi	Estrazione mediante Solid Phase Extraction. Analisi dell'estratto mediante HPLC con rilevazione DAD (diode array detection).

4 Sintesi dei risultati.

Nel seguito si mostrano i risultati relativi alle seguenti attività:

- prove con traccianti;
- monitoraggio degli impianti pilota nelle prove a ricircolo;
- monitoraggio degli impianti pilota nelle prove ad alimentazione continua

4.1 Prove con tracciante.

In Figura 4.1 vengono mostrati i risultati relativi ad una delle tre prove con tracciante salino per la determinazione della curva dei tempi di residenza idraulica sulla vasca di controllo. In particolare si mostra la concentrazione del tracciante riscontrata all'uscita della vasca e l'interpolazione degli andamenti mediante il modello a CFSTR in serie (15 modelli in serie)

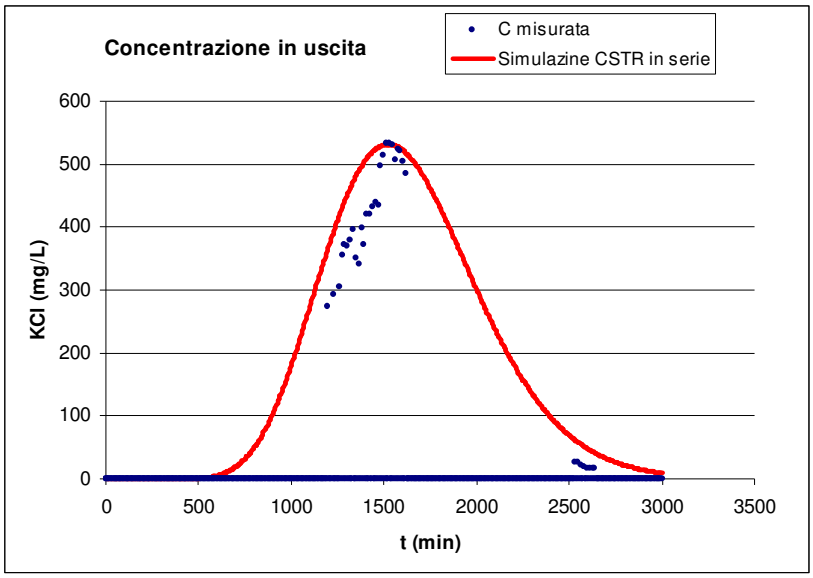

Figura 4.1. Andamento temporale della concentrazione in uscita del tracciante salino.

Da elaborazioni opportune della curva di concentrazione espressa in figura è risultato un valor medio della curva RTD pari a 1,1 giorni rispetto al valore teorico di 2 giorni. Ciò è interpretabile come presenza di un campo di moto alterato all'interno del mezzo di riempimento: in particolare confrontando il valore misurato con il valore teorico è possibile stimare un volume morto del reattore dell'ordine del 40%, comunque confrontabile con valori presenti in letteratura.

4.2 Prove di breve termine in condizione di ricircolo.

Nella prima fase sperimentale sono state monitorate le capacità depurative dei sistemi di fitodepurazione a scala laboratorio su prove di tipo batch a ricircolo totale con refluo reale (con addizionate quantità note di nonilfenoli per poter meglio seguire il destino e l'evoluzione nel tempo dei diversi impianti), evidenziando il ruolo delle macrofite rispetto ai meccanismi di tipo chimico-fisici promossi dal substrato di riempimento e le eventuali differenze tra le essenze.

In generale sono stati ottenuti rendimenti di rimozione significativi e rapidamente decrescenti per la maggior parte dei parametri (soprattutto considerando che si tratta di un sistema di affinamento).

Per quanto riguarda *i* ***solidi sospesi totali*** *(**SST**)*, nelle tre sperimentazioni si osservano rimozioni elevate (79-90% dopo soli 4 giorni; 89-94% al termine delle prove) e mediamente più elevate nella vasca di controllo rispetto alle altre due.

Le concentrazioni di ***COD*** della prima e della seconda prova presentano andamenti molto simili: al quarto giorno dall'avvio della sperimentazione è stata raggiunta una rimozione superiore al 40%. Anche le concentrazioni all'equilibrio sono simili (circa 44 mg/l), nonostante nella seconda prova il valore iniziale di COD fosse molto più alto. Questo valore di fondo può rappresentare dunque la frazione più recalcitrante e di difficile rimozione delle sostanze inquinanti presenti nel refluo. La terza prova mostra cinetiche di rimozione più lente: al quarto giorno di sperimentazione la degradazione si aggira attorno al 30-35% con concentrazioni di partenza pari a 244 mg/l. In ogni caso non è stato osservato alcun miglioramento significativo dovuto alla presenza delle macrofite.

