

Co-compostaggio di sedimenti e scarti di potatura come tecnica sostenibile per la produzione di un substrato di crescita *peat-free*

Paola Mattei* e Giancarlo Renella

Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell'Ambiente, Università di Firenze

Co-composting of sediments and pruning residues as a sustainable technique to produce a *peat-free* growing medium

Abstract. This article reports the preliminary results of a co-composting experiment of dredged sediments and pruning residues in order to convert them into a *peat-free* growing substrate for plant nursery and revegetation of urban and degraded lands. This work starts from previous projects (e.g. LIFE-ENV-12-E-000652 CLEANSED, www.lifecleansed.com/it/), which has shown that phytoremediated river sediments could be used for growing ornamental plants. The present study aims to demonstrate that co-composting of freshly dredged sediments and chopped pruning wastes is an effective alternative to phytoremediation to create *peat-free* growing media. The first results indicate that this low cost and low impact technology improves sediments' chemical properties and allows the degradation of eventual organic pollutants present in the raw materials. Therefore, the co-composting of sediments and pruning wastes seems a promising technology for the production of *peat-free* substrates. Currently, we are completing the co-composting process and the material analyses, prior to test it as growing substrate in real scale trials.

Key words: dredged material, bioremediation, growing substrates, *peat* substitutes.

Introduzione

Il substrato di elezione per il vivaismo è la torba, opportunamente miscelata e trattata al fine di ottimizzarne le proprietà fisico-chimiche richieste dalle colture. A partire dagli anni '80, lo sviluppo della coltivazione in vaso ha condotto ad un consumo di torba di oltre 29 M m³ in Europa, e fra 3 e 4 M m³ in Italia

(Altmann, 2008). La disponibilità di questa risorsa è però fortemente compromessa da una progressiva difficoltà di reperimento e dalle politiche di protezione ambientale adottate dai principali paesi produttori del Nord Europa. La Decisione della Commissione Europea 2001/688/CE, inoltre, ha escluso dal rilascio del marchio comunitario di qualità ecologica (ECO-LABEL) i substrati contenenti torba e i prodotti derivati. In tale contesto si è diffusa la ricerca di substrati alternativi, quali lolla di riso, fibra di cocco, compostati. Una risorsa ancora scarsamente valutata come substrato di crescita è rappresentata dai sedimenti di dragaggio. Si tratta di una matrice ambientale rinnovabile e disponibile in elevate quantità in quanto la periodica rimozione dei sedimenti dai fondali di porti, fiumi e canali è necessaria, sia per garantire l'efficienza della navigazione, sia per ragioni ambientali. Secondo l'EuDA (*European Dredging Association*), in Europa, i dragaggi producono annualmente circa 200 M m³ anno⁻¹ di sedimenti; 6 M m³ anno⁻¹ in Italia. Secondo la normativa vigente (Dlgs 152/2006) quando i sedimenti presentano concentrazioni di inquinanti oltre i limiti di legge, possono essere riutilizzati solo in seguito a trattamenti di decontaminazione, altrimenti devono essere smaltiti in discarica. Al momento del dragaggio, dal 10 al 25 % dei sedimenti eccede le concentrazioni soglia di contaminazione. Benché, già dagli anni '70, molteplici convenzioni internazionali sollecitino al riutilizzo dei sedimenti anziché al conferimento in discarica, perché un trattamento di recupero venga effettivamente preferito deve essere non solo economico, ma anche capace di creare un prodotto con un proprio mercato. Fra i potenziali riutilizzi, un'applicazione promettente di tale materiale è l'impiego per la produzione di substrati di crescita. Negli Stati Uniti, sedimenti marini e di acque dolci sono stati ampiamente utilizzati per la produzione di terricci e suoli artificiali (Krause e McDonnell, 2000). Utilizzare come substrati sedimenti opportunamente trattati significa sostituire una risorsa non rinnovabile - la torba - con un prodotto ottenuto da "rifiuti" inesauribili - i sedimenti. Sperimentazioni

* paola.mattei@unifi.it

recenti, condotte nell'ambito del progetto UE AGRI-PORT' (ECO/08/239065/S12.532262), hanno dimostrato che il fitorimedio è un bio-trattamento in grado di convertire i sedimenti in substrati con caratteristiche analoghe a un suolo agronomico, riducendone al contempo il contenuto di inquinanti (Doni *et al.*, 2013; Masciandaro *et al.*, 2014). I sedimenti fitorimediati hanno consentito di allevare piante con caratteristiche estetiche e fisiologiche comparabili a piante allevate su substrati a base di torba, sia in contenitore (ornamentali e aromatiche) che in pieno campo (progetto CLEANSED - ENV-12-E-000652). Sebbene efficace, il fitorimedio richiede tempi lunghi (3-6anni), monitoraggio costante, e superfici estese da dedicare al trattamento; inoltre, può produrre biomasse ricche di metalli pesanti, da smaltire come rifiuto speciale. Una possibile alternativa al fitorimedio è il co-compostaggio con scarti verdi. Questo è un processo biologico di degradazione aerobica che consente, con bassi costi e bassi impatti, di convertire più tipologie di rifiuto in un prodotto stabile, maturo e commerciabile (Amir *et al.*, 2005). Questo bio-trattamento può essere applicato a matrici contaminate da composti organici biodegradabili, quali pentaclorobifenoli, insetticidi, esplosivi, glicole etilenico e idrocarburi policiclici aromatici (Doublet *et al.* 2011, Bentham e McClure, 2003). Finora non molti esperimenti di co-compostaggio sono stati condotti sui sedimenti (Aparna *et al.*, 2008; Gunderson *et al.*, 1997. Amir *et al.*, 2005; Rekha *et al.*, 2005), ma i risultati ottenuti dimostrano la sua efficacia per decontaminarli e arricchirli di nutrienti. Il co-compostaggio presenta molteplici vantaggi rispetto al fitorimedio: si svolge in tempi più brevi (6-12 mesi) e può essere condotto in preesistenti infrastrutture di trattamento dei rifiuti organici urbani. Inoltre, ha la potenzialità di creare substrati con caratteristiche chimico-fisiche diversificate in base alla destinazione d'uso del prodotto, come substrati leggeri per l'allevamento in contenitore, ammendanti per rimpiazzare la perdita di suolo in pieno campo, suoli artificiali per opere di ripristino ambientale o vegetazione di aree urbane. Ciò è possibile andando a scegliere e miscelare opportunamente i materiali di partenza.

Il presente articolo riporta i risultati preliminari di un esperimento, ancora in corso, che si pone lo scopo di convertire sedimenti di dragaggio in substrati privi di torba, tramite co-compostaggio con scarti di potatura. Per valutare l'effettiva potenzialità del co-compostaggio come tecnologia per la creazione di diverse tipologie di substrato, abbiamo confrontato i cambiamenti delle proprietà fisiche, chimiche e tossicologiche di sedimenti miscelati in diversi rapporti con scarti di potatura.

Materiali e metodi

I sedimenti oggetto di studio sono stati dragati in marzo 2014 dal canale commerciale di Navicelli (Pisa, Italia). Questi avevano una tessitura limosa, pH 8, TN 0.2%, OC 1.7%, IC 0.2%, attività deidrogenasica 0.25 $\mu\text{gINTF/gss}\cdot\text{h}$. L'analisi del contenuto in metalli pesanti aveva individuato una leggera contaminazione da berillio (2.23 mg/kg), mentre il test di cessione rilevava un contenuto di IPA totali superiore ai limiti di legge (tab. 1). Per questo motivo, la concentrazione di 18 IPA, di cui 9 normati (D.lgs 152/2006 e s.m.i., allegato 5, parte quarta), è stata considerata come indicatore dell'efficienza di decontaminazione del trattamento. Come componente organica da miscelare ai sedimenti, sono stati utilizzati scarti di potatura sfibrati provenienti dal verde urbano dell'area fiorentina, cortesemente forniti da Quadrifoglio s.p.a.. Compostatori di 0.196m³ di volume, sono stati costruiti con rete metallica e tessuto non tessuto, in modo da garantire l'areazione del materiale senza input di energia e gas.