La rimozione delle ***forme azotate*** è stata spesso significativa nelle diverse prove e con una leggera prevalenza per le vasche piantumate. Per ***TKN*** e ***ammoniaca*** la rimozione è stata generalmente elevata e nell'intervallo 62-95%, con alcune forti oscillazioni, e leggera prevalenza delle vasche piantumate ed in particolare di Typha. Per i ***nitriti*** al termine delle tre prove è stata osservata una rimozione nell'intervallo 63-68% per le tre vasche ma si sono osservate fenomeni, temporanei di accumulo di nitriti nei primi giorni di sperimentazione (in particolare nella seconda prova a ricircolo). La percentuale di abbattimento ottenuta per i ***nitrati*** è risultata significativamente superiore nelle vasche piantumate (81% media per Phragmites e 84% per Typha con notevoli variazioni tra le diverse prove) rispetto alla vasca non piantumata (rimozione media pari al 35%). Da osservare d'altronde che le tre vasche sono risultate comparabili e con un'efficacia molto elevata (rimozione 90-96%) nella seconda prova con concentrazione influente di nitrati superiore alle altre prove (14,4 mg/L nella seconda prova a fronte di una concentrazione inferiore ai 3 mg/l nelle altre due). Tenendo conto, infine, dell'***azoto totale*** si conferma una rimozione elevata (74% per il controllo, 76% per Phragmites e 82% per Typha); in presenza di macrofite il valore di equilibrio è minore rispetto al controllo; le Typha permettono in particolar modo il raggiungimento di concentrazioni leggermente minori presumibilmente grazie alla loro biomassa, più sviluppata rispetto a quella delle Phragmites, e quindi, in grado di assumere una maggior quantità di nutrienti. Osservando il valore

delle costanti cinetiche e delle concentrazioni di equilibrio è visibile un continuo miglioramento nel tempo che testimonia un'acclimatazione sempre migliore dei batteri presenti all'interno delle vasche. In merito al ***fosforo*** la rimozione è elevata (intervallo 74-96%) e molto rapida; ciò è dovuto, presumibilmente all'elevata intensità dei fenomeni di precipitazione chimica ed adsorbimento sul mezzo di riempimento in particolare nella prime due prove (rimozioni 90-96%). Come riscontrato da letteratura il suolo tende progressivamente a saturarsi fino alla diminuzione dei rendimenti come osservato nella terza prova (74-86% di rimozione). Non si osserva un contributo significativo dovuto alle essenze vegetate.

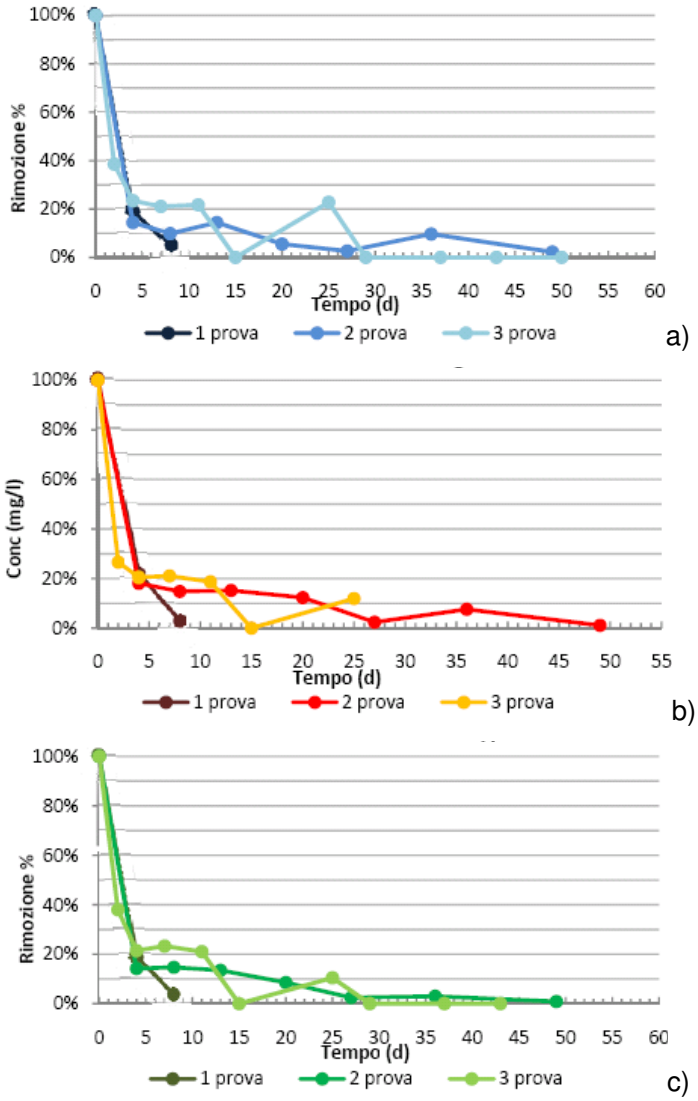

Figura 4.2 – Rimozione di tensioattivi non ionici nella vasca di controllo (a), Phragmites (b) e Typha (c).

Nella prima fase di sperimentazione sono state registrate le migliori prestazioni dal punto di vista della rimozione del ***colore*** rispetto alla seconda e terza prova. I rendimenti di rimozione ottenuti con Phragmites australis sono stati, in generale, compresi tra il 58 e il 76%, mentre con Typha latifolia tra il 71 e l'80% con un equilibrio raggiunto per un HRT pari a 20 giorni. In particolare nella seconda prova a ricircolo, in cui si avevano condizioni iniziali di colorazione del refluo particolarmente

elevate, i due sistemi piantumati hanno portato ad un incremento della rimozione rispetto alla vasca non piantumata, quantificabile nell'ordine del 10% per Phragmites australis e del 20% per Typha latifolia.

Per quanto riguarda ***tensioattivi non ionici*** *(*Figura 4.2*)* e ***nonilfenoli***, i rendimenti di rimozione riscontrati nella presente sperimentazione sono stati superiori al 90%, mentre per ***tensioattivi anionici*** nell'ordine del 70% o superiori ed il valore di equilibrio è stato sempre raggiunto entro 4-8 giorni, tempo compatibile con i parametri tipici di dimensionamento di un impianto a piena scala. L'andamento dei valori di concentrazione porta a concludere che la suddetta rimozione sia stata compiuta principalmente ad opera di meccanismi di tipo chimico-fisico, come sedimentazione, filtrazione ed adsorbimento e solo in minima parte da processi di degradazione biologica e, presumibilmente, per questo motivo per questo le piante hanno portato un contributo relativamente scarso. Ciononostante nell'ultima prova a ricircolo, svolta tra la fine di gennaio e l'inizio di marzo, il sistema di fitodepurazione piantumato con Typha latifolia ha mostrato di poter incrementare sensibilmente la velocità di degradazione dei nonilfenoli nonil-etossilati, raggiungendo le condizioni di equilibrio entro circa 10-15 giorni dall'inizio della prova contro i 20-25 giorni richiesti dalla vasca di controllo.

4.3 Prove di lunga durata ad alimentazione continua.

4.3.1 Prove di lunga durata ad alimentazione continua con HRT pari a 1 giorno.

Il rendimento medio di rimozione degli inquinanti convenzionali per HRT pari a 1 giorni risulta significativo per i solidi sospesi totali (60%) ed inferiore per il COD (<35%). L'abbattimento dell'azoto totale e del fosforo è mediamente nell'intervallo 20-30%; in particolare la rimozione è risultata compresa tra il 40 ed il 50% per nitrati, nitriti ed azoto organico, mentre è inferiore e del 20-25% circa per l'azoto ammoniacale. L'abbattimento medio del colore non supera in media il 25% senza rilevanti differenze di rimozione per le diverse assorbanze. Il contributo delle macrofite risulta spesso trascurabile rispetto all'azione del solo bacino di controllo non piantumato (Figura 4.3) con leggera prevalenza della vasca piantumata con Phragmites per fosforo, COD ed azoto totale.