I trattamenti messi a confronto erano:

- Tr1:1: miscela di sedimenti e scarti di potatura in rapporto 1:1 w/w;
- Tr3: 1: miscela di sedimenti e scarti di potatura in rapporto 3:1 w/w;

Tab. 1 - Concentrazione di IPA totali e dei metalli pesanti nei sedimenti appena dragati rispetto ai relativi limiti di legge. (Tr1:1 = sedimenti e scarti di potatura 1:1 in peso; Tr3:1 = sedimenti e scarti di potatura 3:1 in peso; PR = controllo di soli scarti di potatura; SED = controllo di soli sedimenti)

Tab. 1 - Total PAH and heavy metal concentration in just dredged sediments and comparison with law limits. (Tr1:1 = sediment and pruning residues 1:1 w/w; Tr3:1 = sediment and pruning residues 3:3 w/w; PR = only pruning residues control; SED = only sediment control)

Test di cessione	Sedimenti	Limiti di legge (DM 05.02.98)
PCB mg/kg SS	0.005	0.01
IPA mg/kg SS	1.36	1
Metalli pesanti mg/kg	Sedimenti	Limiti di legge (D.Lgs. 152/2006)
Zn	142	150
Cr	107	150
Cd	0.32	2
V	64.9	90
Co	<0.5	20
Sb	1.01	10
As	<0.1	20
Be	2.23	2
Cu	66.6	120
Ni	58.2	120
Pb	30.8	100

- SED: solo sedimento (controllo 1, per verificare l'autonoma evoluzione dei sedimenti);
- PR: solo scarti di potatura (controllo 2, per verificare la bontà delle condizioni sperimentali).

Ogni trattamento era triplicato, per 12 compostatori totali, disposti in modo completamente randomizzato.

Il trattamento, iniziato nel giugno 2014, aveva una durata inizialmente prevista di 12 mesi, in dipendenza dai tempi di maturazione necessari. Dall'inizio del processo è stata monitorata la temperatura, sono stati raccolti campioni solidi e di percolato, estratto tramite Rhizon MOM (Rhizosphere Research Products B.V.). Sul percolato sono stati analizzati: pH e conducibilità ed è prevista la determinazione del contenuto di contaminanti organici ed inorganici. Sulla fase solida sono stati analizzati carbonio totale, organico ed inorganico, azoto, metalli pesanti, idrocarburi, sostanze umiche, DNA ed RNA (DGGE). E' stato inoltre eseguito il test eco-tossicologico BioTox™ Flesh Test (Aboatox Oy, Turku, Finland) sia sui campioni solidi che di percolato. Il contenuto di C e N è stato determinato secondo la norma ISO 10694 (Supplemento Ordinario della G.U. n. 248, Metodo Ufficiale VII.1), tramite analizzatore elementare CHN-S Flash E1112 (ThermoFinnigan). Gli IPA sono stati analizzati mediante gas-cromatografia seguita da spettrometria di massa (GC-MS), in seguito ad estrazione dei campioni liofilizzati in soluzione acetone:esano 1:1v/v e purificazione in colonna cromatografica. Carbonio organico estraibile totale, acidi umici ed acidi fulvici sono stati estratti in soluzione di pirofosfato alcalino, in accordo con il Metodo Ufficiale n° VIII.1 (S. O. G.U. n° 248 del 21.10.1999). Gli estratti sono stati quantificati spettrofotometricamente (590nm), dopo digestione con dicromato di potassio 2N (Sims and Haby, 1971). Inoltre, è prevista l'analisi della concentrazione dei metalli pesanti e l'estrazione di DNA ed RNA per l'analisi della comunità microbica tramite PCR-DGGE. Al termine del trattamento, i materiali ottenuti saranno caratterizzati dal punto di vista chimico, fisico (porosità, ritenzione idrica) ed ecotossicologico. Saranno inoltre valutati parametri microbiologici di interesse igienico-sanitario. I substrati ottenuti, infine, saranno utilizzati, in una successiva sperimentazione, come substrati di crescita per piante ornamentali in ambiente urbano.

Risultati e discussione

La temperatura massima raggiunta è di circa 35°C (Tr1:1 e PR) (fig. 1) il che indica che processo in corso è un compostaggio a freddo in cui nessun trattamento ha raggiunto una vera e propria fase termofila.

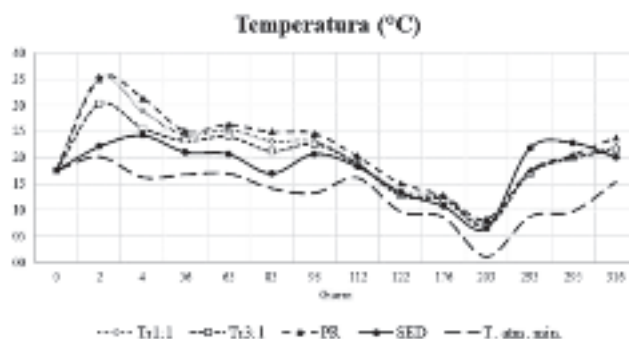


Fig. 1 - Andamento della temperatura media per trattamento rispetto alla temperatura minima ambientale. (Tr1:1 = sedimenti e scarti di potatura 1:1 in peso; Tr3:1 = sedimenti e scarti di potatura 3:1 in peso; PR = controllo di soli scarti di potatura; SED = controllo di soli sedimenti).

Fig. 1 - Mean-for-treatment temperature trend, compared with atmospheric minimum temperature. (Tr1:1 = sediment and pruning residues 1:1 w/w; Tr3:1 = sediment and pruning residues 3:3 w/w; PR = only pruning residues control; SED = only sediment control).

Ciò può essere spiegato dal limitato volume della massa in compostaggio, inferiore al volume minimo consigliato (1 m³) per consentire la conservazione e l'accumulo di calore (CalRecovery, Inc., 2005). La reazione del percolato è aumentata in tutti i trattamenti fino a stabilizzarsi intorno a pH 8 (fig. 2) il che può costituire un fattore critico per il substrato prodotto in quanto, dopo 9 mesi di processo, il pH supera in tutte le tesi i valori consigliati per un buon substrato di crescita fuori suolo (5.3-6.5 secondo Abad *et al.*, 2001). La conducibilità del percolato (fig. 3), inizialmente superiore a 20 mS/cm in tutti i trattamenti contenenti sedimenti, è scesa fino a valori compresi fra 0.8mS/cm (PR) e 3.8 mS/cm (SED) presumibilmente per l'effetto di dilavamento operato dalle piogge; la conducibilità di Tr1:1 e PR (1.3 e 0.8 mS/cm, rispettivamente) è compresa nell'intervallo ottimale per un produttivo terreno agronomico (0,5 -1.3mS/cm secon-

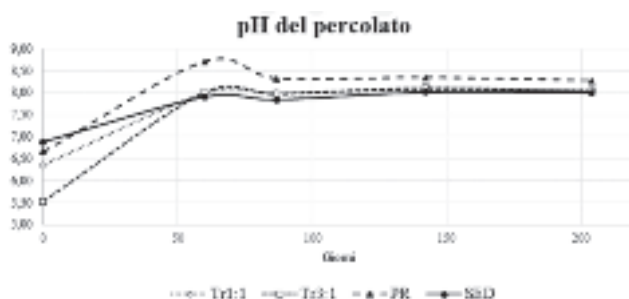


Fig. 2 - Andamento del pH del percolato. (Tr1:1 = sedimenti e scarti di potatura 1:1 in peso; Tr3:1 = sedimenti e scarti di potatura 3:1 in peso; PR = controllo di soli scarti di potatura; SED = controllo di soli sedimenti).