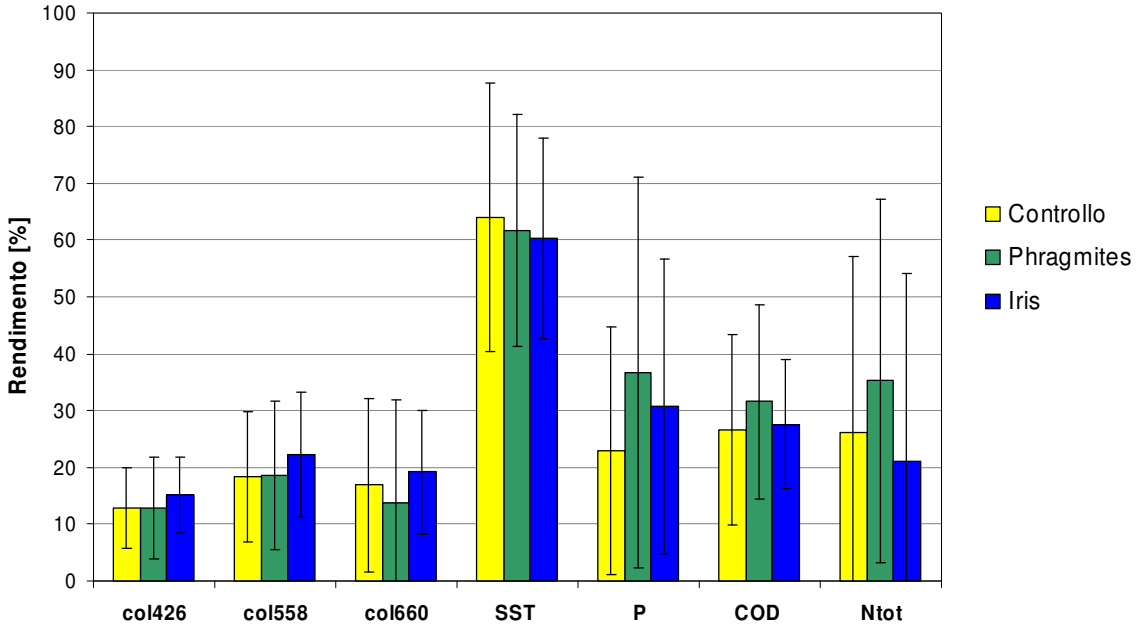

Figura 4.3 – Rendimenti di rimozione dei macroinquinanti relativi al pilota (HRT pari a 1 giorno).

E' stato effettuato un campionamento su *nonilfenoli* ma il sistema non ha mostrato alcuna rimozione. Per maggiori informazioni relative al confronto con la modalità ad alimentazione continua con HRT pari a 2 giorni e con le prove di breve durata con alimentazione a ricircolo si rimanda al paragrafo di considerazioni di confronto e conclusive.

4.3.2 Prove di lunga durata ad alimentazione continua con HRT pari a 2 giorni.

I rendimenti medi di rimozione degli inquinanti convenzionali per HRT pari a 2 giorni risultano elevati per i solidi sospesi totali (80%) ed il COD (40%). L'abbattimento delle forme azotate risulta generalmente inferiore al 40%: circa 20% per i nitrati, 15-35% per i nitriti, 15-35% per l'azoto ammoniacale; la rimozione dell'azoto organico è pari al 60% e globalmente è stata osservata una riduzione del 20-30% per l'azoto totale. Il fosforo viene rimosso con un rendimento medio del 20%. L'abbattimento medio del colore non supera il 20%, con livelli di rimozione decrescenti passando dall'assorbanza a 660 nm all'assorbanza a 426 nm. Il contributo delle macrofite risulta spesso trascurabile rispetto all'azione del solo bacino di controllo non piantumato (Figura 4.4).

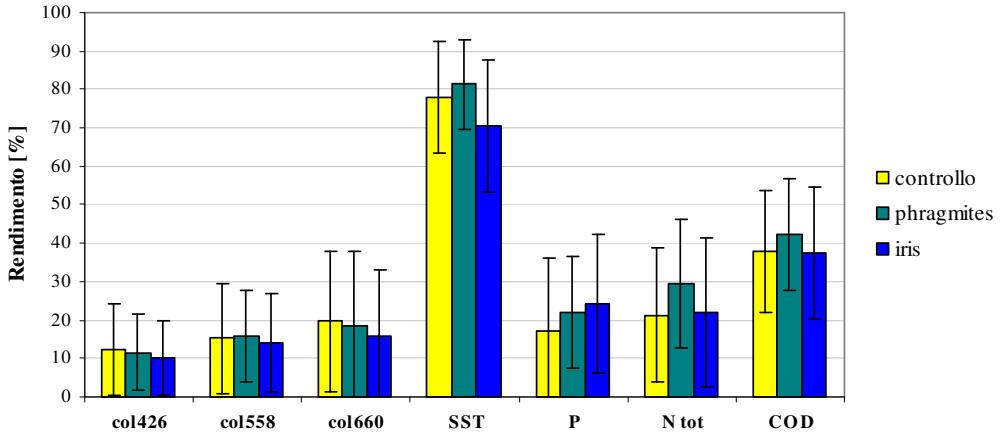

Figura 4.4 - Rendimenti di rimozione dei macroinquinanti relativi al pilota (HRT pari a 2 giorni).