Fig. 2 - pH trend of leachate. (Tr1:1 = sediment and pruning residues 1:1 w/w; Tr3:1 = sediment and pruning residues 3:3 w/w; PR = only pruning residues control; SED = only sediment control)

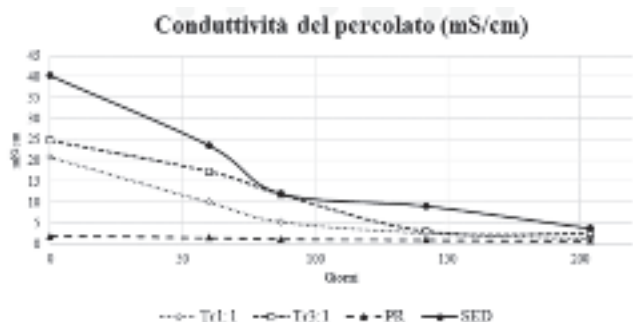


Fig. 3 - Andamento della conduttività del percolato. (Tr1:1 = sedimenti e scarti di potatura 1:1 in peso; Tr3:1 = sedimenti e scarti di potatura 3:1 in peso; PR = controllo di soli scarti di potatura; SED = controllo di soli sedimenti).

Fig. 3 - Leachate conductivity trend. (Tr1:1 = sediment and pruning residues 1:1 w/w; Tr3:1 = sediment and pruning residues 3:3 w/w; PR = only pruning residues control; SED = only sediment control).

do Genevini, 1989); la conducibilità di Tr3:1 e SED è risultata leggermente superiore i valori ideali. I valori di TOC, N e rapporto C/N sono riportati in tabella 2. L'iniziale rapporto C/N di Tr1:1 (30.8) era quello ottimale per un efficiente processo di compostaggio (Choi, 1999; Poincelot, 1974); comunque accettabile anche in Tr3:1, in cui il rapporto iniziale era di circa 22. L'iniziale rapporto C/N di PR è certamente troppo elevato, a causa di un eccesso di materiale ligneo, mentre è evidente la carenza di sostanza organica in SED, in cui il rapporto C/N ha inizialmente un valore medio di 11 (tab. 2). Il carbonio organico totale si è

Tab. 2 - Contenuto in carbonio e azoto. (Tr1:1 = sedimenti e scarti di potatura 1:1 in peso; Tr3:1 = sedimenti e scarti di potatura 3:1 in peso; PR = controllo di soli scarti di potatura; SED = controllo di soli sedimenti).

Tab. 2 - Carbon and nitrogen content. (Tr1:1 = sediment and pruning residues 1:1 w/w; Tr3:1 = sediment and pruning residues 3:3 w/w; PR = only pruning residues control; SED = only sediment control).

TOC %	Giugno	Settembre	Dicembre
Tr1:1	21,6	17,3	13,3
Tr3:1	7,4	4,7	3,7
PR	42,1	39,4	31,6
SED	1,8	1,5	1,7
N %	Giugno	Settembre	Dicembre
Tr1:1	0,5	0,8	0,5
Tr3:1	0,3	0,3	0,3
PR	0,9	1,2	1,1
SED	0,2	0,2	0,2
C/N	Giugno	Settembre	Dicembre
Tr1:1	30,7	26,6	27,5
Tr3:1	22,4	16,9	14,3
PR	45,6	34,8	30,8
SED	11,3	9,2	10,4

ridotto in tutti i trattamenti durante i primi 6 mesi di processo: Tr3:1 e SED hanno raggiunto concentrazioni inferiori rispetto al minimo raccomandato dal Dlgs 75/2010 (Min OC: 4% p.s.) per quanto riguarda i substrati colturali misti, mentre Tr1:1 e PR si sono mantenuti al di sopra del suddetto limite. La concentrazione di azoto totale rimane pressoché costante in tutti i trattamenti durante i primi 6 mesi di compostaggio. Inoltre, i dati mostrano che la miscelazione con residui di potatura ha determinato un importante apporto di azoto nei sedimenti. La quantificazione degli IPA finora analizzati non mostra alcuna contaminazione in PR (allegato 5, parte IV, del Dlgs 152/2006, colonna A), mentre evidenzia contaminazione iniziale da benzopirene, indenopirene e benzoperilene in tutti i trattamenti contenenti sedimenti; dopo 6 mesi di trattamento la concentrazione di indenopirene in Tr1:1 si è ridotta sotto il limite di legge, mentre Tr3:1 e SED risultano ancora inquinati da tutti e tre gli idrocarburi (fig. 4). Nonostante persista una certa contaminazione in Tr1:1 e Tr3:1 dopo 6 mesi di trattamento, la significativa riduzione degli IPA totali registrata nelle due miscele lascia sperare in un efficace decontaminazione entro la fine del processo: la concentrazione di IPA totali è rimasta pressoché costante in SED, si è ridotta del 26,2% in Tr3:1 e del 56,8% in Tr1:1 (fig. 4); questo dimostra la necessità e l'efficacia del co-compo-