Si ricorda che in questa fase sperimentale è stato possibile effettuare, oltre a campionamenti per nonilfenoli e tensioattivi previsti dal progetto, campagne specifiche anche per pesticidi e IPA.

Per i *nonilfenoli* i rendimenti medi di rimozione, riferiti all'intero sistema, risultano buoni (fino al 60% per NP2EO). A seconda degli analiti considerati, la percentuale di rimozione varia: per il NP è compresa tra 20 e 40%, per il NP1EO supera il 40% sia sul controllo che sulle *Phragmites*, mentre per il NP2EO si arriva fino al 60%. Il contributo delle macrofite è variabile e senza andamenti sempre definiti a seconda dell'analita considerato (Figura 4.5).

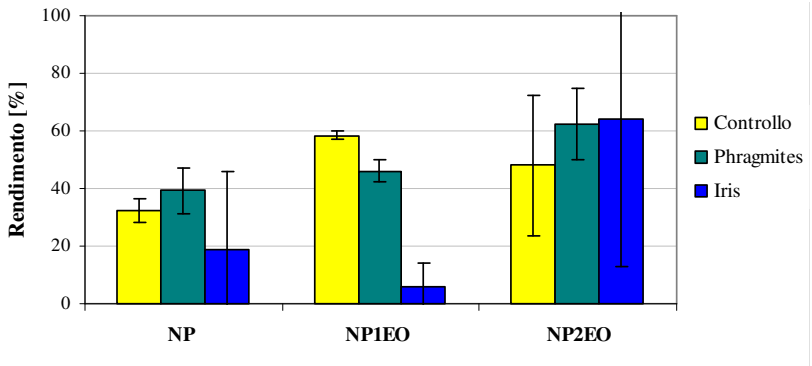

Figura 4.5 - Rendimento medio di rimozione del nonilfenolo, nonilfenolo mono e dietossilato per tutte le vasche del sistema di fitodepurazione (HRT 2 giorni).

Le percentuali di abbattimento di *pesticidi* in ciascuna vasca del sistema pilota sono tra loro confrontabili per la terbutilazina, mentre la presenza delle macrofite migliora in modo evidente i rendimenti di rimozione del bromacil (fino a 80%) e, in misura minore, della simazina (60%). Può essere individuata una leggera prevalenza dell'*Iris* sia sul bromacil che sulla simazina (Figura 4.6).

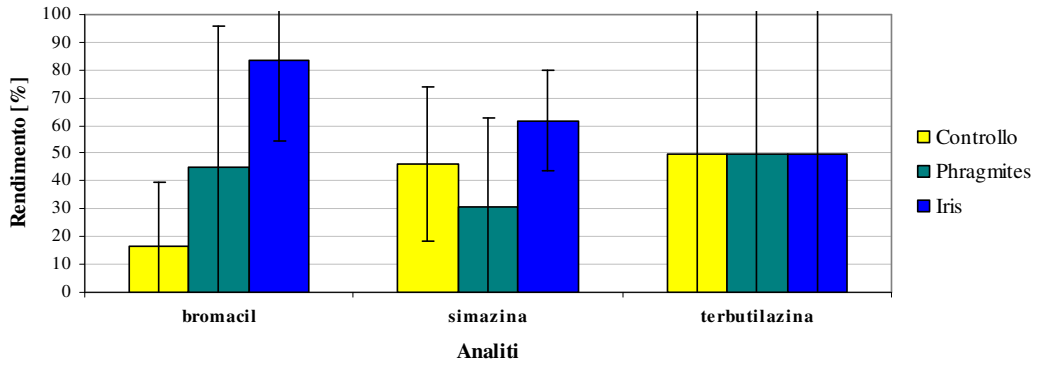

Figura 4.6 - Rendimenti medi di rimozione dei pesticidi relativi a ciascun bacino di fitodepurazione (HRT pari a 2 giorni).