IPA	SED			Tr3:1			Tr1:1			PR			Limite legge (Dlgs 152/2006)
	0	2	6	0	2	6	0	2	6	0	2	6	
Benzo(a)pirene	0,03	0,04	0,06	0,41	0,1	0,24	0,1	0,22	0,25	0,01	0,05	0,06	0
Benzo(b)fluorantene	0,41	0,22	0,09	0,3	0,19	0,15	0,4	0,31	0,11	0,02	0,06	0,02	0,5
Chinole	0,11	0,15	0,22	0,17	0,19	0,1	0,7	0,1	0,06	0,07	0,06	0,07	1
Benzo(k)fluorantene	0,31	0,15	0,1	0,21	0,22	0,18	0,31	0,19	0,19	0,03	0,05	0,03	0,5
Benzo(a)fluorantene	0,17	0,16	0,16	0,24	0,26	0,27	0,21	0,1	0,16	0,07	0,05	0,07	0,1
Benzo(a)pirene	0,3	0,5	0,52	0,31	0,11	0,17	0,59	0,46	0,12	0,01	0,02	0,02	0,1
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	0,19	0,16	0,19	0,36	0,19	0,14	0,19	0,15	0,07	0,07	0,05	0,07	0,1
Benzo(a,h,i)perilene	0,05	0,06	0,06	0,05	0,07	0,04	0,05	0,02	0,04	0,02	0,02	0,02	0,1
Benzo(a,h)perilene	0,04	0,5	0,16	0,2	0,15	0,19	0,25	0,17	0,13	0,01	0,04	0,01	0,1

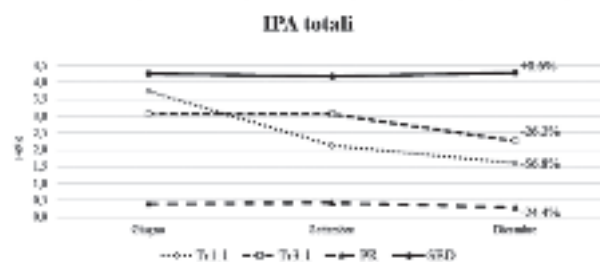


Fig. 4 - Concentrazione di IPA, confronto con le concentrazioni soglia di contaminazione per l'ambiente urbano, come indicate nel D.lgs 152/2006. Grafico: andamento degli IPA totali e relative percentuali di riduzione in 6 mesi di trattamento. (Tr1:1 = sedimenti e scarti di potatura 1:1 in peso; Tr3:1 = sedimenti e scarti di potatura 3:1 in peso; PR = controllo di soli scarti di potatura; SED = controllo di soli sedimenti).

Fig. 4 - PAHs concentration and comparison with the contamination threshold in urban environment, as indicated in Legislative Decree 152/2006. Graph.: reduction percentage of total PAH. (Tr1:1 = sediment and pruning residues 1:1 w/w; Tr3:1 = sediment and pruning residues 3:3 w/w; PR = only pruning residues control; SED = only sediment control).