Il riconoscimento degli *IPA* è risultato difficoltoso per le esigue quantità osservate. Tra quelli effettivamente riconosciuti, infatti, non tutti sono affidabili a causa del mancato superamento del limite di quantificazione (LOQ). Il limite di rilevabilità di tale metodica rappresenta comunque una soglia cautelativa generalmente sovrastimata (Figura 4.7) ed indicazioni qualitative possono essere tratte per alcuni OPA (ad es. fenantrene e pirene).

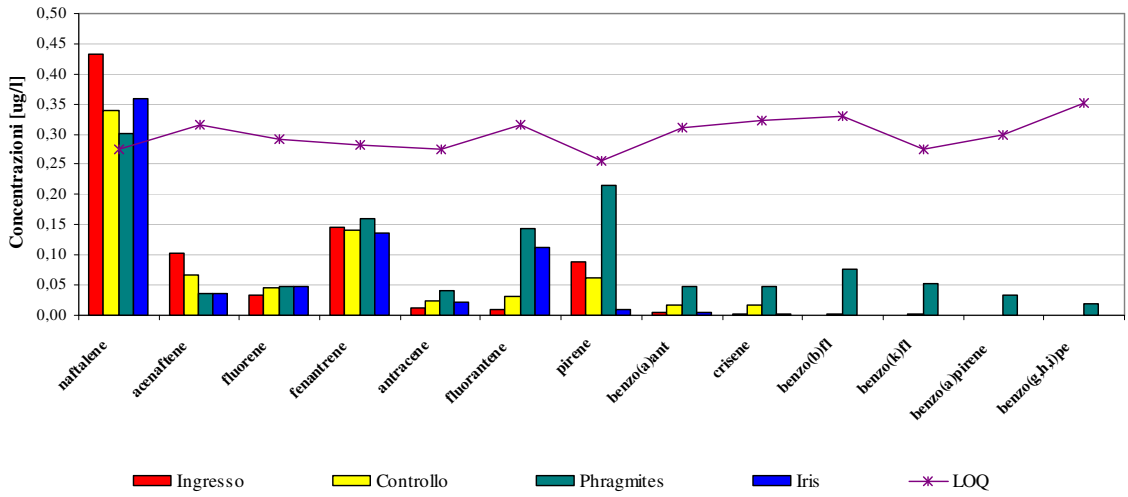

Figura 4.7 - Concentrazione media degli IPA influenti ed effluenti dal pilota di fitodepurazione.

L'unico dato certamente affidabile riguarda il naftalene, la cui rimozione media raggiunge il 50%. Si può osservare inoltre un effetto di rimozione da parte del sistema sull'acenaftene, il cui abbattimento migliora in presenza delle macrofite rispetto al solo bacino di controllo (fermo restando che i valori sono al di sotto di LOQ). Per i restanti analiti, le concentrazioni effluenti in confronto a quelle influenti sono spesso simili o talvolta più elevate.

5 Considerazioni di confronto e conclusive.

Si riassumono nel seguito i risultati ottenuti dal confronto tra la modalità continua a 1 e 2 giorni di tempo di residenza idraulico. Viene poi presentato un breve confronto con i dati relativi agli impianti pilota allestiti in esterno ed infine il paragrafo conclusivo dell'attività sperimentale svolta.

5.1 Confronto tra HRT di 1 e 2 giorni in alimentazione continua.

In Figura 5.1 vengono mostrati i rendimenti di rimozione per i principali macrodescrittori nelle vasche piantumate nei due tempi di residenza idraulici considerati.

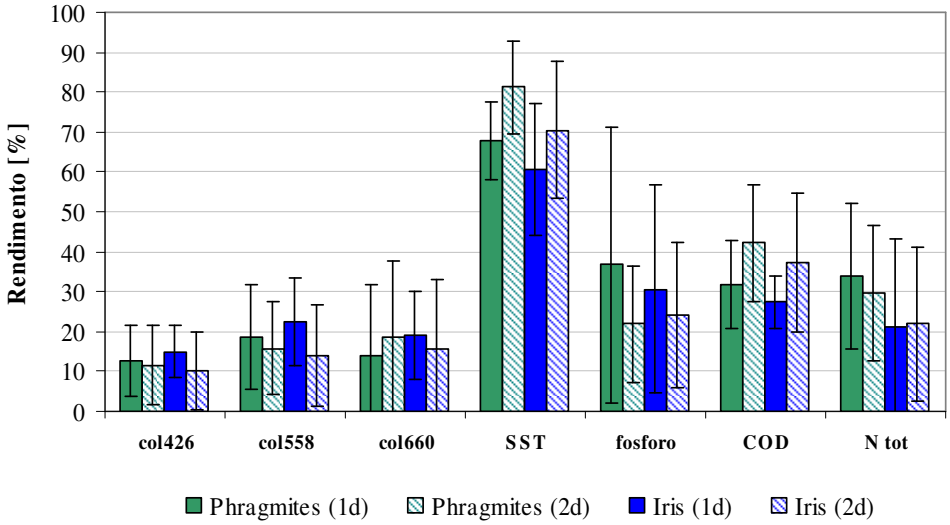

Figura 5.1 - Confronto dei rendimenti medi di rimozione delle macrofite impiegate in condizioni di alimentazione continua per HRT di 1 e 2 giorni.

Si è osservato che:

- per l'abbattimento del COD e dei solidi sospesi totali, il sistema raggiunge rendimenti più elevati per HRT di 2 giorni (rispettivamente 40 e 80%), probabilmente in relazione all'età del sistema stesso (maggiore effetto filtrante del letto) ed al migliore stato vegetativo delle macrofite (ossigenazione dell'apparato radicale più efficace e promozione delle reazioni degradative della sostanza organica). Per il COD, si presume che buona parte della rimozione sia avvenuta per via fisica e per degradazione batterica, coinvolgendo in minima parte le macrofite (ridotta differenza di abbattimento con il controllo);
- per la rimozione del colore, non è possibile definire con chiarezza quale sia la condizione operativa migliore. Dai dati disponibili, sembra che il mantenimento di un tempo di residenza di 1 giorno favorisca, in misura molto leggera, l'abbattimento di tale composto. A livello globale, la prestazione risulta comunque molto limitata (inferiore al 20%);
- la rimozione di parte dei nutrienti (fosforo, nitrati, nitriti ed in misura minore per l'azoto totale) risulta maggiore per HRT pari a 1 giorno: tale comportamento può dipendere dall'influenza della temperatura del refluo alimentato al sistema, più elevata rispetto a quella caratteristica

del periodo a 2 giorni di residenza (in particolare, accelerazione delle cinetiche degradative di denitrificazione). Inoltre, lo stato vegetativo delle macrofite, meno sviluppato nel corso della fase a HRT di 1 giorno, può aver limitato la diffusione dell'ossigeno nell'apparato radicale, favorendo nel letto l'instaurarsi di condizioni prevalentemente anossiche adatte alla denitrificazione.

Ad 1 giorno di residenza, il sistema non rimuove i nonilfenoli, contrariamente a quanto osservato a 2 giorni. Non è pertanto possibile effettuare un confronto significativo per tale parametro.

5.2 Confronto con i dati relativi al pilota esterno.

In parallelo agli impianti a scala laboratorio gestiti dall'unità Politecnico di Milano il Progetto ha previsto anche una fase di sperimentazione, a scala pilota ed in esterno, gestita dall'unità Università degli Studi di Milano Bicocca. L'installazione comprende due vasche in parallelo a flusso sommerso orizzontale, entrambe riempite con una matrice ghiaiosa. Il tempo di residenza di ciascun bacino è pari a 2 giorni ed anche tale impianto, come quello a scala laboratorio è stato alimentato con l'effluente dal depuratore Livescia. Da marzo 2008 ad aprile 2009 l'essenza vegetale dominante nei due bacini è stata la Phragmites, mentre le Typha erano presenti in così pochi esemplari da essere trascurabili. Dall'aprile 2009, nelle vasche sono state introdotte numerose Typha: attualmente, la distribuzione delle macrofite è mista all'interno del sistema. È stato deciso di far coincidere i campionamenti dei microinquinanti nelle stesse settimane sia per il pilota interno che per il pilota esterno di fitodepurazione. Il sistema esterno (scala pilota-Università degli Studi di Milano Bicocca) è risultato più efficiente di quello interno (scala laboratorio-Politecnico di Milano) nella rimozione dei nitrati e dei nitriti; la rimozione delle restanti forme azotate (NH4+, TKN e N organico) viene penalizzata all'aperto. Nel sistema esterno, sia la rimozione del fosforo che del COD risultano leggermente inferiori a quelle conseguite in ambiente chiuso, mentre per i solidi sospesi totali non si evidenziano particolari differenze. Nell'abbattimento del colore, la vasche esterne presentano rendimenti confrontabili con quelli relativi ai bacini interni. Il sistema pilota esterno infine si dimostra inefficiente nella rimozione del nonilfenolo.