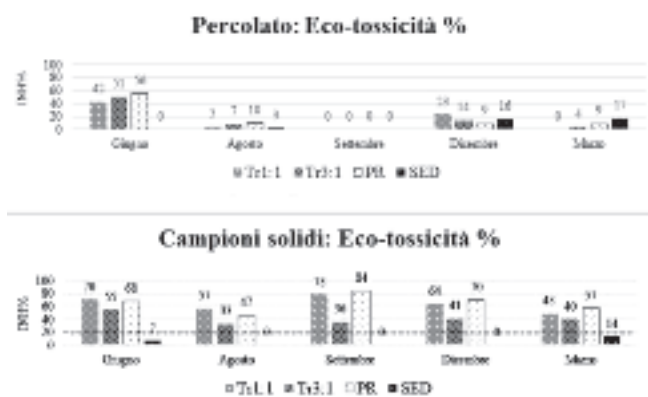


Fig. 5 - Inibizione percentuale della bioluminescenza del batterio *Vibrio fischeri* determinata da percolato e campioni solidi; INH% > 20% indica tossicità. (Tr1:1 = sedimenti e scarti di potatura 1:1 in peso; Tr3:1 = sedimenti e scarti di potatura 3:1 in peso; PR = controllo di soli scarti di potatura; SED = controllo di soli sedimenti).

Fig. 5 - Inhibition percentage of *Vibrio fischeri*'s bioluminescence determined by leachate and solid samples; INH% > 20% indicates toxicity. (Tr1:1 = sediment and pruning residues 1:1 w/w; Tr3:1 = sediment and pruning residues 3:3 w/w; PR = only pruning residues control; SED = only sediment control).

staggio al fine della decontaminazione dei sedimenti e individua nel rapporto di miscelazione 1:1 la migliore soluzione per una più rapida bonifica. L'analisi dei contaminanti organici è in disaccordo con l'inaspettato risultato del test BioTox, che ha indicato tossicità in tutti i campioni contenenti scarti di potatura (PR, Tr1: 1 e Tr3: 1) e non-tossicità nei soli sedimenti (fig. 5). Questo risultato merita ulteriore approfondimento poiché il BioTox è un test aspecifico, la cui risposta positiva può dipendere sia dalla presenza di inquinanti sia dalla produzione di metaboliti secondari durante la decomposizione della sostanza organica. L'analisi di altri agenti inquinanti (metalli pesanti, PCB) potrà individuare la causa della tossicità degli scarti di potatura e ulteriori test eco-tossicologici valuteranno l'adeguatezza del BioTox test per l'analisi di questo tipo di matrici.

Conclusioni

Il co-compostaggio è stato proposto come tecnica di recupero alternativa al fitorimediazione in quanto richiede periodi di trattamento più brevi, minori input in termini di lavoro, acqua e materie prime da utilizzare, e ha la potenzialità, non solo di decontaminare il sedimento, ma anche di migliorare le sue caratteristiche fisiche in modo più marcato rispetto al trattamento mediante piante. Le analisi svolte finora dimostrano che il co-compostaggio è una tecnologia efficace nel miglioramento delle caratteristiche fisiche del sedimento: in particolare, la miscela 1:1 w/w sedimento-scarto di potatura presenta l'ideale rapporto iniziale

C/N e le migliori performances in termini di degradazione degli IPA, con una riduzione di oltre il 56% in soli 6 mesi di trattamento. Il co-compostaggio, quindi, si dimostra essere una buona tecnica di decontaminazione da inquinanti organici anche quando non raggiunge una vera e propria fase termofila. Risultati analoghi sono stati ottenuti da Bentham e McClure (2003) e da Ling e Isa (2006). E' ragionevole affermare che l'ampliamento della scala di processo a dimensioni reali (co-compostaggio in pile di 3-15m³), consentirebbe di raggiungere picchi di temperature molto superiori a quelle sperimentali, abbreviando i tempi di trattamento ed incrementando l'efficienza di degradazione dei contaminanti organici. Le analisi future o in corso – sostanze umiche, inquinanti inorganici, DNA ed RNA, ritenzione idrica e porosità – consentiranno di aver un quadro completo dell'evoluzione dei vari parametri nel corso del processo e dell'efficienza del trattamento per i fini preposti.

Riassunto

Il presente articolo riporta i primi risultati del co-compostaggio di sedimenti e scarti di potatura per la produzione di substrati di crescita *peat-free*. Il fine ultimo della sperimentazione è la realizzazione di substrati colturali per il vivaismo o suoli artificiali e per la rivegetazione di aree urbane e/o degradate mediante un bio-trattamento a basso costo e basso impatto che impiega "rifiuti" come materie prime. I primi risultati indicano che questa tecnologia migliora le proprietà chimiche del sedimento e degrada gli eventuali inquinanti organici. Il co-compostaggio tra sedimenti e scarti verdi appare una possibile tecnologia per la produzione di substrati *peat-free*.