5.3 Conclusioni.

Tenendo conto della prove di lunga durata ad alimentazione continua gli abbattimenti di COD e solidi sospesi totali sono stati significativi e leggermente superiori per HRT di 2 giorni (rispettivamente 40 e 80% in media) rispetto ad HRT di 1 giorno (rispettivamente 30 e 70% in media). Tuttavia tale dato è probabilmente in relazione all'età del sistema stesso (maggiore effetto filtrante del letto) ed al migliore stato vegetativo delle macrofite (ossigenazione dell'apparato radicale più efficace e promozione delle reazioni degradative della sostanza organica) per HRT di 2 giorni. Per il COD, si presume che buona parte della rimozione sia avvenuta per via fisica e per degradazione batterica, coinvolgendo in minima parte le macrofite (ridotta differenza di abbattimento con il controllo). In merito al colore, non è possibile definire con chiarezza quale sia la condizione operativa migliore; dai dati disponibili, sembra che il mantenimento di un tempo di residenza di 1 giorno favorisca l'abbattimento di tale composto. A livello globale, la prestazione risulta comunque molto limitata (inferiore al 20% per entrambe le condizioni operative). La rimozione di parte dei nutrienti (fosforo, nitrati, nitriti ed in misura minore per l'azoto totale) è stata maggiore per HRT pari a 1 giorno: tale comportamento può dipendere anche in parte dall'influenza della temperatura del refluo alimentato al sistema, più elevata rispetto a quella caratteristica del periodo a 2 giorni di residenza (in particolare, accelerazione delle cinetiche degradative di nitrificazione e denitrificazione).
In relazione ai microinquinanti (nonilfenoli, pesticidi, IPA) non è sempre stato possibile il confronto tra le due condizioni operative mancando per molti le misure relative. Per i nonilfenoli è stata osservata una, parziale, rimozione a 2 giorni di HRT (circa 30%) mentre non si è riscontrata una rimozione significativa per HRT di 1 giorno. Si ricordi, tuttavia, l'età del sistema e lo stato vegetativo limitati per HRT di 1 giorno.

Confrontando le prove effettuate con alimentazione in continuo e quelle di breve periodo a ricircolo continuo si è osservato che - a parità di tempo di residenza idraulico - nella modalità a ricircolo il sistema raggiunge buone prestazioni sul colore (fino a 40%) e sui nutrienti (60% circa sia per l'azoto che per il fosforo) e superiori a quelli ottenuti con le prove ad alimentazione continua (+10÷15% per COD, SST; 10÷15% colore; +20% circa nutrienti). In particolare nelle prove a ricircolo si è osservato che l'equilibrio per i coloranti è stato raggiunto dopo 20 giorni di tempo di contatto con rendimenti tra il 60 e l'80% e miglioramenti del 10-20% in presenza di *Typha latifolia.* I tensioattivi anionici raggiungono l'equilibrio dopo 4-8 giorni con rendimenti tra il 70 e l'80% e non è stata osservata alcuna influenza delle piante. I rendimenti dei tensioattivi non ionici sono stati tra l'80 e il 100% (nessuna influenza delle piante). Infine i nonilfenoli raggiungono l'equilibrio dopo 4-8 giorni (rendimenti tra 80 e 100%) e le Typha accelerano il processo di rimozione dei gruppi etossilati.

E' stata osservata una maggiore rimozione del sistema esterno rispetto a quello interno a scala laboratorio per NO_2 e NO_3 (+30%). Il comportamento inverso è stato riscontrato nell'abbattimento di NH_4 (+10-20%), TKN ed N_{org} (+20-30%). Prestazioni simili interno/esterno infine si sono ottenute per fosforo, COD, SST e colore.

A fronte dei risultati conseguiti nell'intero ciclo di sperimentazione, è stato provato che il trattamento di fitodepurazione può costituire un'alternativa per l'affinamento di reflui tessili già depurati, sia per la rimozione di inquinanti convenzionali che di microinquinanti specifici (nonilfenoli, IPA e pesticidi). La presenza delle macrofite può aiutare, in alcuni casi, a raggiungere livelli depurativi più spinti rispetto alla sola azione di un bacino di controllo non piantumato.