Parole chiave: fanghi di dragaggio, biorisanamento, substrati di coltivazione, alternative alla torba

Bibliografia

- ABAD M., NOGUERA P., BURES S., 2001. *National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain*. *Bioresource Technology*, 77 (2): 197–200.
- ALTMANN M., 2008. *Socio-economic Impact of the Peat and Growing Media Industry on Horticulture in the EU*. Report for EPAGMA by Co Concept, Luxembourg, 119 pp. + apps. Online at: http://coconcept.lu/fileadmin/Downloads/Socio_Economic_Study1.pdf, accessed 27 Feb 2014.
- AMIR S., HAFIDI M., MERLINA G., HAMDI H., REVEL J. C., 2005. *Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge*. *Chemosphere*, 58: 449–458.
- APARNA C., SARITHA P., HIMABINDU V., ANJANEYULU Y., 2008. *Techniques for the evaluation of maturity for composts of industrially contaminated lake sediments*. *Waste Management* 28 (10): 1773–1784.

- BENTHAM R., MCCLURE N., 2003. *A Novel Laboratory Microcosm for Composting Of Pentachlorophenol Contaminated Soil*. *Compost Science & Utilization*, 11(4): 311-320.
- CALRECOVERY, INC., 2005. *Solid waste management*. Report to Division of Technology, Industry, and Economics, International Environmental Technology Centre, UNEP, Japan, Vols. 1, Part 2. <www.unep.or.jp/ietc/Publications/spc/Solid_Waste_Management/index.asp>, accessed 13/08/07.
- CHOI K., 1999. *Optimal operating parameters in the composting of swine manure with wastepaper*. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 34 (6): 975-987.
- DONI S., MACCI C., PERUZZI E., IANNELLI R., CECCANTI B., MASCIANDARO G., 2013. *Decontamination and functional reclamation of dredged brackish sediments*. *Biodegradation*, 24 (4): 499-512.
- DOUBLET J., FRANCOU C., POITRENAUD M., HOUOT S., 2011. *Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability*. *Bioresource Technology*, 102 (2):1298-307.
- GENEVINI P.L., 1989. La valutazione della fertilità. In: P. Sequi, *Fondamenti di chimica del suolo*, Patron editore (Bologna): 485-512.
- GUNDERSON C.A., KOSTUK J.M., GIBBS M.H., NAPOLITANO G.E., WICKER L.F., RICHMOND J.E., STEWART A.J., 1997. *Multi-species toxicity assessment of compost produced in bioremediation of an explosives-contaminated sediment*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (12): 2529-2537.
- KRAUSE P.R., MCDONNELL K.A., 2000. *The beneficial reuse of dredged material for upland disposal*. Project Report HLA 48881, Harding-Lawson Associates, Novato CA.
- LING C.C., ISA M.H., 2006. *Bioremediation of oil sludge contaminated soil by co-composting with sewage sludge*. *Journal of Scientific and Industrial Research*, 65 (4): 364-369.
- MASCIANDARO G., DI BIASE A., MACCI C., PERUZZI E., IANNELLI R., DONI S., 2014. *Phytoremediation of dredged marine sediment: monitoring of chemical and biochemical processes contributing to sediment reclamation*. *Journal of Environmental Management*, 134: 166-174
- POINCELOT R.P., 1974. *A scientific examination of the principles and practice of composting*. *Compost Science*, 15 (3): 24-31.
- REKHA P., SUMAN RAJ D.S., APARNA C., HIMA BINDU V., AMJANEYULU Y., 2005. *Bioremediation of contaminated lake sediments and evaluation of maturity indices as indicators of compost stability*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2 (2): 251-62.
- SIMS J.R., HABY V.A., 1971. *Simplified colorimetric determination of soil organic matter*. *Soil Science*, 112: 137-141.